InBUy database of Invasive and Alien Species (IAS) in Uruguay: a useful tool to confront this threat to biodiversity

Silvana Masciadri[1,2], Ernesto Brugnoli[1] & Pablo Muniz[1]

[1]Oceanología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República,
Iguá, 4225, CP 11400, Montevideo, Uruguay
[2]Corresponding author: Silvana Masciadri, e-mail: chivi@fcien.edu.uy

MASCIADRI, S., BRUGNOLI, E. & MUNIZ, P. **InBUy Database of Invasive and Alien Species (IAS) in Uruguay: a useful tool to confront this threat to biodiversity**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03910042010.

Abstract: In Uruguay, as well as in other regions of the world, IAS cause negative impacts on natural and managed ecosystems. The use of databases is a helpful tool to elaborate different strategies for prevention and control, and to develop policies and scientific analyses related to IAS. The database of IAS in Uruguay (InBUy) was developed during two time periods (2006-2007 and 2009-2010). It currently contains information on 33 specialists of different taxonomic groups, 14 research projects, 185 references, 351 species and 4,715 records, with vascular plants having both the highest number of species and records. Among vascular plants, herbaceous life forms are the most strongly represented, followed by trees and shrubs. Within animals, the fishes and mollusks are the most important groups. Analysis of the native distribution areas of IAS showed that most are indigenous from Europe, followed by Asia and Oceania. Data showed that introductions of IAS into Uruguay are mainly intentional (67%), so efforts should be focused on policies and rules in order to control the entrance of exotic organisms and prevent new invasions. The geography of the compiled dataset shows the main impact is along the coastline, where the highest exotic species richness and records occurs, and also the most biological invasions. The InBUy database is up-to-date and has successfully contributed to the creation of an official IAS list for Uruguay and both a National and a Coastal Geographic Information System. It has also been used for developing consciousness about this important threat to biodiversity, at both national and regional scales.
Keywords: *alien species, biological invasions, area of origin, cause of introduction, prevention.*

MASCIADRI, S., BRUGNOLI, E. & MUNIZ, P. **La base de datos de Especies Exóticas e Invasoras (EEI) en Uruguay-InBUy: una herramienta útil para enfrentar esta amenaza sobre la biodiversidad**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/es/abstract?article+bn03910042010.

Resumen: En Uruguay, al igual que en otras partes del mundo, las EEI han causado impactos negativos sobre los sistemas naturales y productivos. El uso de bases de datos a nivel mundial es una herramienta útil para elaborar estrategias de prevención y control, y para desarrollar políticas y análisis científicos en relación a las EEI. La base de datos de EEI en Uruguay (InBUy) fue desarrollada durante dos períodos (2006-2007 y 2009-2010). Actualmente contiene información de 33 especialistas de diferentes grupos taxonómicos, 14 proyectos de investigación, 185 referencias bibliográficas, 351 especies y 4715 registros, donde las plantas vasculares presentan el mayor número de especies y registros. Entre las plantas vasculares, las herbáceas son la forma de vida más representada, seguida por árboles y arbustos. Dentro de los animales, los peces y moluscos son los grupos más importantes. El origen geográfico de las EEI muestra que la mayoría son nativas de Europa, seguido por Asia y Oceanía. Los datos recabados muestran que la introducción de EEI a Uruguay es mayormente intencional (67%), por tanto los esfuerzos deberían ser focalizados en políticas y reglamentaciones para controlar el ingreso de organismos exóticos y prevenir nuevas invasiones biológicas. Por otra parte, los datos muestran un impacto mayor sobre los ambientes costeros, donde fue registrado el mayor número de especies y registros, así como el mayor número de invasiones biológicas. Hasta la fecha, la base de datos InBUy ha contribuido exitosamente en la conformación de una lista oficial de EEI para Uruguay, y en la construcción de un Sistema Geográfico de Información Nacional y Costero. Asimismo, ha contribuido a la concientización a través de políticas de divulgación acerca de esta importante amenaza sobre la conservación de la biodiversidad, tanto a escala nacional como regional.
Palabras-clave: *especies exóticas, invasiones biológicas, origen geográfico, causa de introducción, prevención.*

Introduction

Alien species are those distributed into geographical regions where they were not historically present, and are considered as new organisms in the ecosystem (Sax 2001). Invasive and Alien Species (IAS) are those that spread beyond their natural area of distribution to establish populations in new environments and cause, or have the potential to cause, harm (IUCN 2000, Valéry et al. 2008). Globalization and transport of natural resources has made it possible for species to travel through natural barriers and encroach on ecosystems, causing an important increment of the number of IAS around the world (Hulme et al. 2009). Hence, IAS have caused negative impacts on biological diversity, ecosystems, and human health, with ongoing important economic losses both in natural and managed systems (Morton 1997, IUCN 2000, Pimentel et al. 2000, D'Antonio et al. 2001, Matthews et al. 2005).

Biological invasions are considered at present the second most important cause of biodiversity loss in the world. Ecosystem services are not always perceived by human populations as highly important, but they are essential to human life, and IAS have negatively affected them (IUCN 2000). In Uruguay, as well as in other regions of the world, IAS have been introduced either accidentally or intentionally and cause negative impacts not only on natural ecosystems, but also on managed systems (Balero & Gándara 2003, Ríos 2005, 2006, Brugnoli et al. 2006, Nebel & Porcile 2006, Laufer et al. 2007, Lanfranconi et al. 2009).

The use of databases in the world has become a helpful tool to elaborate different strategies on prevention and control and/or to develop policies and scientific analyses related to IAS (APASD 2009, DAISIE 2009, GISD 2009, Hulme et al. 2009, USDA 2009). The information compiled in databases in the areas of taxonomy, ecology, introduction pathways, biogeographical origin and distribution, provide a quick source of information about IAS, to help with their management and control, as well as providing a basis to improve research and knowledge about them (Simpson et al. 2006, I3N-IABIN 2010). The IAS information compiled in databases and made available on line allows the development of prevention plans not only at a national but also at regional or global scales. It also provides useful tools to policy makers for the development of strategies for IAS prevention and risk analyses derived from information compiled in the databases.

For this reason, researchers from the Faculty of Sciences of the University of Uruguay obtained financial support from the Invasives Information Network (I3N) of the Inter-American Biodiversity Information Network (IABIN), to develop a database of IAS in Uruguay (InBUy), during two periods of time (2006-2007 and 2009-2010). Thus, the aim of this paper is to analyze the information collected in the InBUy database and to explore the origin, taxonomy, distribution patterns and causes of introductions of IAS in Uruguay. The information generated has been useful for improving our national IAS strategy, developing management approaches and risk analysis policies, as well as creating research projects, both in national and regional scales.

Material and Methods

1. Study site

According to Cabrera & Willink (1973), Uruguay is included in the Pampas phytogeographic province (32° 30' S and 55° 46' W), a unique grassland ecosystem in South America (Figure 1). Here, the traditional productive systems are cattle/sheep grazing and agricultural crops. However, silviculture has recently been included as another agricultural activity, thus causing an open grassland ecosystem to change to a closed-canopy system with managed forestry, especially in the west, east and northeast of the country (Petraglia & Dell'Acqua 2006). The coastal zone is characterized by estuarine and oceanic ecosystems, with the Río de la Plata Estuary and the Atlantic Ocean to the south and southeast respectively, where there is ca. 715 km of total extension of coastline. The harbour located at Montevideo city is one of the most important of the region and also is identified as a doorway for aquatic IAS (FREPLATA 2004).

2. Data collection

The database of IAS in Uruguay, named InBUy (Brugnoli et al. 2009), was based on a template developed by I3N (IABIN), at the Universidad del Sur (Gekko Group, Bahía Blanca, Argentina), Instituto Horus (Florianópolis, SC, Brazil), and TNC (The Nature Conservancy) during 2003-2005. The I3N database enables data inputs in a standard format (within an Access 2000 platform), enabling information sharing with other countries of the Americas. It

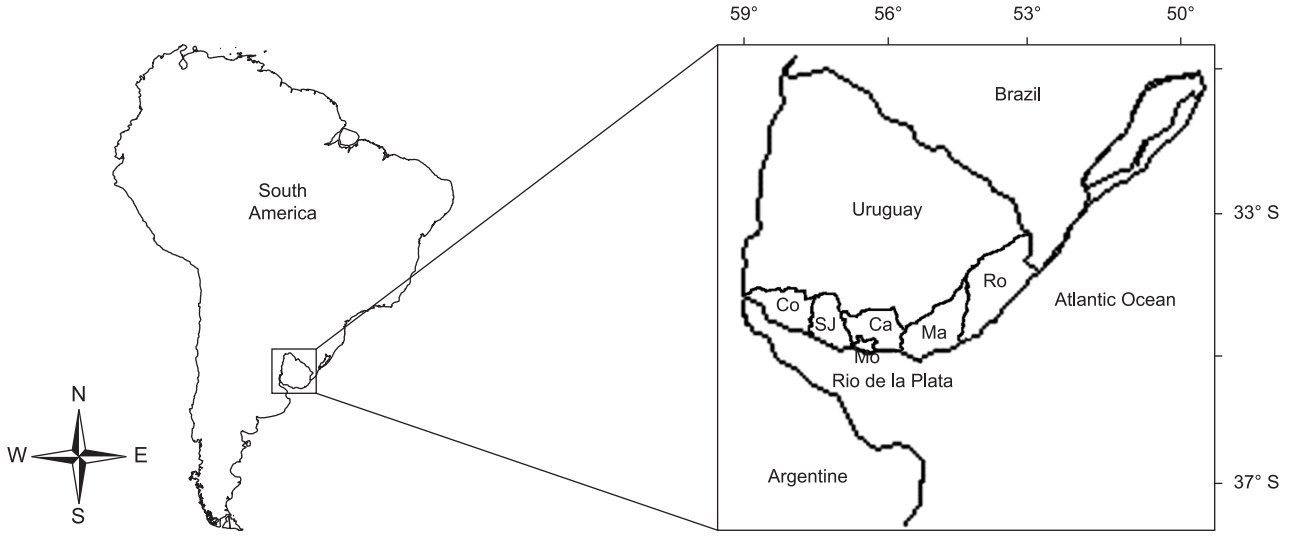


Figure 1. Uruguay's geographic location. Coastal departments are indicated from left to right as Co - Colonia; SJ - San José; Mo - Montevideo, the capital; Ca - Canelones; Ma - Maldonado, and Ro - Rocha.

was adapted with specific controlled vocabulary for the habitats and political subdivisions (departments) of Uruguay. It has 58 items to complete, including taxonomic information, means of introduction, natural distribution, biological and ecological characteristics, type of impacts, control methods, specialists, related projects, references, and occurrences in Uruguay. The information collected consists of published and unpublished data; the latter being supplied by personal communications with specialists, or through academic theses or technical reports. Occurrence data of species are composed of exact records indicated by geographic coordinates, or estimated to the level of departments or cities in the case of species that are widely distributed in the country. The InBUy database at present is located online at http://www.uruguayi3n.iabin.net.

In order to analyze the whole dataset compiled in InBUy about IAS of Uruguay, the output of the complete database was organized by the number of species and records, their life form, natural distribution area at the continental level, taxonomic groups at different levels, and their cause of introduction (accidental or intentional).

Results and Discussion

1. InBUy database

At present InBUy contains information from 33 specialists of different taxonomic groups, 14 research projects, 185 bibliographic references, and 351 species and 4,715 occurrence records. Vascular plants having both the highest number of species (257) and records (3,239), are followed by vertebrates (50 and 265) and Invertebrates (44 and 1,211).

Within vascular plants, herbaceous life forms are highly represented (139), followed by trees (90) and shrubs (19). There are also seven vines or climbers, one palm tree and one succulent. Among the herbaceous plants, Poaceae, Asteraceae and Fabaceae are the three most representative botanical families in InBUy (Figure 2a), being also the most important in the natural prairies of Uruguay (Figure 2b). Also, the number of vascular plant species in InBUy accounts for 11% of the native flora of Uruguay (2,253) (Marchesi 2004). Many of these are forage species, especially referring to Poaceae and Fabaceae, and were introduced to create grazing prairies for livestock. The other most important families are related to therapeutic uses or associated with seed transport. Among trees, Myrtaceae and Pinaceae are the most represented families (Figure 3). These are used in silviculture, which has been promoted as an economic activity on Uruguayan prairies during the last 30 years. In silviculture, *Eucalyptus* and *Pinus* species are the most often planted (Petraglia & Dell'Acqua 2006), although both are invasive in Uruguay and elsewhere in the region (INBIAR 2009, InBUy 2009, Instituto Horus 2009). In fact, diverse threats to the environment, human health and cultural aspects of the Pampas Biome were identified throughout a cooperation workshops among researchers of Argentina, Brazil and Uruguay, all related to landscape changes that silviculture is causing in the region (Guadagnin et al. 2009).

Within introduced animals, fishes are the most represented group, most of them being introduced for ornamental and aquacultural purposes (18 species). Mollusks are the next most important group (Figure 4). The native malacofauna of Uruguay includes 380 marine and estuarine species, 97 freshwater, and 42 terrestrial (Scarabino 2004). There are 17 terrestrial alien mollusk species recorded in InBUy, which represents 40% of the known terrestrial native species (Campos & Calvo 2006). This value contrasts with the aquatic mollusks, where alien species recorded in InBUy are only 0.1% of the native ones. In spite of this great difference, the aquatic alien mollusks *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), *Corbicula fluminea*

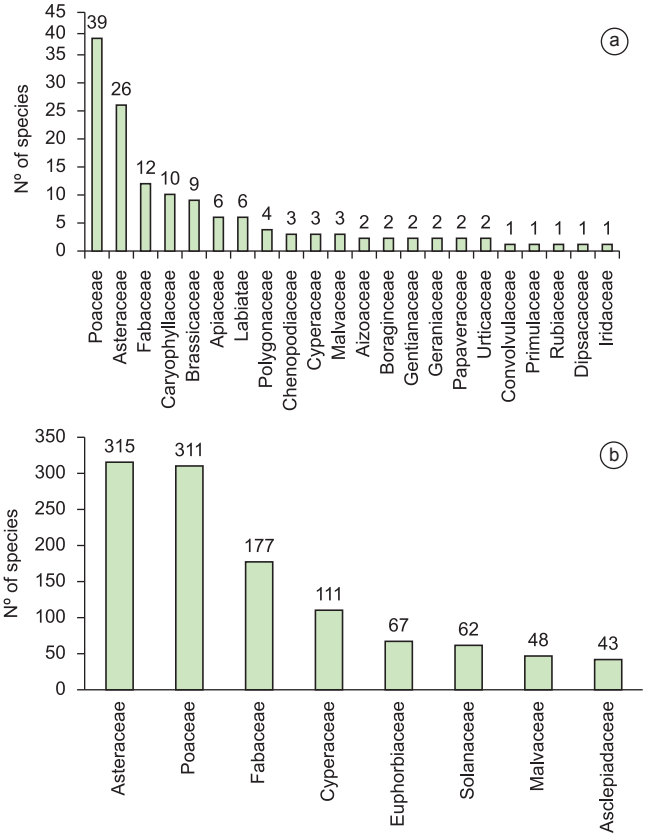


Figure 2. a) Number of herbaceous alien species in InBUy database, grouped by family; b) Number of most important herbaceous native species in Uruguay, grouped by family (modified from Marchesi 2004).

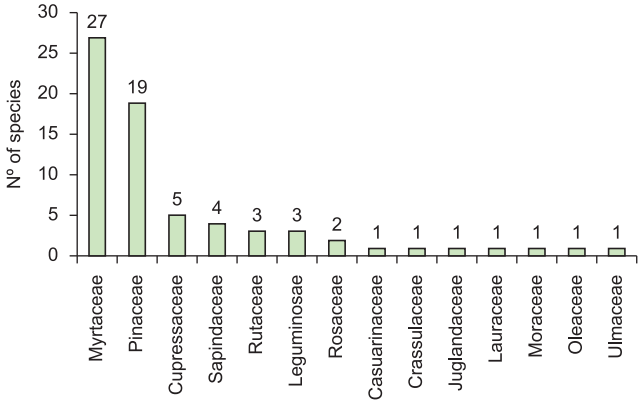


Figure 3. Number of alien trees species, grouped by family, in InBUy database.

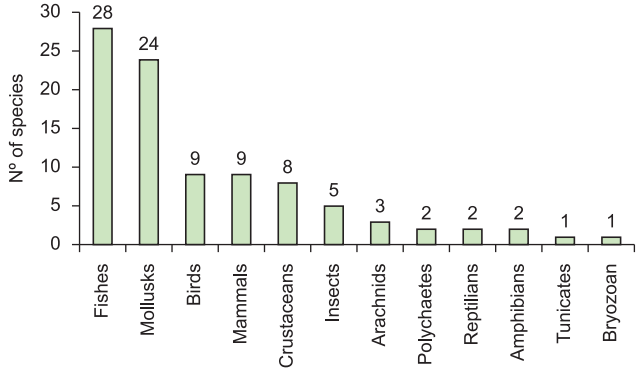


Figure 4. Animals classified by their life form in InBUy database.

(Muller, 1774) and *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) that are present in Uruguay have a significant impact on biodiversity at global, regional and local scales (Scarabino 2004, Brugnoli et al. 2005, Karatayev et al. 2007, Carranza et al. 2009, Lanfranconi et al. 2009).

With regard to tetrapod vertebrates, birds and mammals are the most represented groups in InBUy, with nine species each one (Figure 4). Those values agree with the geographic distribution estimates for exotic mammals and birds between 30-35º latitude by Sax (2001), where for the southern hemisphere 10 birds and 11 mammals were recorded. Tetrapod vertebrate native species include 446 birds, 124 mammals, 66 reptilians and 47 amphibians (Achaval 2009), and their aliens counterparts in InBUy represent 2, 7, 3 and 2% of the native fauna, respectively. Despite the low percentage values, some of these vertebrate species, such as *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758) (Lombardi et al. 2007) or *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Laufer et al. 2007), are very problematic because of their strong direct or indirect negative impacts on biological diversity and managed systems. Also, these species are included in the '100 of the World's Worst Invasive Species' list (ISSG 2004).

2. Origin and cause of introduction

The native distribution of IAS recorded in InBUy, classified by their geographic origin at a continental level, shows that most are indigenous to Europe, followed by Asia and Oceania (Figure 5).

This trend could be associated with commercial and cultural exchanges between the Río de la Plata and Eurasia, related to immigration events to South America (Río de la Plata Basin) since the beginning of the America conquest by Cristobal Colón, 500 years ago, and specifically to Solís, who arrived at the Río de la Plata in 1516. However, the major introductions of herbaceous IAS, the most abundant species life form recorded within InBUy, occurred during the second half of the 1800's, when farmers began cultivating prairies (Campal 1969). Later, the introduction of trees and shrubs started at the end of the 1800's and the beginning of the 1900's, and most were related to landscaping, gardening, and agroforestry (to a lesser extent). In the last 50 years, silvicultural practices have focused on alien species and increased the introduction of *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp., *Salix* spp., and *Populus* spp., among others (Carrión et al. 1990, Petraglia & Dell'Acqua 2006). Also, ornamental and commercial species have increased their introduction rates during this period, as a consequence of globalization and commercialization of gardening and crop species. The first exotic population influx to the Río de la Plata came from Europe, and was established in 1526 (ca. 500 years ago), though most IAS introductions date only from 150 years ago. In contrast, European civilization exists from 5300 BC, and there are database records of introductions of IAS to Europe from 500 years ago (Pyšek et al. 2003). This shows that IAS have been established in the Pampas region for a relatively brief period of time, when compared to Europe.

According to their causes of introduction, about 67% of Uruguayan IAS entered the country intentionally, due to their anticipated economic value as food, medicine, commercialization (mascots, ornamental plants), agriculture (aquaculture, silviculture, forage), soil fixation (dunes, railways) or other ecosystem services (Figure 6). The intentional introduction of alien species for aquaculture is also recent for the country, and dates from 1986 (Brugnoli et al. 2006). Such introductions were encouraged by government agencies during the 1990's, who promoted aquaculture with alien organisms (DINARA 2008). According to FAO, about 40% (1,386) of total new aquatic introductions (3,141) result in a new pest (Perez et al. 2003). Aquatic IAS may produce negative impacts on native biodiversity, alterations in food webs and biological interactions, among others (Perez et al. 2000, 2003). Thus, it is very important to minimize the risks related to aquaculture practices caused by alien species, take into account the likelihood of strong negative biological consequences, and applying an early warning system (McNeely et al. 2001).

On the other hand, vertebrates (mainly fishes and amphibians) are the main taxa introduced for aquaculture (76%). Many of them have been reported in other countries as important threats to biological diversity (*Cyprinus* spp., *Oerochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (ISSG 2004). Current legislation does not require the use of sterile organisms in aquaculture, which means alien species that escape from aquaculture are generally able to freely reproduce in native environments. Nevertheless, recent decrees recommend the use of native species in aquaculture projects, and promote decisions based on scientific knowledge (DINARA 2008). In contrast, 90% of the ornamental fish species introduced in the country present tropical thermal tolerances (DINARA 2008) which restrict their survivability in the temperate aquatic ecosystems of Uruguay. The control and license of alien species introductions seems to be the main opportunity to avoid the entrance of new IAS. In this sense, a risk analysis could be a good tool to indicate which new introductions are undesirable (I3N-IABIN 2010).

About 12% of the alien species in InBUy were introduced accidentally. Aquatic mollusks are the most common group in this category. Many were introduced in ballast water due to increased trade between Asia and Argentina starting in the 1990's (Darrigran

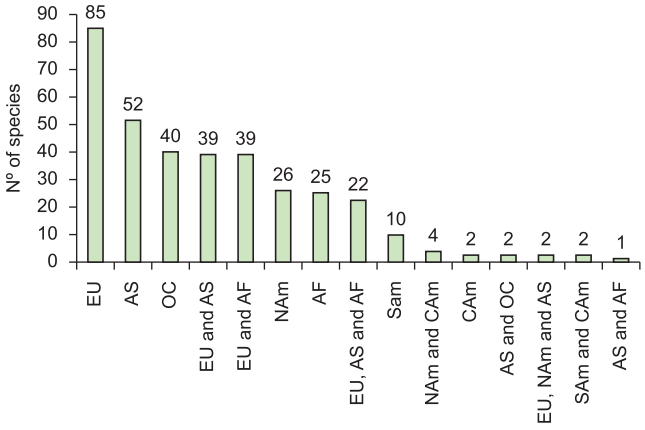


Figure 5. Number of IAS in Uruguay classified according to their geographic origin. Europe- EU; Asia- AS; Oceania- OC; Europe and Africa- EU and AF; Europa and Asia- EU and AS; Africa- AF; Europe, Asia and Africa- EU, AS and AF; North America- NAm; South America- SAm; Central America- CAm; Asia and Africa- AS and AF; Asia and Oceania- AS and OC; and Europe, North America and Asia- EU, NAm and AS.

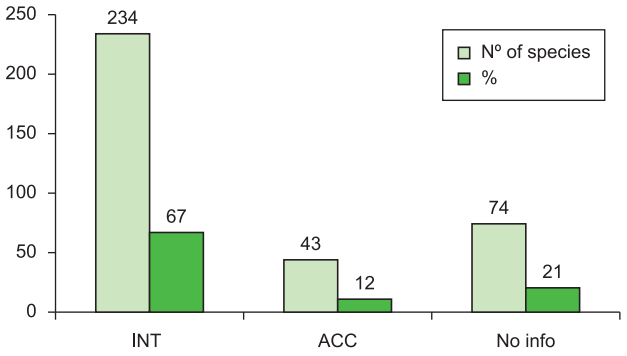


Figure 6. Number of IAS in Uruguay classified according to their type of introduction, expressed as total numbers and percentages. INT - intentional; ACC - accidental; and NO INFO - without confirmed information.

& Pastorino 1995). According to Brugnoli et al. (2006), in Uruguay 12 species of invertebrates were introduced accidentally through ballast water, including *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) and *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). This number is lower than the introductions reported in other countries like Argentina, Brazil, Chile, and the United States. This could be due to little research on the taxonomy and ecology of aquatic IAS, or may be due to a lower intensity of maritime transport (Orensanz et al. 2002).

3. Spatial distribution

Data collected in InBUy show that the highest values of exotic species and records are along the southern coastline, from Colonia department at the southwest on the Río de la Plata and Uruguay Rivers, to Rocha department at the southeast on the Atlantic Ocean (Figure 1). Species and records distributed on the coast represent 96 and 69% of the total dataset, with 338 species and 3,288 records respectively. The capital city, Montevideo, has the highest number of species and records (256 and 1,535 respectively). Canelones shows the second highest values, which is the second largest populated department and is highly agricultural (Table 1). Most alien species inhabit manmade environments and are related to human populations around the world (Sax 2001). This is also true in Uruguay, where more than 70% of the population is distributed throughout the coastline departments (Defeo et al. 2008). However, data collection efforts and accessibility is more intense next to the capital than far from it, so in the northern regions, IAS could be underestimated.

Among species recorded at coastal localities (338), it can be observed that most are terrestrial (301) and only 37 are aquatic-estuarine (Table 2). As in other geographic areas, the database shows that herbaceous vascular plants are the most representative group, followed by trees and shrubs. Fishes and mollusks are also the most abundant group of animals, followed by crustaceans, birds and mammals (Table 2).

IAS vascular plants are one of the main threats to coastal biodiversity (Panario & Gutierrez 2006, Defeo et al. 2008). They have strong effects on dunes, by modifying the natural processes between the sea-continent interface. Dune fixation is promoted by IAS colonization, causing seashore erosion, leading to changes in the native community's structure and homogenized landscapes, which in turn leads to a decrease in habitats available for native flora and fauna. Contrary to exotic vegetation, native coastal plants are of paramount importance since they both build the dunes and grow on them, thereby preserving coastal morphology and playing a fundamental role in limiting beach erosion and the cumulative effect of waves and storms (Chebataroff 1973, Dillenburg et al. 1992, Seeliger 1992, Cordazzo & Seeliger 1995).

These negative impacts caused by IAS on coastal environments affect their quality and their touristic attraction, too. It should be noted that 80% of the gross domestic product of coastal localities comes from summer tourism (Defeo et al. 2008), so economic losses due to IAS deserve special attention. Some of the more problematic IAS trees on coastal environments are eucalyptus, pines and acacias (*Eucalyptus* spp., *Pinus* spp., *Acacia* spp.), or herbs as Bermuda grass (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) or the cape fig (*Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br.) (Panario & Gutierrez 2006, Brugnoli et al. 2009, Ríos et al. 2010). These have changed the native community structure, replacing indigenous species and affecting the whole ecosystem.

Aquatic alien species also were more common at Montevideo, where the harbor is located and considered an entryway for IAS. The other two departments with highest richness values are Canelones and Maldonado, which have aquaculture ventures based on alien species (Laufer et al. 2007, DINARA 2008). Finally, Rocha has the lowest value of aquatic IAS, possibly due to its lower urban and productive development.

Table 1. Number of IAS species and records in InBUy for the 19 departments of Uruguay. The top six departments are all coastal.

Department	Nº of species	Nº of records
Montevideo	256	1535
Canelones	125	458
Maldonado	119	286
Rocha	90	191
Colonia	81	227
San José	73	244
Soriano	70	347
Paysandú	64	187
Lavalleja	56	111
Florida	54	233
Cerro Largo	50	131
Río Negro	48	130
Rivera	46	95
Salto	45	159
Artigas	44	126
Tacuarembó	40	80
Durazno	36	99
Flores	33	94
Treinta y Tres	29	65

Table 2. Number of alien species occurring in coastal departments in InBUy, classified according to their life form and their terrestrial or aquatic-estuarine habitat.

Life form	Nº of species	Terrestrial	Aquatic-Estuarine
Herbaceous	136	136	-
Trees	89	89	-
Fishes	25	-	25
Mollusks	22	17	5
Shrubs	19	19	-
Birds	9	9	-
Mammals	8	8	-
Climbers	7	7	-
Crustaceans	7	3	4
Insects	4	4	-
Arachnids	3	3	-
Amphibians	2	2	-
Algae	1	-	1
Palm trees	1	1	-
Polychaetes	1	1	-
Reptilians	1	1	-
Bryozoan	1	-	1
Succulent	1	1	-
Tunicates	1	-	1
Total	338	301	37

Although there are relatively few aquatic IAS, they are well established and include dangerous invaders such as the golden mussel (*L. fortunei* (Dunker, 1857)) and the rapa whelk (*R.venosa* (Valenciennes, 1846)). These are causing negative impacts on biological diversity, affecting industry by macrofouling, and collapsing fisheries, leading to important economical losses (Brugnoli et al. 2005, Carranza et al. 2009, Lanfranconi et al. 2009). Several projects were

undertaken in the country in relation to these species (Clemente & Brugnoli 2002, Muniz et al. 2005, Brugnoli et al. 2006), evaluating their negative effects on biodiversity (Orensanz et al. 2002, Scarabino 2004, Borthagaray et al. 2006) and addressing their spatial distribution and colonization along the hydrographic basins and coastal zones (Brugnoli et al. 2005, Langone 2005, Lanfranconi et al. 2009).

It is relevant to highlight that 62 of the 64 species recorded as invasive in InBUy (Table 3) are present at least at one locality along the coastal departments. The other two *Cyperus iria* L. (Cyperaceae) and *Pterocarya rehderiana* C.K.Schneid. (Juglandaceae) was registered in Artigas and Lavalleja Departments. Montevideo and Canelones exhibit again the highest invasive species richness values (42 and 48 respectively), but are closely followed by Maldonado and Rocha (35 and 30), and San José and Colonia (22 and 24). Urbanization pressure, tourism activities and agriculture are the principal causes of most biological invasions recorded on the coastline.

4. Final remarks

The latest compiled dataset in InBUy showed the main IAS impact to be along the coastline, by both the presence of most species richness and records, and the more biological invasions recorded. The introduction of IAS in Uruguay has mainly been intentional, so regulations could be put into effect to prevent new invasions. Due to the fact that the costs of negative impacts, control and eradication of IAS can reach millions and billions of dollars (Pimentel et al. 2000), without any doubt prevention policies are the best strategy, with the

Table 3. Invasive species, their respective families, and their life form recorded in at least one locality in the InBuy database.

Species	Family	Life form
Acacia dealbata Link	Fabaceae	tree
Acacia longifolia (Andrews) Willd.	Fabaceae	tree
Acer negundo L.	Aceraceae	tree
Arundo donax L.	Poaceae	cane
Asparagus asparagoides (L.) Druce	Asparagaceae	herb
Asparagus densiflorus (Kunth) Jessop	Asparagaceae	herb
Asparagus plumosus Baker	Asparagaceae	herb
Carpobrotus edulis (L.) N.E. Br.	Aizoaceae	herb
Coleostephus myconis (L.) Cass.	Asteraceae	herb
Corbicula fluminea (Muller, 1774)	Corbiculidae	mollusk
Cotoneaster franchetii Bois	Rosaceae	tree-shrub
Cotoneaster pannosus Franch.	Rosaceae	tree-shrub
Cotoneaster salicifolia Franch.	Rosaceae	tree-shrub
Crassula multicava Lemaire	Crassulaceae	herb
Cynodon dactylon (L.) Pers.	Poaceae	herb
Cyperus esculentus L.	Cyperaceae	herb
Cyperus iria L.	Cyperaceae	herb
Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	fish
Cyprinus carpius var. *specularis* (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	fish
Cytisus monspessulanus L.	Fabaceae	shrub
Eragrostis plana Nees	Poaceae	herb
Eucalyptus globulus Labill.	Myrtaceae	tree
Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923)	Serpulidae	polychaeta
Fraxinus americana L.	Oleaceae	tree
Fraxinus lanceolata Borkh.	Oleaceae	tree
Gleditsia triacanthos L.	Fabaceae	tree
Hedera helix L.	Araliaceae	climb
Helenium amarum (Raf.) H. Rock	Asteraceae	herb
Iris pseudacorus L.	Iridaceae	herb
Laurus nobilis L.	Lauraceae	tree
Ligia exotica (Roux, 1828)	Ligiidae	crustacean
Ligustrum lucidum W.T. Aiton	Oleaceae	tree
Ligustrum sinense Lour.	Oleaceae	tree-shrub
Limnoperna fortunei (Dunker, 1857)	Mytilidae	mollusk
Lonicera japonica Thunb. ex Murray	Caprifoliaceae	climb
Melia azedarach L.	Meliaceae	tree
Membraniporopsis tubigera (Osburn, 1940)	Flustridae	bryozoan
Morus alba L.	Moraceae	tree
Mus musculus (Linneaus, 1758)	Muridae	mammal
Myoporum laetum G. Forst.	Myoporaceae	tree-shrub

Table 3. Continued...

Species	Family	Life form
Neomysis americana (Smith, 1873)	Mysidae	crustacean
Picris echioides L.	Asteraceae	herb
Pinus elliottii Engelm.	Pinaceae	tree
Pinus pinaster Ait.	Pinaceae	tree
Pittosporum undulatum Vent.	Pittosporaceae	shrub
Populus alba L.	Salicaceae	tree
Pterocarya redheriana C.K.Schneid.	Juglandaceae	tree
Pyracantha coccinea M. Roem	Rosaceae	shrub
Rapana venosa (Valenciennes, 1846)	Muricidae	mollusk
Rapistrum rugosum (L.) All.	Brassicaceae	herb
Rattus norvergicus (Berkenhout, 1769)	Muridae	mammal
Rattus rattus (Linnaeus, 1758)	Muridae	mammal
Ricinus communis L.	Euphorbiaceae	shrub
Rubus fruticosus L.	Rosaceae	shrub
Rubus ulmifolius Schott	Rosaceae	shrub
Senecio vulgaris L.	Asteraceae	herb
Silene gallica L.	Caryophyllaceae	herb
Sorghum halepense (L.) Pers.	Poaceae	herb
Spartium junceum L.	Fabaceae	shrub
Styela plicata (Lesueur, 1823)	Styelidae	tunicate
Sus scrofa (Linnaeus, 1758)	Suidae	mammal
Tamarix gallica L.	Tamaricaceae	tree
Ulex europaeus L.	Fabaceae	shrub
Ulmus minor Mill.	Ulmaceae	tree

lowest economic and environmental cost and risk (Hulme et al. 2009). Some methodologies have been developed to assess the risk and to prevent new introductions of alien species, through an early warning system (McNeely et al. 2001). In this sense, InBUy could be used as a solid baseline of information to address this challenge.

Although the eradication of IAS is very difficult and expensive, it is possible and also necessary to do it, and the more rapid response constitutes the best success to achieve the best results. This is the situation in the coastal departments of Uruguay, where economic losses related to IAS could directly affect the economic benefits received, and it is sorely needed in order to reduce the negative impacts on coastal ecosystems. Even so, natural systems are complex, therefore, control methods must be based on scientific knowledge, supervised, and monitored. In most cases, restoration of affected areas is also necessary. This first database of IAS for Uruguay, InBUy, aims to contribute the baseline information required to face this problem, not only at local or national levels but also at a regional level, to develop national and regional policies and help in government and management decision-making. These are also the main objectives of I3N-IABIN (Simpson et al. 2006).

Moreover, information about IAS in Uruguay that is organized in a database will enable a rapid response to face this problem. The database has been used by a National IAS Committee, which was first established in 2007 and it is coordinated by the National Environmental Agency (DINAMA). The committee consists of specialists from different government agencies, agriculture research institutes, and universities. Their objective is to create a national strategy to strengthen the national policies related to IAS prevention, detection, and control. Moreover, InBUy has been used by the Coastal Environmental Information System and by the ECOPLATA Program (DINAMA), a project to support the integrated coastal zone management in Uruguay. As an up-to-date resource, the InBUy database has successfully contributed to an agreed IAS list for Uruguay, and to both National and Coastal Geographic Information Systems. It has also contributed to an increased conscientiousness about the problem through divulgation policies about this important issue, in order to collaborate with the biodiversity conservation community within the country and in the region, too.

Acknowledgments

We thank all the Uruguayan specialists for their contribution of quality data that generated the InBUy database, and those in charge of the herbaria MVJB and MVFA, for the permission to access and check information in those collections. We especially thank I3N-IABIN and EcoPlata for financial support, Demetrio Guadagnin, Sergio Zalba, Carlos Fonseca and the rest of the tri-national team of PROSUL (CNPq) for encouraging this paper, Andrea Grosse for her comments on the manuscript, Felipe García-Rodríguez and Annie Simpson for the English review and some useful remarks, and the anonymous reviewers who improve the manuscript with their comments.

References

ACHAVAL, F. 2009. Lista de los vertebrados del Uruguay. Zoología de Vertebrados. Facultad de Ciencias. http://zvert.fcien.edu.uy. (Accessed 8 Jul 2009).

APASED. 2009. National Institute for Agro-Environmental Sciences. http://apasd-niaes.dc.affrc.go.jp/list/menu.php. Accessed 6 Jul 2009.

BALERO, R. & GÁNDARA J.M. 2003. Respuesta de *Ulex europaeus* L. a la quema controlada. Tesis 3163. Facultad de Agronomía, Montevideo. 60 p.

BORTHAGARAY, A., CLEMENTE, J., BOCCARDI, L., BRUGNOLI, E. & MUNIZ, P. 2006. Impacto potencial de invasión de *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta: Serpulidae) en la Laguna de Rocha, Uruguay. Pan-American Journal of Aquatic Science 1(1): 57-65.

BRUGNOLI, E., CLEMENTE, J., BOCCARDI, L., BORTHAGARAY, A., & SCARABINO F. 2005. Update and prediction of golden mussel (*Limnoperna fortunei*): distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. Anais da Academia Brasileira de Ciências 77(2): 235-244.

BRUGNOLI, E., CLEMENTE, J., RIESTRA, G., BOCCARDI, L. & BORTHAGARAY, A. 2006. Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. In: Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya (R. Menafra, L. Rodríguez, F. Scarabino & D. Conde, ed.). Graphis, Montevideo, p. 351-362

BRUGNOLI, E., MASCIADRI, S. & MUNIZ, P. 2009. Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. ECOPLATA, Montevideo.

CABRERA, A.L. & WILLINK. A. 1973. Biogeografía de América Latina. Organización de Estados Americanos, Washington, US. Serie Biología, n.13.

CAMPAL, E.F. 1969. La Pradera. Nuestra Tierra 28:1-60.

CAMPOS, J. & CALVO, A. 2006. Moluscos introducidos en Uruguay. Com. Soc. Malacol. Urug. 9:75-78.

CARRANZA, A., DE MELLO, C., LIGRONE, A., GONZÁLEZ, S., PÍRIZ, P., & SCARABINO, F. 2009. Observations on the invading gastropod *Rapana venosa* in Punta del Este, Maldonado Bay, Uruguay. Biol. Inv. doi: 10.1007/s10530-009-9534-0.

CARRIÓN, J., MANTERO, C., OUINTILLÁN, A., TAMOSIUNAS, M., TUSET, R. 1990. El complejo forestal del Uruguay. Fac.de Agron. Montevideo.

CHEBATAROFF, J. 1973. Ambientes salinos; su vegetación. Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo, 5: 1-36.

CLEMENTE, J.M. & BRUGNOLI, E. 2002. Note: Record of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in continental waters of Uruguay (Río Negro and Río Yí). Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay 13: 29-33.

CORDAZZO, C.V. & SEELIGER, U 1995. Guia ilustrado da vegetaçâo costeira no extremo sul do Brasil. Río Grande: Fundaçâo do Rio Grande do Sul.

D´ANTONIO, C.M., MEYERSON, L.A. & DENSLOW, J. 2001. Exotic species and conservation. In: Conservation biology: research priorities for the next decade (M.E. Soule & G.H. Orains, ed.). Island Press, Washington, p.55-80.

DAISIE, 2009. Delivering alien invasive species inventories for europe. http://www.europe-aliens.org/ (Accessed 8 Jul 2009).

DARRIGRAN, G. & PASTORINO, G. 1995. The recent introduction of asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in to South America. The Veliger 38:183-187.

DEFEO, O., VINCENT, P., ACUÑA, A., AMESTOY, F., DE ALAVA, A., CASTIÑEIRA, E., DELFINO, E., FAGÚNDEZ, C., GARCÍA OLASO, F., GARCÍA PÍNGARO, R., GUTIÉRREZ, O., HORTA, S., LAPORTA, P., MARIANOVICH, P., MARTÍNEZ, G., PANARIO, D., PASSADORE, C., PUIG, P., RÍOS, M., SZEPHEGYI, M.N. & TRIMBLE, M. 2008. Zona Costera. In GeoUruguay (M. Gómez & Martino D., cord.). Mosca, Montevideo, p.118-170.

DILLENBURG, L.R., WAECHTER, J.L. & PORTO, M.L. 1992. Species composition and structure of a sandy coastal pain forest in northern Rio Grande do Sul, Brasil. In Coastal plants communities of Latin America (U. Seeliger, ed.). Academic Press, San Diego, p.349-366.

DINARA 2008. Plan nacional de desarrollo de la acuicultura. Estrategia general para el desarrollo de la acuicultura sostenible en la República Oriental del Uruguay. DINARA-FAO, Montevideo, 40p.

FREPLATA, 2004. Análisis diagnóstico transfronterizo del Río de la Plata y su frente marítimo. In Proyecto Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo (A. Brazeiro, A. Carsen, M. Gómez, P. Himschot, C. Lasta, J. Oribe Stemmer, A. Perdomo & H. Roche, ed.). PNUD-GEF, Montevideo. Documento técnico.

GISD, 2009. Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group http://www.issg.org/database. (Accessed 11 Aug 2009).

GUADAGNIN, D.L., ZALBA, S.M., COSTA-GORRIZ, B., FONSECA, C.R., NEBBIA, A.J., VILLALOBOS, A.E., EMER, C., SANHUEZA, C.C., WENDLAND, E., PERELLO, L.F.C., BASTOS, M.C.S., GERMAIN, P., MASCIADRI-BÁLSAMO, S. & CUEVAS, Y.A. 2009. Árvores e arbustos exóticos invasores no bioma pampa - questões ecológicas, culturais e sócioeconômicas de um desafio crescente. In Campos do Sul do Brasil (S. Muller & V.P. Pillar, ed.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 300-316.

HULME, P.H., PYSEK, P., NENTWIG, W. & VILÀ, M. 2009. Will Threat of Biological Invasions Unite the European Union? Science. 324:40-41.

IABIN. 2010. http://i3n.iabin.net/ (Accessed 20 Jul 2010).

INBIAR. 2009. I3N-Argentina. http://inbiar.org.ar/ (Accessed 03 Jul 2009).

INBUY. 2009. I3N-Uruguay. http://uruguayi3n.iabin.net/ (Accessed 01 Jul 2009).

INSTITUTO HORUS. 2009. I3N-Brasil http://institutohorus.org.br/ (Accessed 04 Jul 2009).

ISSG-IUCN. 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. http://www.issg.org/ (Accessed 04 Jul 2009).

IUCN. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

KARATAYEV, A.Y., PADILLA, D., MINCHIN, D., BOLTOVSKOY, D. & BURLAKOVA, L.B. 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biol. Inv. 9:161-180.

LANFRANCONI, A., HUTTON, M., BRUGNOLI, E. & MUNIZ, P. 2009. New record of the alien mollusc *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) in the Uruguayan coastal zone of Río de la Plata. Pan Am. J. of Aquat. Sci. 4(2):216-221.

LANGONE, J.A., 2005. Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. Museo Nacional de Historia Natural y Antropología, Montevideo, 1:1-18.

LAUFER, G., CANAVERO, A., NUÑEZ, D. & MANEYRO, R. 2007. Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. Brief Communication. Biol. Inv. doi10.1007/s10530-007-9178-x.

Lombardi, R., Berrini, R., Achaval, F. & Wayson, C. 2007. El Jabalí en el Uruguay. Centro Interdisciplinario para el Desarrollo. Montevideo.

MARCHESI, E. 2004. Flora y vegetación del Uruguay. In Informe Ambiental Resumen (C. Faroppa & K. Annala, ed.). BOTNIA, Montevideo, p.1-8.

MATTHEWS, S., ZILLER, S., ZALBA, S., IRIARTE, A., BAPTISTE, M.P., de POORTER, M., CATTANEO, M., CAUSTON, C. & JACKSON, L. 2005. Sudamérica invadida. El creciente peligro de las especies exóticas invasoras. GISP, Kirstenbosch.

McNEELY, J.A., MOONEY, H.A., NEVILLE, L.E., SCHEI, P. & WAAGE, J.K. 2001. Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN on behalf of the Global Invasive Species Programme. IUCN, Cambridge.

MORTON, B. 1997. Freshwater fouling bivalves. Dissertation. First International Corbicula Symposysium University of Texas, p.1-14.

MUNIZ, P., CLEMENTE, J. & BRUGNOLI, E. 2005. Benthic invasive pests in Uruguay: a new problem or an old one recently perceived? Marine Pollution Bulletin, 50: 1014-1018.

NEBEL, J.P. & PORCILE, J.F. 2006. Contaminación del Bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 27 p. http://www.mgap.gub.uy/Forestal. Accessed 15 feb 2007.

ORENSANZ, J.M., SCHWINDT, E., PASTORINO, G., BORTOLUS, A., CASAS, G., DARRIGRAN, G., ELÍAS, R., LÓPEZ-GAPPA, J.J., OBENAT, S., PASCUAL, S., PENCHASZADEH, P., PIRIZ, M.L., SCARABINO, F., SPIVAK, E.D. & Vallarino, E. 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. Biol. Inv. 4:115-143.

PANARIO, D. & GUTIERREZ, O. 2006. Dinámica y fuentes de sedimentos de las playas uruguayas. In Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya (R. Menafra, L. Rodríguez, F. Scarabino & D. Conde, ed.). Graphis, Montevideo, p.21-34.

PEREZ, J.E., ALFONSI, C., NIRCHIO, M., MUÑOZ, C. & GÓMEZ, J.A. 2003. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem. Interciencia 28:234-238.

PEREZ, J.E., NIRCHIO, M. & GÓMEZ, J.A. 2000. Aquaculture: part of the problem, not a solution. Nature 408:514.

PETRAGLIA, C. & DELL'ACQUA M. 2006. Actualización de la carta forestal del Uruguay con imágenes del año 2004. MGAP, Montevideo.

PIMENTEL, D., LANCH, L., ZÚÑIGA, R. & MORRISON, D. 2000. Environmental and economic cost of nonindigenous species in the United States. BioSci. 50:53-65.

PYŠEK, P., SÁDLO, J., MANDÁK, B. & JARO'ŠÍK, V. 2003. Czech alien flora and the historical pattern of its formation: what came first to Central Europe? Oecologia 135:122-130.

RÍOS, A. 2005. Campaña para el control de la margarita de Piria. http://www.inia.org.uy/publicaciones/documentos/le/ad/2005/. Accessed 15 May 2009.

RÍOS, A. 2006. Control de malezas en cultivo de Invierno. INIA La Estanzuela 7: 23-26.

RÍOS, M., BARTESAGHI, L., PINEIRO, V., GARAY, A., MAI, P., DELFINO, L., MASCIADRI, S., ALONSO-PAZ, A., BASSAGODA, M.J. & SOUTULLO, A. 2010. Caracterización y distribución espacial del bosque y matorral psamófilo. ECOPlata-SNAP, Montevideo.

SAX, D.F. 2001. Latitudinal Gradients and Geographic Ranges of Exotic Species: Implications for Biogeography. J. of Biogeogr. 28:139-150.

SEELIGER, U. 1992. Coastal foredunes of southern Brazil: physiography, habitats and vegetation. In: Coastal plants communities of Latin America (U. Seeliger, ed.).: Academic Press, San Diego, p. 367-381.

SCARABINO, F. 2004. Conservación de la malacofauna uruguaya. Com. Soc. Malacol. Urug. 8:267-273.

SIMPSON, A., SELLERS, E., GROSSE, A. & XIE, Y. 2006. Essential elements of online information networks on invasive alien species. Biol. Inv. 8:1579-1587.

VALÉRY, L., FRITZ, H., LEFEUVRE, J.C. & SIMBERLOFF, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasión phenomenon itself. Biol. Inv. 10: 1345-1351.

USDA. 2009. National invasive species information Center. http://www.invasivespeciesinfo.gov (Accessed 02 Jul 2009).

Received 22/06/2010
Revised 25/11/2010
Accepted 06/12/2010

Diurnal frugivores on the Bromeliaceae *Aechmea depressa* L.B. Sm. from Northeastern Brazil: the prominent role taken by a small forest primate

Talita Fontoura[1,6], Eliana Cazetta[1], Wander do Nascimento[1], Lilian Catenacci[2,3],

Kristel De Vleeschouwer[3,4] & Becky Raboy[3,5]

[1]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45650-000, Ilhéus, BA, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Zoologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45650-000, Ilhéus, BA, Brasil
[3]Instituto de Estudos Sócio Ambientais do Sul da Bahia, Rua Araujo Pinho, n. 72, 3° andar, Centro, CEP 45653-145, Ilhéus, BA, Brasil
[4]Centre for Research and Conservation, Royal Zoological Society of Antwerp, Koningin Astridplein, 26, B-2018, Antwerp, Belgium
[5]Smithsonian Conservation Biology Institute, 3001, Connecticut Ave. NW, Washington, DC 20008, USA
[6]Corresponding author: Talita Fontoura, e-mail: talita_fontoura@uol.com.br

FONTOURA, T., CAZETTA, E., NASCIMENTO, W., CATENACCI, L., DE VLEESCHOUWER, K. & RABOY, B.E. **Diurnal frugivores on the Bromeliaceae *Aechmea depressa* L.B. Sm. from Northeastern Brazil: the prominent role taken by a small forest primate**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?short-communication+bn02710042010.

Abstract: Little is known about frugivory of epiphytes. We investigated diurnal frugivores consuming *Aechmea depressa*, an endemic species from Southern Bahia, Brazil, through 67 hours of observation on three fruiting individuals. Infructescences were visited for 2% of the time and only by golden-headed lion tamarins (GHLTs; *Leontopithecus chrysomelas*). *Aechmea depressa* invests on physical defense to retain fruits for prolonged periods, however, GHLTs used their small size and dexterity to remove rigid bracts and extract fruits from the infructescence. Prior studies indicate GHLTs disperse *Aechmea* seeds. Given the low visitation rates and probability that few frugivores successfully manipulate *A. depressa* fruits, we suggest that GHLTs are extremely important to maintaining the populations of this bromeliad species.
Keywords: *Atlantic Rainforest, epiphyte, golden-headed-lion tamarin, Leontopithecus chrysomelas.*

FONTOURA, T., CAZETTA, E., NASCIMENTO, W., CATENACCI, L., DE VLEESCHOUWER, K. & RABOY, B.E. **Frugívoros diurnos de *Aechmea depressa* L.B. Sm. (Bromeliaceae) do Nordeste do Brasil e o papel proeminente de um pequeno primata florestal**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?short-communication+bn02710042010.

Resumo: Pouco se sabe sobre a frugivoria em plantas epífitas. Nós investigamos os frugívoros diurnos de *Aechmea depressa*, uma espécie endêmica do Sul da Bahia através de 67 horas de observação dos frutos de três indivíduos. As infrutescências foram visitadas em 2% do tempo somente por micos-leão-da-cara-dourada (MLCD; *Leontopithecus chrysomelas*). *Aechmea depressa* investe na defesa física para reter seus frutos por períodos prolongados entretanto, o MLCD utiliza seu pequeno tamanho e extrema destreza para remover as brácteas rígidas e extrair os frutos da infrutescência. Estudos prévios indicam que os MLCDs dispersam sementes de espécies de *Aechmea*. Baseando-se na baixa taxa de visitação e na probabilidade de que poucos frugívoros manipulem adequadamente os frutos de *A. depressa*, nós sugerimos que os MLCD sejam extremamente importantes para manter as populações desta espécie de Bromeliaceae.
Palavras-chave: *Floresta Atlântica, epífita, mico-leão-da-cara-dourada, Leontopithecus chrysomelas.*

Introduction

Bromeliaceae is the second most numerous plant family of epiphyte species (Gentry & Dodson 1987). In the Atlantic forest, the high representation of epiphytes of this family is exemplified in surveys conducted in the northeastern region of this biome. In the extreme northeastern region, 65.1% of the 86 sampled bromeliad species were epiphytes (Siqueira Filho & Tabarelli 2006). In the mountainous region of Southern Bahia, the epiphytism among bromeliads is extreme, representing 100% of the 53 inventoried species (Amorim et al. 2009). In addition to the high representation of epiphytic bromeliads in this biome, this life form is known to constitute an important resource for various canopy-dwelling forest organisms (Nadkarni & Matelson 1989). For example, in relation to pollination, hummingbirds are the principal pollinators of this family of plants (Sazima et al. 2000) consuming the nectar of diverse epiphyte species (see Fischer & Araújo 1995, Benzing 2000, Sazima et al. 2000). The canopy bromeliads are also important foranging sites for golden-headed-lion-tamarins (GHLTs; *Leontopithecus chrysomelas* Kuhl). They spend a large proportion of their prey foraging time in the rosettes of these plants (Rylands 1989, Raboy & Dietz 2004). However, the utilization of fruits produced by epiphytic bromeliads has rarely been investigated (Nadkarni & Matelson 1989, Cestari & Pizo 2008, Cestari 2009) and the scarce data indicate that birds are the main frugivores.

Epiphytic bromeliads that produce fruits are especially prominent in the tree crowns of the forest fragments in Southern Bahia, forming clusters in the bifurcations of large trees. Some rosettes can reach up to two meters in width. In most cases, these epiphytic bromeliads are represented by the genera *Aechmea* and *Hohenbergia* (Alves 2005). Several aspects contribute to the lack of observational data on these epiphytes. Firstly, they are often established on trees over four meters height. Secondly, some species have a short scape supporting the infructescence, which remain covered by leaves extending beyond the length of the infructescence. In addition, some members of *Aechmea* subgenus *Chevaliera* have hidden fruits buried within the infructescence and covered by a hard floral bract with a serrate margin or pungent apex (Smith & Downs 1979, Sousa et al. 2008). At the fruiting period, fruits are totally or partially hidden by floral bracts (T. Fontoura pers. obs.).

Little is known about the frugivores that consume *Aechmea* fruits from Southern Bahia with the exception of golden-headed-lion-tamarins (GHLTs; *Leontopithecus chrysomelas* Kuhl), a species which has been documented to consume *Aechmea* fruits (Raboy & Dietz 2004, Cardoso 2008, Catenacci 2008, Guidorizzi 2008) and disperse their seeds (Cardoso 2008, Catenacci et al. 2009). Germination tests indicated that after ingestion by GHLTs, seeds of *Aechmea* had a greater likelihood of germinating and decreased time to germination than seeds that did not pass through the digestive tract of this primate (Catenacci et al. 2009). More recently field observations revealed that one of the consumed species is *A. depressa* L.B. Sm., a member of *Chevaliera* subgenus (T. Fontoura pers. obs.).

Our study is the first investigation of diurnal frugivores consuming *A. depressa* to determine: i) diurnal frugivores; ii) the behavior necessary to consume the protected fruits of this species; and iii) the visitation and fruit removal rates. In addition, we discuss the implications of the fruit's morphological characteristics, and the GHLTs morphological and behavioral characteristics necessary to the utilization of the fruits of this epiphytic species.

Methods

1. Study area

This study was conducted in Fazenda Cabana da Serra/Incon, adjacent to the Una Biological Reserve (UBR). UBR is located approximately 40 km South of Ilhéus, Bahia, Brazil (15° 11' 26" S and 39° 02' 30" W) in a region characterized by forest fragments of diverse sizes interspersed within a matrix of cattle pasture, rubber tree, piaçava palm, and shade-cocoa plantations. Vegetation in this region is classified as higrophilous Southern Bahian forest and is included in the climatic region of Af from Köppen. The mean rainfall is 1 800 mm/year with no dry season although one to three rainless months were registered from December to March (Mori et al. 1981, Thomas et al. 1998).

2. The species

Aechmea depressa belongs to the subgenus *Chevaliera*. Its inflorescence is simple and capitulated with a short scape (13–20 cm) covered by rigid and imbricate bracts, and the inflorescence axis (or rachis) is short and robust (Sousa et al. 2008). Flowers are sessile, arranged polystichously subtended by a rigid floral bract and are found in February, April and July (Canela et al. 2003). However, no phenological study is available for *A. depressa* or other *Chevaliera* species. Oblong baccate fruits are pink to reddish, with persistent acute sepals. The fruit may reach ca. 6 cm long and 4 cm wide, including 2 cm long sepals (Figure 1). Field observations revealed that seeds are oblong to ovoid in shape, casteneous colored, 3 to 5 mm long, and 2 mm width. This species is endemic to southern Bahia (Canela et al. 2003) and it is found in the canopy of forested areas and cocoa plantations.

3. Field observations

Three fruiting bromeliads were observed between May and June 2007. These individuals were inserted in clusters of bromeliads on two host trees within a shaded-cocoa plantation. The first cluster was approximately 7 m above the ground and the second one was approximately 15 m.

Sixty-seven hours of observation were conducted over 10 days between 5:00 to 11:00 hours from a distance of more than 40 m to minimize the potential interference with the animals' normal

Figure 1. Discarded fruit found on the forest floor beneath the *A. depressa* focal clusters. a) The entire fruit; and b) the fruit with basal area removed by the lion tamarins.

behaviors. A single person conducted focal observations (Galetti et al. 2003) on infructescences of *A. depressa* at the same time using binoculars to see details more clearly. During observations, all occurrences of fruit visitation were noted. The following data were registered: visiting animal species, time spent in the bromeliad, and how fruits were manipulated and consumed by animals. Additional frugivore behavior was noted ad libitum (Altman 1974) for animals in proximity to the clusters. After the focal observation, we conducted daily counts on intact and consumed fruits found on the forest floor underneath the *A. depressa* clusters. Total rates of fruit removal were calculated dividing the number of completely consumed fruits by the number of days of observation.

Results

Eleven visits from frugivores were registered during the study, all by one animal species, the golden-headed lion tamarin. In 81.8% of the visits, one or two lion tamarins approached the infructescence to eat fruits and in one case (9.1%) all group members (n = 6 individuals) went to the bromeliad. In order to remove the fruit, the lion tamarins positioned themselves within the interior of the rosette to reach the infructescence, stood in a bipedal or cantilevered position, and used their hands, mouth and teeth to pull the rigid floral bract and take out the fruit from the interior of the infructescence holding the sepals. After successful removal and fruit consumption, the sepals were discarded on the forest floor. Immature fruits were also removed but then immediately discarded by the lion tamarins. We noted food-sharing of a fruit by an adult female to an infant. We also observed scent-marking to the side of the bromeliad. Antagonistic behaviors between group members were not observed during the visits.

The total time GHLTs spent consuming fruits was 74 minutes (1.84% of the total observation time) and the average time of fruit manipulation was 6.7 minutes (varying from 2-16 minutes). In total, 145 fruits or fruit sepals were counted on the forest floor, 112 (77.2%) with seeds completely removed and 33 (22.8%) with some amount of seeds remaining in the discarded portions.

Discussion

The only observed frugivore eating *A. depressa* fruits was the golden-headed lion tamarin primate. This is an intriguing result due to the presence of 32 frugivorous bird species already recorded in UBR and surrounding forest fragments in morning observations (Faria et al. 2006) which could act as potential frugivores of this bromeliad species. Apparently, *A. depressa* fruit traits are not attractive to a considerable number of morning frugivorous birds. Given the low visitation rate (11 visits in 67 hours), longer-term observations are necessary to investigate which other frugivores are also consuming fruits of this and other *Chevaliera* species occurring in the region.

As far as we know, no other study investigated the visitation rate of Bromelioideae fruits and no study with fruit consumption by primates found low visitation rates (see Balcomb & Chapman 2003, Ratiarison & Forget 2005, Gross-Camp et al. 2009). Therefore, our extremely low visitation rates (11 visits in 67 hours) can be compared with a distinct group of fruits, namely, the mimetic fruits. These fruits have vividly colored seeds or fruits and do not provide nutritional reward for the potential disperser (Peres & van Roosmalen 1996, Galetti 2002). The absence of nutritional reward coupled with the presence of secondary compounds in the pulp are responsible for the low removal rates in mimetic species (Galetti 2002, Guimarães et al. 2003). Nevertheless, these chemical characteristics do not seem to be the case of *A. depressa* fruits. As far as we know, data on the chemical composition of *A. depressa* are inexistent, however, conjunct analyses of *Aechmea* spp. fruits revealed that they are relatively rich in carbohydrates (Catenacci 2008). This suggests that for this bromeliad, amount of nutrients are not the key factor in determining fruit removal rates but the physical defense. The unexposed and protected fruits are strategies to retain fruits in an intact condition for a prolonged period which might be advantageous for plants that depend on rare or unreliable seed dispersers. The behavior of GHLTs answers Benzing's (2000) inquiry about which animal species would have the capacity to extract fruits from *Chevaliera* species, which he described as having "berries with hard, sharp apices stubbornly embedded in equally resistant stem tissue". Our field observations revealed that GHLTs overcome the physical challenges of reaching and removing *A. depressa* fruit by using an extreme manual dexterity and small flexible bodies. In particular, GHLTs have evolved long slender fingers adapted to manipulative foraging for hidden and embedded animal prey (Bicca-Marques 1999). This same characteristic is also likely helpful in extracting *A. depressa* fruits as well. No infants were observed directly removing fruits, neither in this study nor in the authors' past observations of GHLTs extracting fruit from bromeliads. The difficulty with which infants and younger lion tamarins have in extracting *A. depressa* fruit, in contrast to simple berries or drupes on other plant species, attests to the level of skill necessary to remove the *A. depressa* fruits.

Our study evaluated only diurnal frugivory in a short-term observation however, the low visitation rate, number of fruits consumed, potential absence of other diurnal frugivores, and low probability that other frugivores present enough ability to manipulate and disperse *A. depressa* seeds suggest that GHLTs are extremely important to the maintenance of these bromeliad populations. It is likely that the long term success of *A. depressa* (and possibly other members of the subgenus) in Southern Bahia depends on the continued persistence of GHLTs in the region. However, the GHLT range is declining with local imminent extinctions (Raboy et al. 2010), and few forest patches are expected to support viable GHLT populations in the long term without significant conservation action (Zeigler et al. 2010).

Acknowledgements

The Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) provided funding for this project with additional infrastructure support from Projeto Mico Leão-da-Cara-Dourada. Talita Fontoura, Wander do Nascimento and Becky Raboy had permission to conduct field work under the IBAMA licenses Nº178/2006, 12714-1 and with additional approval from the owners of Fazenda Cabana da Serra/Incon. We are grateful to field assistants Gilvan Gomes Mota and Jiomário dos Santos Souza for helping us locate the focal clusters of *A. depressa* under observation in this study.

References

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. Behaviour 49:227-267.

ALVES, T.F. 2005. Distribuição geográfica, forófitos, espécies de bromélias epífitas nas matas e plantações de cacau da região de Una, Bahia. PhD Dissertation, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

AMORIM, A.M., JARDIM, J.G., LOPES, M.M.M., FIASCHI, P., BORGES, R.A., PERDIZ, R.O. & THOMAS, W.W. 2009. Angiospermas em remanescentes de floresta montana no sul da Bahia, Brasil. Biota Neotrop. 9(3):313-348.

BENZING, D.H. 2000. Bromeliaceae. Profile of an adaptive radiation. Cambridge University Press, Cambridge.

BICCA-MARQUES, J.C. 1999. Hand specialization, sympatry, and mixed-species associations in callitrichines. J. Hum. Evol. 36:349-378.

CANELA, M.B., PAZ, N.P. & WENDT, T. 2003. Revision of the *Aechmea multiflora* complex (Bromeliaceae). Bot. J. Linn. Soc. 143:189-196.

CARDOSO, N. 2008. Frugivoria e dispersão de sementes por mico-leão-da-cara dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) na Reserva Biológica de Una - Bahia. MSc Dissertation, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

CATENACCI, L. 2008. Ecologia alimentar do mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*, Callitrichidae, Primates) em áreas degradadas da Mata Atlântica do sul da Bahia. MSc Dissertation, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

CATENACCI, L.S., VLEESCHOUWER, K.M.D., NOGUEIRA-FILHO, S.L.G. 2009. Seed dispersal by golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. Biotropica 41:744-750.

CESTARI, C. & PIZO, M.A. 2008. Utilization of epiphytes by birds in a Brazilian Atlantic forest. Ornitol. Neotrop. 19:97-107.

CESTARI, C. 2009. Epiphyte plants use by birds in Brazil. Oecol. Bras. 13(4):689-712.

FARIA, D.M., LAPS, R.R, BAUMGARTEN, J.E. & CETRA, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. Biodivers. Conserv. 15:587-612.

FISCHER, E.A. & ARAUJO, A.C. 1995. Spatial organization of a bromeliad community in the Atlantic Rainforest, South-Eastern Brazil. J. Trop. Ecol. 11:559-567.

GALETTI, M. 2002. Seed dispersal of mimetic seeds: parasitism, mutualism, aposematism or exaptation? In Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation (D. Levey, W.R Silva & M. Galetti, ed.). CABI Publishing, Oxon, p.177-192.

GALETTI, M., PIZO, M.A. & MORELLATO, L.P.C. 2003. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In Métodos de estudos em biologia da conservação emanejo da vida silvestre (L. Cullen, R. Rudran & C.V. Pádua, ed.). UFPR, Curitiba, p.395-422.

GENTRY, A. & DODSON, C.H. 1987. Diversity and biogeography of Neotropical vascular epiphytes. Ann. Missouri Bot. Gard. 74:205-233.

GUIDORIZZI, C.E. 2008. Ecologia e comportamento do mico-leão-da-cara dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um fragmento de floresta semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil. MSc Dissertation, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

GUIMARÃES, P.R., JOSÉ J., GALETTI, M. & TRIGO J.R. 2003. Quinolizidine alkaloids in *Ormosia arborea* seeds inhibit predation but not hoarding by agoutis (*Dasyprocta leporina*). J. Chem. Ecol. 29:1065-1072.

HOWE, H.F. 1993. Aspects of variation in a neotropical seed dispersal system. Plant Ecol. 107-108:149-162.

MORI, S.A., BOOM, B.M. & PRANCE, G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. Brittonia 33:233-245.

NADKARNI, N. M. & MATELSON, T.J. 1989. Bird use of epiphyte resources in Neotropical trees. Condor 91:891-907.

PERES, C.A. & VAN ROOSMALEN, M.G.M. 1996. Avian dispersal of "mimetic seeds" of *Ormosia lignivalvis* by terrestrial granivores: deception or mutualism? Oikos 75:249-258.

RABOY, B.E. & DIETZ, J.M. 2004. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. Am. J. Primatol. 63:1-15.

RABOY, B.E., CHRISTMAN, M.C. & DIETZ, J.M. 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. Oryx 38(1):75-83.

RABOY, B.E., NEVES, L.G., ZEIGLER, S., SARAIVA, N.A., CARDOSO, N., DOS SANTOS, G.R., BALLOU, J.D. & LEIMGRUBER, P. 2009. Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in Southern Bahia, Brazil. Biotropica. 42(3):388-397.

RYLANDS, A.B. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. J. Hum. Evol. 18:679-695.

SAZIMA, M., BUZATO, S. & SAZIMA, I. 2000. Polinização por beija-flores em *Nidularium* e gêneros relacionados. In: Bromélias da Mata Atlântica–Nidularium (E.C. Leme, ed.). p.188-195. Hamburg Donnelley Gráfica Editora, Rio de Janeiro.

SIQUEIRA-FILHO, J.A. & TABARELLI, M. 2006. Bromeliad species of the Atlantic forest of north-east Brazil: Losses of critical populations of endemic species. Oryx 40:1-7.

SMITH, L.B. & DOWNS, R.J. 1979. Bromeliaceae (Bromelioideae). Flora Neotrop. 14:1493-2142.

SOUSA, G.M., WANDERLEY, M.G.L. & ALVES, M. 2008. Inflorescence architecture in Brazilian species of *Aechmea* subgenus *Chevaliera* (Bromeliaceae – Bromelioideae). Bot. J. Linn. Soc. 158:584-592.

THOMAS, W.M., CARVALHO, A.M., AMORIM, A.A., GARRISON, J. & ARBELÁEZ, A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. Biodivers. Conserv. 7(3):311-322.

ZEIGLER, S., FAGAN, W.F., DEFRIES, R. & RABOY, B.E. 2010. Identifying important forest patches for the long-term persistence of the endangered golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). Trop. Conserv. Sci. 3:63-77.

Received 17/07/2010
Revised 29/09/2010
Accepted 08/11/2010

Anatomia foliar, morfologia e aspectos ecológicos das espécies da família Amaranthaceae da Reserva Particular do Patrimônio Natural Cara Preta, em Alto Paraíso, GO, Brasil

Suzane Margaret Fank-de-Carvalho[1,3,4], Maria Salete Marchioretto[2] & Sônia Nair Báo[3]

[1]Pós-graduação em Biologia Celular e Estrutural, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Prédio da PG-IB, Bloco O, CP 6109, Av. Bertrand Russel, s/n., CEP 13083-865, Campinas, SP, Brasil
[2]Herbarium Anchieta - PACA Instituto Anchietano de Pesquisas, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Rua Brasil, n. 725, CP 275, CEP 93001-970, São Leopoldo, RS, Brasil
[3]Departamento de Biologia Celular, Laboratório de Microscopia Eletrônica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília – UnB, Campus Universitário Darcy Ribeiro, CEP 70919-970, Brasília, DF, Brasil
[4]Autora para correspondência: Suzane Margaret Fank-de-Carvalho, e-mail: suzifankcarvalho@gmail.com

FANK-DE-CARVALHO, S.M., MARCHIORETTO, M.S. & BÁO, S.N. **Leaf anatomy, morphology and ecological aspects of Amaranthaceae species from Reserva Particular do Patrimônio Natural Cara Preta, in Alto Paraíso, GO, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01310042010.

Abstract: The Amaranthaceae family is composed of 2,360 species of which 145 are found in Brazilian vegetation. About 94 species of this family subsist in different phytofisionomies of the Cerrado Biome (a savanna-like vegetation) and 27 species are cited in Brazilian regional lists of endangered species. This work aimed to inventory and to study the leaf anatomy and morphology of the Amaranthaceae species found in one Conservation Area in Alto Paraíso, GO, relating them to the species' photosynthetic metabolism. It was found one subshrub species (*Pfaffia townsendii*) and five herbaceous species (*Froelichiella grisea*, *Gomphrena hermogenesii*, *G. lanigera*, *G. prostrata* and *P. gnaphalioides*), most of them showing pirophytic and anemocoric behavior and well developed subterraneous systems associated with leaf amphistomy. The Kranz anatomy was verified in three species (all *Gomphrena* genus), which indicates the C_4 pathway of photosynthesis. Two species are endemic of the area (Chapada dos Veadeiros) and two are considered endangered species. The anatomy and morphology aspects are discussed in relation to the species habit, ecological behavior, life span of the aerial organs and functional data. The results indicate the Amaranthaceae importance as biodiversity indicator of open vegetation areas of Cerrado and the necessity of further research in Chapada dos Veadeiros, which has the potential to register new plant species, including endemic ones, since this work displays the seasonal behavior of some dicotyledonean herbaceous species and the difficulties to locate, identify and collect them.
Keywords: *Cerrado, kranz anatomy, morphology, Froelichiella, Gomphrena, Pfaffia.*

FANK-DE-CARVALHO, S.M., MARCHIORETTO, M.S. & BÁO, S.N. **Anatomia foliar, morfologia e aspectos ecológicos das espécies da família Amaranthaceae da Reserva Particular do Patrimônio Natural Cara Preta, em Alto Paraíso, GO, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01310042010.

Resumo: A família Amaranthaceae é formada por cerca de 2.360 espécies, 145 delas encontradas no Brasil. Cerca de 94 espécies da família subsistem em diversas fitofisionomias do Bioma Cerrado e 27 espécies aparecem em listas regionais de espécies ameaçadas de extinção. O objetivo deste trabalho foi inventariar e estudar a anatomia foliar e a morfologia de espécies da família Amaranthaceae de uma Unidade de Conservação de Alto Paraíso, GO, relacionando-as ao metabolismo fotossintético. Foram localizadas uma espécie de hábito subarbustivo (*Pfaffia townsendii*) e cinco espécies herbáceas (*Froelichiella grisea*, *Gomphrena hermogenesii*, *G. lanigera*, *G. prostrata* e *P. gnaphalioides*), a maioria demonstrando comportamento pirofítico e anemocoria, bem como sistemas subterrâneos bem desenvolvidos associados com anfiestomia foliar. A anatomia Kranz foi caracterizada em três espécies (todas do gênero *Gomphrena*), indicando o metabolismo fotossintético C_4. Duas espécies são endêmicas da área e duas espécies são consideradas ameaçadas de extinção. Aspectos de anatomia e morfologia são discutidos em relação ao hábito das espécies, comportamento ecológico, duração das porções aéreas e significado funcional. Os dados demonstram a importância da família como indicadora da biodiversidade das áreas abertas dos cerrados e da importância da ampliação das pesquisas na Chapada dos Veadeiros, que tem potencial para o registro de novas espécies, inclusive endêmicas, dado o comportamento sazonal de algumas dicotiledôneas herbáceas e as dificuldades para localizá-las, identificá-las e coletá-las.
Palavras-chave: *Cerrado, anatomia kranz, morfologia, Froelichiella, Gomphrena, Pfaffia.*

Introdução

A família Amaranthaceae no sensu lato tem 169 gêneros e cerca de 2.360 espécies e inclui a família Chenopodiaceae, sendo os maiores gêneros *Atriplex* L. (300 spp.), *Gomphrena* L. (120 spp.), *Salsola* L. (120 spp.), *Alternanthera* Forssk. (100 spp.), *Chenopodium* L. 100 spp.), *Ptilotus* R. Br. (100 spp.), *Suaeda* Forssk. ex J.F.Gmelin (100 spp.), *Iresine* R. Browne (80 spp.), *Amaranthus* L. (60 spp.), *Corispermum* L. (60 spp.) e *Celosia* L. (50 spp.) (Judd et al. 2002; The International... 2009). No Brasil são encontradas 145 espécies, distribuídas em 19 gêneros, sendo 71 espécies endêmicas de diferentes regiões e biomas brasileiros (Marchioretto et al. 2010).

Amaranthaceae apresenta predominância de ervas e subarbustos tropicais. No Bioma Cerrado são encontrados 16 gêneros: *Achyranthes* L., *Alternanthera* Forssk., *Amaranthus* L., *Blutaparon* Raf., *Celosia* L., *Chamissoa* Kunth, *Chenopodium* L., *Cyathula* Blume, *Froelichia* Moench, *Froelichiella* R.E.FR., *Gomphrena* L., *Hebanthe* Mart., *Iresine* P.Browne, *Pfaffia* Mart., *Quaternella* Pedersen e *Xerosiphon* Turcz., entre eles algumas espécies cujo hábitat não foi identificado (Mendonça et al. 1998, Marchioretto et al. 2010). Entre as 94 espécies encontradas no Bioma Cerrado, 31 pertencem ao gênero *Gomphrena* e 19 são do gênero *Pfaffia* (Marchioretto et al. 2010). Exemplos de representantes da família são duas plantas conhecidas como *ginseng* brasileiro (*Hebanthe eriantha* (Poir.) Pedersen e *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen). Cerca de 20 espécies têm uso alimentício e/ou medicinal, principalmente espécies dos gêneros *Alternanthera*, *Amaranthus* e *Gomphrena* (Siqueira 1987).

Os estudos realizados nas espécies brasileiras dessa família se concentram nas revisões taxonômicas e estudos fitogeográficos dos gêneros *Gomphrena*, *Froelichia* e *Froelichiella, Hebanthe* Mart. e *Pfaffia* (Siqueira 1992, Marchioretto et al. 2002, 2004, 2008, 2009, Marchioretto 2008). A família é citada em listas de espécies vasculares (Mendonça et al. 1998, Cavalcanti & Ramos 2001, Siqueira 2002, Batalha & Martins 2004), conta com um estudo de sua morfologia polínica (Laboriau 1961), outros sobre morfologia e anatomia foliar e de outros órgãos (Handro 1964, 1967, Monteiro-Scanavacca 1971, Gavilanes 1999, Fank-de-Carvalho & Graciano Ribeiro 2005) e alguns estudos de farmacognosia e fitoquímica de espécies medicinais.

Embora 27 espécies de Amaranthaceae apareçam em listas regionais de espécies ameaçadas de extinção (23 na lista do Rio Grande do Sul e quatro na lista de São Paulo) (Biodiversitas 2009), ainda são necessários estudos básicos (morfologia, anatomia, ultraestrutura, ecologia) em seus diferentes gêneros e espécies. Os poucos estudos anatômicos das folhas de espécies da família Amaranthaceae do Cerrado indicaram a presença de uma bainha vascular bem desenvolvida nas espécies dos gêneros *Gomphrena* e *Froelichia*, mas não nas dos gêneros *Alternanthera* e *Pfaffia* (Handro 1964, 1967, Fank-de-Carvalho & Graciano Ribeiro 2005).

Estima-se que as plantas com metabolismo fotossintético C_4 sejam responsáveis por 20-30% da produtividade global terrestre, embora elas representem apenas 3% das angiospermas, sendo principalmente espécies herbáceas e subarbustivas (Edwards et al. 2004). Junto com Chenopodiaceae, a família Amaranthaceae é a que apresenta maior número de espécies C_4 já identificadas entre as dicotiledôneas, o que a torna interessante para estudos no sentido de compreender a evolução dos diferentes metabolismos fotossintéticos; entre os fatores considerados importantes nessa evolução estão as condições associadas ao clima e distúrbios ecológicos (fogo, hábitats abertos e com alta luminosidade) (Edwards et al. 2004). Os fatores climáticos e ecológicos citados são características encontradas no Bioma Cerrado.

Entretanto, a conversão do Cerrado em agroecossistemas, principalmente a expansão das pastagens de gramíneas de origem africana e as monoculturas para exportação (soja) ou para as agro-indústrias do sul e sudeste do país (milho) tem gerado fragmentação dos hábitats naturais, extinção local da biodiversidade, introdução de espécies exóticas, erosão do solo, poluição de aquíferos, uso inadequado de pesticidas e herbicidas, alteração dos estoques de carbono no solo e na vegetação e modificação das funções biogeoquímicas e hidrológicas do Cerrado (Conservation International et al. 1999, Miranda & Miranda 2000, Klink & Machado 2005). Essa situação torna urgente a ampliação dos estudos das espécies vegetais nativas do Bioma, buscando compreender a ecologia das mesmas e fornecer subsídios para valorizar a conservação de áreas representativas do Cerrado.

Assim, visando ampliar o conhecimento sobre a anatomia foliar e do metabolismo das espécies de Amaranthaceae do Bioma Cerrado, realizamos pesquisas preliminares em herbários brasileiros, que apontaram a ocorrência do gênero *Froelichiella* R.E.Fr., monoespecífico, na antiga fazenda Cara Preta, em Alto Paraíso, GO *Froelichiella grisea* R.E.Fr. é pouco conhecida, não estudada sob o ponto de vista anatômico e ocorre restritamente em campos rupestres da Chapada dos Veadeiros e apresenta problemas de conservação (Marchioretto et al. 2005). Atualmente, a área está protegida e é denominada Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cara Preta. Criada em 1999, a RPPN possui 975 ha e se localiza próxima ao Parque Nacional (PARNA) Chapada dos Veadeiros, protegendo as nascentes do Rio Cara Preta e áreas de Cerrado de altitude. Siqueira (2007) ressalta a persistência de apenas cerca de 15% da cobertura vegetal de remanescentes de cerrado em Goiás (dados de 2002), uma vegetação que cobria cerca de 50% do território do estado. De acordo com essa pesquisa, estima-se que, a continuar a velocidade de desmatamento ora observada, em 100 anos restarão apenas unidades de conservação com esta cobertura vegetal.

Desta forma, esse trabalho visou localizar o gênero *Froelichiella* e demais representantes da família Amaranthaceae na RPPN Cara Preta, inventariando essas ocorrências, realizar o estudo da anatomia foliar, além de descrever a morfologia e os aspectos ecológicos das espécies. Essas informações serão discutidas em relação aos dados disponíveis no Plano de Manejo da área, disponibilizado pela ONG Oca Brasil (oca@ocabrasil.org), visando gerar subsídios para ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade vegetal da área e do Bioma Cerrado.

Material e Métodos

O acesso à RPPN Cara Preta foi obtido através de autorização da ONG Oca Brasil. Foram realizadas caminhadas não sistematizadas para localizar, observar, fotografar, coletar e herborizar espécies (Filgueiras et al. 1994 apud Farias et al. 2002), desde setembro de 2006 até março de 2009. As espécies suspeitas ou diagnosticadas como membros da família Amaranthaceae foram fotografadas e suas localizações marcadas com GPS (Global Positioning System). Indivíduos não férteis foram marcados e revisitados até o florescimento, a fim confirmar a identificação como membro da família Amaranthaceae, cujas flores pequenas são tipicamente dispostas em inflorescências capituliformes e possuem sépalas escariosas e secas. Ramos vegetativos e reprodutivos, bem como exemplares completos das espécies de Amaranthaceae em estádio reprodutivo, foram coletados para a confecção de exsicatas, sendo prensados imediatamente e submetidos à dessecação em estufa. Em laboratório, as espécies foram pré-identificadas com base em literatura e encaminhadas ao herbário PACA para determinação final das espécies encontradas na área, bem como para a descrição morfológica. Todas as exsicatas foram

tombadas em herbários indexados, relacionados a seguir pelas siglas, de acordo com Thiers (2010): IBGE, PACA, UB, UEC e CEN. O voucher dos exemplares depositados no herbário PACA encontra-se identificado na Tabela 1.

Para análise anatômica, folhas do 3º ao 5º nó, a partir do ápice, de 2-6 indivíduos de cada espécie, foram coletadas e fracionadas, com a escolha do terço médio para fixação em FAA-70 (Kraus & Arduin 1997), uma mistura de etanol, ácido acético e formaldeído, por 24 horas e em uma mistura de glutaraldeído a 2%, paraformaldeído a 2% e sacarose a 3%, diluídas em tampão cacodilato de sódio a 0,05 M, por 12-24 horas (Karnovsky 1965, Souza 1998).

O material fixado em FAA foi mantido em etanol 70%, até o processamento, sendo seccionado à mão livre e utilizado para a descrição anatômica e realização de testes para identificação de amido (lugol) e composição de cristais (dissolução ácida), de acordo com protocolos de Kraus & Arduin (1997).

O material fixado em mistura com glutaraldeído foi pós-fixado em ferrocianeto de potássio 1,6% e tetróxido de ósmio 2% 1:1 (v/v), contrastado com acetato de uranila aquoso 0,5%, desidratado em série crescente de acetona (30-100%), infiltrado lentamente em resina epóxi do tipo "Spurr" e incluído na resina pura, sendo levado à polimerização em estufa a 60 °C. Os blocos obtidos foram submetidos a cortes semi-finos com facas de vidro, utilizando ultramicrótomo, e corados com solução aquosa de azul de toluidina 1% com borato de sódio 1%. Os cortes histológicos foram analisados e fotografados sob um microscópio óptico Axiophot, utilizando o programa AxioVision® e câmera digital acoplada.

As medidas de espessura de limbo foliar, cutícula e paredes foram realizadas em pelo menos 3 cortes semi-finos de diferentes folhas de cada espécie, todos originários de material emblocado em resina Spurr, utilizando-se o programa AxioVision® (Zeiss). As medidas da espessura das paredes correspondem às duas paredes adjacentes de 10 células: para o parênquima, considera-se a medida entre duas células de parênquima (paliçádico ou lacunoso); para a bainha, considera-se a medida entre uma célula da bainha e uma célula do parênquima adjacente (paliçádico ou lacunoso). Esta estratégia reflete a dificuldade em definir os limites entre as paredes adjacentes na técnica adotada. Para a cutícula, foram medidas a espessura da parede periclinal externa de 10 células não-vizinhas, excluindo-se a medida na região de aderência à célula vizinha, próxima à parede anticlinal (naturalmente mais espessa).

Resultados

A vegetação da RPPN Cara Preta é tipicamente de cerrado, com altitude média de 1.500 m, onde ocorrem seis espécies de Amaranthaceae (três gêneros): *Froelichiella grisea*, *Gomphrena hermogenesii*, *G. lanigera*, *G. prostrata*, *Pfaffia gnaphalioides e P. townsendii.* As espécies são listadas, com aspectos de sua morfologia, georreferência e *voucher* de material testemunha depositado no Herbário PACA (Tabela 1). O gênero *Pfaffia* ocorre em um morro rochoso (até 1.525 m de altitude) (Figura 1). As demais espécies ocorrem nas áreas de campo limpo e rupestres, predominantemente em solo de quartzo arenoso, em relevo plano (Figura 2). A altitude média de coletas foi acima de 1500 m.

A localização das espécies no campo foi difícil e altamente dependente de observações frequentes e de um evento fortuito: o incêndio da vegetação da área, ocorrido no final de agosto/2008. Apenas uma das espécies (*Pfaffia townsendii* Pedersen), de hábito subarbustivo, tem suas partes aéreas persistentes e apresenta-se em floração o ano inteiro (Figura 3). Outra espécie, *Gomphrena hermogenesii* J.C. Siqueira, uma herbácea endêmica da Chapada dos Veadeiros, também apresenta partes aéreas persistentes (cerca de 10-20 cm de altura), sendo geralmente encontrada em estádio vegetativo, sob as folhas das gramíneas e ciperáceas que predominam em antigas áreas de pastagens (Figura 2). A floração dessa espécie, *Gomphrena hermogenesii* J.C. Siqueira, foi estimulada por ocorrência de fogo na área (Figura 4). As demais espécies - *Froelichiella grisea* R.E.Fr. (Figura 5), também endêmica da área, *Gomphrena lanigera* Pohl. ex Moq. (Figura 6), *Gomphrena prostrata* Mart. (Figura 7), *Pfaffia gnaphalioides* (L.f.) Mart. (Figura 8) - só foram registradas na área entre 20-25 dias após a ocorrência de fogo, evidenciando o comportamento pirofítico da maioria das espécies encontradas (Tabela 1).

Considerando-se que morfologia é uma ferramenta importante para o reconhecimento e identificação das espécies no campo, apresentamos uma breve descrição das seis espécies de Amaranthaceae coletadas na área e algumas anotações de coleta:

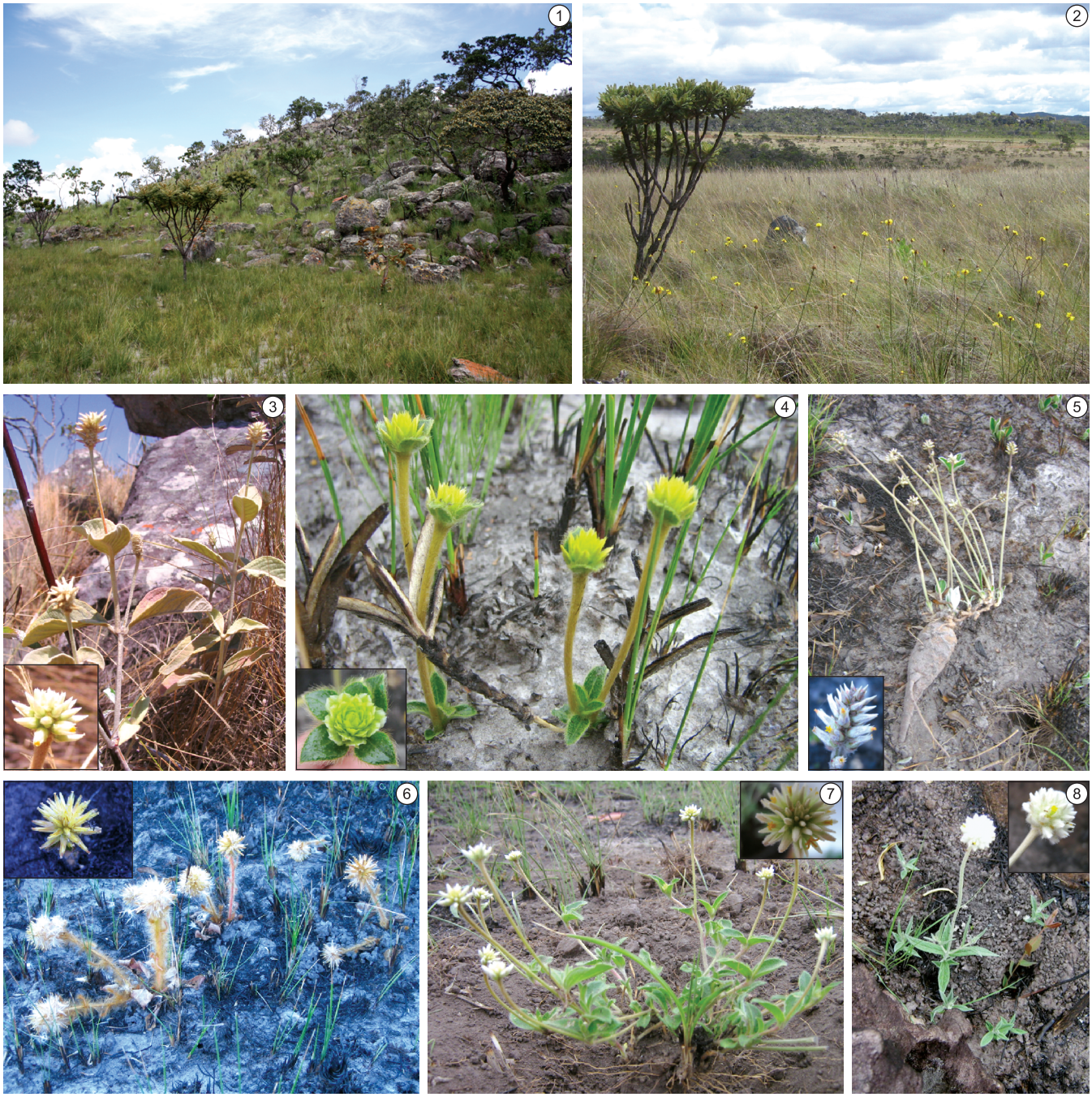
Froelichiella grisea (Lopr.) R.E. Fr. (Figura 5)

Ervas eretas vilosas ou tomentosas branco-acinzentadas. Sistema subterrâneo fusiforme e axial. Folhas cartáceas opostas a raro adensadas na base, lanceoladas, linear-lanceoladas ou obovaladas, ápice acuminado, base atenuada, face adaxial glabra,

Tabela 1. Espécies da família Amaranthaceae encontradas na área da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cara Preta, em Alto Paraíso, GO, Brasil.
Table 1. Amaranthaceae family species found at Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cara Preta, in Alto Paraíso, GO, Brazil.

Espécie	nºs coleta*	Hábito	Sistema subterrâneo	Hábitat	Coordenadas	Altitude (m)	Voucher PACA**
Froelichiella grisea R.E.Fr.	119	herbácea	tuberoso, com gemas subterrâneas	campo limpo úmido, solo arenoso	14° 00" S e 47° 31' W	1.508	103386
Gomphrena hermogenesii J.C. Siqueira	114, 118 e 123	herbácea	tuberoso, com gemas subterrâneas	campo limpo úmido, solo arenoso	14° 00" S e 47° 31' W	1.509	103384
Gomphrena lanigera Pohl. ex Moq.	126	herbácea	tuberoso, com gemas subterrâneas	campo limpo úmido, solo arenoso	14° 00" S e 47° 30' W	1.520	103387
Gomphrena prostrata Mart.	127	herbácea	tuberoso e lignificado, com gemas subterrâneas	campo limpo úmido, solo arenoso	14° 00" S e 47° 31' W	1.508	103388
Pfaffia gnaphalioides (l.f.) Mart.	125	herbácea	tuberoso	base de morro, solo rochoso	14° 00" S e 47° 30' W	1.525	103379
Pfaffia townsendii Pedersen	102, 112 e 113	subarbustiva	tuberoso	morro pedregoso, solo rochoso	14° 00" S e 47° 30' W	1.525	103374, 103381, 103382

(*) Coletor: S.M. Fank-de-Carvalho et al. **PACA = Herbário da Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo, RS, Brasil.



Figuras 1-8. Fotografias do ambiente e das espécies de Amaranthaceae encontradas na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cara Preta, Alto Paraíso, GO, Brasil. 1) Morro rochoso com a presença das espécies *Pfaffia townsendii* Pedersen e *P. gnaphalioides* (L. f.) Mart. 2) Campo limpo úmido e rupestre onde são encontradas as espécies *Froelichiella grisea* R.E.Fr., *Gomphrena hermogenesii* J.C. Siqueira, *Gomphrena lanigera* Pohl. ex Moq. e *Gomphrena prostrata* Mart. 3) *P. townsendii*. 4) *G. hermogenesii*. 5) *F. grisea* coletada, com raiz tuberosa à mostra. 6) *G. lanigera*. 7) *G. prostrata*. 8) *P. gnaphalioides*.

Figures 1-8. Photographs of the environment and of the studied species at Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cara Preta, Alto Paraíso, GO, Brazil. 1) Rocky slope where were found the species *Pfaffia townsendii* Pedersen and *P. gnaphalioides* (L. f.) Mart. 2) Humid rocky grassland where were found the species *Froelichiella grisea* R.E.Fr., *Gomphrena hermogenesii* J.C. Siqueira, *G. lanigera* Pohl. ex Moq. and *G. prostrata* Mart. 3) *P. townsendii*. 4) *G. hermogenesii*. 5) *F. grisea*. 6) *G. lanigera*. 7) *G. prostrata*. 8) *P. gnaphalioides*.

pilosa ou raro vilosa e face abaxial densamente tomentosa, branco-acinzentada. Inflorescências espiciformes, terminais, pedúnculos longos, vilosos a tomentosos, acinzentados; bráctea mediana triangular, glabra; brácteas laterais ovado-côncas ou orbiculares, margens levemente onduladas. Flores amarelado-claras, sépalas lanceoladas soldadas na base; estames com anteras elípticas na margem do tubo, sésseis e estaminódios interpostos às anteras, truncados; ovário oblongo, estilete quase nulo, estigma penicilado. Raros exemplares foram encontrados em estádio vegetativo em junho/2008 e a espécie foi encontrada em abundância após a ocorrência da queimada na área da RPPN, em setembro/2008, em floração.

Gomphrena hermogenesii J. C. Siqueira (Figura 4)

Ervas a subarbustos eretos, pilosos ou vilosos, alvos. Sistema subterrâneo tuberiforme e axial, bem desenvolvido. Folhas subcoriáceas opostas cruzadas na base e opostas no ápice, lanceoladas ou obovalado-lanceoladas, ápice mucronado e base atenuada, face adaxial escabrosa e face abaxial vilosa, alvo-amarelada. Inflorescências capituliformes, terminais, pedúnculos longos e pilosos (tricomas adpressos), amarelados; bráctea mediana ovalo-lanceolada, glabra; brácteas laterais lanceoladas, dorso cristado-serrilhado, glabras. Flores amareladas, sépalas linear-lanceoladas de nervura central proeminente, pilosas; tubo estaminal igual ao comprimento das sépalas, anteras oblongas; ovário turbinado, estilete cilíndrico alongado ou semi-alongado, estigma bífido, piloso. A espécie foi encontrada o ano todo, em estádio vegetativo, entre gramíneas e ciperáceas, e sua floração foi estimulada pela ocorrência de queimada na área da RPPN.

Gomphrena lanigera Pohl ex Moq. (Figura 6)

Ervas a subarbustos eretos pilosos, lanuginosos, ferrugíneos. Sistema subterrâneo tuberoso, fusiforme, pouco desenvolvido. Folhas basais rosuladas, oblongas ou obovaladas, pilosas ou híspidas ferrugíneas; folhas superiores alternas, lineares, lanadas, ferrugíneas, ápice acuminado e base atenuada, face adaxial pilosa, ferrugínea, face abaxial lanosa, ferrugínea. Inflorescências espiciformes, terminais, pedúnculos semi-alongados, lanosos; brácteas mediana e laterais lanceoladas, pilosas. Flores amarelo-rufescentes ou alaranjadas, sépalas linear-lanceoladas, pilosas; tubo estaminal maior que o comprimento das sépalas, anteras oblongas; ovário oblongo-ovalado, estilete curto, estigma linear, papiloso. Espécie que apresentou o ciclo de vida aéreo mais rápido (rebrotação, crescimento vegetativo, floração e frutificação), já que a maioria dos indivíduos da espécie se encontrava em fase de frutificação 20-25 dias após a ocorrência de fogo na RPPN, antes mesmo da recuperação das gramíneas e ciperáceas que predominam no local.

Gomphrena prostrata Mart. (Figura 7)

Ervas a subarbustos prostrados ou semi-prostrados, semi-eretos, pilosos, lanosos ou vilosos, alvecentes. Sistema subterrâneo tuberiforme ou fusiforme, lenhoso, bem desenvolvido. Folhas alternas, ovaladas, ovalado-lanceoladas ou lanceoladas, ápice mucronado, subsésseis, face adaxial pilosa ou híspida ferrugínea e face abaxial lanosa ou vilosa, alvecente. Inflorescências capituliformes, terminais, pedúnculos semi-alongados, pilosos; bráctea mediana ovalado-lanceolada, vilosa e brácteas laterais ovaladas, glabras. Flores alvecentes ou amarelo-claras, sépalas lanceoladas lanuginosas; tubo estaminal menor que o comprimento das sépalas, anteras oblongas; ovário globoso, oblongo, estilete curto, estigma papiloso. Espécie de comportamento pirofítico, foi encontrada em plena floração apenas após a ocorrência do fogo na RPPN.

Pfaffia gnaphalioides (L.f.) Mart. (Figura 8)

Ervas a subarbustos eretos, lanosos, alvecentes. Sistema subterrâneo tuberoso fusiforme e axial, pouco desenvolvido. Folhas cartáceas, alternas ovaladas, elípticas, lanceoladas, oblongo-lanceoladas ou linear-lanceoladas, ápice agudo a acuminado e base atenuada, face adaxial denso lanosa verde-acinzentada e face abaxial denso tomentosa, alvo-acinzentada. Inflorescências capituliformes, terminais, pedúnculos curto a longos, lanosos; bráctea mediana ovalada a oblonga, nervura central proeminente, extremidade do dorso pilosa ou híspida e brácteas laterais oblongas a ovaladas, extremidade do dorso pilosa ou híspida. Flores alvas ou amareladas, sépalas ovalado-lanceoladas a oblongo-lanceoladas, densamente pilosas ou vilosas; tubo estaminal menor que o comprimento das sépalas ou quase do mesmo tamanho, anteras linear-oblongas; ovário oblongo, estigma capitado levemente bilobado. A rebrotação e floração da espécie foram estimuladas pela ocorrência de fogo na RPPN, ao final da estação seca, com persistência de hastes aéreas pelo menos até o final da estação chuvosa (final de março/2009).

Pfaffia townsendii Pedersen (Figura 3)

Subarbustos a arbustos eretos e ramificados, tomentosos, acinzentados. Sistema subterrâneo tuberiforme. Folhas cartáceas alternas, oblongo, oblongo-ovaladas a ovaladas, ápice agudo a acuminado e base rotunda, face adaxial tomentosa verde-acinzentada e face abaxial lanosa a tomentosa, alvo-acinzentada. Inflorescências capituliformes ou em espigas, pedúnculos longos, lanosos; bráctea mediana ovalada a ovalado-lanceolada, glabra e brácteas laterais ovaladas, pilosas no dorso; tubo estaminal unido na base e mais da metade estreitado, anteras oblongas; ovário oblongo, estigma capitado emaginado. A espécie foi encontrada na área da RPPN o ano todo, sempre em floração.

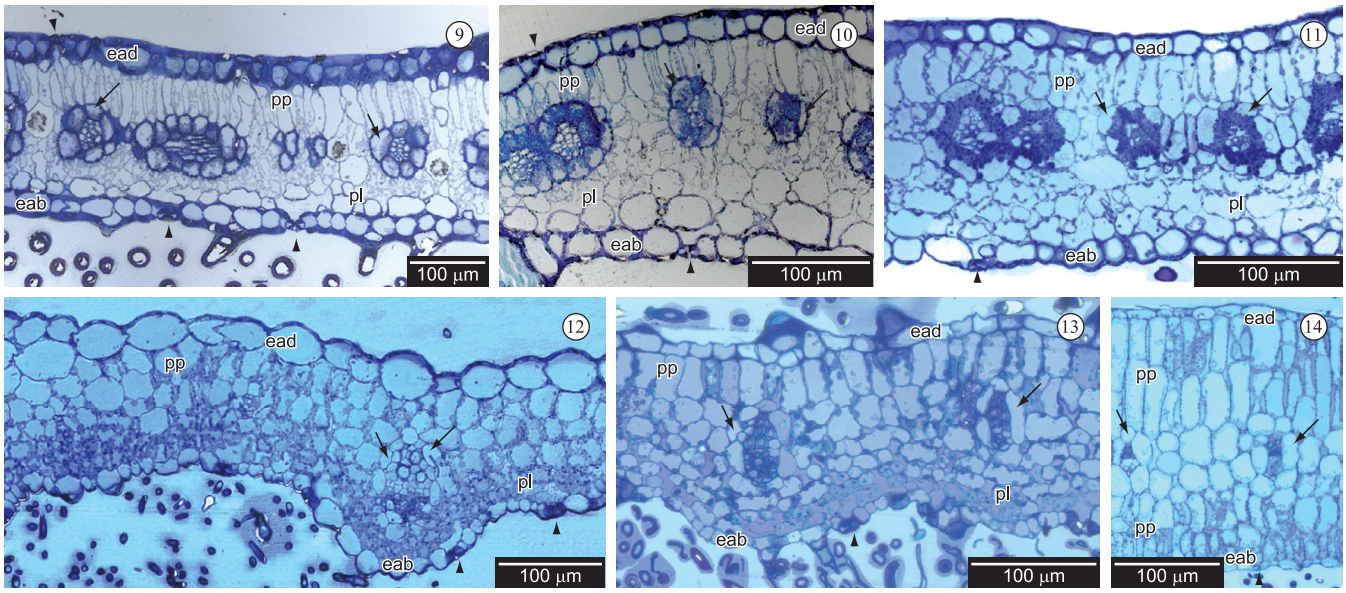
Além das características morfológicas distintivas (hábito, filotaxia, pilosidade e coloração das folhas, formato e coloração das inflorescências), as folhas das espécies estudadas evidenciam variações anatômicas entre os gêneros e uma relativa homogeneidade da anatomia foliar entre as espécies do mesmo gênero.

As espécies *G. hermogenesii* (Figura 9), *G. lanigera* (Figura 10) e *G. prostrata* (Figura 11) possuem folhas anfiestomáticas, com mesofilo dorsiventral e bainha parenquimática completa e bem desenvolvida, envolvendo completamente os feixes colaterais de menor porte (excluindo-se a nervura principal). O mesofilo é composto por 1-2 camadas de parênquima paliçádico adaxial, feixes vasculares de menor porte envoltos por bainha parenquimática completa e 2-5 camadas de parênquima lacunoso abaxial (Figuras 9, 10 e 11). O limbo das espécies mede de 195,94 a 504 µm de espessura, em regiões entre a nervura principal e o bordo. O limbo mais espesso é o de *G. hermogenesii* (268 a 504 µm) e o mais fino é o de *G. prostrata* (195,94 a 300,25 µm) (Tabela 2). Nas três espécies, a bainha parenquimática possui paredes mais espessas em relação às células do mesofilo, podendo apresentar de 2,11 a 5,55 µm de espessura. A bainha possui parede mais espessa em *G. lanigera* (3,26 a 5,55 µm) e é mais fina em *G. prostrata* (2,11 a 3,44 µm) (Tabela 2).

As organelas das células da bainha (ou células Kranz) posicionam-se centripetamente, próximas ao feixe vascular, e a reação para amido concentra-se nessas células, em relação às demais do mesofilo. Ao redor das células da bainha parenquimática, as células tendem a apresentar padrão radial, com espaços intercelulares maiores na região abaxial. A epiderme uni-estratificada das folhas é formada por células com superfície externa plana, com estômatos nivelados na face adaxial e tendendo a se elevarem na face abaxial. A cutícula adaxial dessas espécies é geralmente mais espessa do que na face abaxial, podendo

apresentar de 4,72 a 13,04 µm de espessura. A cutícula adaxial é mais espessa em *G. lanigera* (8,84 a 13,04 µm) e é mais fina em *G. prostrata* (4,72 a 6,52 µm) (Tabela 2). Os bordos foliares de *G. prostrata* são recurvados em direção abaxial (nas outras duas espécies, os bordos também são planos em corte transversal). Nesse gênero, os tricomas que recobrem as folhas aparentam maior densidade à medida que o tamanho da área foliar se reduz (como as folhas de *G. lanigera*), em relação às folhas mais expandidas das outras duas espécies. Essas espécies de *Gomphrena* apresentam grande quantidade de drusas no mesofilo foliar, cuja composição é oxalato de cálcio.

As espécies *P. gnaphalioides* (Figura 12) e *P. townsendii* (Figura 13) possuem folhas com superfície mais ondulada,



Figuras 9-14. Micrografias de secções transversais do terço médio das folhas das espécies de Amaranthaceae em estudo. 9) *Gomphrena hermogenesii* - limbo médio a espesso, mesofilo dorsiventral e bainha parenquimática completa, com paredes celulares espessas e feixes vasculares colaterais. 10) *G. lanigera* - limbo médio, mesofilo dorsiventral e bainha parenquimática completa, com paredes celulares espessas e feixes vasculares colaterais. 11) *G. prostrata* - limbo fino a médio, mesofilo dorsiventral e bainha parenquimática completa, com paredes celulares espessas e feixes vasculares colaterais. 12) *Pfaffia gnaphalioides* - limbo fino, mesofilo dorsiventral, bainha parenquimática pouco evidente e feixes vasculares colaterais. 13) *P. townsendii* – única espécie hipoestomática, limbo fino, mesofilo dorsiventral, bainha parenquimática pouco evidente, feixes vasculares colaterais. 14) *Froelichiella grisea* - limbo espesso, mesofilo isobilateral, parênquima paliçádico de células mais alongadas sob a epiderme adaxial, bainha parenquimática pouco evidente e feixes vasculares colaterais.

Legenda. eab = epiderme abaxial; ead = epiderme adaxial; pl = parênquima lacunoso; pp = parênquima paliçádico; cabeça de seta = estômato; círculo = drusa; seta = bainha parenquimática.

Figures 9-14. Micrographies of the middle leaf transversal sections of the studied Amaranthaceae species. 9) *Gomphrena hermogenesii* - leaf blade thickness from medium to thick, dorsiventral mesophyll and complete parenchymatous bundle sheath, with thick cell walls and collateral vascular bundles. 10) *G. lanigera* - medium leaf blade, dorsiventral mesophyll and complete parenchymatous bundle sheath, with thick cell walls and collateral vascular bundles. 11) *G. prostrata* - thin to medium leaf blade, dorsiventral mesophyll and complete parenchymatous bundle sheath, with thick cell walls and collateral vascular bundles. 12) *Pfaffia gnaphalioides* – thin leaf blade, dorsiventral mesophyll, less defined parenchymatous bundle sheath and collateral vascular bundles. 13) *P. townsendii* – only hypostomatous leaf species, thin leaf blade, dorsiventral mesophyll, less defined parenchymatous bundle sheath and collateral vascular bundles. 14) *Froelichiella grisea* - thick leaf blade, isobilateral mesophyll with elongated palisade parenchyma under the adaxial epidermis, less defined bundle sheath and collateral vascular bundles.

Legend. eab = abaxial epidermis; ead = adaxial epidermis; pl = spongy parenchyma; pp = palisade parenchyma; arrowhead = stoma; circle = druse; arrow = parenchymatous bundle sheath.

Tabela 2. Dados morfométricos das folhas de Amaranthaceae da RPPN Cara Preta, Alto Paraíso, GO, Brasil.

Table 2. Leaf morphometric data of Amaranthaceae species found at RPPN Cara Preta, Alto Paraíso, GO, Brazil.

Parâmetro	*Froelichiella grisea* (µm)	*Gomphrena hermogenesii* (µm)	*G. lanigera* (µm)	*G. prostrata* (µm)	*Pfaffia gnaphaloides* (µm)	*P. townsendii* (µm)
Limbo Foliar - espessura desde a epiderme adaxial até epiderme abaxial	462.12 ± 46.00	363.56 ± 73.6	341.28 ± 22.09	247.77 ± 35.34	157.00 ± 25.26	168.95 ± 17.75
Cutícula adaxial - espessura	6.62 ± 1.75	6.07 ± 0.49	10.73 ± 1.5	5.47 ± 0.63	5.81 ± 0.73	2.94 ± 0.97
Mesofilo - espessura de parede entre células adjacentes	4.21 ± 0.70	1.66 ± 0.39	2.41 ± 0.50	1.73 ± 0.41	1.92 ± 0.30	1.70 ± 0.46
Bainha - espessura de parede entre uma célula da bainha e uma célula de parênquima adjacente	5.60 ± 0.86	2.93 ± 0.39	4.22 ± 0.73	2.58 ± 0.38	1.86 ± 0.24	1.52 ± 0.29

marcadamente na face abaxial, com a espessura do limbo foliar variando entre 135,49 e 204,32 µm de espessura (Tabela 2). A epiderme é uni-estratificada e a cutícula adaxial é fina, variando de 1,51 a 6,66 µm de espessura, sendo que a cutícula de *P. townsendii* é mais fina das espécies estudadas. Nessas espécies a pilosidade é mais densa que nas *Gomphrena* spp., e o formato alongado e sinuoso dos tricomas unisseriados e nodosos não permite a visualização da superfície epidérmica das folhas sob lupa. O mesofilo das espécies também é dorsiventral, mas a bainha parenquimática é pouco evidente (Figuras 12 e 13), com paredes celulares de mesma espessura ou mais finas que as demais células do mesofilo (Tabela 2), envolvendo feixes colaterais. O mesofilo é composto por 1-2 camadas de parênquima paliçádico adaxial de células pouco alongadas, feixes vasculares colaterais e 2-6 camadas de células mais arredondadas formando um parênquima lacunoso abaxial de pequenos espaços intercelulares (Figuras 12 e 13). Só foram encontrados estômatos na superfície abaxial de *P. townsendii*, enquanto em *P. gnaphalioides* foram observados estômatos tanto na superfície adaxial (mais raros e nivelados às demais células) quanto na superfície abaxial da epiderme. Os estômatos de ambas as espécies, na superfície abaxial, são elevados em relação às demais células epidérmicas. O teste histoquímico indica amido amplamente distribuído nas células do mesofilo. A anatomia dessas espécies é compatível com o metabolismo fotossintético C_3.

A espécie *F. grisea* possui folhas com superfície plana e tricomas unisseriados longos, marcadamente na face abaxial. A epiderme é uni-estratificada, formada por células pequenas e com cutícula de espessura mediana (Figura 14), variando entre de 3,61 a 8,4 µm na face adaxial. A densidade dos tricomas não permite a visualização da superfície epidérmica abaxial das folhas sob lupa. O limbo foliar apresenta de 415,19 a 549,45 µm de espessura. O mesofilo da espécie é isobilateral e a bainha parenquimática é pouco evidente (Figura 14), embora suas paredes celulares apresentem espessura ligeiramente superior às demais células do mesofilo (Tabela 2). As organelas na bainha vascular estão posicionadas centrifugamente (da mesma forma que nas demais células do mesofilo) e os feixes vasculares também são colaterais. O mesofilo é composto por 2-4 camadas de parênquima paliçádico adaxial, formado por células longas, feixes vasculares colaterais e 2-3 camadas de parênquima paliçádico abaxial, formado por células mais curtas (Figura 14). No espaço intervenal, os feixes vasculares são substituídos por 2-5 camadas de células parenquimáticas arredondadas. Foram encontrados estômatos tanto na superfície adaxial quanto na superfície abaxial da epiderme, geralmente nivelados com as demais células epidérmicas. As drusas se concentram na região próxima à nervura principal das folhas desta espécie e são compostas de oxalato de cálcio. Amido é encontrado na maioria das células do mesofilo. A anatomia dessa espécie é compatível com o metabolismo fotossintético C_3.

Discussão

O monitoramento da área por longo espaço de tempo, com visitas periódicas (intervalos de cerca de dois meses) e a ocorrência de fogo foram determinantes para a localização e identificação de *Froelichiella grisea*, *Gomphrena lanigera* e *G. prostrata*, bem como para o registro da floração de *G. hermogenesii* e *Pfaffia gnaphalioides*. O fogo deve quebrar a dormência dessas espécies, estimulando tanto a rebrotação das porções aéreas quanto a floração/frutificação. Essas observações são compatíveis com as observações realizadas para outras espécies dessa família (Siqueira 1992, Marchioretto 2008).

O único levantamento de flora registrado para a área não cita espécies da família Amaranthaceae. De acordo com o Plano de Utilização da RPPN Cara Preta (de Souza 2004), os levantamentos de flora efetuados na área registraram a presença de 239 espécies vegetais, distribuídas em 46 famílias (137 gêneros). Acompanhando o registro de predominância de fitofisionomias campestres na RPPN (campos rupestres, campos limpos e campo sujo), o maior número de espécies vegetais pertence à família Poaceae (=Gramineae) (30 spp.), seguido de Asteraceae (=Compositae) com 21 espécies, Cyperaceae, Orchidaceae, Fabaceae (=Leguminosae) e Eriocaulaceae (16 espécies cada família) e Xyridaceae (10 espécies). De acordo com os autores do Plano de Utilização, estão protegidas na área da RPPN cerca de 38% das famílias vegetais registradas para o município de Alto Paraíso, GO. Três espécies vegetais foram apontadas como prováveis endemismos da área (*Xyris paradisiaca* Wand., *Cambessedesia glaziovi* Cogn. ex A.B. Martins e *Mimosa regina* Barneby).

Considerando-se que o presente trabalho de campo acrescentou mais seis espécies, três gêneros e uma família ao levantamento florístico da área, a RPPN Cara Preta passa a registrar 245 espécies vegetais distribuídas em 47 famílias e 140 gêneros, em uma área de 975 ha. Entre as espécies de Amaranthaceae encontradas na área, 33% são endêmicas da Chapada dos Veadeiros: *G. hermogenesii* e *F. grisea.* Essa última espécie é citada na "Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção" como uma das espécies com dados de registros considerados deficientes, não permitindo enquadrá-las com segurança na situação de ameaçada (Brasil 2008) e com problemas de conservação (Marchioretto et al. 2005). Estudos mais específicos e ampliados (Marchioretto et al. 2005, Biodiversitas 2009) consideram que *F. grisea*, monoespecífica para o gênero *Froelichiella* e de ocorrência restrita aos campos rupestres da Chapada dos Veadeiros, se enquadraria na categoria "vulnerável" da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), correndo alto risco de extinção a médio prazo. Além dessa espécie, *P. townsendii*, também encontrada na área, se enquadra na mesma categoria de ameaça (Biodiversitas 2009) e sua distribuição é restrita aos cerrados e campos rupestres dos Estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais (Marchioretto 2008). Essas informações tornam a RPPN Cara Preta particularmente importante como local de preservação dessas espécies da família Amaranthaceae para estudos futuros (genética, biogeografia e outros) e para fins de educação ambiental.

A área da RPPN Cara Preta representa apenas 1,5% da área do Parque Nacional (PARNA) Chapada dos Veadeiros, mas possui 9,2% do número de espécies vegetais registradas para a Chapada dos Veadeiros. Somente em relação à família Amaranthaceae, na RPPN Cara Preta são encontradas 23 a 25% das espécies ocorrentes na Chapada dos Veadeiros. Das 27 espécies de Amaranthaceae da Chapada, três podem ser consideradas invasoras, o que eleva ainda mais o percentual de representantes nativos encontrados na RPPN. A lista de espécies vegetais da Chapada dos Veadeiros (Felfili et al. 2007) inclui pesquisas realizadas nos 65.038 ha do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, uma área fronteiriça com a RPPN Cara Preta, no município de Alto Paraíso e na Vila Propício, registrando um total de 2.661 espécies, distribuídas em 150 famílias e 731 gêneros.

Considerando que os dados de endemismo constantes do Plano de Utilização da RPPN sejam confirmados (três espécies), somadas às espécies endêmicas de Amaranthaceae (duas espécies) registradas para a área, chega-se à taxa de endemismo de 2%, bem representativo para o Bioma Cerrado. O Cerrado consta da lista de Hotspots de prioridades para a conservação (Myers et al. 2000) por conter, entre outras, 4.400 espécies de plantas endêmicas – ou 1,5% do total das 300 mil espécies de plantas do planeta.

O Brasil é um reduto de riqueza e endemismos de espécies de Amaranthaceae, com alguns táxons já identificados como ameaçados e outros com potencial ornamental, medicinal e/ou alimentício ainda inexplorado. As condições de coleta citadas no Plano de Utilização da RPPN Cara Preta (de Souza 2004) e as observações de campo deste trabalho indicam que a flora da área ainda se encontra sub-registrada,

havendo necessidade de ampliação dos estudos florísticos na área. Este estudo sugere que a ampliação do trabalho de monitoramento e coletas de plantas nessa RPPN pode resultar em registros de espécies novas para a ciência, inclusive endêmicas, dado o comportamento sazonal das dicotiledôneas herbáceas, exemplificado pelo atual registro da família Amaranthaceae.

A anatomia foliar das espécies é compatível com o encontrado na literatura para outras espécies dos gêneros *Gomphrena* e *Pfaffia* (Handro 1964, 1967, Carolin et al. 1978, Estelita-Teixeira & Handro 1984, Gavilanes 1999, Fank-de-Carvalho & Graciano-Ribeiro 2005). Pela primeira vez, descreveu-se a anatomia do gênero *Froelichiella*. De acordo com Mauseth (2009), plantas de ambientes quentes e secos apresentam anatomia foliar padrão, com parênquima paliçádico adaxial e parênquima lacunoso abaxial, geralmente reduzindo os espaços intercelulares e compactando as células para evitar perdas de água. Essa configuração de tecidos poderia reduzir a fotossíntese, pois as células ficariam menos expostas ao dióxido de carbono, mas modificações enzimáticas e ultraestruturais propiciaram a resolução deste problema, através do surgimento de diferentes vias fotossintéticas (Mauseth 2009).

A anatomia das folhas das espécies de *Gomphrena* encontradas na RPPN indica a realização da via C_4 de fotossíntese, especialmente em razão da presença de uma bainha vascular completa, com paredes celulares espessas envolvendo os feixes vasculares, além de organelas em posição centrípeta e concentração da produção de amido nestas células. Essas espécies apresentam o tipo *Gomphrena* de anatomia Kranz (Kadereit et al. 2003), onde a porção adaxial do mesofilo adjacente à bainha vascular se organiza radialmente e a porção abaxial é formada por células menores e nem sempre distintamente radiais. Essas são espécies com maior capacidade de captura e fixação de gás carbônico em biomassa subterrânea, garantindo o crescimento rápido das partes aéreas sob condições ambientais favoráveis. A anatomia foliar dessas espécies de *Gomphrena* corrobora apenas parcialmente um estudo recente sobre o metabolismo das espécies, baseado na análise de isótopos de carbono (Sage et al. 2007), que indica duas dessas espécies como C_4 e reporta que *G. hermogenesii* seria uma espécie C_3.

As demais espécies estudadas, dos gêneros *Froelichiella* e *Pfaffia*, devem realizar apenas a via C_3 de fotossíntese, uma vez que a bainha vascular é menos distinta e as paredes celulares são tão finas quanto as das demais células do mesofilo, as organelas estão posicionadas centrifugamente no mesofilo e na bainha e o amido é produzido tanto no mesofilo quanto na bainha, concordando com os resultados de Sage et al. (2007) através da análise de isótopos de carbono.

Dentre as *Gomphrena*, o ciclo de vida aéreo mais rápido (rebrotação, crescimento vegetativo, floração e frutificação) ocorreu na espécie *G. lanigera*. Essa espécie é a que apresenta a cutícula adaxial mais espessa (Tabela 2), característica anatômica não relacionada com a duração da folha no tempo, já que a maioria dos indivíduos da espécie se encontrava em fase de frutificação 20-25 dias após a ocorrência de fogo, antes mesmo da recuperação das gramíneas que predominam no local. Da mesma forma, o espessamento das paredes celulares na bainha vascular também não parece um evento de longo prazo, pois *G. lanigera* é a espécie que apresentou maior espessamento nessas paredes (Tabela 2). Sugere-se, assim, que tanto o desenvolvimento de cutícula quanto das paredes celulares seja um evento mais correlacionado à genética da espécie e, possivelmente, ao metabolismo fotossintético (em relação às células da bainha). O comportamento pirofítico de *G. lanigera* também foi enfatizado por Siqueira (1992), que informa a ocorrência da espécie em áreas de cerrados e campos rupestres de Goiás, Minas Gerais e Distrito Federal, aparecendo frequentemente após queimadas.

Embora as três espécies de *Gomphrena* sejam subarbustivas ou herbáceas de pequeno porte (menos de 30 cm de altura), apenas duas delas possuem sistemas subterrâneos bem desenvolvidos e perenes (*G. hermogenesii* e *G. prostrata*), aparentemente com xilopódio, indicando a alocação preferencial da biomassa em estruturas persistentes. *G. lanigera* possui raiz tuberosa, mas com menor desenvolvimento em relação às outras duas espécies de *Gomphrena*. Isto pode ser explicado pelo curto espaço de tempo para a produção de carboidratos e alocação no sistema subterrâneo, somado ao limbo reduzido e baixa quantidade de folhas disponíveis em cada indivíduo (Figura 6). A rebrotação das porções aéreas e floração de *G. prostrata* também foram estimuladas pelo fogo, mas essa espécie possui maior quantidade de tecido fotossintetizante do que *G. lanigera*.

Entre as espécies de *Gomphrena*, apenas *G. hermogenesii* apresenta porções aéreas (caule e folhas) persistentes ao longo do ano (independentemente de ser período seco ou chuvoso) e o limbo foliar mais espesso foi encontrado em amostras coletadas ao longo do estádio vegetativo. Durante cerca de um ano e meio de acompanhamento da área, antes da ocorrência do fogo e após a localização da espécie no campo, não houve registro de floração. A floração desta espécie também foi estimulada pela ocorrência da queimada, um aspecto importante de seu comportamento ecológico ainda não descrito na literatura.

A rápida floração das espécies herbáceas de Amaranthaceae, que fazem a dispersão anemocórica dos frutos, favorece o estabelecimento pioneiro em áreas mais distantes, antes mesmo da recuperação integral do restante da vegetação rasteira, composta especialmente por gramíneas e ciperáceas. O estudo da ecologia das espécies dessa camada da vegetação é importante para ampliar o conhecimento sobre a vegetação que recobre as áreas abertas de Cerrado. Nas plantas, o sistema subterrâneo desenvolvido, a dispersão anemocórica e o pirofitismo são adaptações consideradas importantes para a sobrevivência das espécies (Siqueira 2007). A camada rasteira possui diversidade de cerca de quatro a sete vezes o número das espécies lenhosas (arbustos maiores e árvores), sendo mais importantes as famílias Compositae, Gramineae, Leguminosae e Rubiaceae (Ratter et al. 1997). Nos campos úmidos, a flutuação no nível de disponibilidade de água nas estações chuvosa e seca não permite o crescimento de árvores (Ratter et al. 1997).

O limbo foliar das duas espécies do gênero *Pfaffia* encontradas na área são os menos espessos dentre as espécies deste estudo (Tabela 2). Entretanto, a organização interna dos tecidos é marcadamente dorsiventral em *P. townsendii* (Figura 13), que possui porções aéreas persistentes ao longo do ano, enquanto em *P. gnaphalioides* (Figura 12) o parênquima lacunoso é mais compactado e o parênquima paliçádico é menos alongado. A maior especialização dos tecidos pode ser decorrente da longevidade das folhas – que são de curta duração na segunda espécie. A maior compactação das células em *P. ganaphalioides* pode estar relacionada à aparente menor densidade de tricomas. A cutícula mais fina foi encontrada em *P. townsendii*, provavelmente em função da densa pilosidade e da trama fechada que os tricomas lanuginosos formam sobre a epiderme foliar. A pilosidade densa é considerada fundamental para reduzir a temperatura e a perda de água transpiracional em ambientes quentes e secos, durante o dia, bem como para a manutenção da temperatura foliar à noite (Press 1999). A pilosidade mais densa nas folhas das duas espécies de *Pfaffia* pode estar ligada à ocorrência das mesmas em áreas acidentadas e rochosas do cerrado de altitude, sujeitas a ventanias.

A anfiestomia pode não estar diretamente relacionada com a ocorrência do metabolismo C_4, uma vez que ela é comum a cinco das seis espécies estudadas e apenas três delas possuem anatomia compatível com a realização da via C_4 de fotossíntese. Entretanto, pode estar diretamente relacionada à espessura do limbo foliar, pelo

menos em parte, e tambérm à evolução do metabolismo C_4, uma vez que aumenta a exposição dos tecidos internos ao dióxido de carbono. Embora a diferença entre a espessura das folhas de *Pfaffia* seja similar, *P. townsendii* é a única espécie arbustiva e suas folhas perenes têm o limbo mais fino entre as espécies deste estudo, com estômatos restritos à face abaxial. Este dado corrobora com os de Parkhusrt (1978), que afirma que para o mesmo ambiente, as folhas mais espessas tendem a ser anfiestomáticas e as folhas mais finas tendem a ser hipoestomáticas. Entretanto, uma pesquisa em larga escala, conduzida por Mott et al. (1982), indica que a espessura foliar deve ser um caráter secundário em relação à anfiestomia, necessitando-se de mais algum parâmetro independente, uma vez que folhas de muitas plantas herbáceas com 100-500 µm de espessura podem apresentar anfiestomia, enquanto muitas plantas lenhosas com folhas de mesma espessura tendem a ser hipoestomáticas. Neste sentido, o hábito arbustivo de *P. townsendii*, conjugado às folhas de menor espessura, reflete o caráter hipostômico típico de espécies lenhosas.

À exceção de *P. townsendii*, todas as demais espécies deste estudo são herbáceas de pequeno porte e anfiestomáticas. Três das seis espécies deste estudo possuem estrutura foliar compatível com o metabolismo C_4, o que concorda com a afirmação de Mott et al. (1982) de que espécies de plantas com metabolismo C_4 são adaptadas a ambientes de alta luminosidade e são anfiestomáticas. Também corrobora com Parkhurst (1978), que afirma que, em relação à captura de gás carbônico, folhas anfiestomáticas parecem melhor adaptadas para a maioria das condições ambientais e, especialmente, às condições de baixo estresse hídrico. Afinal, todas as espécies de provável metabolismo C_4 (*Gomphrena* spp.) foram encontradas na região de campo limpo úmido, onde seus sistemas subterrâneos bem desenvolvidos e o lençol freático superficial atuam na manutenção do suprimento de água durante o período de persistência de suas porções aéreas, não havendo necessidade de restrição transpiracional.

Desta maneira, as variações anatômicas das folhas das espécies são parcialmente decorrentes da genética, da adaptação ao ambiente e também podem estar relacionadas ao hábito, comportamento ecológico e duração das folhas durante o ciclo de vida da planta. O entendimento do significado funcional da estrutura foliar em nível ecológico é complexo e envolve muitas variantes, sendo dependente do ambiente, não intuitivo e freqüentemente indica que há mais do que uma solução estrutural para a obtenção do mesmo resultado fisiológico (Press 1999).

Portanto, considerando-se alta a taxa de endemismo dos cerrados e sua importância como centro de biodiversidade (Ratter et al. 1997), é necessário ampliar os estudos de biologia básica (taxonomia, ecologia, anatomia, ultra-estrutura e biogeografia) em espécies dessa e de outras famílias vegetais nativas do Bioma Cerrado. Assim, além de descrever algumas espécies do Cerrado em aspectos comportamentais e anatômicos inéditos, esse trabalho indica que a família Amaranthaceae também pode ser um bom marcador da biodiversidade de dicotiledôneas de pequeno porte e da capacidade de regeneração das áreas de campos rupestres, campos úmidos e outros tipos de vegetação aberta dos cerrados. O monitoramento constante das áreas preservadas e disponíveis para a pesquisa científica pode revelar dados inesperados e ampliar a motivação para as pesquisas e conservação do mosaico de ecossistemas que formam o Bioma Cerrado.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES, CNPq e FINEP pelo apoio financeiro; aos Herbários IBGE, UB e PACA e à ONG Oca Brasil pela infra-estrutura e apoio; aos coletores adicionais pelo acompanhamento nas buscas e coletas das espécies.

Parte da tese de Doutorado da primeira autora.

Referências Bibliográficas

BATALHA, M.A. & MARTINS, F.R. 2004. Reproductive fenology of the cerrado plant community in Emas National Park (Central Brazil). Aust. J. Bot. 52:149-161.

BIODIVERSITAS. 2009. Lista da flora brasileira ameaçada de extinção. http://www.biodiversitas.org.br/ (último acesso em 11/09/2009).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. http://www.mma.gov.br (último acesso em 11/09/2009).

CAROLIN, R.C., JACOBS, S.W.L. & VESK, M. 1978. Kranz cells and mesophyll in the Chenopodiales. Aust. J. Bot. 26:683-698.

CAVALCANTI, T.B. & RAMOS, A.E. (org.). 2001. Flora do Distrito Federal, Brasil. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília.

CONSERVATION INTERNATIONAL, FUNATURA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS & UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA. 1999. Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal. www.bdt.org.br/bdt/workcerrado (último acesso em 19/05/2005).

DE SOUZA, A. 2004. Relatório plano de utilização RPPN Cara Preta. Nativa Proteção Ambiental, Alto Paraíso, 327p.

EDWARDS, G.E., FRANCESCHI, V.R. & VOZNESENSKAYA, H.V. 2004. Single-cell C_4 photosynthesis versus the dual-cell (Kranz) paradigm. Ann. Rev. Plant Biol. 55:173-196.

ESTELITA-TEIXEIRA, M.E. & HANDRO, W. 1984. Leaf ultrastructure in species of *Gomphrena* and *Pfaffia* (Amaranthaceae). Can. J.Bot. 62:812-817.

FANK-DE-CARVALHO, S.M., GRACIANO-RIBEIRO, D. 2005. Arquitetura, anatomia e histoquímica das folhas de *Gomphrena arborescens* L.f. (Amaranthaceae). Acta Bot. Bras. 19(2):379-392.

FARIAS, R., ALVES, E.R., MARTINS, R.C., BARBOZA, M.A., ZANENGA-GODOY, R., SILVA, J.B. & RODRIGUES-DA-SILVA, R. 2002. Caminhando pelo cerrado. Planta herbáceo-arbustivas – caracteres vegetativos e organolépticos. Editora Universidade de Brasília, Brasília.

FELFILI, J.M., REZENDE, A.V. & SILVA JÚNIOR, M.D. (org.). 2007. Biogeografia do Bioma Cerrado – vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros. Editora Universidade de Brasília/FINATEC, Brasília.

GAVILANES, M.L. 1999. Estudo anatômico do eixo vegetativo de plantas daninhas que ocorrem em Minas Gerais. 1. Anatomia foliar de *Gomphrena celosioides* Mart. (Amaranthaceae). Ciênc. e Agrotecn. 23(4):881-898.

HANDRO, W. 1964. Contribuição ao estudo da venação e anatomia foliar das amarantáceas dos cerrados. An. Acad. Brasil. Ciênc. 36(4):479-499.

HANDRO, W. 1967. Contribuição ao estudo da venação e anatomia foliar das amarantáceas dos cerrados. II – Gênero *Pfaffia*. An. Acad. Brasil. Ciênc. 39(3-4):495-506.

THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX - IPNI. 2009. http://www.ipni.org/index.html (último acesso em 11/09/2009).

JUDD, W.S., CAMPBELL, C.S., KELLOG, E.A. & STEVENS, P.F. 2002. Plant Systematics – a phylogenetic approach. 2 ed. Sinauer Associates, Sunderland.

KADEREIT, G., BORSH, T., WEISING, K. & FREITAG, H. 2003. Phylogeny of Amaranthaceae and Chenopodiaceae and the evolution of the C4 Photosynthesis. Int. J. Plant Sci. 164/6:959-986

KARNOVSKY, M.J. 1965. A formaldehyde-glutaraldehyde fixative of high osmolality for use in electron microscopy Abstracts Fifth Annual Meeting American Society for Cell Biology. J. Cell. Biol. 27:137-138A.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade 1(1):147-155.

KRAUS, J.E. & ARDUIN, M. 1997. Manual básico de métodos em morfologia vegetal. EDUR, Rio de Janeiro.

LABORIAU, M.L.S. 1961. Pollen grains of plants of the "Cerrado" - I. An. Acad. Brasil. Ciênc. 33(1):119-130.

MARCHIORETTO, M.S. 2008. Os gêneros *Hebanthe* Mart. e *Pfaffia* Mart. (Amaranthaceae) no Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MARCHIORETTO, M.S., MIOTTO, S.T.S. & SIQUEIRA, J.C. 2008. Padrões de distribuição geográfica dos táxons brasileiros de *Hebanthe* Mart. (Amaranthaceae). Pesq. Bot. 59:159-170.

MARCHIORETTO, M.S., MIOTTO, S.T.S. & SIQUEIRA, J.C. 2009. Padrões de distribuição geográfica das espécies brasileiras de *Pfaffia* (Amaranthaceae). Rodriguésia 60(3):667-681.

MARCHIORETTO, M.S., SENNA, L. & SIQUEIRA, J.C. 2010. *Amaranthaceae in* Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB000042 (último acesso em 12/06/2010).

MARCHIORETTO, M.S., WINDISCH, P.G. & SIQUEIRA, J.C. 2002. Os gêneros *Froelichia* Moench e *Froelichiella* R.E. Fries (Amaranthaceae) no Brasil. Pesq. Bot. 52:7-46.

MARCHIORETTO, M.S., WINDISCH, P.G. & SIQUEIRA, J.C. 2004. Padrões de distribuição geográfica das espécies de *Froelichia* Moench e *Froelichiella* R. E. Fries (Amaranthaceae) no Brasil. Iheringia, Sér. Bot. 2:149-159.

MARCHIORETTO, M.S., WINDISCH, P.G. & SIQUEIRA, J.C. 2005. Problemas de conservação das espécies dos gêneros *Froelichia* Moench e *Froelichiella* R. E. Fries (Amaranthaceae) no Brasil. Acta Bot. Bras. 19(2):215-219.

MAUSETH, J.D. 2009. Botany – na introduction to plant biology. 4th ed. Jones & Bartlett Pub., Sudbury.

MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA, M.C., REZENDE, A.R., FILGUEIRAS, T.S. & NOGUEIRA, P.E. 1998. Flora vascular do Cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, ed.). Embrapa CPAC, Planaltina, p.286-556.

MIRANDA, H. & MIRANDA, A.C. 2000. Queimadas e estoques de carbono no Cerrado. In As mudanças climáticas e os ecossistemas brasileiros (A.G. Moreira & S. Schwartzman, ed.). Foco, Brasilia, p.75-81.

MONTEIRO-SCANAVACCA, W.R. 1971. Vascularização floral em Amaranthaceae. Ciênc. e Cult. 23(3):339-349.

MOTT, K.A., GIBSON, A.C. & O´LEARY, J.W. 1982. The adaptive significance of amphistomatic leaves. Plant Cell Environ. 5:455-460.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

PARKHURST, D.F. 1978. The adaptive significance of stomatal occurrence on one or both surfaces of leaves. J. Ecol. 66:367-383.

PRESS, M.C. 1999. The functional significance of leaf structure: a search for generalizations. New Phytol. 143:213-219.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80:223-230.

SAGE, R.F., SAGE, T.L., PEARCY, R.W. & BORSCH, T. 2007. The taxonomic distribution of C_4 photosynthesis in Amaranthaceae *sensu stricto*. Am. J. Bot. 94(12):1992-2003.

SIQUEIRA, J.C. 1987. Importância alimentícia e medicinal das amarantáceas do Brasil. Acta Biol. Leopold. 9(1):99-110.

SIQUEIRA, J.C. 1992. O gênero *Gomphrena* L. (Amaranthaceae) no Brasil. Pesq. Bot. 43:5-197.

SIQUEIRA, J.C. 2002. Amaranthaceae. In Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo, vol. II. (M.G.L. Wanderley, G.J. Shepherd, A.N. Giulietti, T.S.A. Melhem, V. Dittrich & C. Kameyama). HUCITEC, São Paulo, p.11-30.

SIQUEIRA, J.C. 2007. O Bioma Cerrado e a preservação de grupos taxonômicos: um olhar sobre as Amaranthaceae. Pesq. Bot. 58:389-394.

SOUZA, W. (ED). 1998. Técnicas básicas de microscopia eletrônica aplicadas às ciências biológicas. Sociedade Brasileira de Microscopia, Rio de Janeiro.

THIERS, B. 2010. Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden´s Virtual Herbarium. Continuously updated. http://sweetgum.nybg.org/ih (último acesso em 06/2010).

Recebido em 26/02/2010
Versão reformulada recebida em 17/06/2010
Publicado em 04/10/2010

Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill

Alex Bager[1,3] & Clarissa Alves da Rosa[1,2]

[1]Grupo de Pesquisa em Ecologia de Estradas, Setor de Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Campus Universitário, CP 3037, CEP 37200 000, Lavras, MG, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras – UFLA
[3]Autor para correspondência: Alex Bager, e-mail: abager@dbi.ufla.br

BAGER, A. & ROSA, C.A. **Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03010042010.

Abstract: We propose a ranking index to assign priorities to sites for implementation of measures to mitigate wildlife roadkill. We conducted a case study along 34 km of highway BR 392 in Southern Brazil. We compared priority sites established only according to roadkill rates, with those defined by our index. The index used four parameters: the richness of target species, diversity of roadkilled species, roadkill rate of target species, and presence of endangered species. Although it is impossible to protect the entire community of vertebrates affected by roadkill, we defined nine target species, five mammals and four reptiles. For each parameter, we defined coefficients ranging between 0 and 3. There was a significant change in the priorities of sites for implementing mitigation devices, which caused changes in the species that were protected. The definition of priority sites by considering only the roadkill rate protected reptiles especially, to the detriment of all mammal species, including endangered species. Sites with high roadkill rates continued to be among the most important for conservation, but the index diluted the effect of this parameter, changing the ranking. This ranking index can be an effective tool to aid government institutions in decision-making, especially when more elaborate analyses are not feasible for reasons of time, resources, or lack of trained personnel.
Keywords: *decision-making, ranking index, mitigation, road ecology, roadkill.*

BAGER, A. & ROSA, C.A. **Hierarquização de quilômetros prioritários à mitigação de atropelamentos de animais selvagens**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn03010042010.

Resumo: Propomos um índice para a definição de trechos prioritários à implantação de medidas de mitigação contra atropelamento de animais selvagens. Conduzimos um estudo de caso em 34 km da rodovia BR 392, no Sul do Brasil. Comparamos trechos prioritários definidos somente com taxas de atropelamento e trechos prioritários definidos pelo índice. O índice se utilizou de 4 parâmetros: riqueza de espécies alvo, diversidade total de espécies atropeladas, taxa de atropelamento de espécies atropeladas e presença de espécies ameaçadas. Considerando ser impossível proteger toda a comunidade de vertebrados afetada por atropelamento definimos 9 espécies alvo, 5 mamíferos e 4 répteis. Para cada parâmetro foram definidos coeficientes com valores entre 0 e 3. Houve uma significativa mudança nos trechos prioritários para implantação de aparatos de mitigação, alterando as espécies que foram protegidas. Os trechos, definidos somente pela taxa de atropelamento, protegeram especialmente répteis, em detrimento de todos os mamíferos, incluindo as espécies ameaçadas. Trechos com altas taxas de atropelamento continuaram entre os mais importantes para conservação, mas o índice diluiu o efeito deste parâmetro, alterando sua prioridade. O índice pode ser uma ferramenta efetiva para a tomada de decisão em instituições governamentais, especialmente quando análises mais elaboradas não são viáveis em razão de tempo, recursos ou ausência de pessoal especializado.
Palavras-chave: *tomada de decisão, índice de prioridade, mitigação de impactos, ecologia de estradas, atropelamento.*

Introduction

Effects of roads on biodiversity are related to the mortality of animals during the construction of a highway, mortality from collision with vehicles, modification in animal behavior, increasing the human use and occupation of the surrounding areas, habitat fragmentation, and introduction of exotic species (Trombulak & Frissell 2000, Coffin 2007). Of these effects, the most studied in recent years is the roadkills of wild animals (Clevenger et al. 2003, Taylor & Goldingay 2004, Pinowski 2005, Coelho et al. 2008, Gomes et al. 2009). Accidents occur because the highway cuts through the habitat of the species, interfering with their natural range of movement and resulting in collisions with vehicles (Coffin 2007). In addition, carnivorous scavengers are attracted by the carcasses, increasing the risk of new collisions and generating a continuous cycle of diversity loss (Pinowski 2005). The establishment of measures to mitigate these effects, such as tunnels, fences, and other apparatuses, is always limited by economic considerations. Therefore, ranking of road stretches for the deployment of these devices should be undertaken with caution, so that important areas are not eliminated during the selection process. When this ranking is based simply on the roadkill rate, one or more priority species for conservation are usually overlooked (endangered species, umbrella species, and target species, among others), as well as species richness, the surrounding landscape, and other aspects.

There is a clear distinction between studies done in Brazil and those developed abroad. Brazilian studies seek to establish mitigation strategies for a large number of species (Coelho et al. 2008, Gumier-Costa & Sperber 2009, Turci & Bernarde 2009), normally involving different classes. Outside Brazil, the majority of publications focus on a specific species (Finder et al. 1999, Gomes et al. 2009, Roger & Ramp 2009), order (Aresco 2005), or class (Hels & Buchwald 2001). Possibly this difference is related to the existing species richness, or to economic issues as well. In Brazil, it is necessary to increase protection while collecting more data with less financial support; whereas in developed countries, the focus is on protecting one or a few threatened species or to reduce the financial and social costs of wildlife roadkill (Finder et al. 1999).

The identification of hotspots has involved such varied areas as the criminal (Glässer & Vajihollahi 2008) or health (d'Aignaux et al. 2001), used in the definition of public policies, identification of priority areas for conservation (Myers et al. 2000), and in critical roadkill areas (Ramp et al. 2005, Gomes et al. 2009, Roger & Ramp 2009). Brazil lacks studies on wildlife roadkill that are aimed at the implementation and evaluation of mitigation measures, and most studies have focused on listing the species that are run over (Bager et al. 2007). Some have sought to identify roadkill hotspots, but these analyses were based solely on roadkill rates. Pereira et al. (2006) and Novelli et al. (1988) studied the distribution of roadkills on each kilometer of highway, whereas Prado et al. (2006) and Gumier-Costa & Sperber (2009) divided the highways into stretches of five kilometers or more. Coelho et al. (2008) tested the spatial distribution of roadkills, seeking to identify aggregations, without a priori determining the length of the road stretches. All these studies considered only the total richness of species killed on the roads, without focusing on specific taxa.

Based on these facts, we aimed to develop a Ranking Index (RI) covering different aspects of the fauna community affected, and that will allow users to justify to governmental agencies and private companies, the deployment, or otherwise, of measures to protect the fauna killed on roads. The index is intended to be accessible to non-academic users, requiring few computational and mathematical procedures, as a means to expand its use in environmental impact studies. We compared the ranking of kilometer stretches based only on the rate of collisions, with the ranking established by the RI proposed here.

Material and Methods

The index was tested on a 34-kilometer stretch of highway BR 392, which is paved and runs between Vila da Quinta (Municipality of Rio Grande – km 25 + 400 m) and the São Gonçalo Channel (Municipality of Pelotas – km 58 + 400 m), in the southern part of the State of Rio Grande do Sul, Brazil. The notation "km 25 + 400 m" was based on the official kilometer markings used by the National Department of Transport Infrastructure (Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transporte – DNIT) and indicates the beginning point of the kilometer considered. The region is characterized by coastal environments formed by marine and lacustrine deposits of the Patos-Mirim lagoon complex, featuring wetlands, dry fields, woods, and coastal-dune or swamp forests (Waechter & Jarenkow 1998).

Roadkill data were obtained from 2002 to 2005, totaling 91 monitoring events. The samples were taken at an average speed of 50 km/hour, sampling reptiles, birds, and mammals (Bager 2006). Each animal was identified to species or genus, the collection date was noted, and the geographical position obtained with a GPS. One kilometer was divided into 34 sections, and the roadkill data were grouped for each section.

Mitigation devices must be installed in locations where they have the highest probability of being used by the species targeted for impact mitigation, taking into account the main road-killed species, critical areas for roadkill, vulnerability of the species to extinction, and the type of environment associated with the highway (Bekker & Iuell 2003). Nine target species for impact mitigation were defined. These species were established for the classes of reptiles and mammals; no bird species was sufficiently threatened to include in the class. Five were mammals: Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) (d'Orbigny & Gervais, 1844) and the Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) (Olfers, 1818), because they are threatened with extinction in Rio Grande do Sul (Indrusiak & Eizirik 2003); nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782), the mammal most often killed on BR 392; the white-eared opossum (*Didelphis albiventris* Lund, 1840), the second most-often killed mammal on BR 392; and the thick-tailed opossum (*Lutreolina crassicaudata* Desmarest, 1804), a critically endangered species in the State of Rio de Janeiro (Bergallo et al. 2000) and the fourth most-often killed species on BR 392. For the reptiles, four species were defined: the water snake (*Helicops infrataeniatus* Jan 1865), the species killed most often among all the classes; and for chelonians, Orbigny's slider turtle (*Trachemys dorbigni* Duméril & Bibron, 1835), Hilaire's Side-necked Turtle (*Phrynops hilarii* Duméril & Bibron, 1835), and the black spiny-necked turtle (*Acanthochelys spixii* Duméril & Bibron, 1835), respectively the second, third, and fourth most-often killed species in their class. *Acanthochelys spixii* has a "Near Threatened" status in the IUCN list (Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group 1996).

The selection of critical kilometer stretches may be aimed at maintaining ecological processes, protecting both rare species and those most impacted by road kills; or may focus on the species that are most affected, regardless of their importance in the community structure. We sought to merge the two trends by creating a process for ranking kilometers based on an index composed of four parameters: richness of target species; roadkill rate of target species; total diversity; and presence of threatened species.

For each of the parameters that comprise the index, we established four coefficients (0-3) (Table 1):

- Richness of target species: number of target species found in the kilometer stretch. For this parameter, the maximum richness value was nine.
- Roadkill rate of target species: the roadkill rate was standardized for the number of animals killed per kilometer*100 during the study period, the maximum value being equal to 4.49.
- Total diversity (Shannon Index): this parameter incorporated all the species of reptiles, birds, and mammals killed on the kilometer. The maximum diversity was equal to 1.68.
- Presence of threatened species: this parameter considered that the two endangered species affected by roadkill on BR 392, *Lontra longicaudis* and *Leopardus geoffroyi* (Indrusiak & Eizirik 2003) are large mammals that have a high capacity for movement. Nakano-Oliveira et al. (2004) recorded routine movements of *L. longicaudis* of about 1 km, and the range of *L. geoffroyi* is estimated at between 1.8 and 12.4 km^2 (Oliveira & Cassaro 2005). The kilometers with no occurrence of an endangered species in their stretch or in the adjacent kilometers received a score of 0; 1 when at least one endangered species was present in the adjacent kilometer; 2 when one endangered species was present in the kilometer analyzed; and 3 when two endangered species were present in the kilometer analyzed.

We compared the priority kilometers identified by the RI to those established by using the rate of roadkill. We began with the assumption that no road can contain mitigation measures along its entire length, and created cutoff levels (10 to 40%) based on the highest rate of roadkills (5.2 ind./km*100). Thus, kilometers with a roadkill rate of less than 0.52 ind./km*100 were eliminated at the 10% level, those with rates less than 1.04 ind./km*100 were excluded at the 20% level, and the procedure was repeated for the other intervals.

Results

1. General analysis

The roadkill rate in each section ranged from 0.065 to 5.2 ind./km*100, with an average of 1.06 ind./km*100. There was marked asymmetry, with 73.5% of the kilometers with roadkill rates less than 1 ind./km*100 (N = 25). The highest number of roadkills, considering all classes, occurred between kilometers 52 + 400 and 58 + 400. In these kilometers, reptiles were the most affected class, and all the species were from wet or aquatic habitats. Three of the four species that were most often run over along the entire highway (*Helicops infrataeniatus*, *Phrynops hilarii*, and *Trachemys dorbigni*) were also most often killed on this stretch. The exception was *Acanthochelys spixii*, with 62% of its kills concentrated in the stretches of 38 + 400 to 45 + 400 km. Mammals were the second most-affected class, with *Myocastor coypus* and *Lutreolina crassicaudata* predominating. The birds, which had the lowest roadkill rates, were represented by *Furnarius rufus* (Gmelin, 1788) and *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766).

Table 1. Coefficients established for each parameter of the ranking index on BR 392.

Tabela 1. Coeficientes estabelecidos para cada parâmetro do índice de hierarquização na BR 392.

Points	Parameters			
	Richness (S)	Taxa (ind./km*100)	Diversity (H)	Threatened species
0	< 3	< 0.2	< 0.6	0 species
1	3 to 4	0.2 to 1.7	0.6 to 1	Adjacent km
2	5 to 6	1.7 to 3.2	1 to 1.4	1 species
3	> 6	> 3.2	>1.4	2 species

The selection of kilometers with a 10% cutoff level resulted in 18 priority kilometers. This number was reduced to 8 at the 20% level, 6 at 30%, and 5 at 40%. All cutoff levels except the 10% level concentrated the ranking on kilometers 52 + 400 to 58 + 400 km (Figure 1).

2. Ranking index

The analysis using the ranking index identified 16 priority kilometers, with values that varied between 4 and 8. Kilometer 47 + 400, classified by the RI with a score of 7, was not identified as important when only the roadkill rate was used. An additional 3 km, defined within the 10% level, were not classified as important by the RI. Of the priority kilometers defined by the RI, 38% were included because of different factors of the roadkill rate.

Two kilometers totaled 8 points (48 + 400 and 55 + 400 km), with identical values for richness (3) and diversity (2). However, the roadkill rate and the threatened species contributed in different ways. For kilometer 48 + 400, the occurrence of roadkills of *L. longicaudis* influenced its ranking, whereas for kilometer 55 + 400 the roadkill rate of 5.2 ind./km*100 was the determining factor. Using the roadkill rate, kilometer 48 + 400 would only fit as a priority in the 10% cutoff level, and was among the less important stretches for the implementation of mitigation measures.

The kilometers defined exclusively by means of the roadkill rate showed a strong relationship with RI when the cutoff level was 10% (Table 2). At this level, only one kilometer defined by the RI was not identified by the roadkill rate. However, the 20% cutoff level, which implies the maintenance of kilometers with roadkill rates above 1.04 ind./km*100, did not select more than half the kilometers with values 7 and 8 in the RI. The RI identified seven kilometers with values of 7 and 8, and of these, four were not assigned any priority by the roadkill rates. When this cutoff level was extended to 40%, the ranking by roadkill rate failed to select 69% of the kilometers defined by the RI.

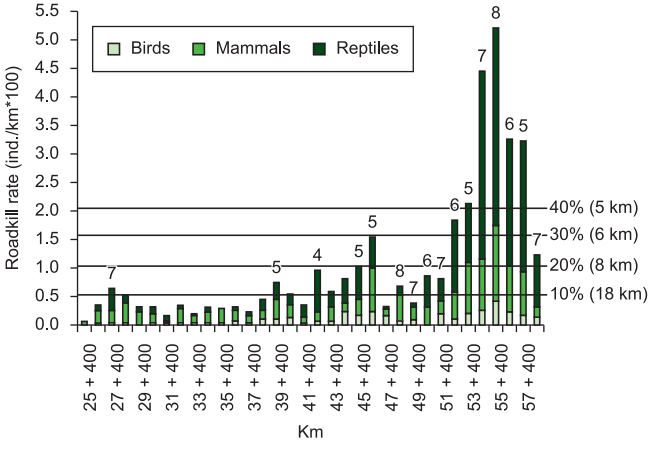


Figure 1. Roadkill rate (ind./km*100) of mammals, birds, and reptiles in the 34-kilometer monitored stretch of BR 392, Rio Grande, State of Rio Grande do Sul. The horizontal lines define the different cutoff levels of priority kilometers when only the roadkill rates are considered. Numbers in parentheses are the number of kilometers in each level selected. Numbers above bars are the values obtained by applying the ranking index.

Figura 1. Taxa de atropelamento (ind./km*100) de mamíferos, aves e répteis nos 34 quilômetros monitorados da BR 392, em Rio Grande, RS. As linhas horizontais definem as diferentes faixas de corte de quilômetros prioritários quando considerada exclusivamente as taxas de atropelamento. Números entre parênteses são o número de quilômetros selecionados em cada faixa. Números sobre as barras são os valores obtidos com a aplicação do índice de hierarquização.

Table 2. Percentage of kilometers prioritized by the RI and not prioritized by use of the roadkill rates, according to different cutoff levels (10 to 40%). The values 4-8 represent the RI value, and the numbers in parentheses represent the number of kilometers prioritized.

Tabela 2. Percentual de quilômetros priorizados pelo IH e não priorizados pelas taxas de atropelamentos segundo diferentes faixas de corte (10 a 40%). Os valores de 4 a 8 representam o valor do IH e os números entre parênteses o número de quilômetros priorizados.

(%)	8 (2)	7 (5)	6 (3)	5 (5)	4 (1)
10	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
20	0.5	0.6	0.3	0.4	1.0
30	0.5	0.8	0.3	0.6	1.0
40	0.5	0.8	0.7	0.6	1.0

Discussion

The ranking index proved to be an excellent strategy for defining priority stretches for the deployment of devices to protect the fauna. If the establishment of kilometers is based only the roadkill rate, most stretches would protect reptiles, such as *H. infrataeniatus*, *T. dorbigni*, *A. spixii*, and *P. hilarii*, to the detriment of the mammal species and all the endangered species. The kilometers with high roadkill rates continued to be ranked among the most important stretches for conservation, but the RI diluted the effect of this parameter, changing the priority.

The selection of target species was the point that caused the greatest difficulty in defining the RI. The inclusion of *D. albiventris* was fiercely debated, since the species has a wide distribution and high abundance in both natural and anthropogenically altered habitats. The species was retained because of its importance as a seed disperser and because it acts as an important controller of other species of vertebrates and invertebrates (Cáceres 2002).

We suggest that, when available, parameters of richness, diversity, and endangered species in the area surrounding a highway be incorporated into this ranking system. We can explain this statement by our finding that kilometer 38 + 400 has three endangered species, *Lontra longicaudis*, *Leopardus geoffroyi*, and *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus,. 1758). *Tamandua tetradactyla* was described for the region during surveys carried out in the vicinity of the highway (Rosa et al. 2010). This kilometer was not prioritized in either of the two methods, demonstrating that information from the community that is directly affected by roadkill may be insufficient for ranking areas. The use of information from the surrounding landscape can also complement the RI (Benítez-López et al. 2010), although we re-emphasize that the purpose of this index is as a tool to facilitate analysis and understanding by different segments of society. Incorporating a large number of factors makes this analysis more difficult, and will also increase the autocorrelation of the variables involved.

Unlike studies that aim to establish predictive models of roadkill (Malo et al. 2004, Gomes et al. 2009, Roger & Ramp 2009), the RI intends to rank the kilometers and identify those in which the installation of mitigation devices is a priority. The proposal for the RI presented here was developed in one case study, based on sections of one kilometer. This scale was adequate for a preliminary examination, but after the kilometers are identified, it will then be necessary to refine the analysis to define specific locations for the installation of mitigation measures. These measures must consider the affected fauna in the locale, avoiding the use of standardized methods throughout the extent of the study area. Another possibility, because more precise data are available, is to calculate the RI for smaller segments. RI analyses should not be used at scales below 500 m, because of the difficulty of incorporating information such as the movements of endangered species or wildlife in the small area covered.

We believe that this proposal should be tested in different geographical areas and should be adapted to the variables that are identified as most relevant. The RI does not fully substitute for the insight of the team involved in selecting locations for roadkill mitigation, but does play a decisive role in justifying the implementation of their proposals to the environmental agencies.

Acknowledgments

To the innumerable fellows and interns who assisted in collecting, sorting, and maintaining the database that led to this work, and to the funding institutions, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, FAPERGS, and FAPEMIG.

References

ARESCO, M.J. 2005. Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a North Florida Lake. J. Wildl. Manag. 69(2):549-560.

BAGER, A. 2006. Avaliação dos impactos das rodovias federais à fauna selvagem no extremo sul do Rio Grande do Sul – Brasil. Projeto Estrada Viva, Universidade Católica de Pelotas, Pelotas. Relatório Técnico.

BAGER, A., PIEDRAS, S.R.N., PEREIRA, T.S.M. & HOBUS, Q. 2007. Fauna selvagem e atropelamento.- diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. In Áreas Protegidas. Repensando as escalas de atuação (A. Bager, ed.). Armazém Digital, Porto Alegre, p.49-62.

BEKKER, H. & IUELL, B. 2003. Habitat fragmentation due to infrastructure. In International Conference on Ecology and Transportation (C.L. Irwin, P. Garrett & K.P. McDermott, ed.). Lake Placid, New York, p.1-14.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R. & PITA, A.V. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. Biol. Conserv. 143:1307-1316.

BERGALLO, H.G., GEISE, L., BONVICINO, C.R., CERQUEIRA, R., D'ANDREA, P.S., ESBERÁRD, C.E., FERNANDEZ, F.A.S., GRELLE, C.E., PERACCHI, A.L., SICILIANO, S. & VAZ, S.M. 2000. Mamíferos. In A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro (H.G. Bergallo, C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves & M. Van Sluyz, ed.). EDUERJ, Rio de Janeiro, p.125-143.

CÁCERES, N.C. 2002. Food habitats and seed dispersal by the White-Eared Opossum *Didelphis albiventris* in southern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna & Environm. 37:97-104.

CLEVENGER, A.P., CHRUSZCZ, B. & GUNSON, K.E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. Biol. Conserv. 109:15-26.

COELHO, I.P., KINDEL, A. & COELHO, A.V.P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. Eur. J. Wildl. Res. 54:689-699.

COFFIN, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological affects of roads. J. Transp. Geog. 15:396-406.

D'AIGNAUX, J.N.H., COUSENS, S.N. & SMITH, P.G. 2001. Predictability of the UK Variant Creutzfeldt-Jakob Disease Epidemic. Science 294(5547):1729-1731

FINDER, R.A., ROSEBERRY, J.L. & WOOLF, A. 1999. Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. Land. Urban Plan. 44:77-85.

GLÄSSER, U. & VAJIHOLLAHI, M. 2008. Computational modeling of criminal activity. In Intelligence and Security Informatics. Springer Berlin, Heidelberg, p.39-50.

GOMES, L., GRILO, C., SILVA, C. & MIRA, A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. Ecol. Res. 24:355-370.

GUMIER-COSTA, F. & SPERBER, C.F. 2009. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. Acta Amaz. 39(2):459-466.

HELS, T. & BUCHWALD, E. 2001. The effect of road kills on amphibian population. Biol. Conserv. 99:331-340.

INDRUSIAK, C. & EIZIRIK, E. 2003. Carnívoros. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis, ed.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.507-533.

MALO, J.E., SUÁREZ, F. & DÍEZ, A. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? J. Appl. Ecol. 41:701-710.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

NAKANO-OLIVEIRA, E., FUSCO, R., SANTOS, E.A.V. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2004. New information about the behavior of *Lontra longicaudis* (Carnívora: Mustelidae) by radio-telemetry. IUCN Otter Spec. Group Bull. 21(1):3-35.

NOVELLI, R., TAKASE, E. & CASTRO, V. 1988. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR-471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. Revta Bras. Zool. 5(3):441-454.

OLIVEIRA, T.G. & CASSARO, K. 2005. Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnivoros, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, São Paulo.

PEREIRA, A.P.F.G., ANDRADE, F.A.G. & FERNANDES, M.E.B. 2006. Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia PA-458, Bragança, Pará. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi 1(3):77-83.

PINOWSKI, J. 2005. Roadkills of vertebrates in Venezuela. Revta Bras. Zool. 22(1):191-196.

PRADO, T.R., FERREIRA, A.A. & GUIMARÃES, Z.P.S. 2006. Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. Acta Sci. Biol. Sci. 28(3):237-241.

RAMP, D., CALDELL, J. & EDWARDS, K.A. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. Biol. Conserv. 126:474-490.

ROGER, E. & RAMP, D. 2009. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. Divers. Distrib. 15:222-231.

ROSA, C.A., HOBUS, Q. & BAGER, A. 2010. Mammalia, Pilosa, Myrmecophagidae, *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758): Distribution extension. Check List 6(1):52-53.

TAYLOR, B.D. & GOLDINGAY, R.L. 2004. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. Wildl Res. 31:83-91.

TORTOISE & FRESHWATER TURTLE SPECIALIST GROUP. 1996. *Acanthochelys spixii*. IUCN Red List of Threatened Species, Version 2010.1. http://www.iucnredlist.org (último acesso em 08/04/2010).

TROMBULAK, S.C. & FRISSELL, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conserv. Biol. 14(1):18-30.

TURCI, L.C.B. & BERNARDE, P.S. 2009. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. Biotemas 22(1):121-127.

WAECHTER, J.L. & JARENKOW, J.A. 1998. Composição e estrutura do componente arbóreo nas matas turfosas do Taim, Rio Grande do Sul. Biotemas 11(1):45-69.

Received 01/06/2010
Revised 01/11/2010
Accepted 18/11/2010

Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento

Fábio Flores-Lopes[1,3], Mauricio Cetra[2] & Luiz Roberto Malabarba[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, n. 9500, prédio 43.435, CEP 90540-000, Porto Alegre, RS, Brasil
[2]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Rod. João Leme dos Santos, Km 110, SP 264, CEP 18052-780, Sorocaba, SP, Brasil
[3]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45662-000, Ilhéus, BA, Brasil
[4]Autor para correspondência: Fábio Flores-Lopes, e-mail: fabiologo5@hotmail.com

FLORES-LOPES, F., CETRA, M. & MALABARBA, L.R. **Utilization of ecological indexes on assemblages of fish as instrument of assessment of the environmental degradation in monitoring programs**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03710042010.

A*bstract:* Several ecological indexes in taxocenoses of fish (constancy, diversity, richness, evenness, and integrated quality index - IQ) are used as indicators of environmental degradation through the analysis of standardized and seasonal fish samples taken along two years in eleven localities of the Lake Guaíba drainage. Localities that showed regular diversity indexes along two years are coincident with those with better environmental quality indicated by other factors (frequency of abnormalities in fishes, DBO_5, temperature, total coliforms, dissolved oxygen). The integrated quality index, however, was mostly influenced by abundance and richness, being the localities indicated as the best quality by this index coincident with those indicated as bad quality by other factors. The accomplished analysis demonstrated that when the measure of water quality gets better, the Margalef Index decreases. This demonstrates that even having an improvement in water quality, there is no improvement of structure of the fish community of this place.
Keywords: *environmental impact, integrated quality index, Guaíba Lake.*

FLORES-LOPES, F., CETRA, M. & MALABARBA, L.R. **Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn03710042010.

Resumo: Este trabalho utiliza índices ecológicos em taxocenoses de peixes (constância de ocorrência, diversidade de espécies, riqueza, equitabilidade, índice de qualidade integrado (IQ)) como instrumento de avaliação da degradação ambiental. As amostragens foram padronizadas e realizadas sazonalmente durante dois anos, com rede de arrasto do tipo picaré, em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba. Os pontos que apresentaram maior regularidade sazonal nos índices coincidem com locais de melhor qualidade ambiental indicados por outros fatores (frequência de anomalias, DBO_5, temperatura, coliformes totais, oxigênio dissolvido). O cálculo do índice de qualidade integrado (IQ), entretanto, foi extremamente influenciado pela abundância e riqueza de espécies, sendo que os locais considerados de melhor qualidade por este índice correspondem aos de pior qualidade ambiental indicados por outros fatores. A análise realizada demonstrou que à medida que a qualidade da água melhora, o Índice de Margalef diminui. Isto demonstra que mesmo havendo uma melhora na qualidade da água, não houve uma melhora da estrutura da comunidade deste local.
Palavras-chave: *impacto ambiental, índice de qualidade, Lago Guaíba.*

Introdução

Os ecossistemas naturais são sistemas complexos que estão sendo simultaneamente expostos a uma variedade de estressores (principalmente os ambientes aquáticos), cujos mecanismos e efeitos cumulativos são pobremente entendidos (Cairns et al. 1993). De acordo com Karr & Dudley (1981), "um ecossistema pode ser considerado saudável quando seu potencial inerente é atingido, sua condição é estável, sua capacidade de auto-reparação quando perturbado é preservada e um suporte mínimo é exigido para seu manejo". Esta definição de ecossistema enfatiza a biota, mas ignora o uso dos parâmetros físicos e químicos do ecossistema, que podem operar independentemente dos parâmetros biológicos, mas do qual a biota pode ser dependente (Norris & Thoms 1999). Os ecossistemas aquáticos estão sujeitos a modificações na qualidade das suas águas quando há um crescimento na indústria e na população, sem que haja um planejamento sustentável e controle do seu uso (Bruschi Jr. et al. 1998).

Os recursos hídricos são utilizados em todo mundo com diferentes objetivos que vão desde abastecimento doméstico, irrigação, geração de energia, navegação, aquicultura, harmonia paisagística, entre outros. Desta forma, atividades antrópicas têm exercido uma profunda influência sobre os ecossistemas aquáticos, afetando de forma significativa as populações de peixes de água doce (Cairns et al. 1993). A deterioração do ambiente, em função das atividades antrópicas, tem gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação da qualidade ambiental. Uma avaliação efetiva das condições lóticas requer compreensão das múltiplas causas do estresse na biota aquática, incluindo a perda e degradação do habitat, a expansão de espécies exóticas, exploração desordenada, extinções secundárias, poluição por efluentes industriais e poluição por efluentes orgânicos e mudanças climáticas globais (Allan & Flecker 1993).

Numa época onde as atividades antrópicas são as forças dominantes que influenciam as comunidades biológicas, um manejo apropriado requer o entendimento de processos e padrões no sistema biológico e o desenvolvimento de processos de taxação e avaliação que assegurem a proteção dos recursos biológicos (Karr 1987). Esta avaliação deve incluir o monitoramento biológico. O diagnóstico da integridade dos ecossistemas e a quantificação do grau de deterioração, juntamente com suas consequências sobre o ecossistema, tem sido um desafio permanente para os estudiosos da área ambiental (Bruschi Jr. et al. 2000). Os métodos biológicos que usam índices bióticos para expressar de forma numérica um conjunto de dados sobre a composição da fauna visando avaliar os efeitos da poluição nas comunidades aquáticas tem chamado a atenção dos cientistas e, quando utilizados para o monitoramento da qualidade da água, apresentam a vantagem de oferecer informações de efeitos ambientais prolongados (Lobo et al. 2002). Isto é, são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificação, porém, originados a partir do processo de maturação da comunidade. Os Índices multimétricos bióticos estão sendo usados para complementar dados físicos e químicos em avaliações da qualidade de rios, desta forma facilitando uma avaliação mais compreensiva e acurada do ambiente (Angermeier & Davideanu 2004).

Washington (1984) salientou que quando os índices multimétricos são aplicados nos ambientes aquáticos, espécies ou grupos de espécies de macroinvertebrados, peixes e diatomáceas podem ser utilizados como organismos indicadores. Este autor verificou que Margalef (1958) definiu "diversidade de espécies" como uma função do número de espécies presentes (riqueza de espécies ou abundância de espécies) e a equitabilidade como a proporção de indivíduos entre estas espécies (regularidade ou equitabilidade de espécies). Washington (1984), considerando a relevância para os ecossistemas em geral e para os sistemas aquáticos em particular e como os índices biológicos agora são comuns e usados em larga escala a fim de avaliar os efeitos de poluição, afirmou que há a necessidade de se examinar mais detalhadamente cada um dos muitos índices conhecidos como, por exemplo, os de diversidade e os de similaridade. Devem ser incluídos neste contexto o Índice de Integridade Biótica (IBI) e o Índice de Avaliação do Habitat (Vieira & Shibatta 2007).

Os índices bióticos reúnem informações sobre vários atributos de uma comunidade biológica dentro de um número que reflete o status ecológico da comunidade. Um índice biótico leva em consideração a sensibilidade ou tolerância de uma espécie ou grupos de espécies à poluição e designa um valor, sendo que a soma destes valores resulta num índice de poluição para um determinado local. Os dados podem ser qualitativos (presença ou ausência) ou quantitativos (relativa abundância ou densidade absoluta) (Mason 1991). Entre os mais frequentes fatores estudados em sistemas lóticos estão aqueles relacionados ao declínio da qualidade química da água (e.g., pH, oxigênio dissolvido, nitrato, amônia e fosfato), perda física do habitat (e.g., largura e integridade da vegetação ripária, tipos de substrato, e diversidade de mesohabitats), e declínio da integridade biótica (e.g., presença de espécies exóticas, tolerantes ou reofílicas) (Karr & Chu 1999). Karr (1981), Fausch et al. (1990), Araújo (1998a, b), Bruschi Jr. et al. (2000), Schiemer (2000) e Araújo et al. (2003) utilizaram a comunidade de peixes como indicadores de qualidade da água em programas de monitoramento ambiental.

Na Bacia hidrográfica do Lago Guaíba, poucos foram os estudos de monitoramento biológico realizados com peixes para verificar a integridade biótica do ambiente, principalmente com a utilização de espécies nativas. Estudos recentes com peixes neotropicais foram realizados por Rodríguez-Olarte et al. (2006) e Pinto et al. (2006). Dentre os estudos já desenvolvidos nesta bacia, podem ser citados os realizados por Flores-Lopes et al. (2001, 2002), Schulz & Martins-Junior (2001), Mollerke et al. (2002) e Malabarba et al. (2004), sendo que destes autores, apenas Malabarba et al. (2004) utilizaram o Índice de Constância como uma ferramenta para seleção de espécies indicadoras.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência dos índices ecológicos em taxocenoses de peixes como uma ferramenta de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento ambiental.

Material e Métodos

As amostragens de peixes foram realizadas sazonalmente por um período de dois anos, de dezembro de 2002 a outubro de 2004. O primeiro ano correspondeu ao período de dezembro de 2002 a outubro de 2003 no lago Guaíba e março 2003 a dezembro de 2003 nos rios tributários e o segundo ano de amostragem correspondeu de janeiro de 2004 a Dezembro de 2004 no lago Guaíba e de março de 2004 a dezembro de 2004 nos rios tributários.

Os peixes foram capturados com redes de arrasto do tipo picaré (15 m × 1.5 m × 0.5 cm) (Malabarba & Reis 1987), em onze pontos da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Seis pontos foram no Lago Guaíba (Pt.1 – Gasômetro (30º 02' 06,3" S e 51º 14' 29,3" W), município de Porto Alegre; Pt.2 – Saco da Alemoa (29º 59' 15,6" S e 51º 14' 24,1" W), município de Eldorado do Sul; Pt.3 – Foz do Arroio Celupa (30º 06' 10" S e 51º 18' 42,4" W), município de Guaíba; Pt.4 – Praia da Alegria (30º 08' 28,7" S e 51º 18' 53,4" W), município de Guaíba; Pt.5 – Barra do Ribeiro (30º 17' 11,4" S e 51º 18' 01" W), município de Barra do Ribeiro e Pt.6 – Praia de Ipanema (30º 08' 03" S e 51º 14' 07" W), município de Porto Alegre) e cinco pontos em três rios tributários. Destes cinco pontos, dois foram no Rio Caí; Pt.7 – próximo à ponte com a rodovia

BR 386 (29º 49' 22,6" S e 51º 21' 00" W) e Pt.8 – localidade de Morretes (29º 55' 43,9" S e 51º 17' 13,8" W), próximo à foz com o Rio Jacuí, ambos no município de Nova Santa Rita), um no Rio dos Sinos – Pt.9 – junto à ponte com a rodovia BR 386 (29º 52' 36,5" S e 51º 14' 35,4" W), no município de Nova Santa Rita; dois no Rio Gravataí Pt.10 – junto à ponte com a rodovia RS 118 (29º 57' 43,7" S e 51º 00' 09" W) e Pt.11 – localidade de Passo das Canoas (29º 57' 25,7" S e 51º 00' 23,2" W), ambos no município de Gravataí (Figura 1).

Em cada ponto de coleta foram realizadas amostragens padronizadas com quatro arrastos de margem e os exemplares foram preservados em formalina a 10%. No laboratório, o material coletado foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool a 70%.

Para análise dos dados, foram calculados os seguintes índices ecológicos: Constância de ocorrência (Dajoz 1983), sendo as espécies agrupadas nas seguintes categorias: espécies constantes – presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – presentes em 25 a 50% das amostras e espécies acidentais – presentes em menos de 25% das amostras. Também foram calculados o Índice de Diversidade de Shannon & Wiener Pielou (1975 apud Zar 1999), Riqueza de Espécies Margalef (1969 apud Zar 1999) e o Índice de Equitabilidade de Pielou (1975 apud Zar 1999). Todos estes índices foram calculados pelo programa Divers (versão 1.0) e efetuados sobre logaritmo natural. O teste *t* para verificar o nível de significância dos índices de Diversidade entre os pontos estudados e com a sazonalidade foi calculado pelo programa Divert (versão 1.0).

O Índice de Qualidade Integrado (IQ) foi calculado como descrito em Bruschi Jr. et al. (2000). Para cálculo deste índice, foi utilizado o número total de indivíduos por local de amostragem, o número de espécies e o Índice de Diversidade. Estas três medidas foram transformadas em proporções de zero a um através da divisão de seus valores pelo maior valor obtido entre as amostras. Os resultados foram agrupados em intervalos de classe, para estabelecimento de categorias (alta, média e baixa qualidade), que foram estabelecidas realizando-se uma diminuição entre o valor máximo do valor mínimo, sendo o resultado dividido por três.

Uma análise de componentes principais foi realizada com os parâmetros temperatura, pH, DBO_5, O_2 dissolvido e coliformes fecais com o objetivo de identificar quais desses parâmetros estavam influenciando na qualidade do corpo hídrico. Esta análise foi realizada através do software Multivariate Statistical Package v. 3.1. Os dados físicos e químicos dos pontos do Lago Guaíba foram fornecidos pelo DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto). Os dados do Rio dos Sinos foram fornecidos pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental). Os dados dos Rios Caí e Gravataí foram fornecidos pela CORSAN (Companhia Riograndense de Saneamento). A qualidade física e química da água foi verificada através do enquadramento da média dos valores obtidos para cada parâmetro dentro das classes estabelecidas pela resolução 357 do CONAMA. O estabelecimento da condição de referência foi baseado na identificação do local menos degradado (degradação física do habitat) e na melhor qualidade da água de acordo com a resolução 357 do CONAMA (Conselho... 2005). Os pontos de amostragem foram classificados em um gradiente de qualidade.

Uma ANOVA fatorial foi utilizada a fim de verificar se havia variação espacial e temporal. O Índice de Shannon foi utilizado como variável dependente. Os fatores utilizados foram ambientes (rio e lago) e estação (verão, outono, inverno e primavera). Uma análise de regressão linear foi utilizada a fim de verificar se havia correlação entre os Índices de Diversidade e Riqueza com o Índice de Qualidade Integrado (IQ) e a fim de validar os índices, os resultados dos mesmos foram correlacionados com os da análise de componentes principais e os parâmetros físicos e químicos da água.

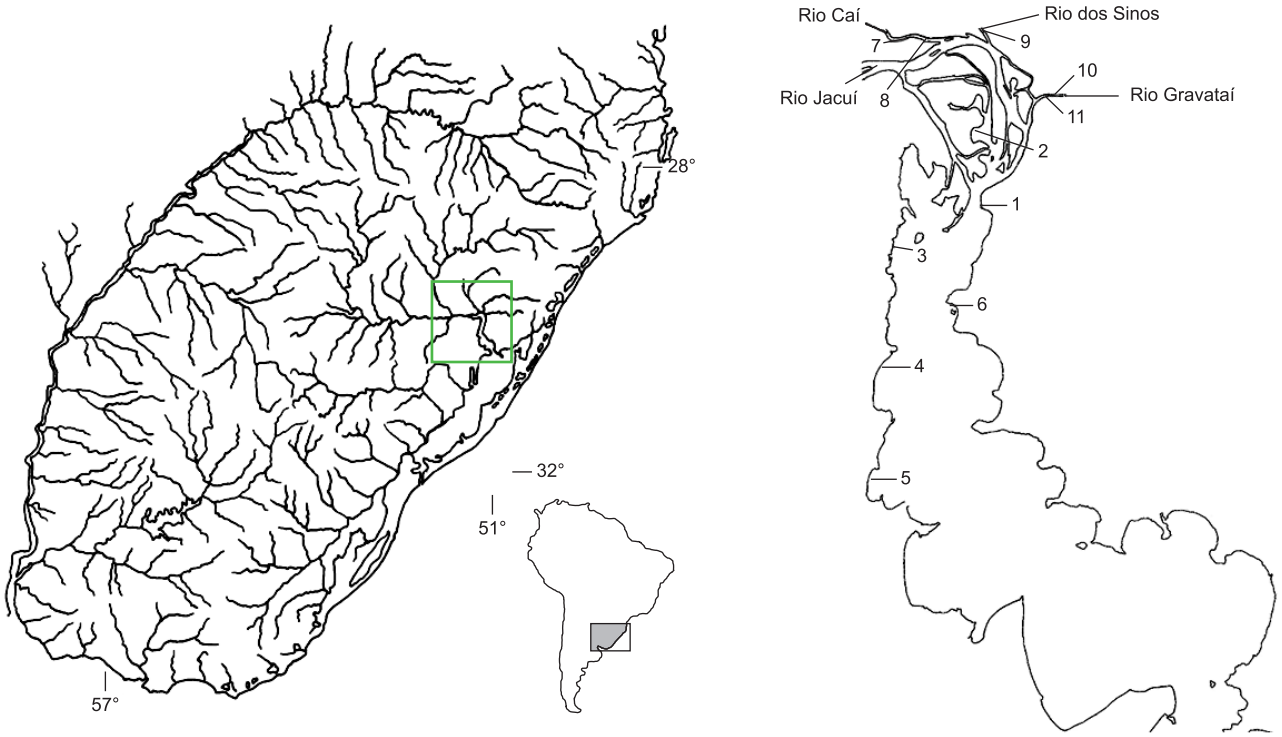


Figura 1. Mapa da bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. No detalhe, mostrando os rios tributários e os locais de amostragem.

Figure 1. Map of the Lake Guaíba basin. In details, showing the flowing rivers and sampling spots.

Resultados

Foram capturados 53408 exemplares, sendo 24020 no Lago Guaíba e 29388 nos três rios tributários (Rios Caí, Sinos e Gravataí), de um total de 66 espécies pertencentes a 22 famílias e 8 ordens (Tabela 1). Do total de espécies identificadas, 52 delas foram observadas no Lago Guaíba e 58 foram observadas nos rios tributários. A análise da composição da ictiofauna mostrou que as ordens mais abundantes foram Characiformes (43%), Siluriformes (30%) e Perciformes (14%). As famílias mais abundantes foram Characidae (29%), Loricariidae e Cichlidae (12%) e as espécies mais abundantes foram *Cheirodon ibicuhiensis* Eigenmann, 1915 (21,7%), *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (20,5%), *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (15,5%) e *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (11%).

As espécies consideradas constantes foram: *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870) (95,45%), *Astyanax fasciatus* (90,90%), *Astyanax jacuhiensis* Cope, 1894 (85,22%), *Rineloricaria cadeae* (Hensel, 1868) (62,50%), *Gymnogeophagus gymnogenys* (Hensel, 1870) (60,22%), *Cyphocharax voga* (Hensel, 1870) (59,09%), *Hyphessobrycon luetkenii* (59,09%) e *Corydoras paleatus* (50%). As espécies *Characidium tenue* (Cope, 1894), *Diapoma speculiferum* Cope, 1894, *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758, *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), *Hyphessobrycon* sp., *Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1836, *Parapimelodus nigribarbis* (Boulenger, 1889) e *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897) foram observadas somente no Lago Guaíba e as espécies *Ancistrus brevipinnis* (Regan, 1904), *Astyanax* sp. 2, *Bunocephalus doriae* Boulenger, 1902, *Charax stenopterus* (Cope, 1894), *Corydoras undulatus* Regan, 1912, *Cynopoecilus nigrovittatus* Costa, 2002, *Cynopoecilus melanotaenia* Regan, (1912), *Hyphessobrycon meridionalis* Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), *Rhamdia aff. Quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), *Rineloricaria* sp. n e *Schizodon jacuiensis* Bergman, 1988 foram observadas exclusivamente nos rios tributários. Os pontos que apresentaram o maior percentual de indivíduos coletados foram o Gravataí PC – Pt.11 (31%), Gasômetro – Pt.1 (23%), Gravataí RS118 – Pt.10 (11%) e S. Alemoa – Pt.2 (10%).

As maiores diversidades no Lago Guaíba foram observadas no ponto F. Celupa (2,16), em outubro 2004, e no ponto S. Alemoa (1,92), em Abril 2004. Neste ambiente, o ponto B. Ribeiro foi o que apresentou valores de diversidade mais regulares (Figura 2a) e o maior valor do Índice de Riqueza (3,02), em julho de 2003 (Figura 3a). O maior Índice de Equitabilidade foi observado no ponto S. Alemoa (0,84) em Abril de 2004.

Nos rios, as maiores diversidades foram observadas no ponto Sinos (2,28), em Setembro de 2004, e no ponto Gravataí PC (2,24), em Setembro de 2003 (Figura 2b). Este ponto apresentou os valores de diversidade mais regulares (Figura 2b). O índice de riqueza mais elevado foi observado no ponto Sinos (4,20), em Setembro de 2004 (Figura 3b) e o Índice de equitabilidade mais elevado foi observado no ponto Caí (0,83), em Dezembro de 2004.

O teste *t* aplicado para comparar os valores dos índices de diversidade em relação à sazonalidade, mostrou que 68,18% das combinações foram estatisticamente significativas. O mesmo tipo de comparação foi realizado isoladamente dentro de cada ponto de amostragem, mostrando os seguintes resultados: Gasômetro – 78,57%; Saco da Alemoa – 75%; Foz do Celupa – 64,28%; Praia da Alegria – 78,57%; Barra do Ribeiro – 46,42%; Praia de Ipanema – 71,42%; Rio Caí – 21,42%; Rio Caí-Jacuí – 78,57%; Rio dos Sinos – 60,71%; Gravataí RS118 – 85,71% e Gravataí PC – 89,28%. A comparação entre os índices de diversidade totais mostrou que 94,54% das combinações eram estatisticamente significativas.

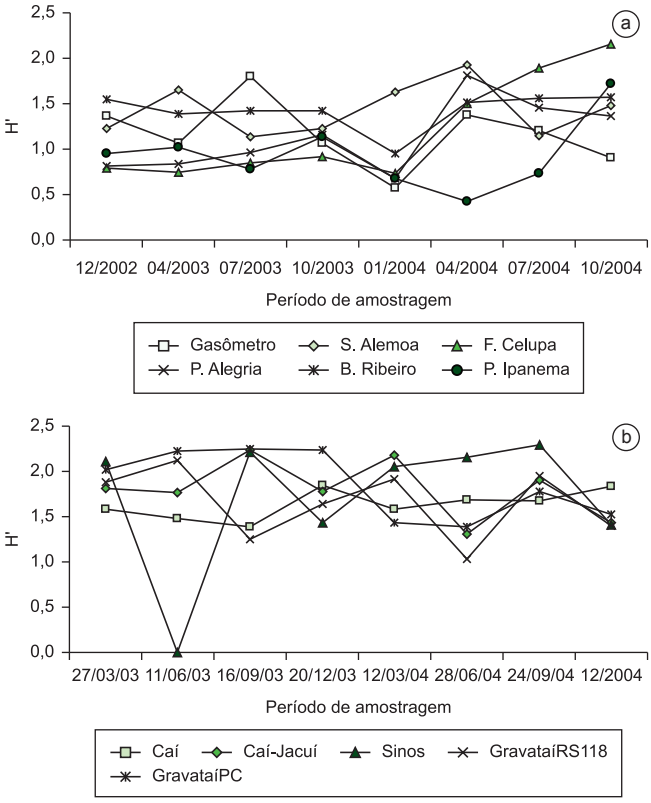


Figura 2. Variação sazonal do Índice de Diversidade observado ao longo do período de amostragem. a) Lago Guaíba; e b) rios Caí, Sinos e Gravataí.

Figure 2. Seasonal variation of the diversity index observed along samples. a) lake Guaíba; and b) Caí, Sinos and Gravataí rivers.

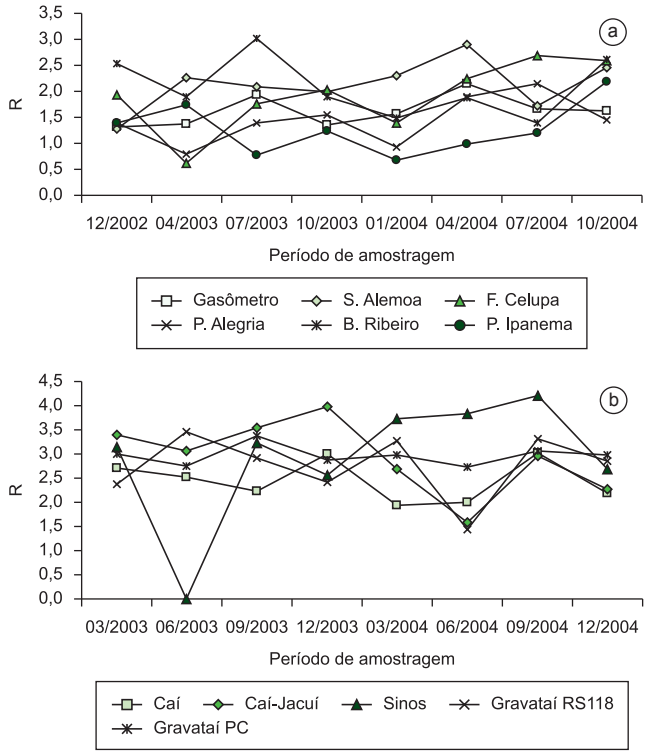


Figura 3. Variação sazonal do Índice de Riqueza de espécies observado ao longo do período de amostragem. a) Lago Guaíba; e b) Rios Caí, Sinos e Gravataí.

Figure 3. Seasonal variation of the species richness index observed along samples. a) Lake Guaíba; and b) Caí, Sinos and Gravataí rivers.

Tabela 1. Lista de espécies capturadas na bacia hidrográfica do Lago Guaíba durante o período de amostragem. n = número de indivíduos; IC = Índice de Constância.

Table 1. List of the species captured in the drainage of lake Guaíba during fieldwork. n = number of individuals; IC = Constancy Index.

Família	Espécies	n	IC (%)
Anablepidae	*Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842)	105	18.18
Anostomidae	*Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836)	2	2.27
	Schizodon jacuiensis Bergman, 1988	3	2.27
Aspredinidae	*Bunocephalus doriae* Boulenger, 1902	13	1.13
	Bunocephalus iheringii Boulenger, 1891	28	15.90
Atherinopsidae	*Odontesthes aff. perugiae* Evermann & Kendall, 1906	35	18.18
Callichthyidae	*Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842)	5871	50.00
	Corydoras undulatus Regan, 1912	1	1.13
	Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	1	1.13
Characidae	*Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903	54	18.18
	Astyanax eigenmanniorum (Cope, 1894)	37	4.54
	Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	10955	90.90
	Astyanax jacuhiensis Cope, 1894	3226	85.22
	Astyanax sp. 1	25	2.27
	Astyanax sp. 2	4	1.13
	Bryconamericus iheringii (Boulenger, 1887)	185	23.86
	Characidium rachovii Regan, 1913	1	1.13
	Characidium tenue (Cope, 1894)	346	30.68
	Characidium zebra Eigenmann, 1909	40	6.81
	Charax stenopterus (Cope, 1894)	6	2.27
	Cheirodon ibicuihensis Eigenmann, 1915	11601	39.77
	Cheirodon interruptus (Jenyns, 1842)	25	4.54
	Cyanocharax alburnus (Hensel, 1870)	3257	95.45
	Diapoma speculiferum Cope, 1894	1	1.13
	Hyphessobrycon bifasciatus Ellis, 1911	11	5.68
	Hyphessobrycon luetkenii (Boulenger, 1887)	8297	59.09
	Hyphessobrycon meridionalis Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978	1	1.13
	Hyphessobrycon sp.	1	1.13
	Oligosarcus jenynsii (Günther, 1864)	41	12.50
	Oligosarcus robustus Menezes, 1969	157	40.90
	Pseudocorynopoma doriae Perugia, 1891	654	35.22
	Serrapinnus calliurus (Boulenger, 1900)	926	40.90
Cichlidae	*Cichlasoma portalegrense* (Hensel, 1870)	4	4.54
	Crenicichla lepidota Heckel, 1840	21	13.63
	Crenicichla punctata Hensel, 1870	53	22.72
	Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)	430	36.36
	Gymnogeophagus gymnogenys (Hensel, 1870)	911	60.22
	Gymnogeophagus labiatus (Hensel, 1870)	124	25.00
	Gymnogeophagus rhabdotus (Hensel, 1870)	115	11.36
	Tilapia rendalli (Boulenger, 1897)	1	1.13
Clupeidae	*Platanichthys platana* (Regan, 1917)	57	17.04
Curimatidae	*Cyphocharax spilotus* (Vari, 1987)	487	27.27
	Cyphocharax voga (Hensel, 1870)	950	59.09
Engraulidae	*Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829)	384	24.80
Erythrinidae	*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)	43	20.45
Gymnotidae	*Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758)	1	1.13
Heptapteridae	*Pimelodella australis* Eigenmann, 1917	527	37.50
	Rhamdia aff. quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	7	3.40

Tabela 1. Continuação...

Família	Espécies	n	IC (%)
Loricariidae	*Ancistrus brevipinnis* (Regan, 1904)	3	1.13
	Hisonotus sp.	88	19.31
	Hypostomus aspilogaster (Cope, 1894)	92	10.22
	Hypostomus commersoni Valenciennes, 1836	7	3.40
	Loricariichthys anus (Valenciennes, 1836)	35	17.04
	Otocinclus flexilis Cope, 1894	848	22.72
	Rineloricaria cadeae (Hensel, 1868)	1239	62.50
	Rineloricaria sp.	1	1.13
	Rineloricaria strigilata (Hensel, 1868)	230	40.90
Pimelodidae	*Parapimelodus nigribarbis* (Boulenger, 1889)	624	10.22
	Pimelodus maculatus La Cepède, 1803	15	11.36
Poecilidae	*Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)	6	4.54
Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)	1	1.13
Pseudopimelodidae	*Microglanis cottoides* (Boulenger, 1891)	2	2.27
Rivulidae	*Cynopoecilus nigrovittatus* Costa, 2002	1	1.13
	Cynopoecilus melanotaenia (Regan, 1912)	1	1.13
Sciaenidae	*Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879	162	27.27
Trichomycteridae	*Homodiaetus anisitisi* Eigenmann & Ward, 1907	28	10.22
Total		53408	

Os maiores valores do Índice de Qualidade Integrado (IQ) calculado para o Lago Guaíba foram observados no ponto Gasômetro, em dezembro de 2002 (3,0) e no ponto S. Alemoa, em julho de 2004 (2,8) (Figura 4a). Os resultados para todo o período de dois anos de amostragem mostraram que os pontos Gasômetro e S. Alemoa foram classificados como de alta qualidade ambiental, os pontos F. Celupa e B. Ribeiro como de média qualidade e os pontos P. Alegria e P. Ipanema foram classificados como de baixa qualidade (Tabelas 2 e 3). Os maiores valores de IQ calculado para os Rios Caí, Sinos e Gravataí foram observados no ponto Gravataí PC, em junho de 2003 (3,0) e no ponto Caí-Jacuí, em março de 2003 (2,8) (Figura 4b). Os resultados mostraram que o ponto Gravataí PC foi classificado como de alta qualidade ambiental, os pontos Caí-Jacuí e Gravataí RS118 de média qualidade e os pontos Caí e Sinos foram classificados como de baixa qualidade (Tabelas 4 e 5).

A análise multivariada demonstrou dois eixos que explicam os parâmetros utilizados neste estudo. O eixo 1 explica as variáveis pH, DBO_5 e O_2 e o eixo 2 explica as variáveis coliformes fecais e temperatura (Tabela 6).

O ponto B. Ribeiro foi considerado como o de melhor qualidade da água em toda a bacia devido a sua elevada média de O_2 e média mais baixa de coliformes fecais e DBO_5. As localidades S. Alemoa, F. Celupa, P. Alegria e P. Ipanema mostraram qualidade mais baixa do que o ponto B. Ribeiro, variando de boa para razoável durante o período de amostragem. As maiores variações de temperatura foram observadas nos pontos F. Celupa e B. Ribeiro. O ponto P. Ipanema apresentou uma qualidade razoável da água, que variou de boa a razoável durante o período de amostragem. Os pontos Gasômetro, Caí, Caí-Jacuí e Sinos foram os que apresentaram a pior qualidade. Isto se deveu a médias mais baixas de O_2 e as médias mais elevadas de coliformes fecais e DBO_5. Uma pequena variação na temperatura e uma alta variação no pH foram observadas nestes pontos. O ponto Gasômetro pode ser considerado como o de pior qualidade devido à elevada média de coliformes fecais e DBO_5 e uma baixa média de O_2 durante todo o período de amostragem. A variação de temperatura observada nestes pontos foi muito pequena.

O ponto B. Ribeiro foi classificado como Classe I, para os parâmetros analisados, de acordo com a resolução 357 do CONAMA. As localidades S. Alemoa, F. Celupa, P. Alegria e P. Ipanema foram classificadas como classe I para pH, O_2 e DBO_5. Para a presença de coliformes fecais, o ponto S. Alemoa foi classificado como classe IV, o ponto F. Celupa foi classificado como classe II e o ponto P. Alegria foi classificado como classe III.

Os pontos Gasômetro, Caí, Caí-Jacuí e Sinos foram classificados como classe IV para coliformes fecais e Classe I para os outros parâmetros. Os pontos Gravataí RS118 e Gravataí PC apresentaram uma qualidade razoável, sendo classificados como classe I para O_2, pH e DBO_5 e classe II para coliformes fecais.

Dentre todas as combinações realizadas entre os valores dos eixos 1 e 2, obtidos pela PCA, e os valores do Índice de Qualidade Integrado (IQ), Índice de Diversidade, Índice de Margalef e Índice de Equitabilidade, somente as combinações entre o eixo 1 e o Índice de Margalef foram consideradas estatisticamente significativas ($n = 88$, $r = 0{,}1432$ e $p = 0{,}0002$) (Figura 5). Estes resultados demonstraram que à medida que melhora a qualidade da água, reduz o Índice de Margalef. Foi observado que, independente do ambiente, os valores de diversidade na primavera foram mais elevados ($p = 0{,}055$) do que aqueles observados no verão (Figura 6). Além disto, a diversidade de espécies dos rios é mais significativa ($p < 0{,}001$) do que no lago, demonstrando um valor médio mais elevado (Figura 7).

Discussão

Autores como Lobo et al. (2002), Bruschi Jr. et al. (2000), Ferreira e Casatti (2006) e Cetra et al. (2009) tem salientado que, normalmente, os elevados resultados dos índices de diversidade estão associados a uma melhor qualidade ambiental, o que também foi verificado neste estudo, sendo que as localidades F. Celupa e Sinos mostraram os valores mais elevados do Índice de Diversidade

Tabela 2. Valores obtidos através do Índice de Qualidade Integrado para o Lago Guaíba. n = número de indivíduos; s = número de espécies; H' = Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e IQ = Índice de Qualidade Integrado.

Table 2. Values obtained through the Integrated Index of Quality for lake Guaíba. n = number of individuals; s = number of species; H' = Diversity Index of Shannon-Wiener and IQ = Integrated index of quality.

Total	Gasômetro	S. Alemoa	F. Celupa	P. Alegria	B. Ribeiro	P. Ipanema
N	12068	5369	960	1291	2453	1879
S	30	34	29	22	38	18
H'	1.43595	1.7795	1.84144	1.52672	1.80529	1.43012
n/12068	1	0.444896	0.079549	0.106977	0.203265	0.155701
s/38	0.789474	0.894737	0.763158	0.578947	1	0.473684
H'/1.84144	0.779797	0.966363	1	0.82909	0.980369	0.776631
IQ	2.569271	2.305996	1.842707	1.515015	2.183633	1.406017

Tabela 3. Classificação dos pontos de amostragem do Lago Guaíba de acordo com os valores do Índice de Qualidade Integrado.

Table 3. Classification of lake Guaíba's sampling spots through the values of the quality index.

Qualidade	Int. classe (IQ)	Pontos
Baixa	1.406017 - 1.7937683	P. Alegria e P. Ipanema
Intermediária	1.7937684 - 2.1815197	F. Celupa e B. Ribeiro
Alta	2.1815198 - 2.5692711	Gasômetro e S. Alemoa

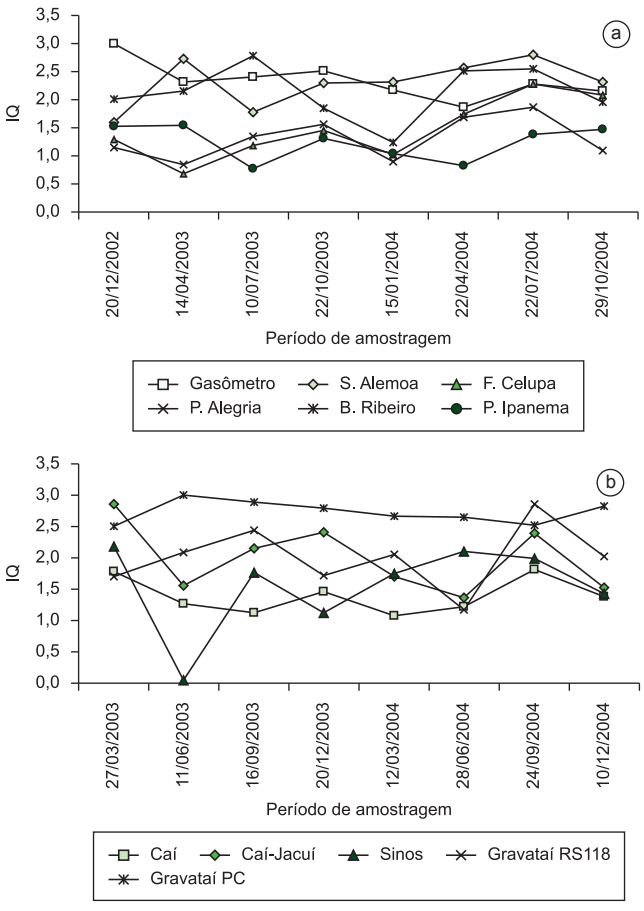


Figura 4. Variação Sazonal do Índice de Qualidade Integrado (IQ) observado durante o período de amostragem. a) Lago Guaíba; e b) Rios Caí, Sinos e Gravataí.

Figure 4. Seasonal variation of the integrated index of quality observed along samples. a) lake Guaíba; and b) Caí, Sinos and Gravataí Rivers.

e os pontos B. Ribeiro e Sinos apresentaram valores mais elevados de riqueza de espécies, e ainda os pontos B. Ribeiro e Gravataí PC apresentaram uma maior regularidade nos Índices de Diversidade ao longo das amostragens, indicando que ambos demonstraram a melhor qualidade ambiental. Bendati et al. (1998), salientaram que índices de diversidade podem mostrar altas diversidades onde a qualidade do ambiente é pobre. Estas observações salientam que os índices não são as melhores ferramentas a serem utilizadas em programas de monitoramento ambiental e reforçam a necessidade da utilização de várias metodologias diferentes a fim de se obter uma avaliação mais acurada sobre os efeitos antropogênicos que estão atuando em um determinado local.

Os resultados obtidos pelos índices concordam em parte com os verificados pela análise física e química e pelo enquadramento em classes de qualidade (resolução 357 do CONAMA), uma vez que o ponto B. Ribeiro demonstrou apresentar a melhor qualidade da água em função de serem verificadas as médias mais elevadas de oxigênio dissolvido e as médias mais baixas de coliformes fecais. Flores-Lopes (2006) também observou, nos mesmos pontos, uma elevada frequência de infecção por parasitos trematódeos digenéticos, que provocam a doença dos pontos pretos, e correlacionou estas altas frequências de parasitos com a melhor qualidade ambiental.

Os pontos Gasômetro, S. Alemoa e Gravataí PC foram considerados como de alta qualidade pelo Índice de Qualidade Integrado (IQ), sendo que os resultados obtidos por este teste são fortemente influenciados pela abundância e riqueza de espécies observada nestas localidades. Os pontos Gasômetro e S. Alemoa, durante todo o período de estudo, não mostraram regularidade do Índice de Diversidade, sendo o ponto Gasômetro considerado como de baixa qualidade ambiental por este parâmetro. Este resultado é semelhante ao observado por Flores-Lopes (2006) e Malabarba et al. (2004), que observaram uma elevada frequência de alterações morfológicas em peixes nesta localidade. Além disso, Flores-Lopes (2006) observou ainda neste ponto uma elevada frequência de alterações moderadas e severas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*, médias mais baixas de oxigênio dissolvido e médias elevadas de coliformes fecais.

Os resultados deste estudo demonstraram que à medida que aumenta a qualidade da água, reduz o Índice de Margalef, indicando que não há uma melhora na estrutura da comunidade nestes pontos. Isto pode ser verificado pela dominância de espécies como *Astyanax fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cyanocharax alburnus* e *Hyphessobrycon luetkenii*, consideradas como generalistas por Bruschi Jr. et al. (2000) em relação as demais, sendo observadas nos pontos mais degradados. Vieira & Shibatta (2007), estudando o Ribeirão Esperança, também verificaram uma redução da riqueza de espécies com o aumento da qualidade ambiental. Para estes autores,

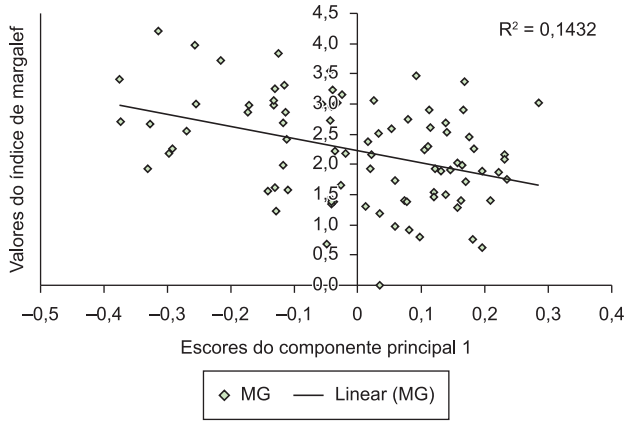


Figura 5. Correlação Linear entre o eixo 1 e o Índice de Margalef.

Figure 5. Linear correlation between axi one and Margalef index.

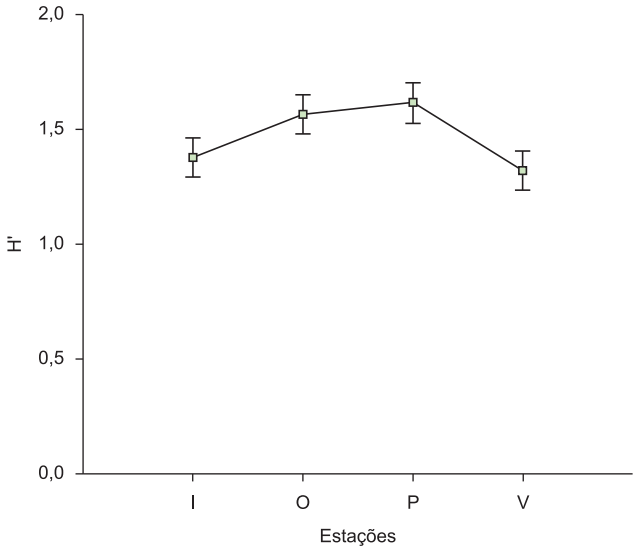


Figura 6. Valores médios do Índice de Diversidade de Shannon com erro padrão (E). Inverno (I), Outono (O), Primavera (P) e verão (V).

Figure 6. Middle values of the Shannon diversity índex with the standard error (I).Winter (W), Autumn (A), Spring (Sp) and Summer (S).

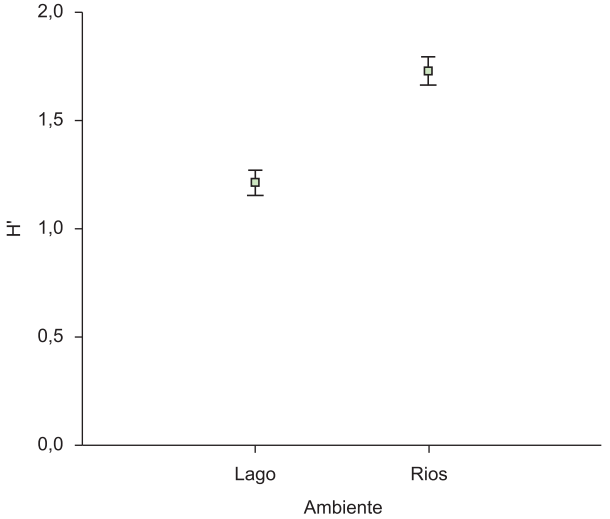


Figura 7. Valores médios do Índice de Diversidade de Shannon com erro padrão (I).

Figure 7. Middle values of Shannon diversity índex with standard error (I).

este fato pode estar relacionado com as características físicas, a presença de espécies exóticas e resistentes a alterações ambientais e a dominância das espécies *Poecilia reticulata* e *Hypostomus ancistroides*.

Bruschi Jr. et al. (2000) mostraram que a ocorrência de espécies generalistas corrobora a classificação de locais de qualidade intermediária ou baixa e Pinto et al. (2006), estudando a análise física e química do Rio Paraíba do Sul, observaram que todos os pontos estudados tinham características de boa qualidade da água, embora a área de estudo incluísse os trechos mais urbanizados e industrializados do rio, sendo considerada a área mais impactada. Estes autores observaram que as condições da qualidade da água parece ser a maior barreira para a distribuição de espécies de peixes sensíveis e a ocorrência de um número elevado de espécies oportunistas em locais poluídos do que em locais não poluídos. Eles observaram que a assembléia de peixes no Rio Paraíba do Sul é composta principalmente por espécies como *Poecilia reticulata*, *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia* sp., que são introduzidas e adaptadas a ambientes alterados.

Mason (1991) salientou que os índices consideram que os ambientes não poluídos são compostos por um grande número de espécies, sendo que nenhuma delas representa a maioria da comunidade, enquanto os ambientes poluídos são compostos por poucas espécies e algumas delas representam a maioria da comunidade. Neste estudo, o teste de ANOVA não paramétrica demonstrou que o ambiente de cada um dos rios apresentava uma diversidade mais significativa do que o Lago Guaíba, sendo esta diversidade mais elevada na primavera do que no verão. Estes resultados estão de acordo com os obtidos pela análise multivariada, que demonstrou que os pontos dos rios apresentavam uma melhor qualidade ambiental do que os pontos do Lago Guaíba. O fato de ser observada uma diversidade mais elevada na primavera do que no verão, provavelmente está relacionado com o ciclo reprodutivo da maioria das espécies, que começa na primavera e estende-se até o verão, o que pode ser comprovado pelos estudos realizados por Azevedo et al. (2010), Gelain et al. (1999) e Oliveira et al. (2002), ao estudarem varias espécies da região sul do Brasil.

Pinto et al. (2006), estudando a proximidade de uma planta industrial sobre a assembléia de peixes do Rio Paraíba do Sul, verificaram que a análise das curvas de abundância-biomassa e K-dominância confirmaram a associação de uma baixa diversidade a pior qualidade da água em função de fatores físicos e químicos. Para eles, o uso de indicadores biológicos fornece uma resposta melhor em relação à degradação ambiental do que as medições liminológicas tradicionais. Para Metcalfe (1989), medições físicas e químicas dão uma visão do momento em que elas são coletadas; portanto, é necessário um grande número de análises a fim de obter resultados robustos e confiáveis. Os resultados obtidos neste estudo e nos trabalhos de Pinto et al. (2006) demonstraram que a utilização da biota é mais eficiente do que análises físicas e químicas e que estudos subsequentes são necessários a fim de se obter resultados mais acurados.

Em função do ponto Gasômetro ter sido classificado como de alta qualidade pelo índice de qualidade integrado, em oposição aos resultados obtidos por outras metodologias que o consideram como de baixa qualidade ambiental, faz com que a utilização do IQ seja questionada no monitoramento ambiental neste tipo de ambiente, uma vez que o índice não foi eficiente para a drenagem do Lago Guaíba, uma vez que os pontos Gasômetro e Gravataí PC foram classificados como de alta qualidade e os pontos Gravataí RS118 como de média qualidade, contradizendo os resultados verificados por Flores-Lopes (2006) e Malabarba et al. (2004) para a análise de alterações morfológicas, e Flores-Lopes (2006) para análise

Tabela 4. Valores obtidos através do Índice de Qualidade Integrado para os Rios Caí, Sinos e Gravataí. n = número de indivíduos; s = número de espécies; H' = Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e IQ = Índice de Qualidade Integrado.

Table 4. Values obtained through the Integrated Index of Quality for the rivers Caí, Sinos and Gravataí. n = number of individuals; s = number of species; H' = Diversity Index of Shannon-Wiener and IQ = Integrated index of quality.

Total	Caí	Caí-Jacuí	Sinos	Gravat. RS118	Gravataí PC
n	992	3998	1430	6069	16899
s	30	43	37	44	41
H'	2.22032	2.53891	2.66454	2.09127	1.96063
n/16899	0.058702	0.236582	0.08462	0.359134	1
s/43	0.697674	1	0.860465	1.023256	0.953488
H'/2.66454	0.833285	0.952851	1	0.784852	0.735823
IQ	1.589661	2.189433	1.945086	2.167242	2.689311

Tabela 5. Classificação dos pontos de amostragem dos Caí, Sinos e Gravataí de acordo com os valores do Índice de Qualidade Integrado.

Table 5. Classification of the sampling spots of the rivers Caí, Sinos and Gravataí according to the index of quality.

Qualidade	Int. classe (IQ)	Pontos
Baixa	1.589661 - 1.956211	Caí e Sinos
Intermediária	1.956212 - 2.322762	Caí-Jacuí e Gravataí RS118
Alta	2.322763 - 2.689313	Gravataí PC

Tabela 6. Valores obtidos para os eixos 1 e 2 na análise multivariada.

Table 6. Values obtained for the axis 1 and 2 in the multivariate analisys.

	Eixo 1	Eixo 2
Porcentagem	89,3	94,8
Autovalores	34,2	2,1
pH	–0,516	0,114
O_2	0,563	0,088
DBO_5	–0,501	0,092
Coliformes	–0,363	–0,565
Temp.	–0,185	0,807

das brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*. Também contradizendo os resultados do IQ, Bendati et al. (1998) e Bendati et al. (2003) demonstraram que a margem onde está situado o ponto Gasômetro recebe um grande aporte de nutrientes que são lançados diretamente nesta região, principalmente do Rio Gravataí e dos arroios que drenam as regiões centrais de Porto Alegre. Estes autores relataram ainda que a foz deste rio é a região mais altamente contaminada, o que é indicado pela ausência de macroinvertebrados nas suas amostragens, água com restos de lixo e óleo, altos valores da demanda bioquímica de oxigênio e condutividade, e reduzida concentração de oxigênio dissolvido.

Entretanto, este índice parece ter uma melhor aplicação em córregos do que em ambientes maiores (Bruschi Jr. et al. 2000), o que pode ser verificado nos estudos de monitoramento ambiental realizados por Flores-Lopes et al. (2008), no Rio Cachoeira, no Sul da Bahia, que obtiveram resultados satisfatórios com este índice. La Point & Fairchild (1992) relataram que, em função de alguns indivíduos encontrarem-se uniformemente distribuídos entre várias espécies, poderia dar um índice relativamente alto de diversidade, embora um habitat seja pesadamente poluído.

Estas observações salientam que os índices não são as melhores ferramentas a serem utilizadas em programas de monitoramento ambiental e reforçam a necessidade da utilização de várias metodologias diferentes a fim de se obter uma avaliação mais acurada sobre os efeitos antropogênicos que estão atuando em um determinado local. Por outro lado, Bruschi Jr. et al. (2000), Lobo et al. (2002) e Angermeier & Davideanu (2004), salientaram que os índices multimétricos detectam uma ampla variedade de impactos humanos, incluindo impactos no regime hidrológico, configuração do habitat e interações bióticas. No estudo realizado no lago Guaíba, fica evidente que somente a utilização de índices ecológicos no monitoramento ambiental pode acarretar em avaliações errôneas a cerca da qualidade do ecossistema. Em face disto, é imprescindível a necessidade do uso de várias metodologias diferentes a fim de se realizar uma análise mais acurada sobre os efeitos antropogênicos que estão atuando em um determinado ambiente.

Barbour et al. (1999) salientaram que a avaliação da condição biológica é o meio mais efetivo de analisar impactos cumulativos de fontes de poluição, que pode envolver degradação de habitat, contaminação química, ou retirada de água. Flores-Lopes (2006) utilizou, além dos índices de diversidade, metodologias como a análise histológica de brânquias, análise da frequência de anomalias morfológicas e a adequação da análise da frequência da doença dos pontos pretos em peixes como instrumento de avaliação da qualidade ambiental a fim de realizar um diagnóstico mais consistente da integridade dos ecossistemas e quantificar o grau de deterioração destes ambientes, uma vez que é esperado que diferentes metodologias de avaliação demonstrem respostas específicas a certos fatores ambientais. A utilização dessas metodologias na avaliação da qualidade ambiental faz com que diversos tipos de respostas obtidas sejam uma importante fonte de informações da condição dos organismos no meio em que eles vivem, permitindo ao pesquisador inferir com mais certeza sobre a natureza e o tempo de exposição dos indivíduos ao agente estressor.

Os resultados deste estudo deixam evidente que as respostas obtidas por apenas uma metodologia de avaliação não são suficientes para se fazer um diagnóstico mais acurado da real situação de um ecossistema. No caso específico dos índices multimétricos, que são fortemente influenciados por fatores como o número de espécies, abundância e guildas tróficos, o resultado obtido pode nem sempre refletir a realidade da situação da qualidade ambiental naquele local. A ocorrência de espécies reconhecidamente generalistas como *Astyanax fasciatus*, *Cyanocharas alburnus* e *Hyphessobrycon luetkenii* na Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba é um indicativo de ambientes de baixa qualidade, além de serem espécies que podem influenciar o resultado de índices como o Índice de Qualidade Integrado, que utiliza como um dos parâmetros para seu cálculo o número de indivíduos, o número de espécies e o Índice de Diversidade.

Os estudos nesta área ainda são muito incipientes e novos trabalhos se fazem necessários a fim de obter uma maior compreensão sobre a grande complexidade dos ecossistemas aquáticos e das milhares de relações que envolvem estes sistemas. Neste sentido, se fazem necessárias a adequação de novas metodologias a fim de que se possa verificar um maior número de parâmetros que estão influenciando no ambiente.

As informações geradas por estes instrumentos através dos programas de monitoramento ambiental possibilitam aumentar a capacidade preventiva do sistema de gerenciamento, oferecendo condições de antecipar situações de emergência e de perigo com contaminações que possam causar a mortandade de um grande número de indivíduos de vários grupos de organismos aquáticos e acidentes que afetam a saúde de milhares de pessoas. Além disso, as informações produzidas pelo monitoramento podem ser extremamente importantes na tomada de decisões sobre as ações dos órgãos ambientais.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a C. E. Machado, G. N. da Silva, J. F. dos Santos, T. S. Dias, A. P. S. Dufech, D. Cognato, J. F. P. Silva, J. A. Anza, J. Giora, M. A. Azevedo e V. R. Lampert por sua ajuda nos trabalhos de campo. Agradecimento especial ao CNPq pela bolsa de produtividade concedida à Luiz Roberto Malabarba (464545/00-5; 476821/2003-7) e a bolsa de doutorado concedida à Fábio Flores Lopes.

Referências Bibliográficas

ALLAN, J.D. & FLECKER, A.S. 1993. Biodiversidade conservation in running waters. Bioscience, 43:32-43.

ANGERMEIER, P.L. & DAVIDEANU, G. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. Hydrobiologia 511:65-78.

ARAÚJO, F.G. 1998a. Uso da Taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. Braz. Arch. Biol. Tech. 41(3):370-378.

ARAÚJO, F.G. 1998b. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. Rev. Bras. de Biol. 58(4):547-558.

ARAÚJO, F.G., FICHBERG, I., PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. Environ. Manage. 32(4):516-526.

AZEVEDO, M. A., MALABARBA, L. R. & BURNS, J. R. 2010. Reproductive biology and development of gill glands in the inseminating characid, *Macropsobrycon uruguayanae* Eigenmann, 1915 (Cheirodontinae: Compsurini). Neotropical Ichthyology. 8(1):87-96.

BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

BENDATI, M.M.; SCHWARZBACH, M.S.R., MAIZONAVE, C.R.M., ALMEIDA, L.B. & BRINGHENTI, M.L. 2003. Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba. Subsídios para a gestão da bacia hidrográfica. ECOS Pesq. DMAE 4(7):34.

BENDATI, M.M.A., MAIZONAVE, C.R.M., OLABARRIAGA, E.D. & ROSADO, R.M. 1998. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). Verh. Internat. Verein. Limnol. 26:2019-2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 357, de 18 de junho de 2005. Estabelece classificação para águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. DOU, Brasília, DF, 30 jun. 2005

BRUSCHI Jr., W., MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. 2000. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In Carvão e Meio Ambiente (Centro de Ecologia/UFRGS.). Ed. UFRGS, Porto Alegre, 1856p.

BRUSCHI Jr., W., SALOMONI, S.E., FERMINO, F.S., PEDROZO, C.S., SCHWARZBOLD, A. & PERET, A.C. 1998. Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. Biociências 6(1):55-66.

CAIRNS, Jr. J., McCORMICK, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263:1-144.

CETRA, M., FERREIRA, F.C. & CARMASSI, A.L. 2009. Caracterização das assembléias de peixes de riachos de cabeceira na bacia do rio Cachoeira (sudeste da Bahia). Biota Neotrop. 9(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/pt/abstract?article+bn01609022009.

DAJOZ, R. 1983. Ecologia geral. Vozes, Petrópolis, 472p.

FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. Am. Fisheries Soc. Symp. 8:123-144.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. Biota Neotropica, 6(3): 1-25.

FLORES-LOPES, F., MALABARBA, L.R., PEREIRA, E.H.L. & SILVA, J.F.P. 2001. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 18(3):699-709.

FLORES-LOPES, F., MALABARBA, L.R., SILVA, J.F.P. & PEREIRA, H.L. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, Sér. Zool. 15(1):137-155.

FLORES-LOPES, F. 2006. Monitoramento ambiental da Bacia Hidrográfica do lago Guaíba – RS – Brasil, através da utilização de diferentes metodologias aplicadas a taxocenoses de peixes. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 228p.

FLORES-LOPES, F., MIRANDA, A., PAULO, D. V., BEZERRA, L. L., FONTES, F. M. & BRITTO, N. C. 2008. Monitoramento da qualidade ambiental do Rio Cachoeira através da análise de anomalias morfológicas, histopatológica das brânquias e fígado de peixes.Universidade Estadual de Santa Cruz, Relatório Técnico. 28pg.

GELAIN, D., FIALHO, C. B. & MALABARBA, L. R. 1999. Biologia reprodutiva de *Serrapinnus calliurus* (Characidae, Cheirodontinae) do arroio Ribeiro, Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. Comun. Mus. Cien. Tecn. PUCRS, Ser. Zôo. 12:71-82.

KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. Environ. Manage. 5:55-68.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6(6):21-27.

KARR, J. R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. Environ. Manage. 11:249-256.

KARR, J. R. & CHU, E.W. 1999. Biological Monitoring: Essential Foundation for Ecological Risk Assessment. Hum. Ecol. Risk Assess. 3: 933-1004

LA POINT, T.W. & FAIRCHILD, J.F. 1992. Evaluation of sediment contaminant toxicity: the use of freshwater community structure. In Sediment toxicity assessment (G.A. Burton, ed.). Lewis Publishers, Boca Raton, p.219-235.

LOBO, E.A., CALLEGARO, V.L.M. & BENDER, E.P. 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. EDUNISC, Santa Cruz do Sul, 127p.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. University Press, Cambridge, 179p.

MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. Nº 36 – Peixes. Sociedade Brasileira de Zoologia, Campinas, 14 p.

MALABARBA, L.R., PEREIRA, E.H.L., SILVA, J.F.P., BRUSCHI Jr., W. & FLORES-LOPES, F. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, Sér. Zool. 17(2):97-128.

MARGALEF, R. 1958. Information theory in ecology. Gen. Syste. 3:36-71.

MASON, C.F. 1991. Biology of freshwater pollution. 2nd ed. Longman Scientific & Technical, London, 351p.

METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. Environ. Poll. 60:101-139.

MOLLERKE, R.O., NOLL, I.B. & SANTO, M.A.B.E. 2002. Níveis de mercúrio em piavas (*Leporinus obtusidens*) e em pintados (*Pimelodus maculatus*) do lago Guaíba, Porto Alegre, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Toxicol. 15(2):93-97.

NORRIS, R.H. & THOMS, M.C. 1999. What is river health? Freshwater Biol. 41:197-209.

OLIVEIRA, C. L. C., FIALHO, C. B. & MALABARBA, L. R. 2002. Período reprodutivo, desova e fecundidade de *Cheirodon ibicuhiensis* Eigenmann, 1915 (Ostariophysi: Characidae) do arroio Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. Comun. Mus. Cien. Tecn. PUCRS, Ser. Zool. 15(1):3-14.

PINTO, B.C.T., PEIXOTO, M.G. & ARAÚJO, F.G. 2006. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the Rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 4(2):269-278.

RODRÍGUEZ-OLARTE, D., AMARO, A., CORONEL, J. & TAPHORN, D.C.B. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. Neotrop. Ichthyol. 4(3):319-328.

SCHIEMER, F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. Hydrobiologia 422/423:271-278.

SCHULZ, U.H. & MARTINS-JUNIOR, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. Braz. J. Biol. 61(4):615-622.

VIEIRA, D.B. & SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes com indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, Município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotrop. 7(1):http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007 (último acesso em 27/09/2008).

WASHINGTON, H.G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Wat. Res. 18(6):653-694.

ZAR, J.H. 1999. Biosestatistical analysis. 4 ed. Prentice-Hall Editora, New Jersey, 663p.

Recebido em 25/09/2009
Versão reformulada recebida em 22/11/2010
Publicado em 02/12/2010

Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros

Otavio Augusto Vuolo Marques[1,5], Cristiano Nogueira[2], Marcio Martins[3] & Ricardo Jannini Sawaya[4]

[1]Laboratório de Ecologia e Evolução, Instituto Butantan,
Av. Dr. Vital Brasil, n. 1500, CEP 05503-900, São Paulo, SP, Brasil
[2]Departamento de Zoologia, Universidade de Brasília – UnB, CEP 70910-900, Brasília, DF, Brasil
[3]Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências,
Universidade de São Paulo – USP, CEP 05508-090, São Paulo, SP, Brasil
[4]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Paulo – UNIFESP,
Rua Prof. Artur Riedel, n. 275, CEP 09972-270, Diadema, SP, Brasil
[5]Autor para correspondência: Otavio Augusto Vuolo Marques, e-mail: otaviomarques@butantan.gov.br

MARQUES, O.A.V., NOGUEIRA, C., MARTINS, M. & SAWAYA, R.J. **Potential impacts of changes in the Brazilian Forest Code on reptiles**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00510042010.

Abstract: We evaluate the potential impacts on Brazilian reptiles (721 species already described), if the proposed changes in the Brazilian Forest Code are approved. The possibility of environmental compensation (a legal obligation in case of disturbance of natural habitats) in basins or micro basins different from that in which the disturbance occurred would have harmful effects on reptile diversity. Some reptile genera include species that rarely co-occur in space. Thus, conservation action planning based on naturally smaller scales, such as micro basins, is most suitable to maintain species composition across large regions. The proposed changes also include the removal of mountaintops as Areas of Permanent Preservation (APP, areas which must be permanently protected, despite the fact that they are not part of a park), as well as a reduction in the width of gallery forests and protected riparian habitats (which are APPs). Many Brazilian reptiles are restricted to high elevation areas, whereas others dwell only or mostly in gallery forests and riparian areas. Thus, the habitat loss that would result from these two changes could make some reptiles vulnerable to extinction. The proposed changes also include allowing the restoration of the Legal Reserves (LR, the reserves of natural vegetation which landowners have to keep in private areas) using exotic plant species. There are evidences that many Brazilian reptiles are not able to persist in human-modified environments like forests composed of exotic trees. The proposed changes also allow the compensation of disturbances imposed on LR inside existing protected areas. However, existing protected areas are not sufficient for the maintenance of reptile diversity in Brazil (mainly because many species have restricted distributions). If approved, the proposed changes in the code will impose significant negative effects on the Brazilian reptile fauna, an important component of the country's natural heritage. Furthermore, unknown molecules with potential for pharmaceutical use could also be lost.
Keywords: *reptiles, Brazilian Forest Code, habitat loss, extinction.*

MARQUES, O.A.V., NOGUEIRA, C., MARTINS, M. & SAWAYA, R.J. **Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00510042010.

Resumo: Avaliamos os impactos potenciais sobre a fauna brasileira de répteis (721 espécies descritas até o momento), caso sejam adotadas mudanças propostas por um substitutivo do atual Código Florestal Brasileiro. A possibilidade de compensação ambiental (obrigação legal no caso de degradação de habitats naturais) em bacias ou microbacias distintas daquelas degradadas seria uma das modificações do código vigente que prejudicaria a manutenção da diversidade de répteis. Alguns gêneros de répteis são compostos por espécies que raramente co-ocorrem em uma mesma área. Assim, ações de conservação em escalas reduzidas, em unidades naturais como microbacias, seriam mais adequadas para representar a variação da composição de espécies entre áreas. O substitutivo prevê a exclusão de topos de montanhas como Área de Preservação Permanente (APP), bem como a redução da largura das matas marginais a cursos d´água (que também são APPs). Diversos répteis brasileiros estão restritos a áreas de altitude, ao passo que outros vivem somente ou principalmente em matas de galeria ou áreas ripárias. Assim, a perda de habitat nessas áreas deve tornar alguns répteis vulneráveis a extinção. A proposta também autoriza a recuperação de Reservas Legais (RL) usando espécies de plantas exóticas. Há evidências que muitos répteis brasileiros não conseguem sobreviver em ambientes alterados pelo homem, incluindo as florestas constituídas por espécies exóticas. A proposta também tornará possível compensar RL dentro de unidades de conservação. Entretanto, as unidades de conservação existentes não seriam suficientes para a manutenção da diversidade de répteis no Brasil (principalmente porque muitas espécies têm distribuição restrita). Se adotadas, as mudanças propostas ao Código Florestal Brasileiro terão fortes impactos sobre a fauna de répteis brasileira, um importante componente do patrimônio natural do país. Além disso, moléculas com potencial farmacêutico, presentes nos venenos de muitas espécies, poderão ser perdidas.
Palavras-chave*: répteis, Código Florestal Brasileiro, perda de habitat, extinção.*

Introdução

Das 8.734 espécies de répteis reconhecidas atualmente no mundo (Uetz 2008), 721 ocorrem no Brasil (SBH 2010). Não restam dúvidas de que a diversidade de répteis no Brasil é bem maior, uma vez que mais de 80 espécies foram descritas somente na última década.

Uma análise recente que avalia o estado de conservação de 1.500 espécies de répteis distribuídas pelo mundo indica que cerca de 20% das espécies é ameaçada de extinção. Esse estudo também ressalta que diversos declínios de espécies ocorreram em áreas tropicais com elevada pressão antrópica e conclui que a perda de hábitat é o principal fator de ameaça de extinção de répteis. No Brasil, apenas 20 espécies são reconhecidas oficialmente como ameaçadas de extinção e a perda e a degradação de habitats são consideradas as principais causas de ameaça (Martins & Molina 2008). Entretanto, avaliações detalhadas mais recentes, como a realizada para o Estado de São Paulo (Marques et al. 2009), indicam que uma porcentagem maior de répteis estaria ameaçada. Mas ainda está por ser feita uma nova análise cuidadosa do estado de conservação de toda a fauna brasileira de répteis, que provavelmente irá aumentar o número de espécies brasileiras ameaçadas.

Este texto avalia os impactos aos quais a fauna brasileira de répteis estaria sujeita caso fossem postas em prática as mudanças propostas no atual do Código Florestal Brasileiro (CFB), pelo substitutivo do Relator da Comissão Especial da Câmara dos Deputados, de julho de 2010.

Métodos

Enumeramos, discutimos e ilustramos com exemplos as principais alterações propostas pelo substitutivo do Código Florestal Brasileiro que podem afetar diretamente a fauna de répteis do país. Para subsidiar tais avaliações, utilizamos informações disponíveis em artigos científicos sobre taxonomia, sistemática, distribuição geográfica, uso de habitat e outros aspectos da história natural de várias espécies, bem como a extensa experiência de campo dos autores nos diversos biomas brasileiros.

Resultados e Discussão

1. Não obrigatoriedade de compensação ambiental nas mesmas bacias ou microbacias

Grupos de organismos com padrões de distribuição mais localizados, como os répteis, tendem a ser mal representados em estratégias de conservação de foco amplo, baseadas em grandes unidades da paisagem (ver Araújo et al. 2001). Alguns gêneros de répteis são compostos por espécies que raramente co-ocorrem em mesma área. Assim, ações de conservação em escalas reduzidas, em unidades naturais como microbacias, são mais adequadas para representar a variação da composição de espécies entre áreas (ver Nogueira et al. 2010a, para estudo com ictiofauna). Como exemplo, a fauna de lagartos do Cerrado, com alta substituição de espécies entre ambientes e localidades (Costa et al. 2007, 2010, Nogueira 2006, Nogueira et al. 2009), só estaria bem representada em estratégias de conservação que protejam toda a gama de habitats em escala local (Nogueira et al. 2009). A extinção das microbacias como unidade de planejamento acaba favorecendo a concentração de Reservas Legais em blocos únicos, que poderiam deixar de representar a variação da composição de espécies entre áreas.

2. Os topos de morros, montes, montanhas e serras deixarão de ser considerados Área de Preservação Permanente (APP)

A existência de habitats originais nas APPs de áreas elevadas garante a preservação de vários endemismos de répteis no país. Entre 80 espécies de serpentes registradas para a Serra do Mar, um total de 12 (15%) está restrito as áreas de altitudes elevadas (ver Marques et al. 2004, Marques 2009). Diversas outras localidades de altitude elevada no Brasil abrigam espécies endêmicas de lagartos, tais como *Heterodactylus lundii* Reinhardt & Luetken, 1862, *Placosoma cipoense* Cunha, 1966 e *Rhachysaurus brachylepis* (Dixon, 1974), e a degradação de seus habitats naturais aumentaria a vulnerabilidade dessas espécies (Rodrigues 2005). As espécies de répteis de altitude que ocorrem no território brasileiro também possuem usualmente distribuição geográfica reduzida, o que as torna mais susceptíveis caso seu ambiente natural não seja protegido.

3. Redução da largura de Área de Preservação Permanente (APP) marginais a cursos d´água

Um total de 60 espécies de serpentes habitam as matas que margeiam cursos d´água que entrecortam o Cerrado brasileiro, o que representa cerca de 40% da biodiversidade de serpentes deste bioma (Marques et al. in press). Pelo menos metade dessas espécies depende dessas matas para a sua sobrevivência. A redução de matas ciliares e outros ambientes ripários (como campos úmidos), que já constituem ambientes muito restritos no Cerrado, provavelmente tornará ameaçadas muitas dessas espécies que hoje não se encontram em perigo. Entre elas, vale ressaltar a serpente *Anilius scytale* (Linnaeus, 1758), que vive associada a florestas, e no Cerrado ocorre exclusivamente em matas ciliares (Marques et al. in press.). O aumento da vulnerabilidade dessa espécie em função da diminuição de seu hábitat não representa somente a ameaça a uma espécie, mas de uma família inteira de serpentes no Cerrado. Família esta de grande importância do ponto de vista evolutivo, já que representa uma linhagem antiga, possivelmente muito similar ao ancestral de todas as existentes no mundo (ver Wiens et al. 2008).

4. Recuperar Reservas Legais com espécies vegetais exóticas

A perda ou modificação de habitats nativos é a maior fonte global de ameaça à biodiversidade (IUCN 2010). Uma grande parte dos répteis brasileiros não é capaz de sobreviver em ambientes muito alterados pelo homem, incluindo as florestas constituídas de espécies exóticas (que são, em geral, muito distintas dos ambientes naturais em diversidade e estrutura). Um estudo realizado na região de Itirapina (Spina & Martins, não publicado), interior de São Paulo, possibilitou a comparação da herpetofauna de uma área preservada de campo cerrado com a de uma área contígua de plantação de eucalipto. Menos de um terço das espécies encontradas no campo cerrado adjacente foi encontrada dentro do eucaliptal, evidenciando o forte efeito negativo advindo da substituição da vegetação nativa por uma plantação de espécies exóticas. Em uma área de Mata Atlântica no litoral Sul de São Paulo, na região da Juréia, a substituição da mata por bananais acarretou na ocorrência de menor abundância de serpentes arborícolas do gênero *Chironius* (Marques 1998, Marques & Sazima 2004). Essas serpentes, assim como outros répteis arborícolas parecem depender fortemente das condições estruturais da mata original, que inclui grande número de bromélias, outras epífitas e lianas (Marques 1998, Marques & Sazima 2004).

5. Torna-se possível compensar Reservas Legais dentro de Unidades de Conservação (UC)

Embora vitais para a biodiversidade, UC não devem ser vistas como única opção para a conservação dos répteis brasileiros, pois várias das espécies conhecidas ocorrem fora da rede atual de áreas protegidas. Assim, são necessárias ações complementares para assegurar a proteção dentro e fora de parques e reservas. Sabe-se que o estabelecimento de UC em regiões produtivas e sob alta pressão de ocupação humana envolve altos custos (Brooks et al. 2004, Margules & Pressey 2000). Na região do Cerrado, por exemplo, são raras as UC em regiões de solos planos, em topos de chapada, embora grande parte da riqueza de lagartos deste bioma esteja concentrada exatamente nestes ambientes

(ver Nogueira 2006, Nogueira et al. 2009), altamente visados pela agricultura (Cavalcanti & Joly 2002, Klink & Machado 2005). Nestes casos a conservação de ambientes naturais em regiões sob alta pressão de atividades econômicas depende da manutenção de reservas legais em terras privadas, fora de áreas protegidas. Além disso, mesmo atingindo a meta global da Convenção da Diversidade Biológica de proteção de 10% de cada bioma na forma de UC, estes não serão suficientes para a manutenção da diversidade de répteis no Brasil. Isto porque essas áreas não seriam representativas em termos biogeográficos, pois tenderiam a se concentrar em algumas localidades em detrimento de outras. Considerando a variação de habitats e a variação na distribuição local de espécies, para garantir a conservação de répteis ao longo da grande variedade de paisagens que compõem os biomas brasileiros, a compensação de reservas legais deveria ocorrer na própria microbacia onde as espécies deveriam ser protegidas.

Considerações Finais

Como mostrado acima, caso fossem postas em prática, as mudanças propostas ao Código Florestal Brasileiro teriam fortes impactos sobre a fauna de répteis brasileira. Correríamos o risco de perder diversas espécies, o que vai diametralmente contra os objetivos centrais da Convenção da Diversidade Biológica e representaria uma perda incalculável para o país.

Entre as espécies que correm o risco de desaparecer estão algumas que poderiam fornecer moléculas com potencial farmacêutico, como as serpentes venenosas. No passado, uma molécula descoberta no veneno da jararaca comum (*Bothrops jararaca* Wied, 1824), endêmica da Mata Atlântica, deu origem ao medicamento captopril, um anti-hipertensivo que beneficia milhões de vidas humanas e que garantiu faturamento de bilhões de dólares à multinacional Squibb (Gambardella 1995). A maior parte das serpentes brasileiras ainda tem seus venenos pouco estudado e é certo que moléculas ainda desconhecidas serão perdidas com a extinção destas espécies.

Agradecimentos

Agradecemos ao programa BIOTA-FAPESP pelo convite para elaboração desse manuscrito. Ao CNPq (INCTTOX e auxílios a OAVM, MM e RJ), CAPES (auxílio a CN) e FAPESP (Procs. 08/54472-2, de RJS e 10/50146-3, de MM) pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, M.B., HUMPHRIES, C.J., DENSHAM, P.J., LAMPINEN, R., HAGEMEIJER, W.J.M., MITCHELL-JONES, A.J. & GASC, J.P. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? Ecography 24(1):103-110.

BROOKS, T., FONSECA, G.A.B. & RODRIGUES, A.S.L. 2004. Species, data, and conservation planning. Conserv. Biol. 18(6):1682-1688.

CAVALCANTI, R.B. & JOLY, C.A. 2002. Biodiversity and Conservation priorities in the Cerrado region. In The Cerrados of Brazil - Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, ed.). Columbia University Press, New York, p.351-367.

COSTA, G.C., NOGUEIRA, C., MACHADO, R.B. & COLLI, G.R. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. Divers. Distrib. 13(6):714-724.

COSTA, G.C., NOGUEIRA, C., MACHADO, R.B. & COLLI, G.R. 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. Biodivers. Conserv. 19(3):883-899.

GAMBARDELLA, A. 1995. Science and innovation: the US pharmaceutical industry during the 1980s. Cambridge University Press, Cambridge.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. 2010. http://www.iucn.org/ (último acesso em 30/08/2010).

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv. Biol. 19(3):707-713.

MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. Nature 405(6783):243-253.

MARQUES, O.A.V. & SAZIMA, I. 2004. História natural dos répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna (O.A.V. Marques & W. Duleba, ed.). Holos Editora, Ribeirão Preto, p.257-277.

MARQUES, O.A.V. 1998. Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARQUES, O.A.V. 2009. A fauna de répteis na região de Paranapiacaba. In Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba – a antiga Estação Biológica do Alto da Serra (M.I.M.S. Lopes, K. Kirizawa & M.M.R.F. Melo, org.). São Paulo, Editora Neotropica, p.607-620.

MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. 2004. Snakes of the Brazilian Atlantic Forest: an illustrated field guide for the Serra do Mar range. Holos Editora, Ribeirão Preto, 205p.

MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A., NOGUEIRA, C. & SAZIMA, I. in press. Serpentes do Cerrado: guia ilustrado. Holos Editora, Ribeirão Preto.

MARQUES, O.A.V., NOGUEIRA, C., SAWAYA, R.J., BÉRNILS, R.S., MARTINS, M., MOLINA, F., FERRAREZZI, H., FRANCO, F.L. & GERMANO, V.J. 2009. Répteis. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção do Estado de São Paulo (C. Kierulff, org.). SEMA, São Paulo, p.285-327.

MARTINS, M. & MOLINA, F.B. 2008. Panorama geral dos répteis ameaçados do Brasil. In Livro vermelho da Fauna Brasileira ameaçada de extinção (A.B.M. Machado, G.M. Drummond, A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, p.327-334.

NOGUEIRA, C. 2006. Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

NOGUEIRA, C., BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A., OYAKAWA, O.T., KASECKER, T.P., RAMOS NETO, M.B. & DA SILVA. J.M.C. 2010a. Restricted-Range Fishes and the Conservation of Brazilian Freshwaters. PLoS One 5:e11390.

NOGUEIRA, C., COLLI, G.R., COSTA G.C. & MACHADO R.B. 2010b. Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. In Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação. (I.R. Diniz, J. Marinho-Filho, R.B. Machado & R.B. Cavalcanti, ed.). Editora UnB, Brasília, p.333-375.

NOGUEIRA, C., COLLI, G.R. & MARTINS, M. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. Austral Ecol. 34:83-96.

RODRIGUES, M.T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. Megadiversidade 1(1):87-94.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA - SBH. 2010. Brazilian reptiles – List of species. http://www.sbherpetologia.org.br (último acesso em 20/08/2010).

UETZ, P. 2008. The EMBL Reptile Database. http://www.reptile-database.org/db-info/SpeciesStat.html (último acesso em 20/08/2010).

WIENS, J.J., KUCZYNSKI, C.A., SMITH, A., MULCAHY, D.G., SITES Jr., J.W., TOWNSEND, T.M. & REEDER, T.W. 2008. Branch lengths, support, and congruence: testing the phylogenomic approach with 20 nuclear loci in snakes. Syst. Biol. 57(3):420-431.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 24/09/2010
Publicado em 15/10/2010

Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas

***André Victor Lucci Freitas*[1,2]**

[1]*Departamento de Biologia Animal e Museu de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil*
[2]*Autor para correspondência: André Victor Lucci Freitas, e-mail: baku@unicamp.br*

FREITAS, A.V.L. **Potential impacts of the proposed Brazilian Forest Act on native butterflies**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00810042010.

Abstract: This paper discusses how the proposed changes in the Brazilian Forest Act could affect native butterflies. As showed, the main impacts include the reduction in the riparian forests (with consequent loss of connectivity) and the major changes that could take place in the large areas of montane forest. Moreover, changes in the regional landscape, with the reduction of permanently protected areas (Brazilian APPs) and the destruction of hilltop habitats could markedly affect extant butterfly assemblages, which have been severely modified in the past 500 years of deforestation and degradation in all Brazilian habitats.
Keywords: *conservation, connectivity, Lepidoptera, endangered species.*

FREITAS, A.V.L. **Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00810042010.

Resumo: Este trabalho discute como as mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro podem afetar as borboletas do Brasil. Conforme exposto, os impactos principais estão na redução das matas ciliares (com consequente perda de conectividade) e nas alterações maiores nas amplas áreas de florestas de altitude. Adicionalmente, alterações na paisagem regional, com redução das áreas de proteção permanentes (APPS) e conversão de topos de morros, por exemplo, podem refletir em profundas mudanças nas assembleias de borboletas já severamente modificadas por quase 500 anos de desmatamento e degradação dos habitats do Brasil.
Palavras-chave: *conservação, conectividade, Lepidoptera, espécies ameaçadas.*

Introdução

Por borboletas chamamos as espécies de seis famílias da ordem Lepidoptera, conhecidas por suas asas coloridas e seus hábitos diurnos. Apesar de não proverem serviços ecossistêmicos evidentes, trabalhos recentes mostram que assembleias de borboletas tropicais mudam sua estrutura e composição como resposta a fragmentação, perda de habitat, efeito de borda entre diversos outros tipos de perturbação (DeVries et al. 1997, Ramos 2000, Barlow et al. 2007, Uehara-Prado et al. 2007, Uehara-Prado & Freitas 2009). Além disso, borboletas são insetos carismáticos e podem ser utilizadas como espécies bandeira e espécies guarda-chuva para conservação (New 1997a, b).

Borboletas apresentam ciclos complexos (lagartas e adultos sofrem pressões distintas) e relativamente curtos (se desenvolvem em poucas semanas), são facilmente observadas e amostradas, podendo ser estudadas com facilidade por métodos padronizados (Freitas et al. 2003, Uehara-Prado et al. 2007). Com o avanço das pesquisas em Biologia da Conservação, nos últimos anos as borboletas conquistaram um lugar de destaque como indicadores biológicos, dada sua sensibilidade comprovada às mudanças ambientais mesmo que muito sutis. Por este motivo, borboletas têm sido usadas cada vez mais em diagnósticos rápidos, estudos comparativos, relatórios de impacto ambiental e monitoramento (Brown 1991, Freitas et al. 2006).

Na maior parte do Brasil e especialmente no Estado de São Paulo, os habitats originais foram drasticamente reduzidos e modificados desde a chegada dos europeus no século XVI. Como resultado, apenas uma pequena fração da Mata Atlântica, e uma menor ainda dos cerrados ainda persistem, geralmente na forma de pequenos fragmentos, muitas vezes bastante perturbados e descaracterizados. Sendo assim, podemos concluir que as comunidades de borboletas que persistem nestes remanescentes são resultantes de um novo equilíbrio alcançado após a conversão destes habitats. Mais ainda, em muitos casos, as populações persistentes devem estar em um limiar de sua manutenção, e alterações mínimas nos habitats remanescentes podem levar muitas destas espécies à extinção local (o que no caso das espécies ameaçadas pode ser bastante crítico).

Com base nas evidências acima, é bastante razoável supor que muitas perdas deverão ocorrer com a supressão de quaisquer porções adicionais de habitat no país. Isso se torna especialmente crítico em biomas já muito reduzidos e alterados, como as matas semidecíduas do interior, a mata atlântica do nordeste, as restingas costeiras, o pampa, e no cada vez mais ameaçado cerrado.

Neste trabalho, pretende-se realizar uma previsão bastante conservadora dos possíveis efeitos das alterações propostas pelo novo código florestal levando-se em conta os dados disponíveis principalmente para borboletas do Brasil. De modo geral, os impactos maiores devem vir das mudanças nas definições das Áreas de Preservação Permanente/APPs, especialmente no que diz respeito às matas ciliares, topos de morros e áreas acima de 1800 m de altitude, e na redefinição do cômputo da Reserva Legal (RL).

As Matas Ciliares e Conectividade da Paisagem

Não há dúvidas de que matas ciliares são um componente importante da paisagem regional no que diz respeito à conservação. É amplamente sabido que as matas ciliares possuem importância não apenas por sua área efetiva, mas também funcionam como corredores importantes de fauna, ligando diferentes fragmentos de habitat e aumentando de forma efetiva a percolação e a conectividade da paisagem (Metzger 2010). Alterações nas matas ciliares ao longo dos rios podem interferir fortemente em assembleias de borboletas neotropicais (Brown 2000), tanto como resultado da perda de habitat quanto pela diminuição da conectividade da paisagem (Brown & Freitas 2003).

Durante os inventários do projeto "Lepidoptera do Estado de São Paulo" do Programa Biota Fapesp, muitas populações remanescentes de espécies previamente não registradas para o estado foram descobertas em matas ciliares muitas vezes estreitas e muito alteradas. Como exemplo, podemos citar *Amphidecta reynoldsi* (Nymphalidae) (Figura 1), com uma das duas populações conhecidas para o Estado de São Paulo registrada nas matas ciliares já muito degradadas do Rio Capivari, em Monte Mor. Outro exemplo mais emblemático é o de *Parides panthonus castilhoi* (Papilionidae) (Brown & Freitas 2008). Esta borboleta criticamente ameaçada é conhecida apenas de uma área de várzea do Rio Grande próximo à divisa de São Paulo com o Mato Grosso do Sul (esta última de fato registrada pelo Dr. Keith S. Brown nos anos 90, ver Tyler et al. 1994). Em Minas Gerais, *Parides burchellanus* (Papilionidae) (Figura 1), uma espécie ameaçada, tem poucas populações conhecidas em algumas estreitas matas ciliares nos arredores de Belo Horizonte (Mielke et al. 2004, Mielke & Casagrande 2008b, AVLF obs. pess.). Ainda não existem estratégias definidas para a conservação de *P. burchellanus*, sendo que as populações de Brumadinho, por exemplo, persistem em matas ciliares muito estreitas que estão ladeadas por pastos e plantações, estando assim muito propensas a desaparecer ante a menor perturbação. Mesmo se a porção remanescente ainda possa parecer adequada, o efeito de borda subsequente pode se encarregar de modificar os habitats remanescentes, levando à extinção completa de algumas populações.

Além de casos específicos, como os dois citados acima, a simples quebra da conectividade pode ser um fator crucial no isolamento e consequente extinção de populações de diversas espécies relativamente comuns de borboletas, especialmente os representantes das tribos Heliconiini (Nymphalide: Heliconiinae) e Ithomiini (Nymphalidae: Danainae) (Brown 2000). Estes dois grupos são compostos por muitas espécies ligadas a florestas (Brown 1979), e suas populações já muito reduzidas pela fragmentação podem estar no limiar da extinção em grande parte de suas distribuições (exceto talvez nas amplas áreas da Amazônia e no corredor da Serra do Mar no Sudeste do Brasil).

Nos casos citados acima e em muitos outros, a redução das matas ciliares pode levar à extinção de populações de diversas espécies localmente. De modo geral, uma das consequências do código ambiental pode ser o início de uma onda de extinções em nosso país, desta vez afetando muitos insetos, e não apenas aves e mamíferos.

As Florestas de Altitude do Sul e Sudeste do Brasil

Dentre os maiores remanescentes de Mata Atlântica no Sudeste e Sul do Brasil estão as florestas ao longo das serras costeiras (Serra do Mar e Serra Geral) e na Mantiqueira (Tabarelli et al. 2005). Inicialmente pouco exploradas devido à relativa inacessibilidade e baixo talento para agricultura, áreas extensas de floresta de altitude foram perdidas recentemente devido ao avanço das áreas de ocupação irregular, e nas regiões mais altas pelo avanço da ocupação pelo setor de turismo e hotelaria (especialmente na Serra gaúcha e na Mantiqueira). Mesmo assim, áreas extensas ainda estão relativamente bem preservadas e conectadas nas maiores altitudes das Serras do Mar e da Mantiqueira, abrigando 20 das 55 espécies de borboletas ameaçadas do país. Dentre estas áreas, destacam-se toda a região de Campos do Jordão, o Parque Nacional do Itatiaia, e o Parque Nacional da Serra da Bocaina. Outras áreas ainda pouco conhecidas com extensas áreas de grande altitude (acima de 1400 m) incluem o Parque Nacional da Serra do Caparaó na divisa de Minas Gerais com o Espírito Santo e o Parque Nacional do Pico da Neblina na divisa do Amazonas com a Venezuela.

Adicionalmente, estas regiões de grande altitude ainda abrigam um alto número de espécies de borboletas desconhecidas pela ciência. Como exemplo, só na família Nymphalidae pode se citar *Eutresis hyperea imeriensis*, descrita para o Pico da Neblina (Brown 1977), *Yphthimoides cipoensis* (Nymphalidae: Satyrinae), possivelmente endêmica da Serra do Cipó (Freitas 2004), *Moneuptychia itapeva* (Figura 1), descrita de áreas entre 1400 a 2000 m nas Serras da Mantiqueira e do Espinhaço (Freitas 2007), e um novo gênero e espécie, dos Campos de Cima, nas serras altas do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Freitas et al. no prelo). Diversas espécies novas já foram coletadas nestes ambientes e aguardam descrição, incluindo mais oito espécies da subfamília Satyrinae, duas espécies de *Actinote* (Nymphalidae), e certamente inúmeras outras, especialmente nas famílias Hesperiidae, Lycaenidae e Riodinidae ainda aguardam ser descobertas e posteriormente descritas. Muitas destas espécies novas estão sendo descobertas fora de UCs, e algumas delas de fato já podem estar sofrendo efeito da perda de habitat, se encaixando em diversas categorias de ameaça. Como exemplo pode se citar o *Actinote eberti* (Nymphalidae), em cuja descrição já existe sua proposição como espécie ameaçada (Francini et al. 2004).

Vale a pena ressaltar que, apesar das UCs realmente servirem para proteção efetiva de diversas espécies ameaçadas (só Parque Nacional de Itatiaia abriga 10 espécies de borboletas da fauna ameaçada, dados compilados de Machado et al. 2008), a maioria das espécies da lista das ameaçadas que ocorrem em grandes altitudes possuem populações importantes fora de UCs, coincidindo com as extensas áreas protegidas como Áreas de Preservação Permanente/ APPs. Para exemplificar a importância dessas áreas, na região de Campos de Jordão, os inventários dos últimos 10 anos registraram populações de diversas espécies ameaçadas fora das Unidades de Conservação (UCs). Dentre estas podem se destacar os ninfalídeos *Actinote quadra* (Figura 1) e *Polygrapha suprema*, e o riodinídeo *Voltinia sanarita* (Figura 1) (Freitas & Brown 2008a, d, Mielke & Casagrande 2008c, Freitas et al. 2009, AVLF dados não publicados). Mesmo em altitudes menores na Serra do Mar, muitas espécies estão seriamente ameaçadas, como por exemplo *Actinote zikani* (Figura 1), conhecida hoje de uma única localidade próximo à cidade de São Paulo (Francini et al. 2005, Freitas & Brown 2008b).

A mudança na legislação em relação às APPs pode levar em médio prazo a uma ocupação desmedida de amplas áreas de florestas de altitude, levando à extinção populações de muitas espécies de borboletas ameaçadas. Em longo prazo pode-se prever que inúmeras espécies hoje não ameaçadas devem entrar na lista, aumentando de forma substancial o número de espécies ameaçadas no Brasil.

Topos de Morros e Biodiversidade Local

Topos de morros são ambientes muito particulares, e do ponto de vista biológico podem ser considerados consideravelmente diferentes dos habitats vizinhos, mesmo que contíguos, e sua manutenção como APPs é justificada por razões diversas, incluindo proteção de encostas, proteção de cabeceiras de rios e manutenção da diversidade biológica

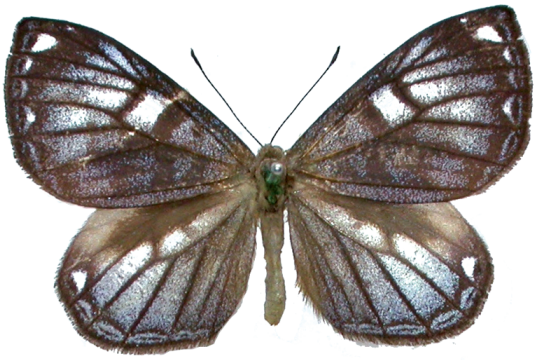
Parides burchellanus

Amphidecta reynoldsi

Actinote zikani

Actinote quadra

Moneuptychia itapeva



Voltinia sanarita

Figura 1. Seis espécies de borboletas que podem ser afetadas diretamente pelas mudanças propostas no Código Florestal (para maiores detalhes, veja o texto).
Figure 1. Six butterfly species that can be directly affected by the proposed changes in the Brazilian Forest Act (for further details see text).

(Metzger 2010). Para borboletas em especial, topos de morros são pontos de encontro para acasalamento para muitas espécies (Baker 1983), sendo ambientes importantes para a manutenção de processos diversos ligados ao reconhecimento intraespecífico, corte e acasalamento.

Diversas espécies de borboletas tem sido registradas apenas em topos de morro, e um exemplo interessante é o hesperídeo ameaçado *Zonia zonia diabo*, conhecido de poucas localidades no Brasil, a mais consistente sendo o topo do Morro do Diabo, no Parque Estadual do Morro do Diabo, em São Paulo (Mielke & Casagrande 2008a). Outro caso é a também ameaçada *Caenoptychia boulleti* (Nymphalidae), cuja maioria dos registros recentes foi feita em topos de morros (Freitas & Brown 2008c). Entretanto, em parte dos casos é possível que os topos de morro sejam apenas locais de fácil visualização de uma determinada espécie, e não áreas onde as populações são mantidas.

Ainda assim, existem evidências de que algumas espécies raras mantêm suas populações principalmente em topos de morros. Este parece ser o caso de *Agrias claudina* (Nymphalidae), com populações perenes e estáveis ocupando alguns topos de morro na região de Joinville, em Santa Catarina. Informações confiáveis do criador de borboletas Herbet Miers, de Joinville, indicam que algumas dessas populações já persistiam a mais de 50 anos (H. Miers 1994 com. pess.), e que as fêmeas colocam seus ovos preferencialmente em plantas presentes próximas ao topo.

Em alguns casos, já foram registradas extinções locais de algumas espécies como resultado de desmatamento e ocupação dessas áreas de topos de morro. No Estado do Rio de Janeiro, a única população conhecida de *Heliconius melpomene nanna* (Nymphalidae), no limite sul de sua distribuição geográfica (Brown 1979) foi presumivelmente extinta com o avanço da urbanização no Morro da Rocinha (K. S. Brown, com. pess.). Apesar desta borboleta não estar ameaçada, o exemplo ilustra bem que extinções locais podem ocorrer facilmente nos limites de distribuição de uma espécie, onde estas estão possivelmente se mantendo longe das condições ótimas para a espécie.

Um segundo caso bem documentado é da extinção local da ameaçada *Caenoptychia boulleti* (Nymphalidae) em Petrópolis, no Estado do Rio de Janeiro. Uma das poucas populações conhecidas desta espécie ocorria no topo do Morro Independência, tendo desaparecido com a ocupação do morro por habitações no final dos anos 80 do século passado.

Estes são apenas dois casos de extinção documentada em meio a centenas de outros que devem ter ocorrido nas últimas décadas longe dos olhos dos cientistas. Com a mudança proposta na legislação, é bem provável que muitos outros casos se juntarão aos já verificados, e diversas espécies serão afetadas em maior ou menor grau.

As Assembleias de Borboletas como Reflexo da Paisagem Regional

Nesta seção, discute-se o impacto específico de duas mudanças relativas à definição da área de Reserva Legal: a inclusão das APPs no cômputo das RL e a possibilidade de compensação em áreas distantes desde que dentro de um mesmo bioma.

Cada unidade da paisagem é única e importante para a manutenção da diversidade de uma região. Por exemplo, os habitats nos topos dos morros não são apenas diferentes topograficamente (por estarem sobre os morros), mas suficientemente distintos florística e ecologicamente de outras unidades da paisagem para serem considerados importantes para a manutenção da biodiversidade local (Metzger 2010). O mesmo ocorre com as matas ciliares, matas de encostas, restingas, veredas e outros ambientes. Sendo que heterogeneidade é um dos fatores comprovadamente importantes para manutenção de diversidade local de borboletas (Brown & Freitas 2000, 2003), fica claro que a manutenção da diversidade de habitats deve ser promovida pela legislação.

Além do problema citado acima, essa mudança aparentemente simples pode se converter em um sério risco em áreas já extremamente desmatadas, como alguns estados do Sudeste do Brasil. Em casos mais extremos, alguns estados podem ser até considerados como tendo um excesso de áreas protegidas. O resultado nestes casos é que apenas a vegetação das UCs e APPs seriam protegidas por lei, e num cenário pessimista, mas não impossível, toda vegetação remanescente seria suprimida. Neste caso, e levando-se em conta os exemplos já citados neste trabalho, a perda de espécies em algumas regiões do país poderia chegar a níveis muito altos, e não previsíveis em sua totalidade, embora incluindo o aumento da vulnerabilidade de muitas espécies ameaçadas.

Por fim, a sugestão de que a compensação ambiental possa ser feita dentro de um mesmo bioma, o que pode significar potencialmente mais de 3000 km entre a área desmatada e a compensação, pode implicar em perdas irreparáveis de espécies em algumas áreas já criticamente devastadas e ameaçadas.

Em última instância, devido ao grande número de trabalhos focando no potencial de borboletas como bioindicadores, está bem demonstrado que as respostas exibidas por borboletas geralmente são acompanhadas por mudanças equivalentes em muitos outros grupos de organismos (Brown 1991, Freitas et al. 2006, Bonebrack et al. 2010). É bastante claro que uma alta diversidade biológica caracteriza um ambiente saudável, com consequências diretas para a qualidade de vida do ser humano.

Sendo assim, é mais do que razoável se exigir uma legislação que promova a manutenção da diversidade biológica em todos os níveis (local, regional e nacional), através da manutenção dos habitats remanescentes, e com espaço garantido para pressionar para a recuperação quando assim for previsto. Neste sentido, as mudanças propostas no código florestal são um retrocesso no sentido que abrem espaço para diminuição generalizada das florestas, cerrados e outros habitats, com consequências desastrosas não apenas para a biota local (como as borboletas aqui tratadas), mas para o bem estar de toda a sociedade.

Agradecimentos

Ao Carlos Joly pelo convite para escrever esse artigo e pelas sugestões desde o princípio. Aos colegas Cristiano Agra Iserhard, Thomas M. Lewinsohn e Paulo S. Oliveira pelas críticas e sugestões na versão final do trabalho. Ao CNPq (300282/2008-7), e à FAPESP (auxílios 00/01484-1 e 04/05269-9, e 98/05101-8 do Biota Fapesp) pelo auxílio financeiro.

Referências Bibliográficas

BAKER, R.R. 1983. Insect Territoriality. Annu. Rev. Entomol. 28:65-89.

BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAUJO, I.S., AVILA-PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ESPOSITO, M.C., FERREIRA, L.V., HAWES, J., HERNANDEZ, M.M., HOOGMOED, M.S., LEITE, R.N., LO-MAN-HUNG, N.F., MALCOLM, J.R., MARTINS, M.B., MESTRE, L.A.M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A.L., OVERAL, W.L., PARRY, L., PETERS, S.L., RIBEIRO-JUNIOR, M.A., DA SILVA, M.N.F., MOTTA, C.S. & PERES, C.A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. PNAS 104:18555-18560.

BONEBRACK, T.C., PONISIO, L.C., BOGGS, C.L. & EHRLICH, P.R. 2010. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. Biol. Conserv. 143:1831-1841.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2008. *Parides panthonus castilhoi* D'Almeida, 1967. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção(A.B.M. Machado, G. M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed. MMA, Brasília, DF, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, p.437-438.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. Biotropica 32:934-956.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2003. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. J. Insect. Conserv. 6:217-231.

BROWN Jr., K.S. 1977. Centros de evolução, refúgios quaternários e conservação de patrimônios genéticos na região neotropical: padrões de diferenciação em Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae). Acta Amaz. 7:75-137.

BROWN Jr., K.S. 1979. Ecologia geográfica e evolução nas florestas neotropicais. UNICAMP, Campinas, 120p.

BROWN Jr., K.S. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In The conservation of insects and their habitats: 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London, 14-15 September 1989 at the Department of Physics Lecture Theatre, Imperial College, London. (N.M. Collins & J.A. Thomas, ed.). Academic Press, London, p.349-404.

BROWN Jr., K.S. 2000. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: Matas Ciliares: conservação e recuperação. 2. ed. (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho, ed.). EDUSP, São Paulo, p.223-232.

DEVRIES, P.J., MURRAY, D. & LANDE, R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. Biol. J. Linn. Soc. 62:343-364.

FRANCINI, R.B., FREITAS, A.V.L. & BROWN Jr., K.S. 2005. Rediscovery of *Actinote zikani* (D'Almeida) (Nymphalidae, Heliconiinae, Acraeini): Natural history, population biology and conservation of an endangered butterfly in SE Brazil. J. Lepid. Soc. 59(3):134-142.

FRANCINI, R.B., FREITAS, A.V.L. & PENZ, C.M. 2004. Two new species of *Actinote* (Lepidoptera, Nymphalidae) from Southeastern Brazil. Zootaxa 719:1-10.

FREITAS, A. V. L. 2004. A new species of *Yphthimoides* (Nymphalidae, Satyrinae) from southeastern Brazil. J. Lepid. Soc. 58:7-12.

FREITAS, A.V.L. & BROWN Jr., K.S. 2008a. *Actinote quadra* (Schaus, 1902). In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, p.402-403.

FREITAS, A.V.L. & BROWN Jr., K.S. 2008b. *Actinote zikani* D'Almeida, 1951. In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, p.403-404.

FREITAS, A.V.L. & BROWN Jr., K.S. 2008c. *Caenoptychia boulletti* Le Cerf, 1919. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, p.404-405.

FREITAS, A.V.L. & BROWN Jr., K.S. 2008d. *Polygrapha suprema* (Schaus, 1920). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, p.425.

FREITAS, A.V.L. 2007. A new species of *Moneuptychia* Forster (Lepidoptera: Satyrinae: Euptychiina) from the highlands of Southeastern Brazil. Neotrop. Entomol. 36:919-925.

FREITAS, A.V.L., FRANCINI, R.B. & BROWN Jr., K.S. 2003. Insetos como indicadores ambientais. In Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. (L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, org.). Editora da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, cap.5, p.125-151.

FREITAS, A.V.L., FRANCINI, R.B. & SOUZA, T.S. 2009. Immature stages and natural history of the threatened butterfly *Actinote quadra* (Nymphalidae: Heliconiinae: Acraeini). Trop. Lepid. Res. 19(2):82-88.

FREITAS, A.V.L., LEAL, I.R., UEHARA-PRADO, M. & IANNUZZI, L. 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: Biologia da conservação: essências. (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M. Van Sluys &. M.A.S. Alves, ed.). RiMa Editora, São Carlos, cap.15, p.357-384.

FREITAS, A.V.L., MIELKE, O.H.H., MOSER, A., SILVA-BRANDÃO, K.L. & ISERHARD, C.A. no prelo. A new genus and species of Euptychiina (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae) from south Brazil. Neotrop. Entomol.

MACHADO, A.B., DRUMMOND, G.M. & PAGLIA, A.P. (Org.). 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, v.2., 1420p.

METZGER, J.P. 2010. O Código Florestal tem base científica? Nat. & Conserv. 8:1-5.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008a. *Zonia zonia diabo* Mielke & Casagrande 1998. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, p.399-400.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008b. *Parides burchellanus* (Westwood, 1872). In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Belo Horizonte, MG, Fundação Biodiversitas, p.435-436.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008c. *Eucorna sanarita* (Schaus, 1902). In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M.M. Drummond & A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, DF, Belo Horizonte, MG, Fundação Biodiversitas, p. 443-444.

MIELKE, O.H.H., MIELKE, C.G. & CASAGRANDE, M.M. 2004. *Parides panthonus jaguarae* (Foetterle) redescoberto em Minas Gerais: sua identidade (Lepidoptera: Papilionidae). Rev. Bras. Zool. 21(1):9-12.

NEW, T.R. 1997a. Butterfly conservation. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford.

NEW, T.R. 1997b. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? J. Insect Conserv. 1:5-12.

RAMOS, F.A. 2000. Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. J. Res. Lepid. 35:29-41.

TABARELLI, M., PINTO, L.P., SILVA, J.M.C. & HIROTA, M. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. Conserv. Biol. 19:695-700.

TYLER, H., BROWN Jr., K.S. & WILSON, K. 1994. Swallowtail Butterflies of the Americas - a study in biological dynamics, ecological diversity, biosystematics, and conservation. Scientific Publishers, Gainesville, FL.

UEHARA-PRADO, M. & FREITAS, A.V.L. 2009. The effect of rainforest fragmentation on species diversity and mimicry ring composition of ithomiine butterflies. Insect Conserv. Div. 2:23-28.

UEHARA-PRADO, M., BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L., 2007. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. Global Ecol. Biogeogr. 16:43-54.

UEHARA-PRADO, M., FERNANDES, J.O., BELLO, A.M., MACHADO, G., SANTOS, A.J., VAZ-DE-MELLO, F.Z. & FREITAS, A.V.L. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. Biol. Conserv. 142:1220-1228.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 14/10/2010
Publicado em 15/10/2010

Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna

***Lilian Casatti*[1,2]**

[1]*Departamento de Zoologia e Botânica, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas – IBILCE, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rua Cristóvão Colombo, n. 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil*
[2]*Autor para correspondência: Lilian Casatti, e-mail:licasatti@gmail.com*

CASATTI, L. **Changes in the Brazilian Forest Code: potential impacts on the ichthyofauna**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00310042010.

Abstract: In this paper is presented an analysis of possible impacts that the reduction of native vegetation, especially riparian forests, can have on the fish fauna. Three sets of primary functional aspects performed by riparian forests are discussed: transferring of solar energy to the aquatic environment, trapping nutrients and sediments that enter the rivers and transfer of organic material between the terrestrial and aquatic environments. Any modification which results in further loss of native vegetation, in permanent preservation areas or in protection reserves, may generate losses of species, faunal homogenization and reduction of fish biomass.
Keywords: *conservation, stream, fishes, habitat loss.*

CASATTI, L. **Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00310042010.

Resumo: É apresentada uma análise dos possíveis impactos que a diminuição da vegetação nativa, notadamente das florestas ripárias, pode causar sobre a ictiofauna. Três conjuntos de aspectos funcionais primordiais desempenhados pelas florestas ripárias são discutidos: transferência de energia solar ao ambiente aquático, interceptação de nutrientes e sedimentos que adentram nos rios e trocas de material orgânico entre o sistema terrestre e aquático. Conclui-se que qualquer alteração que se traduza em mais perdas de vegetação nativa, seja em áreas de preservação permanente ou em reservas legais, pode gerar perdas de espécies, homogeneização faunística e diminuição de biomassa íctica.
Palavras-chave*: conservação, riachos, peixes, perda de hábitat.*

Introdução

As áreas florestais apresentam importantes funções para a integridade de sistemas aquáticos e para os peixes, sendo particularmente importante na medida em que essa relação de interface terra-água se intensifica, ou seja, em riachos e nascentes (Barrela et al. 2001). Há uma extensa literatura de revisão sobre o tema, em que se destaca o papel e a necessidade de proteção das áreas florestais, em especial das florestas ripárias (Gregory et al. 1991, Naiman & Décamps 1997, Chapman, L.J. & Chapman, C.A. 2002, Pusey & Arthington 2003). Antes de abordar o papel da floresta para os peixes, é importante citar que há 2.587 espécies de peixes de água doce no Brasil (Buckup et al. 2007), o que representa 37% dos vertebrados conhecidos em nosso país (Lewinsohn & Prado 2005). Com exceção de 200 espécies que parecem estar mais associadas a rios de grande porte (Buckup 1999, Buckup et al. 2007), a maioria mostra alta fidelidade a riachos e, portanto, íntima relação com florestas ripárias. Estes organismos atuam como predadores que regulam populações de insetos aquáticos e algas, participam do processamento da matéria orgânica e também são presas para peixes maiores, muitos destes usados pelo homem como alimento. Em quais pontos a proposta substitutiva ao Projeto de Lei nº 1.876/1999 se mostra mais frágil por influenciar os processos biológicos vitais para a ictiofauna? Antes de abordar o cerne da discussão em pauta, é necessário detalhar os principais aspectos funcionais das florestas ripárias para a ictiofauna.

1. Aspectos funcionais das florestas ripárias para a ictiofauna

As relações funcionais entre as florestas ripárias e a ictiofauna podem ser agrupadas em três conjuntos principais: i) transferência de energia solar ao ambiente aquático, ii) interceptação de nutrientes e sedimentos que adentram nos rios e iii) trocas de material orgânico entre o sistema terrestre e aquático (Pusey & Arthington 2003). Peixes são ectotérmicos, ou seja, incapazes de regular sua temperatura e, portanto, dependem da temperatura externa para ajustar a sua própria; como a retirada da floresta ripária expõe o meio aquático a temperaturas mais elevadas, o controle metabólico dos organismos ectotérmicos pode ser afetado (Pusey & Arthington 2003). Com mais luz, há aumento de produção de cianobactérias (muitas tóxicas), algas e plantas aquáticas que, em excesso, promovem eutrofização (Tundisi, J.G & Tundisi, T.M. 2008: 526), ocasionando mortandades de peixes. Com o aumento da temperatura, a quantidade de gases dissolvidos (p. ex., oxigênio), a tolerância dos peixes a determinadas substâncias tóxicas diminuem (p. ex., amônia, Linton et al. 1997) e a reprodução dos peixes é afetada, pois a temperatura regula desde a fase de maturação gonadal até o desenvolvimento das larvas (Llewellyn 1973, Lowe Mc-Connell 1999). A orientação visual na busca por alimentos e reconhecimento de parceiros tem papel fundamental na vida de muitas espécies de peixes e isso depende da quantidade e do tipo de luz que atravessa o dossel da floresta (Pusey & Arthington 2003); ainda, para ocultarem-se de predadores, os peixes exploram

manchas de luz no hábitat, proporcionadas pelo sombreamento e, neste sentido, a supressão das florestas ripárias homogeneíza a luz, prejudicando o desempenho dos peixes (Pusey & Arthington 2003). A radiação UV também pode ser letal a larvas de diversas espécies de peixes tropicais (Pusey et al. 2001).

As florestas ripárias interceptam sedimentos, fertilizantes e pesticidas que adentram nos rios através escoamento superficial ou subterrâneo (Naiman et al. 2005). Diversos estudos confirmam esse papel mitigador (p. ex., Townsend & Douglas 2000, Lorion & Kennedy 2009) e demonstram influências negativas do aumento de sedimentação sobre alimentação (Berkman & Rabeni 1987, Rabeni & Smale 1995), capacidade de forrageio (Berkman & Rabeni 1987) e desenvolvimento das larvas de peixes (Morgan et al. 1983).

As florestas também influenciam as trocas de material orgânico entre o sistema terrestre e aquático (Pusey & Arthington 2003); este material orgânico (folhas, troncos, frutos) serve como substrato para o desenvolvimento de microrganismos utilizados como alimento por invertebrados e peixes (Angermeier & Karr 1984, Pusey & Arthington 2003), promove abrigo aos peixes (Angermeier & Karr 1984), funciona como marcações que ajudam a navegação dos peixes (Crook & Robertson 1999) e também influencia o perfil hidráulico de cursos d'água. Há várias evidências científicas de que a diminuição do aporte destes elementos pode causar a diminuição da quantidade de espécies, densidade e biomassa dos peixes (Angermeier & Karr 1984, Neumann & Wildman 2002, Lester et al. 2007, Schneider & Winemiller 2008). Da mesma maneira que o sistema terrestre exporta elementos orgânicos para o riacho, este os exporta para o sistema terrestre, principalmente através da eclosão de insetos que passam a fase juvenil na água (Marczak & Richardson 2007). Estes insetos são responsáveis por outros processos no meio terrestre (p. ex., polinizam plantas, controlam pragas, servem como alimento a insetívoros terrestres), demonstrando a ligação entre os componentes terrestres e aquáticos dos ecossistemas.

Resultados e Discussão

Três pontos da proposta substitutiva ao Projeto de Lei nº 1.876/1999 serão discutidos com maior detalhe por estarem mais diretamente relacionados com a manutenção da integridade da ictiofauna.

1. Áreas de preservação permanente às margens de rios

As áreas de preservação permanente são coincidentes com parte das zonas ripárias, que podem ser definidas como áreas de transição semiterrestres regularmente influenciadas pela água doce, normalmente se estendendo desde as margens dos corpos d'água até as bordas das comunidades das terras mais altas (Naiman et al. 2005). Pela própria definição, entende-se que os limites das zonas ripárias não são facilmente identificados e podem variar em função da sazonalidade (Lima & Zakia 2000). Alguns estudos sugerem que 18 m (Barton et al. 1985), 30 (Clinnick 1985) ou 50 m em cada margem (Kasyak 2001) seriam adequados para garantir a proteção de organismos e processos ecológicos nessa área. A legislação Brasileira vigente, de acordo com a Lei nº 7.803 de 18/07/1989, dispõe que a largura da Área de Preservação Permanente (APP) varia de acordo com a largura do curso d'água, sendo de 30 m para cursos d'água com menos de 10 m de largura, situação em que se encaixa a grande maioria dos riachos brasileiros.

Dentre as modificações propostas ao Código atual, está a diminuição das faixas marginais em cursos d'água de pequeno porte (até 5 m de largura) que passaria a ter 15 m em cada margem (atualmente são 30 m). Se atualmente já é notável o déficit de proteção nas áreas de proteção permanente (vide Silva et al. 2007a), com a aprovação da nova lei, esse déficit certamente será ampliado. Isso afetaria a grande maioria dos cursos d'água brasileiros e traria grandes prejuízos em termos de perdas de diversidade local e regional, pelos motivos já levantados e por expor mais ainda à degradação ecossistemas submetidos a outras ameaças (p. ex., invasão de espécies exóticas, poluição, construção de estradas). Somente na última lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (Oyakawa et al. 2009), das 66 espécies de peixes classificadas em algum grau de ameaça, 45 mostram alta fidelidade a riachos e, portanto, são dependentes da qualidade do hábitat circundante e interno. Em um estudo mais recente, Nogueira et al. (2010) detectaram que 819 espécies de peixes com área de vida restrita poderiam ser enquadradas em categorias de ameaça conforme a IUCN (2001), indicando que mais de um terço da diversidade de peixes de água doce corre sérios de extinção riscos a curto e médio prazo.

Considerando drenagens em regiões com relevo suave, é possível identificar um gradiente de perda de qualidade do hábitat associado ao processo de degradação da floresta adjacente aos riachos, quase sempre resultado do incremento da entrada de sedimentos e maior insolação no curso d'água. Na presença de floresta ripária com alta qualidade, a ictiofauna apresenta alta riqueza de espécies, nenhuma contribuição de espécies exóticas, baixa dominância e alta contribuição de itens alóctones (sementes, frutos e insetos terrestres) na sua dieta (Lorion & Kennedy 2009, Ferreira 2010). Em situações de extremo assoreamento, o leito do canal encontra-se coberto por sedimentos finos, o volume de hábitat e o fluxo de água estão notadamente reduzidos, caracterizando condições muito favoráveis ao estabelecimento de macrófitas aquáticas enraizadas emersas, especialmente do gênero *Typha* e, neste cenário, a ictiofauna é dominada por espécies acidentais, oportunistas e com habilidade para consumir detritos orgânicos, que se torna o item alimentar dominantes nessas circunstâncias (Rocha et al. 2009), acarretando diminuição de biomassa íctica, perdas de espécies mais sensíveis e maiores chances de homogeneização biótica (Casatti et al. 2009, Ferreira 2010, Teresa & Casatti 2010).

Na nova proposta em foco está contemplada a alteração do referencial para demarcação da faixa de preservação permanente às margens de rios, que deixa de ser o leito maior, conforme disposto na legislação vigente, e passa a ser o leito menor. Essas demarcações sofrem influência das variações sazonais associadas à dinâmica dos cursos d'água que promovem trocas entre o meio aquático e o ripário (Wantzen et al. 2008). As árvores da floresta ripária são adaptadas a solos permanentemente saturados e essas zonas alagadas laterais ("wetland pools") são biorreatores de processamento de matéria orgânica e estocagem temporária; durante as águas baixas, essas áreas recebem material alóctone (p.ex., folhas, sementes, insetos) e trocam esse material com o curso d'água durante as cheias (Wantzen et al. 2008). Qualquer diminuição na proteção da dimensão lateral dos cursos d'água pode alterar as entradas de material orgânico e inorgânico, com consequências para todo o sistema aquático.

O conhecimento produzido frente à diversidade de organismos do ecótone terra/água de diferentes biomas brasileiros ainda é incipiente para permitir generalizações sobre o tamanho mínimo ideal de proteção ripária. Por exemplo, as veredas do Cerrado brasileiro são formações que se estendem de 30 a 150 m a partir da margem dos riachos e abrigam alta diversidade de plantas e animais, sendo um sistema extremamente vulnerável à erosão (Wantzen et al. 2006). Na Amazônia, em regiões de águas claras ou pretas, os igarapés de terra firme demonstram-se muito distintos dos igapós (Walker 1990), indicando diferentes níveis de dependência entre os sistemas aquáticos e as florestas adjacentes. Essas constatações sugerem que as funções desempenhadas pela floresta ripária com relação à biota aquática são muito diversas e podem variar ao logo dos gradientes ambientais que definem os diferentes biomas brasileiros, e também indica um assunto prioritário para a pesquisa científica. Na falta de conhecimento científico, é fundamental prezar pela ação mais cautelosa possível.

2. Reservas legais

Há previsão de que, diante da nova proposta, as áreas terrestres protegidas pela Reserva Legal diminuam. Nos estudos realizados por Harding et al. (1998), Teels et al. (2006), Lévêque et al. (2008) e autores lá listados, fica claro que, para proteger a biodiversidade aquática e garantir os processos ecológicos nestes ambientes, é necessário proteger a maior parte das bacias hidrográficas, uma vez que somente a restauração de faixas ripárias adjacentes a riachos é insuficiente para melhorar a integridade do sistema como um todo. Essas constatações são especialmente críticas quando considerado o grau de susceptibilidade do solo de muitas bacias intensamente usadas para produção de alimentos (vide p. ex., Silva et al. 2007b), gerando um cenário de incremento de assoreamento e perda de importantes micro-hábitats aquáticos. Por exemplo, Wantzen (2006) registrou no Cerrado brasileiro que uma única voçoroca pode carrear 60 toneladas de sedimentos/dia para o interior de um riacho. Assim, a diminuição das áreas florestais naturais nas Reservas Legais, previsível diante das modificações propostas ao Código Florestal em vigência, terá um papel negativo à manutenção das comunidades aquáticas.

3. Regiões com altitudes superiores a 1.800 m

A estabilidade de substrato, regime hidrológico, parâmetros populacionais e de história de vida em riachos de alta altitude tem sido pouco estudados na região tropical como um todo (Jacobsen 2008). As baixas temperaturas e limitação de oxigênio podem gerar menores taxas de crescimento e de produção secundária do que em riachos de menores altitudes (Jacobsen 2008) e essa pressão seletiva se reflete na composição da fauna aquática, que apresenta alto endemismo e distribuição restrita. Com a nova proposta, não haverá necessidade de proteção de áreas com altitudes superiores a 1.800 m o que, para a fauna aquática, significará perdas de espécies únicas e de processos pouco conhecidos. Como regiões de altitude também abrigam nascentes de importantes corpos aquáticos, a qualidade desses recursos à jusante também será negativamente afetada.

Conclusões

Rios, riachos e a paisagem adjacente compreendem sistemas extremamente diversos, dos quais ainda precisamos conhecer muito sobre padrões e processos ecológicos. Por outro lado, o que já conhecemos a respeito desses ecossistemas indica que qualquer alteração que se traduza em diminuição da vegetação nativa atual, seja em áreas de preservação permanente, em reservas legais ou em áreas de altitude elevada, pode gerar perdas de espécies, homogeneização faunística e diminuição de biomassa íctica, com prejuízos não só à biota aquática, mas também às populações humanas que dependem destes recursos.

Referências Bibliográficas

ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes (T.M. Zaret, ed.). The Hague, Netherlands, p.39-57.

BARRELA, W., PETRERE Jr., M., SMITH, W.S. & MONTAG, L.F. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In Matas ciliares: conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP, FAPESP, São Paulo, p.187-207.

BARTON, D.R., TAYLOR, W.D. & BIETTE, R.M. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitats in southern Ontario streams. N. Am. J. Fish. Manag. 5:364-378.

BERKMAN, H.E. & RABENI, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. Env. Biol. Fish. 18:285-294.

BUCKUP, P.A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In Ecologia de peixes de riachos (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto, ed.). PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, p.91-138. Série Oecologia Brasiliensis, 6.

BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A. & GHAZZI, M.S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

CASATTI, L., FERREIRA, C.P. & CARVALHO, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. Hydrobiologia 632:273-283.

CHAPMAN, L.J. & CHAPMAN, C.A. 2002. Tropical forest degradation and aquatic ecosystems: our current state of knowledge. In Conservation of freshwater fishes: options for the future (M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho, ed.). Blackwell Science, Oxford, p.237-249.

CLINNICK, P.F. 1985. Buffer strip management in forest operations: a review. Aust. For. 48(1):34-45.

CROOK, D.A. & ROBERTSON, A.I. 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. Mar. Fresh. Res. 50:942-953.

FERREIRA, C.P. 2010. Estrutura da ictiofauna e integridade biótica de riachos em fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.

GREGORY, S.V., SWANSON, F.J., McKEE, W.A. & CUMMINS, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience 41:540-551.

HARDING, J.S., BENFIELD, E.F., BOLSTAD, P.V., HELFMAN, G.S. & JONES III, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. Proc. Nat. Ac. Sc. 95:14843-14847.

IUCN. 2001. IUCN red list categories and criteria: version 3.1. Gland, Switzerland and Cambridge.

JACOBSEN, D. 2008. Tropical high-altitude streams. In Tropical stream ecology (D. Dudgeon, ed.). Elsevier, London, p.219-253.

KASYAK, P.F. 2001. Maryland biological stream survey: sampling manual. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis.

LESTER, R.E., WRIGHT, W. & JONES-LENNON, M. 2007. Does adding wood to agricultural streams enhance biodiversity? An experimental approach. Mar. Fresh. Res. 58:687-698.

LÉVÊQUE, C., OBERDORFF, T., PAUGY, D., STIASSNY, M.L.J. & TEDESCO, P.A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. Hydrobiologia 595:545-567.

LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? Megadiversidade 1(1):36-42.

LIMA, W.P. & ZAKIA, M.J.B. 2000. Hidrologia de matas ciliares. In Matas Ciliares: conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP, FAPESP, São Paulo, p.33-44.

LINTON, T.K., REID, S.D. & WOOD, C.M. 1997. The metabolic costs and physiological consequences to juvenile rainbow trout of a simulated summer warming in the presence and absence of sublethal ammonia. Trans. Am. Fish. Soc. 126:259-272.

LLEWELLYN, L.C. 1973. Spawning, development, and temperature tolerance of the spangled perch, Madigania unicolor (Gunther), from inland waters of Australia. Austr. J. Mar. Fresh. Res. 24:73-94.

LORION, C.M. & KENNEDY, B.P. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblage in tropical headwater streams. Ecol. Appl. 19(2):468-479.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo.

MARCZAK, L.B. & RICHARDSON, J.S. 2007. Spiders and subsidies: results from the riparian zone of a coastal temperate rainforest. J. An. Ecol. 76(4):687-94.

MORGAN II, R.P., RASIN Jr., J. & NOE, L.A. 1983. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch. Trans. Am. Fish. Soc. 112:220-224.

NAIMAN, R.J. & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. Ann. Rev. Ecol. Syst. 28:621-658.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H. & McCLAIN, M.E. 2005. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier Academic Press, Burlington.

NEUMANN, R.M. & WILDMAN, T.L. 2002. Relationships between trout habitat use and woody debris in two southern New England streams. Ecol. Fresh. Fish 11:240-250.

NOGUEIRA, C., BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A., OYAKAWA, O.T., KASECKER, T.P., RAMOS NETO, M.B. & SILVA, J.M.C. 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. PLOS One 5(6):1-10.

OYAKAWA, O.T., MENEZES, N.A., SHIBATTA, O.A., LIMA, F.C.T., LANGEANI, F., PAVANELLI, C., NIELSEN, D.T.B. & HILSDORF, A.W.S. 2009. Peixes de água doce. In Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo (P.M. Bressan, M.C.M. Kierulff & A.M. Sugieda, coord.). Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, p.349-424.

PUSEY, B.J. & ARTHINGTON, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. Mar. Fresh. Res. 54:1-16.

PUSEY, B.J. & ARTHINGTON, A.H., CLOSE, P.G. & BIRD, J. 2001. Larval fishes in rainforest streams: patterns of abundance and microhabitat use. J. Roy. Soc. Queensland 110:27-96.

RABENI, C.F. & SMALE, M.A. 1995. Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. Hydrobiologia 303:211-219.

ROCHA, F.C., CASATTI, L., CARVALHO, F.R. & SILVA, A.M. 2009. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. Neotr. Ichthyol. 7(2):241-250.

SCHNEIDER, K.N. & WINEMILLER, K.O. 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain river system. Hydrobiologia 610:235-244.

SILVA, A.M., NALON, M.A., KRONKA, F.J.A.N., ÁLVARES, C.A., CAMARGO, P.B. & MARTINELLI, L.A. 2007a. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watershed of the State of São Paulo, Brazil. Sci. Agric. 64(4):325-335.

SILVA, A.M., CASATTI, L., ÁLVARES, C.A., LEITE, A.M., MARTINELLI, L.A. & DURRANT, S.F. 2007b. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. Sci. Agric. 64(4):336-343.

TEELS, B.M., REWA, A.A. & MYERS, J. 2006. Aquatic condition response to riparian buffer establishment. Wild. Soc. Bul. 34:927-935.

TERESA, F.B. & CASATTI, L. 2010. Importância da vegetação ripária degradada em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. Panamjas, in press.

TOWNSEND, S.A. & DOUGLAS, M.M. 2000. The effect of three fire regimens on stream water quality, water yield and export coefficients in a tropical savanna (Northern Australia). J. Hydrol. 229:118-137.

TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. 2008. Limnologia. Oficina de Textos, São Paulo.

WALKER, I. 1990. Amazonian streams ans small rivers. In Limnology in Brazil (T.M. Tundisi, J.G. Tundisi & C.E.M. Bicudo, ed.). Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro, p.167-193.

WANTZEN, K.M. 2006. Physical pollution: effects of gully erosion in a tropical clear-water stream. Aq. Cons. 16:733-749.

WANTZEN, K.M., SÁ, M.F.P., SIQUEIRA, A. & NUNES DA CUNHA, C. 2006. Conservation scheme for forest-stream ecosystems of the Brazilian Cerrado and similar biomes in the seasonal tropics. Aq. Cons. 16:713-732.

WANTZEN, K.M., YULE, C.M., TOCKNER, K. & JUNK, W.J. 2008. Riparian wetlands of tropical streams. In Tropical stream ecology (D. Dudgeon, ed.). Elsevier, London, p.199-217.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 13/10/2010
Publicado em 15/10/2010

Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil

Fabiana Rocha-Mendes[1,2,6], Sandra Bos Mikich[3], Juliana Quadros[4] & Wagner André Pedro[5]

[1]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – UNESP, Rua Cristovão Colombo, n. 2265, Jardim Nazareth, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil. http://www.ibilce.unesp.br/posgraduacao/bio_animal/index.php
[2]Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação,CP 19009, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil. http://www.institutoneotropical.org
[3]Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Laboratório de Ecologia, Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, Embrapa Florestas, Estrada da Ribeira, Km 111, CP 319, CEP 83411-000, Colombo, PR, Brasil. http://www.cnpf.embrapa.br
[4]Faculdade de Ciências Biológicas e de Saúde, Universidade Tuiuti do Paraná – UTP, Rua Sydnei A. Rangel Santos, n. 238, Santo Inácio, CEP 82010-330, Curitiba, PR, Brasil
[5]Departamento de Apoio a Produção e Saúde Animal, Faculdade de Odontologia de Araçatuba, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – UNESP, Rua Clóvis Pestana, n. 793, Dona Amélia, CP 341, CEP 16050-680, Araçatuba, SP, Brasil. http://www.foa.unesp.br
[6]Corresponding author: Fabiana Rocha-Mendes, e-mail: frm@institutoneotropical.org

ROCHA-MENDES, F., MIKICH, S.B., QUADROS, J. & PEDRO, W.A. **Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00210042010.

Abstract: The diet of some sympatric carnivore species in three Atlantic Forest remnants of Southern Brazil was studied in order to assess their food niche. We conducted monthly field trips between February 2003 and January 2004 to collect fecal samples that were subsequently examined together with others collected sporadically between November 1994 and January 2003. Of the 416 samples analysed, 198 had the "author" species identified through microscopic analysis guard hairs, which revealed the presence of 10 carnivores and some information about their diet. *Puma yagouaroundi* had the largest dietary niche breadth, whereas *Leopardus tigrinus* and *Nasua nasua* showed the lowest values. Extensive niche overlap was observed between *L. tigrinus* and *N. nasua*, *L. tigrinus* and *L. wiedii*, and between *L. tigrinus* and *L. pardalis*. Data presented here not only increases the understanding of carnivore feeding ecology, but also contributes towards their conservation in the study region and other fragmented landscapes in Brazil and neighboring countries.
Keywords: *carnivores, diet, endangered species, Atlantic Forest, forest fragments, neotropics, niche overlap.*

ROCHA-MENDES, F., MIKICH, S.B., QUADROS, J. & PEDRO, W.A. **Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia, Carnivora) em fragmentos de Floresta Atlântica do Sul do Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00210042010.

Resumo: Este trabalho apresenta informações sobre a dieta, a amplitude e a sobreposição de nicho alimentar de algumas espécies simpátricas de carnívoros em três fragmentos de Floresta Atlântica do Sul do Brasil. A coleta de material fecal foi realizada com periodicidade mensal de fevereiro de 2003 a janeiro de 2004. No entanto, amostras obtidas esporadicamente entre novembro de 1994 e janeiro de 2003 também foram incluídas nas análises. Das 416 amostras analisadas, 198 possibilitaram a identificação de 10 espécies "autoras" por meio da análise microscópica de pelos-guarda, bem como informações sobre sua dieta. *Puma yagouaroundi* teve a maior amplitude de nicho, enquanto *Leopardus tigrinus* e *Nasua nasua* apresentaram os menores valores. Maiores sobreposições de nicho foram observadas entre *L. tigrinus* e outras espécies: *N. nasua*, *L. wiedii* e *L. pardalis*. Espera-se que estes dados, além de contribuírem para incrementar o conhecimento sobre a ecologia alimentar de carnívoros neotropicais, possam auxiliar de forma efetiva na conservação das espécies encontradas na região de estudo e em outras paisagens fragmentadas do território brasileiro e países limítrofes.
Palavras-chave: *carnívoros, dieta, espécies ameaçadas, Floresta Atlântica, fragmentos florestais, neotrópico, sobreposição de nicho.*

Introduction

The stability of animal communities is related, in varying degrees, to how different species share the available resources (MacArthur & Levins 1967, Gordon 2000). Consequently, interspecific competition is one of the mechanisms that determine the "stability" of species coexistence, through the use of different parts of the available niche (Schoener 1974). Competition can influence the coexistence of terrestrial mammal carnivores that live in the same area and have strong morphological and behavioral similarities, especially when related to hunting strategies (Rosenzweig 1966, Bothman et al. 1984, Konecny 1989, Sunquist et al. 1989). Ecological partitioning for these sympatric species can involve habitat use, activity patterns or diet (e.g.: Durant 1998, Fedriani et al. 1999, Karanth & Sunquist 2000, Wang 2002, Scognamillo et al. 2003, Jácomo et al. 2004), with species interactions (or their avoidance) becoming more complex as these variables are combined (v. Schoener 1974). However, some authors (e.g.: Sunquist et al. 1989, Wang 2002) have found that spatial and temporal differences seem to be less important than diet to segregate carnivores.

Analysis on the use of resources can help to identify factors responsible for the stability of interspecific relationships or to diagnose the effects of disturbances in the structure of communities. Such analyses are still scarce for neotropical carnivores, with current knowledge limited to a few species and regions. This limits its application in conservation programs. The available literature rarely focuses on the whole carnivore community. However, in analyzing the diet of some species, researchers have contributed to a better understanding of some of the ecological processes relevant to these issues (e.g.: Konecny 1989, Bisbal 1986, Olmos 1993, Facure & Giaretta 1996, Juarez & Marinho-Filho 2002, Bueno & Motta-Junior 2004, Jácomo et al. 2004).

Here we present data on the diet of ten Brazilian carnivores that live in remnants of the Atlantic Forest, as well as information on niche breadth and overlap. Such knowledge will provide a better understanding of the mechanisms involved in local community organization and, thus, contribute towards the conservation of carnivores in forest remnants.

Material and Methods

1. Study site

Our study site was located in the municipality of Fênix, mid-west Paraná State, South Brazil (Figure 1). Mean altitude is 650 m a.s.l.; climate is Cfa (Köppen) with mean temperature during the hottest months above 22 °C and in the coldest months below 18 °C; summers are hot and temperatures below 0 °C are rare (Instituto... 1978, Maack 1981). June, July and August are the driest months, while December, January and February are the wettest (Instituto... 1987, Mikich & Oliveira 2003). However, based on data obtained at the nearest meteorological station (Vila Rica, 23º 45' S and 51º 57' W), we identified one rainy season that extends from October to March and one dry season that extends from April to September.

The study site was once completely covered by semideciduous Atlantic Forest (Veloso et al. 1992), but today only a few small fragments (up to 800 ha) remain surrounded by a matrix composed mainly of corn and soybean plantations, although other crops are also present (Mikich & Silva 2001, Mikich & Oliveira 2003). Three forest sites (Figure 1) were selected for the study based on their location, accessibility and previous knowledge of their flora and fauna. The three areas have different sizes, with some slight differences in vegetation structure and composition, history of occupation and soil use (Mikich & Silva 2001), as presented below.

1) Vila Rica do Espírito Santo State Park (VR) (23º 55' S and 51º 57' W) has 354 ha and is bordered by the Ivaí and Corumbataí Rivers, as well as cultivated areas. Most of the area (approximately 75%) is covered by secondary forest more than 375 years old, with the existing vegetation very similar to primary forests of the region. However, some parts (approx. 25%) of the VR were cultivated in the recent past, including an orchard that was abandoned in 1980 (Mikich & Silva 2001, Mikich & Oliveira 2003).

2) Cagibi Farm (FC) (23º 52' S and 51º 58' W) has 325 ha divided into two irregular, unconnected fragments bordered by monocultures and the Ivaí River. The area exhibits some signs of

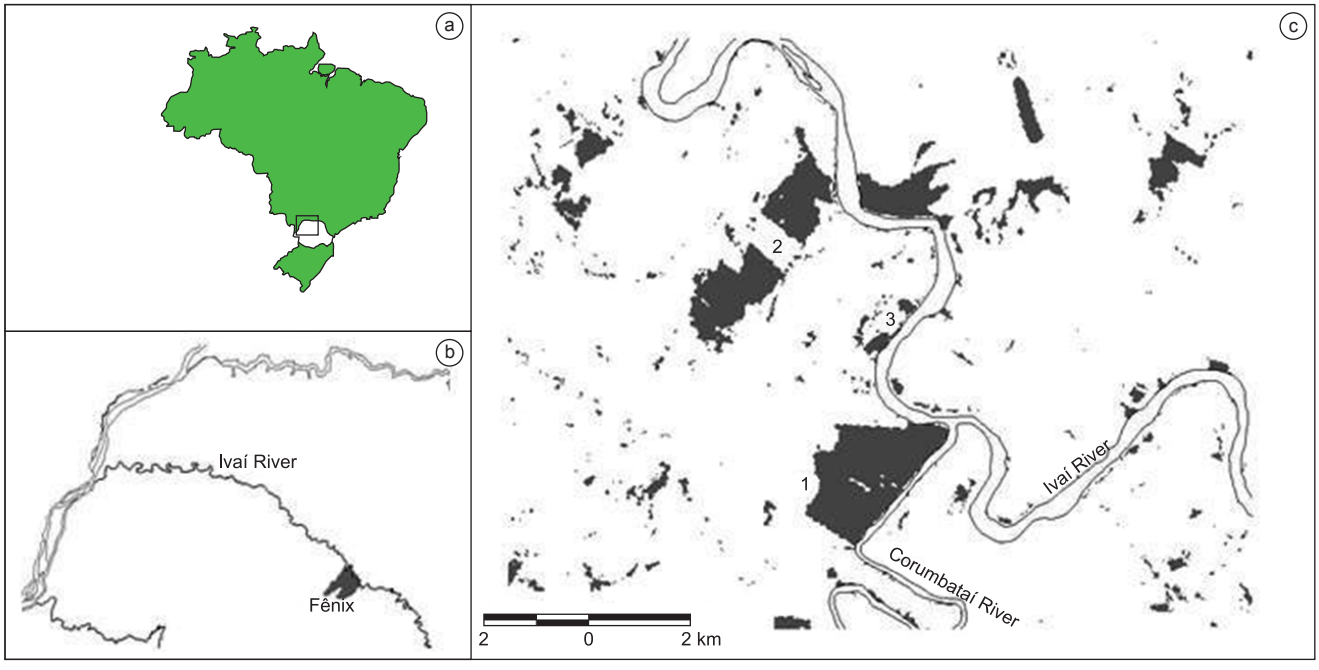


Figure 1. a) Location of Paraná State in Southern Brazil, b) location of the municipality of Fênix in Paraná State, and c) spatial distribution of the forest remnants studied, where: 1) Vila Rica do Espírito Santo State Park, 2) Cagibi Farm, 3) Guajuvira Farm.

human disturbances, such as low levels of timber exploitation, but the less disturbed areas are floristically and structurally similar to VR (Mikich & Silva 2001).

3) Guajuvira Farm (FG) (23º 53' S and 51º 57' W): has 24 ha and is located between the two previous areas. It is divided into two fragments, with similar sizes but different shapes, bordered by cultivated areas and the Ivaí River. Most of this area is covered by riparian secondary forest (Mikich & Silva 2001).

2. Feces collection and identification

Between February 2003 and January 2004, we conducted monthly field trips to collect carnivore fecal samples. Surveys were conducted along trails, forest borders and roads in and between the three forest sites. During four trips (September 2002; March, June and October 2003) we also surveyed the Ivaí and Corumbataí Rivers along the limits of the VR by boat. We also included in the analysis fecal samples sporadically collected between November 1994 and January 2003.

Fecal samples were dried in the sun and stored for later processing and identification of food items. We grouped food remains as: fur from prey; mammalian bones; bird, reptile or fish remains; invertebrates; egg shells; plant material; and fur from the predator, which we used to identify the species that produced the sample. The only exception were samples of the Neotropical River Otter (*Lontra longicaudis*) whose characteristic shape, size, smell and deposition site allowed us to identify the species without having to analyse the fur.

To identify carnivore species, we prepared cuticular and medullar slides of hair obtained from the fecal samples (cf. Quadros & Monteiro-Filho 2006) and identified them based on Quadros (2002) or by comparison with a reference collection constituted of fur collected from mammalian specimens held at the Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI), Curitiba, Paraná State, Brazil. We also followed the same procedure to identify mammalian prey in scats. We sent the rest of the food items to specialists in order to identify them to the lowest taxonomic level possible.

3. Diet analysis

To determine the importance of each food item in the diet of carnivore species, we calculated the Percentage of Occurrence (PO) by dividing the total frequency of a particular item by the sum of the frequencies of all items (Maehr & Brandy 1986). To quantify how common a particular item is in the diet we calculated the Frequency of Occurrence (FO), which is the percentage of samples that contained that item (Konecny 1989). The degree of specialization of the diet of a particular species was estimated based on the Levins' standard index of niche breadth (B_{sta}) that ranges from 0 to 1, so that values close to 1 indicate a generalist diet and those close to 0 indicate a specialized diet. We calculated niche overlap using the Morisita's index, for which values close to 0 indicate low overlap and values close to 1 indicate high overlap (Krebs 1999). In order to visualize the similarity among the diets of different carnivore species we constructed a dendogram (cluster analysis) based on the frequency of occurrence of food items, given by Morisita's index, using the Past program (Hammer et al. 2001). We analysed niche breadth only for some species particularly those that have less information on diet. We excluded the leaves of Cyperales (grasses) and the seeds of Poaceae from analysis since they were probably consumed to help in the digestive process and not to obtain nutrients as suggested by Dietz (1984) and Motta-Junior et al. (1994) for canids.

We constructed a cumulative curve for the number of food items found in the diet of *Leopardus tigrinus* (Oncilla), which had the largest number of fecal samples collected, in order to analyse the sampling effort.

Results

1. Diet

We collected 416 feces, of which 198 (47.6%) could be assigned to a carnivore species based on the ingested hairs from the predator (n = 184) or distinguishing characteristics of *Lontra longicaudis* (n = 14). Most samples were from *Leopardus tigrinus* (n = 102; 51.5% of the identified samples), followed by *Nasua nasua* (South American Coati - 38 samples; 19.2%), and *Puma yagouaroundi* (Jaguarundi) and *Lontra longicaudis* (14 each; 7%) (Table 1). A total of 56 food items were recorded, 28 mammalian prey (50.0%), eight invertebrates (14.3%), seven plants (12.5%), five birds (8.8%), four fish (7.1%), three reptiles (5.6%) and eggs (1.7%). Next, we present the items found in the diet of each of the ten carnivores sampled.

Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758), Ocelot: we found ten food items, all representing animal material. Mammals were represented in 80% of the samples from this felid and birds in 20%. Leaves of Cyperales were found in 44% of the samples and seeds of Poaceae in 67%.

Leopardus tigrinus (Schreber, 1775), Oncilla: we identified 37 food items, mostly small mammals (rodents and marsupials), birds, reptiles and invertebrates. In 40% of the samples from this species we found leaves of Cyperales and in only 2% we found seeds of Poaceae. The cumulative curve of food items per number of samples of *L. tigrinus* (the only species for which this analysis was possible) did not reach an asymptote, but rather increased until the end of the study period (Figure 2).

Leopardus wiedii (Schinz, 1821), Margay: we identified seven food items for this cat, with small mammals (rodents and marsupials) and birds representing the majority, although reptiles, invertebrates and seeds were also found.

Puma concolor (Linnaeus, 1771), Puma: we identified eight food items for this large felid, including small sized mammals and birds that together represented the most frequently found items. We found leaves of Cyperales in 20% of the samples examined.

Puma yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803), Jaguarundi: we found 19 food items in this cats's samples, 89% of which were mammals (58% small rodents, 21% marsupials and 10% medium sized mammalian species), including *Cuniculus paca* (Paca) and the *Mazama nana* (Pygmy Brocket). The rest of the diet was composed of invertebrates (11% of the items). We also observed leaves of Cyperales in 28% of the samples and seeds of Poaceae in 7%.

Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766), Crab-eating Fox: we found six food items, mostly plant material, although leaves of Cyperales were found in only one fecal sample.

Lontra longicaudis (Olfers, 1818), Neotropical River Otter: we also found six food items for this species, including fish and invertebrates, mostly Crustacea.

Galictis cuja (Molina, 1782), Lesser Grison: only one fecal sample of this species was found, which contained five different food items, including the fur of a large rodent, the Capybara *Hydrochoerus hydrochaeris*.

Nasua nasua (Linnaeus, 1766), South American Coati: we identified 35 food items in the diet of this species. Vertebrates were the most common prey, followed by invertebrates and plant material. In 34.2% of the fecal samples we found leaves of Cyperales and in 5% seeds of Poaceae.

Procyon cancrivorus (G. [Baron] Cuvier, 1795), Crab-eating Raccoon: we recorded only one food item for this species, the marsupial *Didelphis* sp.

Table 1. Food items recorded for the diet of 10 carnivore species of the municipality of Fênix, Paraná State, Brazil. n = number of samples; N = number of occurrences of each item; FO = Frequency of Occurrence (%); PO = Percentage of Occurrence (%).

Plant and animal items	*L. pardalis* (n = 9)			*L. tigrinus* (n = 102)			*L. wiedii* (n = 5)			*P. concolor* (n = 10)			*P. yagouaroundi* (n = 14)			*C. thous* (n = 4)			*L. longicaudis* (n = 14)			*G. cuja* (n = 1)			*N. nasua* (n = 38)			*P. cancrivorus* (n = 1)		
	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO
MAMMALS																														
Not identified	-	-	-	3	2.9	1.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7.9	3.1	-	-	-
Didelphimorphia																														
Caluromys lanatus (Olfers, 1818)	-	-	-	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Didelphis sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	100	100
Didelphis aurita (Wied-Neuwied, 1826)	1	11.1	5.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Marmosops sp.	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Micoureus paraguayanus (Tate, 1931)	-	-	-	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Monodelphis sp.	1	11.1	5.6	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Philander frenatus (Olfers, 1818)	-	-	-	1	1.0	0.5	2	40.0	18.2	1	10.0	5.9	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Not identified	1	11.1	5.6	5	4.9	2.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Primates																														
Cebus nigritus (Goldfuss, 1809)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Rodentia																														
Akodon sp.	1	11.1	5.6	16	15.7	8.2	1	20.0	9.1	2	20.0	11.8	3	21.4	13.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Holochilus brasiliensis (Desmarest, 1819)	1	11.1	5.6	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Juliomys sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Necromys lasiurus (Lund, 1841)	-	-	-	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nectomys squamipes (Brants, 1827)	-	-	-	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Oligoryzomys flavescens (Waterhouse, 1837)	-	-	-	4	3.9	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Hylaeamys megacephalus (Fischer, 1814)	-	-	-	5	4.9	2.6	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxymycterus sp.	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Thaptomys nigrita (Lichtenstein, 1829)	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Mus musculus Linnaeus, 1758	-	-	-	10	9.8	5.1	1	20.0	9.1	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Rattus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	100	20.0	-	-	-	-	-	-
Cuniculus paca (Linnaeus, 1758)	-	-	-	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Myocastor coypus (Molina, 1782)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Not identified	7	77.8	38.9	30	29.4	15.3	-	-	-	7	70.0	41.2	4	28.6	17.4	-	-	-	-	-	-	1	100	20.0	3	7.9	3.1	-	-	-
Lagomorpha																														

http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00210042010

http://www.biotaneotropica.org.br

Table 1. Continued...

Plant and animal items	*L. pardalis* (n = 9)			*L. tigrinus* (n = 102)			*L. wiedii* (n = 5)			*P. concolor* (n = 10)			*P. yagouaroundi* (n = 14)			*C. thous* (n = 4)			*L. longicaudis* (n = 14)			*G. cuja* (n = 1)			*N. nasua* (n = 38)			*P. cancrivorus* (n = 1)		
	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO	N	FO	PO
Sylvilagus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	1	11.1	5.6	3	2.9	1.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carnivora																														
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	1	11.1	5.6	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artiodactyla																														
Mazama nana (Hensel, 1872)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-		1	2.6	1.0	-	-	-
BIRDS																														
Pteroglossus aracari (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zenaida auriculata (Des Murs, 1847)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10.0	5.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Picumnus cirratus Temminck, 1825	1	11.1	5.6	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thraupinae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10.0	5.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Not identified	3	33.3	16.7	56	54.9	28.6	4	80.0	36.4	3	30.0	17.6	-	-	-	2	50.0	28.5	-	-	-	1	100	20.0	25	65.8	25.8	-	-	-
REPTILES																														
Colubroidea	-	-	-	1	1.0	0.5	1	20.0	9.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5.3	2.1	-	-	-
Small Colubridae	-	-	-	2	2.0	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Medium/Large Colubridae	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
FISHES																														
Hoplias sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	14.3	10.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypostomus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	64.3	47.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pimelodus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	14.3	10.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Not identified	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	7.1	5.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INVERTEBRATES																														
Crustacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	14.3	10.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7.9	3.1	-	-	-
Coleoptera	-	-	-	10	9.8	5.1	-	-	-	-	-	-				1	25.0	14.3	-	-	-	1	100	20.0	6	15.8	6.2	-	-	-
Hemiptera	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	1	7.1	4.3	-	-	-	-	-	-	1	100	20.0	1	2.6	1.0	-	-	-
Odonata	-	-	-	-	-	-	1	20.0	9.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orthoptera	-	-	-	13	12.7	6.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7.9	3.1	-	-	-
Diplopoda	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Not identified	-	-	-	8	7.8	4.1	-	-	-	1	10.0	5.9	-	-	-	1	25.0	14.3	3	21.4	15.8	-	-	-	11	28.9	11.3	-	-	-
PLANTS																														
Oryza sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	10.5	4.1	-	-	-
Zea mays L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Syagrus romanzoffiana (Cham.)	-	-	-	5	4.9	2.6	1	20.0	9.1	1	10.0	5.9	-	-	-	1	25.0	14.3	-	-	-	-	-	-	7	18.4	7.2	-	-	-
Hovenia dulcis Thunb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	25.0	14.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Solanum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	25.0	14.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Maclura tinctoria (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
Psidium guajava (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	1.0	-	-	-
OTHERS																														
Eggs	-	-	-	1	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7.9	3.1	-	-	-
TOTAL	18	-	100	196	-	100	11	-	100	17	-	100	23	-	100	7	-	100	19	-	100	5	-	100	97	-	100	1	-	100

2. Niche breadth

This analysis revealed that *P. yagouaroundi* was the most generalist of the ten carnivores, and did not show high levels of consumption of any particular item, whereas *L. tigrinus* and *N. nasua* showed smaller niche breadth as they preyed more frequently on only a few items (Table 2).

3. Niche overlap

We found higher niche overlap between *L. tigrinus* and *N. nasua* (0.835), *L. tigrinus* and *L. wiedii* (0.717), *L. tigrinus* and *L. pardalis* (0.697), and between *L. wiedii* and *N. nasua* (0.686) (Table 2). The similarity dendogram is presented in Figure 3.

Discussion

1. Diet

Few studies have focused on evaluating the diet of carnivores based on the microscopic analysis of the predators' hair. Quadros (2002) had an identification success rate of only 21.6% from 719 feces analyzed using this method, while Wang (2002) reported an exceptional success of 92.6% (n = 64). Thus, the 44.2% of fecal samples identified to species level in our study can be considered satisfactory, especially when we take into account the fact it would be otherwise impossible to identify predators from most of the fecal samples obtained during our surveys.

Table 2. Niche breadth (Levins' index = B_{sta}) and niche overlap between (Morisita's index) six carnivores of the municipality of Fênix, Paraná State, Brazil. Where: Lp = *Leopardus pardalis*; Lt = *Leopardus tigrinus*; Lw = *Leopardus wiedii*; Py = *Puma yagouaroundi*; Ll = *Lontra longicaudis*; Nn = *Nasua nasua*; N = number of fecal samples for each species.

	Lp	Lt	Lw	Py	Ll	Nn
B_{sta}	0.43	0.15	0.64	0.70	0.50	0.29
Lp	*	0.697	0.319	0.568	0.000	0.377
Lt	0.697	*	0.717	0.437	0.031	0.835
Lw	0.319	0.717	*	0.166	0.000	0.686
Py	0.568	0.437	0.166	*	0.000	0.161
Ll	0.000	0.031	0.000	0.000	*	0.092
Nn	0.377	0.835	0.686	0.161	0.092	*
N	9	102	5	14	14	38

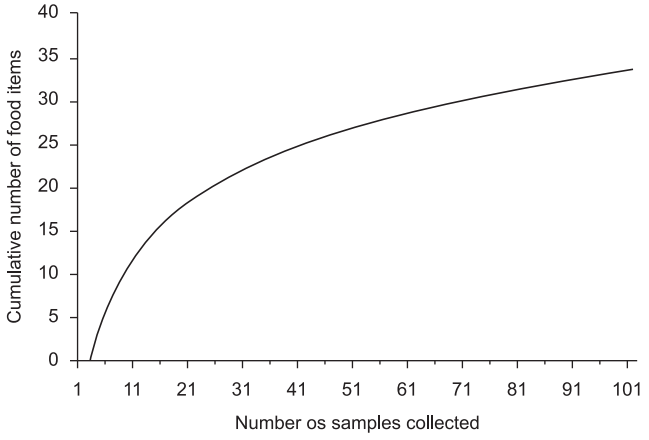


Figure 2. Cumulative number of food items in the diet of *Leopardus tigrinus*, based on 102 fecal samples collected between November 1994 and January 2004 in the municipality of Fênix, Paraná State, Brazil.

Differences in the success of finding the hair of the species responsible for a collected sample can be related to the experience of the researcher, or to particular characteristics of the study areas. Nevertheless, it is imperative to stress the importance of hair analysis as a tool in studying the diet of small and medium sized carnivores. Feces characteristics (e.g.: volume, weight, shape) are frequently the same, making it impossible to tell them apart at the species level (Quadros 2002).

Leopardus pardalis: data of Ocelot diet agreed with information available elsewhere (e.g.*:* Bisbal 1986, Emmons 1987, Ludlow & Sunquist 1987, Konecny 1989, Sunquist et al. 1989, Chinchilla 1997, Murray & Gardner 1997, Meza et al. 2002, Wang 2002), which indicated the frequent consumption of small mammals. In our study area, besides those groups, we recorded the consumption of *N. nasua* and *Sylvilagus brasiliensis* (Tapeti), both prey previously cited for *L. pardalis* (v. Murray & Gardner 1997), as well as birds and leaves (e.g.*:* Bisbal 1986, Konecny 1989, Sunquist et al. 1989, Emmons 1987). According to Oliveira et al. (2010), small mammals are the most frequent prey of the Ocelot, although larger animals contribute more in terms of overall biomass consumed.

Leopardus tigrinus: the large number of fecal samples obtained for the Oncilla (n = 102) is unusual if compared to similar studies elsewhere (e.g.: Olmos 1993 - 17 samples; Facure & Giaretta 1996 - 7; Wang 2002 - 24). However, this apparently large number of samples was not enough for the cumulative curve of food items to reach an asymptote (Figure 2). The main prey items found were similar to those of other areas (e.g.: Garder 1971, Ximenez 1982, Moldolfi 1986, Olmos 1993, Facure & Giaretta 1996, Wang 2002). However, unexpectedly, there were also larger species found in the diet, suggesting possible opportunistic / scavenging behavior. New records of prey consumption include: *N. nasua*, *S. brasiliensis* and *C. paca*. It is important to emphasize that the South American Coati is abundant in our study area and the other two species are also relatively common

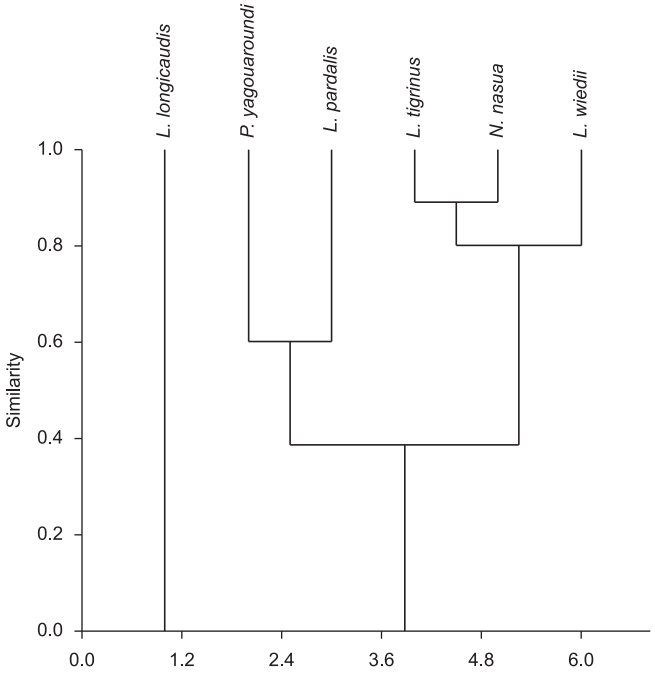


Figure 3. Similarity (Morisita's index) based on the frequencies of occurence of the items in the diet of carnivores of the municipality of Fênix, Paraná State, Brazil.: *L. pardalis = Leopardus pardalis; L. tigrinus = Leopardus tigrinus; L. wiedii = Leopardus wiedii; P. yagouaroundi = Puma yagouaroundi; L. longicaudis = Lontra longicaudis; N nasua = Nasua nasua*.

(Mikich & Oliveira 2003), which could explain their consumption. The diet of this felid in Brazil shows some variation in the frequency of the consumed items. Only in the Brazilian semi-arid Caatinga results differed considerably, as reptiles were by far the most important item (Olmos 1993). Most studies agree that small mammals, birds and reptiles are the main items (Facure & Giaretta 1996, Wang 2002, the present study). The ingestion of grass and invertebrates was also reported by Olmos (1993) and Facure & Giaretta (1996). However, according to Oliveira (1994), the inclusion of these items in the diet of the Oncilla it is probably not related to energy input.

Leopardus wiedii: it has been reported that the diet of Margay is composed mainly by arboreal mammals (Guggisberg 1975, Konecny 1989, Oliveira 1994) and birds (Leyhausen 1990) – which could be related to its morphological traits adapted to arboreal habits (Oliveira 1994). However, the limited data available on Margay diet suggests that this felid takes predominatly small terrestrial mammalian prey, and also to a lesser degree birds (e.g.: Moldolfi 1986, Ximenez 1982, Azevedo 1996, Facure & Giaretta 1996, Wang 2002, the present study).

Puma concolor: the diet of Puma in the neotropics is composed mainly of medium to large sized mammals, including: Peccaries, Deers, Pacas, Coatis and Capybaras (Emmons 1987, Olmos 1993, Aranda & Sánchez-Coedero 1996, Facure & Giaretta 1996, Guix 1997, Taber et al. 1997, Nuñez et al. 2000, Crawshaw & Quigley 2002, Leite & Galvão 2002), although smaller prey, like small mammals, birds, reptiles, fish, invertebrates and fruits are also consumed (e.g.: Emmons 1987, Olmos 1993, Aranda & Sánchez-Coedero 1996, Facure & Giaretta 1996, Nuñez et al. 2000, Crawshaw & Quigley 2002, Leite & Galvão 2002). In our study small mammals were most commonly found in the diet of the Puma compared with other items. Indeed the largest species identified was the marsupial *Philander frenatus,* that weighs approximately 360 g (s. Fonseca et al. 1996). Such a result does not mean that *P. concolor* feeds only on small prey in our study area, rather it highlights that its diet in the area needs further investigation.

Puma yagouaroundi: according to the available literature (e.g.: Konecny 1989, Guerrero et al. 2002), the diet of Jaguarundi is composed mainly of small rodents (Cricetidae). Although this felid does hunt and kill prey > 1 kg, it is unusual to find large mammals (> 5 kg) in its diet, such as Pygmy Brocket (*Mazama nana* – ca. 10-15 kg) and Paca (*Cuniculus paca* – ca. 8 kg) in VR. This large rodent had been previously recorded in the diet of this felid by Wang (2002). Cabrera & Yepes (1960) considered the predation of a small sized deer, like the Pygmy Brocket, by *P. yagouaroundi* a possibility. However, Oliveira (1998) believes that remains like this indicate the consumption of carcasses or, alternatively, could represent a young individual. Invertebrates are commonly listed for the diet of *P. yagouaroundi* (e.g.*:* Konecny 1989, Olmos 1993, Guerrero et al. 2002) but according to Konecny (1989) they should be of little significance in terms of energy. The consumption of leaves by this cat has been also reported by Bisbal (1986) and Facure & Giaretta (1996).

Cerdocyon thous: previous studies described the diet of Crab-eating Fox in Brazil as omnivorous (e.g.: Motta-Junior et al. 1994, Facure & Monteiro-Filho 1996, Facure & Giaretta 1996, Juarez & Marinho-Filho 2002, Facure et al. 2003, Jácomo et al. 2004, Bueno & Motta-Junior 2004, Rocha et al. 2004), even though the frequency of the consumed items varied among the study areas. Facure & Monteiro-Filho (1996) reported that fruits were the main items in the diet of this canid in São Paulo State. These authors recorded the presence of *Hovenia dulcis*, *Syagrus romanzoffiana* and *Solanum* sp. – plants also found in the diet of this species in our study area.

Lontra longicaudis: the diet of the Neotropical River Otter in our study area was composed predominantly of fish, as previously reported by some Brazilian studies, like Passamani & Camargo (1995) in Minas Gerais; José & Andrade (1997) in Espírito Santo; Pardini (1998) in São Paulo; and Quadros & Monteiro-Filho (2001) in Santa Catarina. According to José & Andrade (1997) the fish that are more likely to be preyed upon by *L. longicaudis* are abundant and easy to catch. Even though fish availability was not directly measured, the genera we found in the fecal samples of the Neotropical River Otter (*Hoplias* sp. – Trahira, *Hypostomus* sp. - Catfish and *Pimelodus* sp. - Catfish) can all be considered common in the rivers of the study region (V. Abilhoa pers. com.). The second most frequent prey items were crustaceans, which agrees with available information from Southern and Southwestern Brazil (Passamani & Camargo 1995, José & Andrade 1997, Pardini 1998, Quadros & Monteiro-Filho 2001).

Galictis cuja: information about the diet of the Lesser Grison's is rare throughout its range. In Chile, Ebensperger et al. (1991) studied the trophic niche of this species based on 21 fecal samples and found 34 vertebrate preys, mainly small mammals, followed by reptiles. Other authors described *G. cuja* as an important consumer of small and medium sized vertebrates, especially rodents, rabbits, birds, frogs, lizards, snakes and their eggs (Mann 1945, Silva 1994, Jiménz 1996, Quintana et al. 2000, Yensen & Tarifa 2003). Diuk-Wasser & Cassini (1998) found a preference for mammals (Lagomorpha and Cricetidae), followed by birds and reptiles. Additionally, they observed that the Grison ate almost exclusively leporids when they occur at a high population density. Even though most food items identified for *G. cuja* in our study area do agree with previous studies, with only a single fecal sample we cannot make any inference on the feeding ecology of this species. However, it is worth mentioning that among the identified items found in that sample there were remains (fur) of Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), probably due to the consumption of a carcass of this huge rodent.

Nasua nasua: Gompper & Decker (1998) found a diet consisting mainly of invertebrates (e.g.: insects, myriapods and spiders) and fruits, although vertebrates and their carcasses can also be consumed. Costa-Alves et al. (2004), analysing the diet of *N. nasua* in Minas Gerais State, Brazil, reported that invertebrates are commonly consumed, followed by plant parts and vertebrates. However, for the 38 fecal samples of Coatis identified in our study area, vertebrates were the most common components, followed by invertebrates, and finally by plant parts. When Mikich (2001) analysed the frugivorous diet of this species in the same locality that we studied, she listed 56 plant species consumed during six years of collection. In the present study, the records of plants were limited to five species and *Oryza* sp. was the only one not cited by Mikich (2001). Previously unrecorded large prey items, such as the Capuchin Monkey (*Cebus nigritus*), *Cuniculus paca*, Nutria (*Myocastor coypus*), and especially *Mazama nana*, constitute an important contribution to the feeding ecology of *N. nasua.* The consumption of these animals may suggest a necrophagous diet (Gompper & Decker 1998) or a highly predatory behavior.

Procyon cancrivorus: like the South American Coati, there is little information available on this species, especially with regard to its diet. In our study only one food item was identified for *P. cancrivorus* (n = 1 fecal sample) based on the microscopic analysis of the hair of the prey, an Opossum (*Didelphis*), which constitutes a first time record. As the hair was incomplete the specific determination could not be done.

2. Niche breadth

Leopardus pardalis: In spite of the small sample size for this species, niche breadth showed similar values to other areas (B_{sta} = 0.50), including Southwestern Brazil (Wang 2002; 0.50), Belize (Konecny 1989; 0.46) and Venezuela (Bisbal 1986; 0.45). But some authors found lower values, for example Ludlow & Sunquist (1987) in Venezuela (0.19) and Emmons (1987) in Peru (0.23). Such information suggests that the species may have an opportunistic behavior, preying on abundant species, however further samples are required to confirm this.

Leopardus tigrinus: The small niche breadth (B_{sta} = 0.15) observed for the Oncilla in our study area was caused by the large amount of unidentified birds and rodents in the fecal samples. However, the large amount of small rodents and birds in the diet of this species may indicate an opportunistic behavior if those are the most common prey in the study area. In the study of Wang (2002), the value obtained for this index (B_{sta} = 0.44), based on 24 samples, indicates a less specialized diet, with an elevated consumption of a few items, such as marsupials and passerines.

Leopardus wiedii: In spite of the small number of feces analyzed, the value we obtained for B_{sta} (0.64) was similar to that found in the State of São Paulo, Brazil (Wang 2002 – 0.63), Belize (Konecny 1989 – 0.63) and Venezuela (Moldolfi 1986 – 0.63), indicating an evenly distributed diet.

Puma yagouaroundi: The niche breadth index indicates a lack of high consumption of items at our study area. In Venezuela, Moldolfi (1986) and Bisbal (1986) also found high values for this index (0.85 and 0.68, respectively). In spite of that, Konecny (1989), suggested that the diet of *P. yagouaroundi* in Belize was basically composed of a specific group of prey, resulting in low niche breadth (0.37).

Lontra longicaudis: In Santa Catarina State, Brazil, Quadros & Monteiro-Filho (2001) classified *L. longicaudis* as a generalist species with a piscivorous-cancrivorous diet, the same as observed in our study site. Taken into account that the species of fish that were consumed are common in the region, the Neotropical River Otter can be considered as both a generalist and an opportunist.

Nasua nasua is omnivorous, and there are previous records of consumption of eggs, snakes, fish and carcasses (Schaller 1983, Bisbal 1986, Redford & Stearman 1993, Gompper & Decker 1998, Costa-Alves et al. 2004). In spite of this, its niche breadth in our study area (B_{sta} = 0.29) indicates that a few items (especially unidentified birds and invertebrates) are mainly consumed. However, if these items are common in our study area, the species would be considered opportunist.

3. Niche overlap

Felids, in general, tend to be more carnivorous (Olmos 1993, Facure & Giaretta 1996), while procyonids tend to be omnivorous (Schaller 1983, Redford & Stearman 1993). The high overlap found between *L. tigrinus* and *N. nasua* (0.835) is unexpected but could be explained by the large amount of unidentified birds in their feces. This is probably related to the high availability of birds; especially doves that use agricultural fields as feeding grounds and/or dormitories and by doing so become easy prey for these predators.

Carnivores with taxonomic, ecological and behavioral affinities usually exhibit high niche overlap, like the congeners *L. tigrinus* and *L. wiedii* (0.717) or *L. tigrinus* and *L. pardalis* (0.697). A similar study conducted by Wang (2002) in the State of São Paulo, Brazil, found even higher overlaps (0.824 and 0.800 respectively) for the same species. It seems that the small niche overlap between *P. yagouaroundi* and other species found in our study area should be related to the lack of birds in the diet of this wild cat.

Final Considerations

Niche partitioning in terrestrial carnivores can involve several dimensions, such as habitat use, activity patterns and food (Karanth & Sunquist 2000, Scognamillo et al. 2003). However, some authors believe that even for sympatric species, with different morphological traits and hunting strategies, spatial and temporal dimensions assume less importance than diet itself (Sunquist et al. 1989, Wang 2002). In spite of the large variation found in the diet of the ten carnivore species presented here, the small number of fecal samples for some species does not allow us to consider feeding as the main mechanism that facilitates coexistence in forest fragments.

Regarding this, it is important to stress that the forest remnants sampled were small and relatively isolated (VR = 3.5 km^2; FC = 3.2 km^2; FG = 0.2 km^2). If we consider that the home range of most carnivores is greater than 10 km^2 (*s.* Crawshaw 1995) (e.g.: *P. yagouaroundi*: 7 - 19.6 km^2; *L. pardalis*: 15.6 – 50.9 km^2), we suggest that the natural habitat left is not sufficient to maintain stable populations of several species. The inclusion of exotic rodents (*Mus musculus* and *Rattus* sp.) and birds (*Zenaida auriculata*) that live in the plantations and other non-forested areas of our study site in the diet of the carnivores we studied, suggest that at least some of them use all available habitat types found in the landscape to hunt.

The present study is unique due to the number of sympatric carnivores studied. The information presented here is important for a better understanding of carnivore ecology and how this community partitions food resources in fragmented landscapes of the highly threatened Atlantic Forest. This information is useful for the management of such areas and shows that despite fragmentation, small forest patches are in fact important for maintaining carnivore diversity in this critical biome.

Acknowledgments

To the project "O Parque Estadual Vila Rica e a conservação da biodiversidade no Paraná", a partnership between Embrapa Florestas and Mater Natura with financial support provided by IAP - SEMA, FNMA – MMA, CAPES and CNPq (Productivity Fellowship to SBM, process no. 308419/2008-1). To Liliani Tiepolo, Alberto Urben-Filho, Fernando Straube, Vitor Piacentini, Vinícius Abilhoa, Carina Kosera, Julio Moura-Leite and Juliana Nakajo for the identification of food items. To Alessandra Bertassoni, Aline Dal'Maso, Anelise Montanatin, Arthur Bispo, Carlos Conte, Carlos Kaneto, Daniel Carneiro, Daniel Isolani, Dorival Sette, Gledson Bianconi, Gustavo Lima, Janael Ricetti, Letícia Alebrant and Michele Dias for field and lab assistance. To VR employees, Jorge Buchdid, MHNCI, owners and employees of Cagibi and Guajuvira farms, Renato Bérnils, Sebastião Pereira, Sidney Olívio, SUDERHSA and Universidade Tuiuti do Paraná for support. And to Denise Rossa-Feres, Emygdio Monteiro-Filho, Tadeu Oliveira, the anonymous reviewers and especially to Gledson Bianconi for many constructive suggestions.

References

ARANDA, M. & SÁNCHEZ-COEDERO, V. 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in Tropical Forests of Mexico. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 31:65-67.

AZEVEDO, F.C.C. 1996. Notes on the behavior of the margays *Felis wiedii* (Schinz, 1821), (Carnivora, Felidae), in the brazilian Atlant Forest. Mammalia 60(2):325-328.

BISBAL, F.J. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia: Carnivora). Mammalia 50(3):330-339.

BOTHMAN, J.P., NEL, J.A.J. & MACDONALD, A. 1984. Food niche separation between four sympatric Namib Desert carnivores. J. Zool. 202:327-340.

BUENO, A.A. &. MOTTA-JUNIOR, J.C. 2004. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. Rev. Chil. Hist. Nat. 77:5-14.

CABRERA, A. & YEPES, J. 1960. Mamíferos sud-americanos: vida, costumbres y descripción. 2 ed. Compania Argentina de Editores.

CHINCHILLA, F.A. 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*); el puma (*Felis puma*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) en al Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 45(3):1223-1229.

COSTA-ALVES, C.P., FONSECA, G.A.B. & CHRISTÓFARO, C. 2004. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. J. Mammal. 85(3):478-482.

CRAWSHAW, P.G.J. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Ph.D. Thesis. University of Florida.

CRAWSHAW, P.G.J. & QUIGLEY, H.B. 2002. Jaguar and puma feeding habits in the Pantanal (Brazil) with implications for their management and conservation. In El Jaguar en el nuevo milenio. Una evaluacion de su estado, deteccion de prioridades y recomendaciones para la conservacion de los jaguares en America (R.A. Medellin, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, & A. Taber, ed.). Universidad Nacional Autonoma de Mexico/Wildlife Conservation Society, Mexico, D.F, p.223-235.

DIETZ, J.M. 1984. Ecology and social organization of the Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). Smithson. Contrib. Zool. 392:1-51.

DIUK-WASSER, M.A. & CASSINI, M.H. 1998. A study on the diet of Minor Grisons and a preliminary analysis of their role in the control of rabbits in Patagonia. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 33(1):3-6.

DURANT, S.M. 1998. Competition refugees and coexistence: an example from Serengeti carnivores. J. Anim. Ecol. 67:370-386.

EBENSPERGER, L.A., MELLA, J.E. & SIMINETTI, J.A. 1991. Trophic niche relationships among *Galictis cuja*, *Dusicyon culpaeus* and *Tyto alba* in central Chile. J. Mammal. 72(4):820-823.

EMMONS, L.H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. Behav. Ecol. Sociobiol. 20:271-283.

FACURE, K.G. & GIARETTA, A.A. 1996. Food habits of carnivores in a costal Atlantic Forest of southeastern Brazil. Mammalia 60(3):499-502.

FACURE, K.G. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1996. Feeding habits of the Crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southeastern Brazil. Mammalia 60(1):147-149.

FACURE, K.G., GIARETTA, A.A. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2003. Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. Mammalia 67(4):503-511.

FEDRIANI, J.M., PALOMARES, F. & DELIBES, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. Oecologia 121:138-178.

FONSECA G.A.B., HERRMANN, G., LEITE, E.L.A., MITTERMEIER, R.A., RYLANDS, A.B. & PATTON, J.L 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Occas. Pap. Conserv. Biol. 3:1-38.

GARDER, A.L. 1971. Notes on the little spotted cat, *Felis tigrina oncilla* Thomas, in Costa Rica. J. Mammal. 52:464-465.

GOMPPER, M.E. & DECKER, D.M. 1998. *Nasua nasua*. Mamm. Species 580:1-9.

GORDON, C.E. 2000. The coexixtence of species. Rev. Chil. Hist. Nat. 73:175-198.

GUERRERO, S., BADII, M.H. ZAPALA, S.S. & FLORES, A.E. 2002. Dieta y nicho de alimentación del coyote, zorra gris, mapache y jaguarundi en un bosque tropical caducifilio de la costa sur del Estado de Jalisco, México. Acta Zool. Mex. 86:119-137.

GUGGISBERG, C.A.W. 1975. Wild cats of the world. Taplinger Publ. Co., New York, p.328.

GUIX, J.C. 1997. Cat communities in six areas of the state of São Paulo, Southeastern Brazil, with observations on their feeding habits. Grupo Estudos Ecológicos, p.16-38. Série Documentos, 5.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1):9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. 1978. Cartas climáticas básicas do Estado do Paraná. IAPAR, Curitiba.

INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E FLORESTAS - ITCF. 1987. Plano de manejo do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, PR. ITCF, Curitiba.

JÁCOMO, A.T.A., SILVEIRA, L. & DINIZ-FILHO, E.L.A. 2004. Niche separation between maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusycyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. J. Zool. 262:99-106.

JIMÉNZ, J.E. 1996. The extirpation and current status of wild chinchillas *Chinchilla lanigera* and *C. brevicaudata*. Biol. Conserv. 77:1-6.

JOSÉ, H. & ANDRADE, H.K. 1997. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). Mammalia 61(2):193-203.

JUAREZ, K.M. & MARINHO-FILHO, J. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of the sympatric canids in central Brazil. J. Mammal. 83(4):925-933.

KARANTH, K.U. & SUNQUIST, M.E. 2000. Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarahole, India. J. Zool. 250:255-265.

KONECNY, M. J. 1989. Movement patterns and food habits of four synpatric carnivore especies in Belize, Central América. In Advances in neotropical mammalogy (K.H. Redford & J.F. Eisenberg, ed.). The Sanshill Crane Press, Inc., Gainesville, p.243-264.

KREBS, C.J. 1999. Ecological methodology. 2 ed. Menlo Park: Benjamin/Cummings.

LEITE, M.R.P. & GALVÃO, F. 2002. Yaguar, puma y pobladores locales en tres areas protegidas del bosque atlantico costero, Estado del Parana, Brasil. In El Jaguar en el nuevo milenio. Una evaluacion de su estado, deteccion de prioridades y recomendaciones para la conservacion de los jaguares en America (R.A. Medellin, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A. Taber, ed.). Universidad Nacional Autonoma de Mexico/Wildlife Conservation Society, Mexico, D.F., p.259-327.

LEYHAUSEN, P. 1990. Cats. In Grzimek's encyclopedia mammals. Vol. 3. Van Nostrand Reinhold, New York, NY, p.576-632.

LUDLOW, M.E. & SUNQUIST, M.E. 1987. Ecology and behavior of Ocelots in Venezuela. Natl. Geogr. Res. 3(4):447-461.

MAACK, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. José Olympio, Rio de Janeiro, Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, Curitiba.

MACARTHUR, R.H. & LEVINS, R. 1967. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. Am. Natur. 101:377-385.

MAEHR, D.S. & BRADY, J.R. 1986. Food habits of bobcat in Florida. J. Mammal. 67:133-138.

MANN, F.G. 1945. Mamíferos de Tarapaca: observaciones realizadas durante una expedicíon al alto norte de Chila. Biologica (Chile) 2:23-141.

MEZA, A.V., MEYER, E.M. &. GONZÁLES, C.A.L. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Food habits in a Tropical Deciduous Forest of Jalisco, Mexico. Am. Midl. Nat. 148:146-154.

MIKICH, S.B. & OLIVEIRA, K.L. 2003. Revisão do plano de manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo. Mater Natura. Instituto de Estudos Ambientais, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Fundo Nacional do Meio Ambiente, Curitiba.

MIKICH, S.B. & SILVA, S.M. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. Acta Bot. Bras. 15(1):89-113.

MIKICH, S.B. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserve isolado do Estado do Paraná, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MOLDOLFI, E. 1986. Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. In Cats of the world: biology, conservation, and manegement (S.D. Miller & D.D. Everett, ed.). National Federation, Washington, p.125-146.

MOTTA-JUNIOR, J.C., LOMBARDA, J.A. & TALAMINI, S.A. 1994. Notes on Crab-eating fox (*Dusicyon thous*), seed dispersal and food habits in southeastern Brazil. Mammalia 58(1):156-159.

MURRAY, J.L. & GARDNER, G.L. 1997. *Leopardus pardalis*. Mamm. Species 548:1-10.

NUÑEZ, R., MILLER, B. & LINDZEY, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, México. J. Zool. 252:373-379.

OLIVEIRA, T.G. 1994. Neotropical cats: ecology and conservation. EDUFMA, São Luís.

OLIVEIRA, T.G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. Mamm. Species 578:1-6.

OLIVEIRA, T.G., TORTATO, M.A., SILVEIRA, L., KASPER, C.B., MAZIM, F.D., LUCHERINI, M., JACOMO, A.T., SOARES, J.B.G., MARQUES, R.V. & SUNQUIST, M.E. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. In Biology and Conservation of Wild Felids (D.W. Macdonald & A. Loveridge, org.). Oxford University Press, Oxford, Reino Unido, p.563-584.

OLMOS, F. 1993. Notes on the food habits of brazilian "caatinga" carnivores. Mammalia 57(1):126-130.

PARDINI, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. J. Zool. 245:385-391.

PASSAMANI, M. & CAMARGO, S.L. 1995. Diet of the river otter *Lutra longicaudis* in Furnas Reservoir, south-eastern Brazil. IUCN Otter Spec. Group Bull. 12:32-33.

QUADROS, J. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2001. Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in a Atlantic Forest área, Santa Catarina State, Southern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 36(1):15-21.

QUADROS, J. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2006. Coleta e preparação de pêlos de mamíferos para identificação em microscopia óptica. Rev. Bras. Zool. 23(1):274-278.

QUADROS, J. 2002. Identificação microscópica de pêlos de mamíferos brasileiros e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

QUINTANA, V., YÁÑEZ, J. & VALDEBENITO, M. 2000. Orden Carnivora. In Mamíferos de Chile (A.M. Pedreros & J. Yáñes, ed.). Ediciones CEA, Valdivia, Chile, p.155-187.

REDFORD, K.H. & STEARMAN, A.M. 1993. Notas sobre la biologia de tres procyonidos simpatricos bolivianos (Mammalia: Procyonidae). Ecol. Boliv. 21:35-44.

ROCHA, V.J., REIS, N.R. & SEKIAMA, M.L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(4):871-876.

ROSENZWEIG, M.L. 1966. Community structure in sympatric carnivore. J. Mammal. 47(4):602-612.

SCHALLER, G.B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. Arq. Zool. 31:1-36.

SCHOENER, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. Science 185:27-39.

SCOGNAMILLO, D., MAXIT, I.E., SUNQUIST, M. & POLISAR, J. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. J. Zool. 259:269-279.

SILVA, F. 1994. Mamíferos Silvestres - Rio Grande do Sul. 2nd ed. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SUNQUIST, M.E., SUNQUIST, F. & DANEKE, F.H. 1989. Ecological separation in a venezuelan Llanos carnivore community. In Advances in neotropical mammalogy (K.H. Redford & J.F. Eisenberg, ed.). The Sanshill Crane Press, Inc., Gainesville, p.197-232.

TABER, A.B., NOVARRO, A.J., NERIS, N. & COLMAN, F.H. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan chaco. Biotropica 29:204-213.

VELOSO, H.P., OLIVEIRA-FILHO, L.C., VAZ, A.M.S.F., LIMA, M.P.M., MARQUETE, R. & BRAZÃO, M.P.M. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. Manuais técnicos em geociências, 1.

WANG, E. 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southerst Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 37(3):207-212.

XIMENEZ, A. 1982. Notas sobre felidos neotropicales VIII, observaciones sobre el contenido estomacal y el comportamiento alimentar de diversas espécies de felinos. Rev. Nordest. Biol. 5(1):89-91.

YENSEN, E. & TARIFA, T. 2003. *Galictis cuja*. Mamm. Species 728:1-8.

Received 24/11/2009
Revised 30/06/2010
Accepted 01/10/2010

O relacionamento entre pessoas e serpentes no leste de Minas Gerais, sudeste do Brasil

Mário Ribeiro de Moura[1,3], Henrique Caldeira Costa[1], Vinícius de Avelar São-Pedro[2], Vitor Dias Fernandes[1] & Renato Neves Feio[1]

[1]Museu de Zoologia João Moojen, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Vila Gianetti, 32, CEP 36570-000, Viçosa, MG, Brasil
[2]Laboratório de Ecologia Evolutiva de Anfíbios e Répteis, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, CEP 59072-970, Natal, RN, Brasil
[3]Autor para correspondência: Mário Ribeiro de Moura, e-mail: mariormoura@gmail.com

MOURA, M.R., COSTA, H.C., SÃO-PEDRO, V.A., FERNANDES, V.D. & FEIO, R.N. **The relationship between people and snakes in eastern Minas Gerais, southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn02410042010.

Abstract : The popular knowledge about snakes, including the practices adopted in cases of snakebite, was analysed in this ethnozoological study performed in Araponga region and vicinities of Serra do Brigadeiro (Brigadeiro Mountain Range), Atlantic Forest of Minas Gerais state, southeastern Brazil. Between August and November 2008, interviews were conducted with 50 residents of rural areas of Araponga, and 20 employees of the Serra do Brigadeiro State Park (PESB). In relation to social and cultural profile, these two groups differed only on the level of education (higher among the park staff), with the same distributions for age and religion. There was also a lower level of education among older individuals, a possible reflection of improvements in the social conditions in that region, which would have provided greater access to schools in recent decades. In general, both groups demonstrated adequate knowledge about prevention and procedures in cases of snakebite (78.2% reported seeking medical attention in case of snakebite). The use of folk medicine for treatment of snakebite proved to be a practice falling into disuse, reported by approximately 21% of respondents. Most respondents (57.14%) said they did not know the difference between a poisonous and a non-poisonous snake, and 66.67% showed adequate knowledge of the season when snake encounters are more likely to happen. The "Araponga" group was more hostile concerning to possible encounters with snakes, with 43% of people saying they would kill the animal, against 5% in the "PESB" group. The educational level of the respondents was decisive in determining the kind of attitude taken against snakes, and those with higher levels of education showed to be the less hostile ones. People with lower educational levels were more likely to consider all snakes as dangerous, and they also proved to be more hostile to these animals. More contact with scientific and environmental education activities seems to have been decisive for the higher tolerance to snakes by the "PESB" group. The implementation of activities of environmental education for the population of Araponga can increase the awareness of the importance of snakes, instructing those who still consider them intrinsically harmful.
Keywords: *ethnozoology, education, Serpentes, Serra do Brigadeiro, rural communities.*

MOURA, M.R., COSTA, H.C., SÃO-PEDRO, V.A., FERNANDES, V.D. & FEIO, R.N. **O relacionamento entre pessoas e serpentes no leste de Minas Gerais, sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn02410042010.

Resumo: O conhecimento popular sobre as serpentes, incluindo as práticas adotadas em casos de acidentes ofídicos, foi abordado neste estudo etnozoológico realizado na região de Araponga e entorno da Serra do Brigadeiro, Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais, região Sudeste do Brasil. Entre agosto e novembro de 2008 foram realizadas entrevistas com 50 moradores da zona rural de Araponga e 20 funcionários do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB). Em relação ao perfil cultural e social, os grupos avaliados diferiram entre si somente quanto ao nível de escolaridade (maior entre os funcionários do parque), apresentando as mesmas distribuições em relação a idade e religião. Também se verificou menor nível de escolaridade entre os indivíduos mais velhos. Em geral, ambos os grupos de entrevistados demonstraram conhecimento adequado sobre prevenção e procedimentos em casos de acidente ofídico (78,2% afirmaram procurar atendimento médico em caso de ofidismo). A utilização de substâncias da medicina popular para tratamento de acidentes ofídicos mostrou-se uma prática em desuso, relatada por aproximadamente 21% dos entrevistados. A maioria dos entrevistados (57,14%) afirmou não saber diferenciar uma serpente peçonhenta de uma não peçonhenta, e 66,67% demonstraram reconhecer o período chuvoso como aquele com maior frequência no encontro com serpentes. O grupo "Araponga" mostrou-se mais hostil em relação a encontros com serpentes, com 43% dos indivíduos afirmando matarem o animal, contra apenas 5% do grupo "PESB". A escolaridade do entrevistado foi decisiva no tipo de atitude tomada diante das serpentes, sendo menos hostis os indivíduos mais instruídos. Pessoas com menos escolaridade apresentaram maior tendência a considerar todas as serpentes como perigosas, e estas se mostraram também mais hostis com estes animais. O maior contato com atividades científicas e educativo-ambientais parece ter sido decisivo para a maior tolerância com as serpentes por parte do grupo "PESB". A realização de atividades de educação-ambiental com a população das comunidades de Araponga pode ampliar a conscientização quanto à importância das serpentes, instruindo aqueles que ainda as consideram indiscriminadamente nocivas.
Palavras-chave: *etnozoologia, escolaridade, Serpentes, Serra do Brigadeiro, comunidades rurais.*

Introdução

A falta de conhecimento que uma sociedade apresenta sobre determinadas espécies pode impulsionar seu extermínio indiscriminado (Pough et al. 2001, Barbosa et al. 2007, Baptista et al. 2008). A etnozoologia, que estuda o conhecimento tradicional do homem sobre os animais, possui enfoque nos processos de interação de cada sociedade com sua fauna local (Posey 1986, Begossi et al. 2002). Neste contexto, a etno-herpetologia investiga a interação humana com a fauna de anfíbios e répteis (Barbosa et al. 2007).

As serpentes formam um dos grupos de répteis mais diversos atualmente no mundo, com mais de 3.100 espécies viventes conhecidas (Uetz 2008). No Brasil, foram registradas mais de 370 espécies (Bérnils 2010), das quais apenas 15% são de importância médica (famílias Elapidae e Viperidae). Apesar disso, para a maioria das pessoas as serpentes são conhecidas mais pela periculosidade de tais espécies do que pelas interações tróficas que realizam com os demais animais (Lima-Verde 1994). Como resultado, observa-se em diversas regiões do Brasil a aceitação de um estereótipo negativo para todas as serpentes, que são geralmente consideradas como "animais perigosos". Tal situação, associada a alguns aspectos da cultura popular, pode potencializar conflitos entre a espécie humana e as serpentes (Cardoso et al. 2003, Argôlo 2004), influenciando negativamente no modo como as pessoas interagem com este grupo (Vizotto 2003, Silva 2006).

As serpentes também se destacam dentro da herpetofauna como animais de grande importância etnozoológica, em razão da curiosidade, medo e fascínio que podem gerar nas pessoas (Gilmore 1986). Em nosso país, em especial nas regiões norte e nordeste, diversas espécies são utilizadas, por exemplo, na medicina tradicional e em rituais religiosos (Alves & Pereira-Filho 2007, Alves et al. 2007, 2009, Moura & Marques 2008). A investigação do conhecimento zoológico tradicional e das práticas zooterápicas permite uma melhor compreensão das interações do homem com o ambiente, sendo fundamental na formulação de estratégias para a conservação de recursos naturais junto a comunidades locais (Alves & Rosa 2005, Barboza et al. 2007). Espera-se que ocorra um menor extermínio de serpentes quanto maior for a conscientização a respeito das mesmas. Dessa forma, investigar o conhecimento que uma determinada comunidade demonstra sobre a fauna local é fundamental para definir e orientar campanhas de educação ambiental que visem a subsequente conservação das espécies (Costa-Neto 2000, Santos-Fita & Costa-Neto 2007).

O presente trabalho foi realizado no Leste de Minas Gerais, região Sudeste do Brasil, com o objetivo de revelar o conhecimento popular de comunidades rurais sobre as serpentes, além das práticas adotadas em casos de acidentes ofídicos. Pretendeu-se também relacionar o nível de escolaridade dos entrevistados com a periculosidade e extermínio associado pelos mesmos às serpentes.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em Araponga, município com cerca de 8.300 ha, dos quais aproximadamente 67% residem na zona rural. É localizado na mesorregião da Zona da Mata, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil (Instituto... 2009). Destaca-se na região o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) (20º 43' S, 42º 29' W), uma unidade de conservação de Mata Atlântica com aproximadamente 15 mil ha, situada em uma Área de Importância Biológica Especial para a conservação da herpetofauna (Drummond et al. 2005). Os moradores das comunidades rurais de Estouro, Praia D'Anta e São Joaquim, localizadas no entorno do PESB, juntamente com os funcionários da unidade de conservação, foram o foco das entrevistas.

2. Levantamento de dados

O levantamento de dados foi realizado entre os meses de agosto e novembro de 2008 através de entrevistas individuais semiestruturadas e livres (Chizzoti 2000), método que permite a captura de grande quantidade de informações, revelando tanto aspectos esperados como outros não previstos (Huntington 1998). As entrevistas consistiram no preenchimento de um formulário composto por questões fechadas (objetivas) e abertas (subjetivas), com o intuito de avaliar os conhecimentos básicos sobre as serpentes e os procedimentos adotados em casos de acidentes ofídicos.

Foram pré-definidos dois grupos para as entrevistas. O primeiro, denominado "Araponga", correspondeu aos moradores das comunidades de Estouro, Praia D'Anta e São Joaquim, na zona rural do município de Araponga. Essas comunidades foram escolhidas para o estudo por apresentarem um perfil de sociedades tradicionais, com base na cooperação social (Diegues et al. 2000). O segundo grupo foi composto pelos funcionários do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, sendo assim denominado "PESB". Optou-se pela divisão dos entrevistados em dois grupos por se tratarem de pessoas que vivem sobre situações relativamente distintas, uma vez que os funcionários do parque estão em constante contato com atividades educativo-ambientais que poderiam influenciar o resultado. No total foram realizadas 70 entrevistas individuais e anônimas, 50 com o grupo "Araponga" e 20 com o grupo "PESB". O número de entrevistados do grupo "PESB" foi limitado pelo número de funcionários do parque na época do estudo. Para o grupo "Araponga", a abordagem procedeu-se de forma arbitrária, sendo entrevistadas aquelas pessoas que se dispunham a responder o questionário. Todas as entrevistas foram realizadas em particular, evitando assim que em locais com dois ou mais entrevistados, as respostas de um influenciassem a de outro.

Levantaram-se informações sobre o perfil social dos entrevistados, como sexo, idade, escolaridade e religião, no intuito de verificar a homogeneidade dos grupos. Cada entrevistado respondeu se já havia sido vítima de acidente ofídico e, em caso afirmativo, qual a parte do corpo atingida e quais providências foram tomadas após o acidente. A entrevista também procurou evidenciar quais os critérios utilizados pelos entrevistados para identificar as serpentes potencialmente peçonhentas (Viperidae e Elapidae). Em particular para os procedimentos de prevenção e primeiros socorros considerou-se o número total de atitudes citadas, o que resultou em um número superior ao de entrevistados.

Os níveis de instrução dos entrevistados foram agrupados em escala ordinal de um a cinco, na seguinte ordem crescente de escolaridade: 1 = sem estudo e ensino primário incompleto, 2 = ensino primário completo e ensino fundamental incompleto, 3 = ensino fundamental completo e ensino médio incompleto, 4 = ensino médio completo ou superior incompleto, e 5 = ensino superior completo. Informações adicionais sobre a evasão escolar para o município de Araponga foram levantadas a partir de dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2006).

As respostas dos entrevistados em relação às questões subjetivas foram agrupadas em categorias pré-definidas, a fim de comparação. O questionamento a respeito de qual atitude a ser tomada em caso de encontro eventual com uma serpente resultou em seis diferentes categorias de respostas, definidas numa escala ordinal, em ordem crescente de hostilidade para com o animal: 1 = deixa a serpente ir embora, 2 = tenta espantá-la para o mato, ou chama a Polícia Ambiental, IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), ou IEF (Instituto Estadual de Florestas), 3 = tenta capturá-la se tiver condição, 4 = mata a serpente caso não consiga removê-la, 5 = chama alguém para matar a serpente, 6 = mata a serpente. Optou-se pela diferenciação da categoria quatro em relação às categorias cinco e seis, dado que os entrevistados não optavam pela morte imediata da serpente na primeira opção. Desta forma, ao final da ordenação obteve-se uma escala baseada

na hostilidade do entrevistado, com valores mínimo = 1 (hostilidade compatível à categoria 1), e máximo = 5 (hostilidade compatível às categorias 5 e 6). A periculosidade conferida às serpentes foi verificada através da resposta de afirmação ou negação ao fato do entrevistado considerar todas as serpentes como perigosas. Posteriormente, esses relatos foram adaptados para um modelo binomial, considerando a ausência/presença da aferição de perigo a todas as serpentes.

3. Análise de dados

As análises foram realizadas por meio de modelos lineares generalizados (GLM) (Crawley 2007), com posterior análise dos resíduos, de forma a conferir a adequação do modelo e distribuição. Todos os cálculos estatísticos foram efetuados no programa R (R Development Core Team 2008).

Foi realizada uma simplificação dos modelos através da retirada de termos não-significativos (P > 0,05) do modelo inicial, tomados a partir das variáveis de menor deviância. Cada retirada de variável de dado modelo foi seguida por uma Análise de Deviância (ANOVA) com teste F (com exceção para análises com distribuição binomial, para as quais se utilizou teste χ^2), de modo a recalcular a Deviância explicada pelos termos restantes. A fim de evitar interpretações decorrentes de termos redundantes, modelos distintos foram construídos e testados, cada qual compreendendo todas as variáveis explicativas, mas diferindo um dos outros pela ordem na qual as variáveis eram incluídas no modelo.

Dada a complexidade das interações sociais e culturais com fauna local optou-se, por fim, pelo uso de um modelo de diagnóstico sistêmico para sumarização das inter-relações abrangidas pelo conhecimento tradicional (Anderson & Johnson 1997). Desta forma, no intuito de auxiliar a interpretação final, os principais resultados foram representados através de um diagrama de influência dos fatores sócio-culturais envolvidos na percepção das comunidades investigadas sobre as serpentes.

Resultados

1. Perfil sócio-cultural

A distribuição dos entrevistados entre os grupos "Araponga" e "PESB" não diferiu quando analisadas em relação à religião ($F_{1,68}$ = 0,562; P = 0,455), sexo ($F_{1,68}$ = 2,090; P = 0,152) e idade ($F_{1,68}$ = 2,817; P = 0,097), verificando-se um perfil homogêneo dos grupos para tais características. A maioria dos entrevistados, 74,28% (n = 52) correspondia a pessoas do sexo masculino, e 25,71% pessoas do sexo feminino (n = 18). Com relação às categorias de idade, observou-se predominância de indivíduos de "25-34 anos" no grupo "PESB". A categoria "35-44 anos" correspondeu à de maior número entre o total de entrevistados (22,85%; n = 16) (Figura 1a). Do ponto de vista religioso, constatou-se predominância de católicos (75%; n = 53), seguida por evangélicos (17%; n = 12) e sem religião (7%; n = 5) (Figura 1b).

Verificaram-se diferenças nos níveis de escolaridade (representados pelas categorias de ensino) quando analisados em relação à idade do indivíduo ($F_{1,68}$ = 17,217; P < 0,001) e ao grupo pertencente ($F_{1,68}$ = 4,839; P = 0,031). Observam-se menores níveis de escolaridade para os indivíduos mais velhos em ambos os grupos entrevistados, e maiores níveis de escolaridade para o grupo "PESB" (Figura 2). A distribuição através das demais categorias de ensino é apresentada na Figura 3. Tais resultados corroboram a separação dos entrevistados nos grupos pré-definidos a fim de permitir comparações baseadas no nível de instrução escolar.

2. Acidentes ofídicos, prevenção e procedimentos

Do total de entrevistados, 11 (15,71%) disseram ter sofrido algum acidente ofídico, sendo que dois destes por mais de uma vez. Apenas os membros (superiores e inferiores) foram relatados como região anatômica atingida. O pé destacou-se com 11 dos 13 casos de acidente (84,61%), ao passo que perna e mão tiveram apenas um relato cada. Em seis dos 13 acidentes reportados (46,15%) o indivíduo procurou auxílio médico e fez uso de soroterapia para o tratamento. Nos demais casos (n = 7; 53,84%) o indivíduo não procurou auxílio médico ou não respondeu qual procedimento adotou.

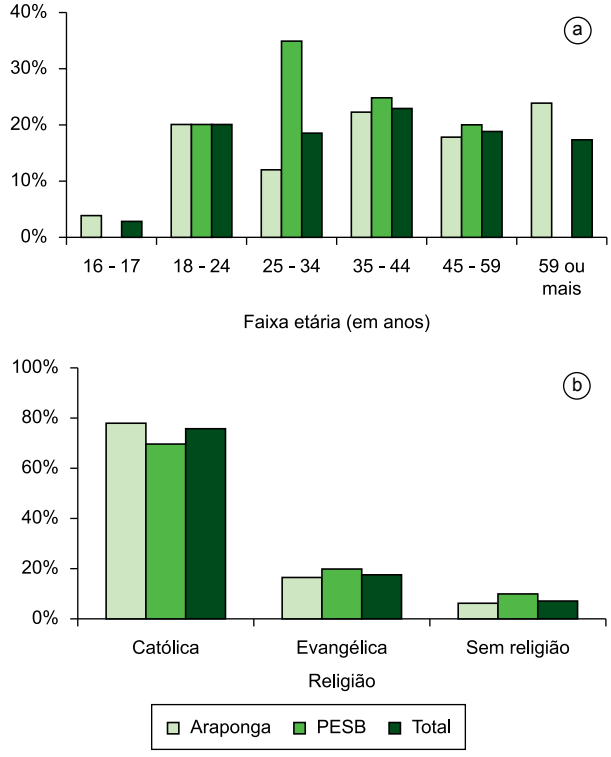


Figura 1. Distribuição percentual dos grupos de entrevistados e do total em relação à a) faixa etária; e b) religião.

Figure 1. Percentage distribution of the respondent groups and the total in relation to a) age; and b) religion.

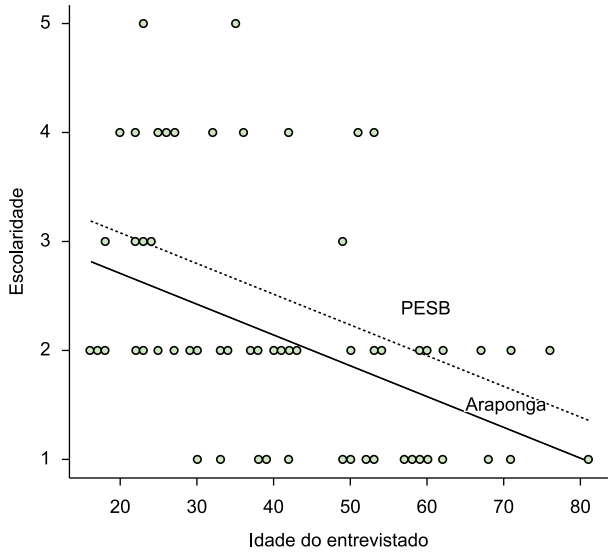


Figura 2. Escolaridade (categorias 1 a 5 segundo Materiais e Métodos) dos entrevistados em função da idade.

Figure 2. Educational level (categories 1 to 5 following Materials and Methods) of respondents in function of age.

Dentre o total de citações de procedimentos para prevenção de acidentes com serpentes, a maioria informada (87,15%; n = 95) é tida como eficiente (Feitosa et al. 1997) (Tabela 1). Entre os procedimentos recomendados, as medidas mais indicadas foram (alguns entrevistados indicaram mais de uma): uso de proteção para membros inferiores (bota, perneira ou calçado fechado) (40%; n = 38); cuidado por onde anda, senta ou deita quando em ambientes propícios, (26,32%; n = 25); uso de equipamentos de proteção individual (10,53%; n = 10). Entre as atitudes preventivas ineficientes estão procedimentos como: orações religiosas (28,57%; n = 4), ingestão de sementes vegetais (14,28%; n = 2) e uso de alho nos bolsos (7,14%; n = 1).

O número de citações de procedimentos eficientes para prevenção de acidentes ofídicos mostrou-se maior entre os entrevistados do grupo "PESB" ($F_{1,68} = 13{,}251$; $P < 0{,}001$) (Figura 4a). A simplificação posterior do modelo não demonstrou relação do número de procedimentos eficientes com as categorias de ensino ($F_{1,67} = 1{,}719$; $P = 0{,}194$).

Em relação às medidas a serem tomadas em caso de ofidismo, a maioria das citações informadas pelos entrevistados (65%; n = 78) é considerada adequada para procedimentos em caso de acidente ofídico (Cardoso et al. 2003) (Tabela 2). Entre os procedimentos indicados em caso de acidente destacaram-se os seguintes (alguns entrevistados indicaram mais de uma medida): procura por atendimento médico (78,20%; n = 61), limpeza do local da picada com água (11,53%; n = 9) e identificação ou captura segura do animal causador do acidente (7,69%, n = 6). Entre os principais procedimentos contra-indicados que os entrevistados relataram utilizar em caso de acidente estão o uso de torniquete no local da picada (11,90%; n = 5), ingestão de bebida alcoólica (9,52%; n = 4), sucção do veneno (4,76%; n = 2) e cortar a pele na região da picada (4,76%; n = 2).

O número de citações de procedimentos eficientes em caso de acidente ofídico mostrou-se maior no grupo "PESB" ($F_{1,68} = 5{,}171$; $P = 0{,}026$) (Figura 4b) e nos indivíduos das categorias superiores de ensino ($F_{1,67} = 4{,}569$; $P = 0{,}036$).

Tabela 1. Número e percentagem de citações de procedimentos cientificamente considerados eficientes e ineficientes, relatados para prevenção de acidentes ofídicos pelos grupos "Araponga" e "PESB".

Table 1. Number and percentage of citations of procedures for prevention of snakebites considered considered to be efficient and inefficient by science, reported by "Araponga" and "PESB" groups.

Tipo de procedimento utilizado para prevenir acidente	Araponga		PESB		Total	
	N	%	Nº	%	N	%
Atitudes eficientes	58	80,55	37	100,00	95	87,15
Atitudes ineficientes	14	19,45	0	0,00	14	12,85
Total	72	100,00	37	100,00	109	100,00

Tabela 2. Número e percentagem de citações de procedimentos cientificamente considerados eficientes e ineficientes, relatados pelos entrevistados dos grupos "Araponga" e "PESB" em caso de acidente ofídico.

Table 2. Number and percentage of citations of procedures considered to be efficient and inefficient by science, reported by "Araponga" and "PESB" groups in case of snakebite.

Procedimento em caso de acidente	Araponga		PESB		Total	
	N	%	Nº	%	N	%
Atitudes eficientes	51	56,67	27	90,00	78	65,00
Atitudes ineficientes	39	43,33	3	10,00	42	35,00
Total	90	100,00	30	100,00	120	100,00

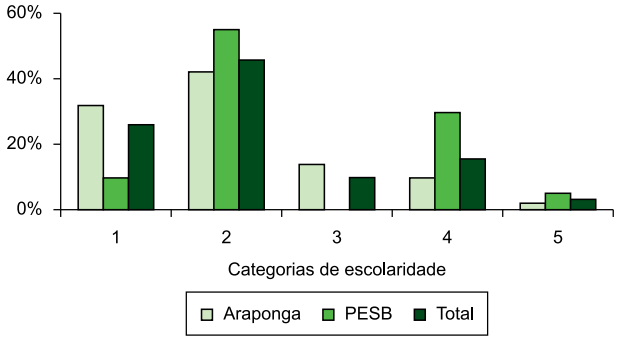


Figura 3. Distribuição percentual dos grupos de entrevistados e do total em relação às categorias de escolaridade: 1) sem estudo ou ensino primário incompleto; 2) ensino primário completo ou fundamental incompleto; 3) ensino fundamental completo ou médio incompleto; 4) ensino médio completo ou superior incompleto; e 5) ensino superior completo.

Figure 3. Percentage distribution of groups of respondents and the total for the following categories of education: 1) no education or incomplete primary education; 2) complete primary education or incomplete elementary school; 3) complete elementary school or incomplete high school; 4) complete high school and incomplete higher education; and 5) college degree.

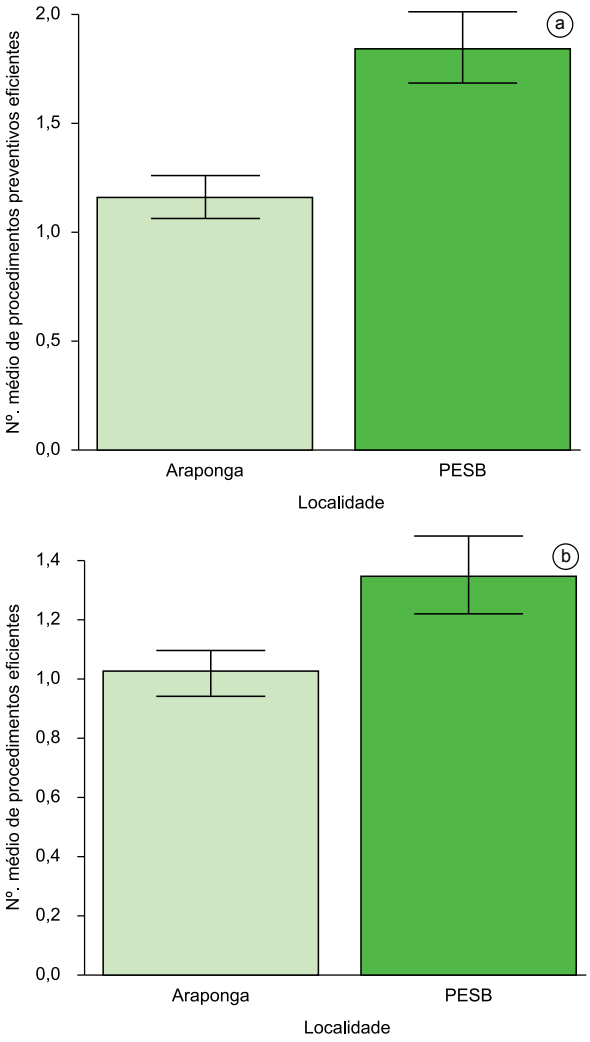


Figura 4. a) Número médio de procedimentos eficientes para prevenção de acidentes ofídicos; e b) número médio de procedimentos eficientes em caso acidentes ofídicos, relatados pelos grupos "Araponga" e "PESB".

Figure 4. a) Average number of efficient procedures for prevention of snakebites; and b) average number of efficient procedures in case snakebites, reported by the groups "Araponga" and "PESB".

O uso de práticas da medicina religiosa (procura de curandeiros ou benzedeiros) mostrou-se pouco frequente em ambas as classes de entrevistados, sendo adotado por 21,42% (n = 15) do total ("Araponga", n = 12; 24,0% e "PESB", n = 3; 15,0%). A utilização de produtos vegetais mostrou-se o procedimento mais comum entre as práticas de medicina popular (e.g. uso de macerados de alho e seiva de mamão no local da picada; ingestão de infusões com gramíneas e ervas).

3. Etno-herpetologia

Metade dos entrevistados (50%; n = 35) respondeu não saber diferenciar uma serpente peçonhenta de uma não-peçonhenta ("Araponga", n = 27; 54,0% e "PESB", n = 8; 40,0%). Os demais relataram os caracteres a seguir como determinantes na identificação de uma serpente como peçonhenta. Grupo "Araponga": cabeça triangular (n = 7; 21,87%), comportamento de enrodilhar (n = 6; 18,75%), cabeça achatada (n = 4; 12,5%), padrão de coloração (n = 3; 9,04%), cauda que "afina bruscamente" (n = 2; 6,25%), pupila vertical (n = 2; 6,25%) e presença de chocalho (n = 2; 6,25%). Para o grupo "PESB": cabeça triangular (n = 6; 30%), presença de fosseta loreal (n = 4; 20%), padrão de coloração (n = 3; 15%) e comportamento de enrodilhar (n = 2; 10%). Entre algumas características citadas apenas uma vez em cada grupo estão: escamas ásperas, cabeça destacada da região do corpo e presença de dente inoculador de veneno.

A maioria dos entrevistados (65,71%; n = 46) indicou a estação chuvosa e/ou quente como determinante na atividade das serpentes. Outros 11,14% (n = 8) associaram a estação fria à maior facilidade de encontro, enquanto que 7,43% (n = 5) afirmaram que a época de colheita do café, cultura predominante na região, estaria relacionada à maior probabilidade de encontro com uma serpente. Os demais entrevistados (12,85%; n = 9) não opinaram sobre a época com maior taxa de encontro de ofídios.

O tipo de decisão tomada em caso de encontro com alguma serpente mostrou-se mais hostil entre o grupo "Araponga", no qual 46% (n = 23) dos entrevistados afirmaram que a atitude tomada seria "matar a serpente". Por outro lado, no grupo "PESB", 65% (n = 13) dos relatos consistiam em "deixar a serpente ir embora" ou "espantá-la para o mato" (Figura 5). O nível de hostilidade (associado ao tipo de atitude tomada diante de uma serpente) foi maior tanto para os relatos do grupo "Araponga" ($F_{1,68} = 9{,}960$; $P = 0{,}002$) (Figura 6a), quanto entre os indivíduos que consideraram todas as serpentes perigosas ($F_{1,67} = 4{,}274$; $P = 0{,}042$) (Figura 6b). Embora o grupo "Araponga" tenha apresentado um menor nível de instrução, a hostilidade apresentada não se mostrou relacionada com a categoria de ensino ($F_{1,68} = 0{,}680$; $P = 0{,}412$) ou com a idade do indivíduo ($F_{1,68} = 3{,}206$; $P = 0{,}077$).

Com relação à periculosidade associada aos ofídios, 48% (n = 24) dos entrevistados do grupo "Araponga" afirmou acreditar que todas as serpentes são perigosas, sendo a mesma resposta observada para 30% (n = 6) dos indivíduos do grupo "PESB". Apesar disso, a mesma não se diferenciou entre os grupos ($\chi^2_{68} = 91{,}728$; $P = 0{,}072$). Nota-se uma redução do número de indivíduos que consideram as serpentes perigosas (periculosidade) entre as categorias de ensino mais elevadas ($\chi^2_{68} = 77{,}866$; $P < 0{,}001$) (Figura 7a). A simplificação posterior do modelo não indicou a idade do indivíduo como explicativa de variação adicional ($\chi^2_{67} = 77{,}111$; $P < 0{,}385$), embora os indivíduos mais novos tenham raramente definido as serpentes como perigosas (Figura 7b).

Discussão

1. Perfil sócio-cultural

Os dados referentes ao perfil cultural e social das comunidades investigadas revelam uma caracterização religiosa entre os entrevistados, fato este que contribui para a classificação dos moradores das comunidades de Araponga como sociedades tradicionais (Diegues et al. 2000). A não distinção dos grupos entre as categorias de religião, sexo e idade permite inferir que estes são similares nesse quesito (Figura 2), e que, embora apresentem diferenças em relação aos níveis de escolaridade, ainda podem ser considerados relativamente homogêneos.

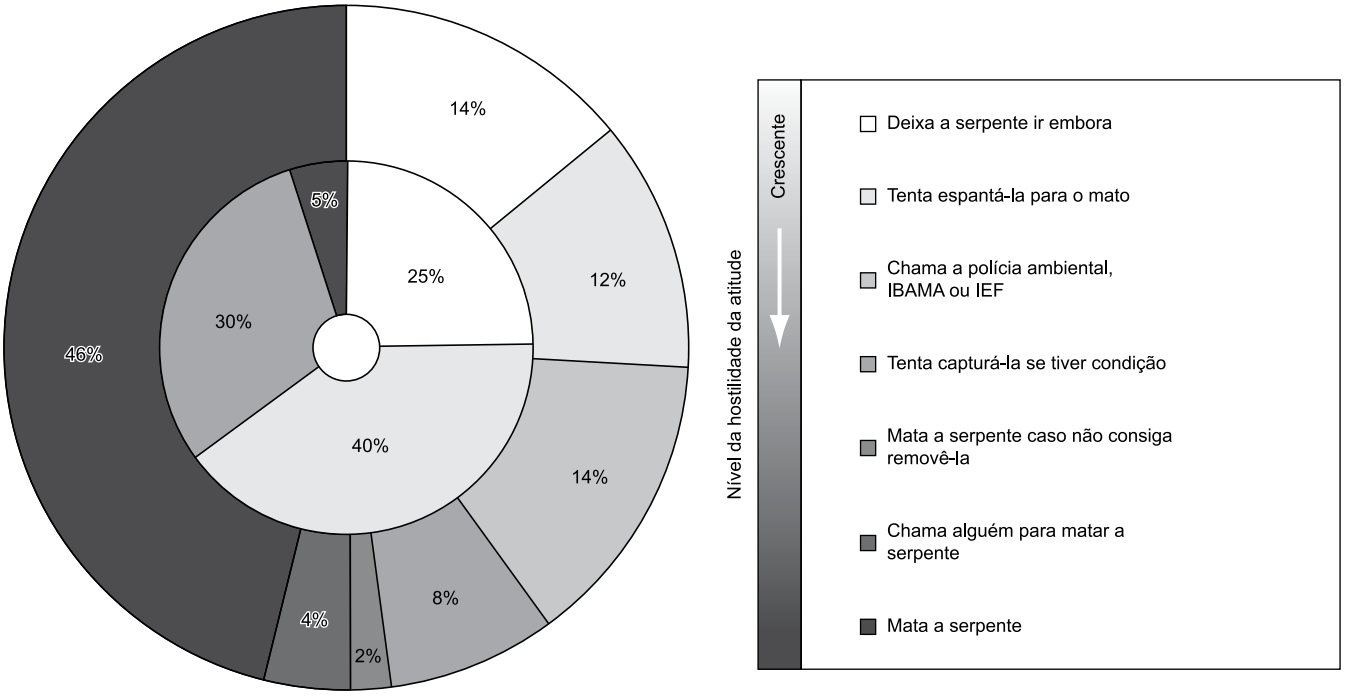


Figura 5. Distribuição percentual da atitude dos entrevistados ao se depararem com uma serpente. Gráfico externo: grupo "Araponga". Gráfico interno: grupo "PESB".

Figure 5. Percentage distribution of respondents attitude when faced with a snake. External graph: group "Araponga". Internal graph: group "PESB".

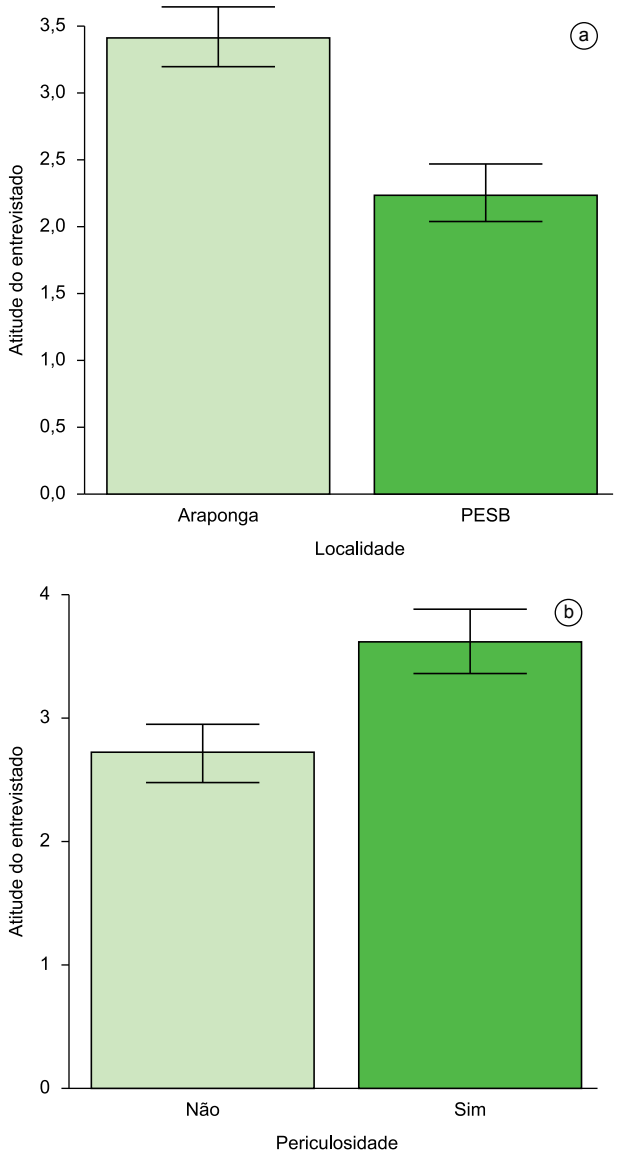


Figura 6. a) Nível de hostilidade da atitude adotada pelos entrevistados dos grupos "Araponga" e "PESB" quando em eventual encontro com uma serpente (com base nas categorias definidas em Material e Métodos); e b) nível de hostilidade da atitude dos entrevistados em relação à sua opinião sobre todas as serpentes serem perigosas (Periculosidadep.

Figure 6. a) Level of hostility of the attitude adopted by the respondents of the groups "Araponga" and "PESB" when faced with a snake (based on categories defined in Material and Methods); and b) level of hostility of the attitudes of respondents regarding their views that all snakes are dangerous (dangerousness).

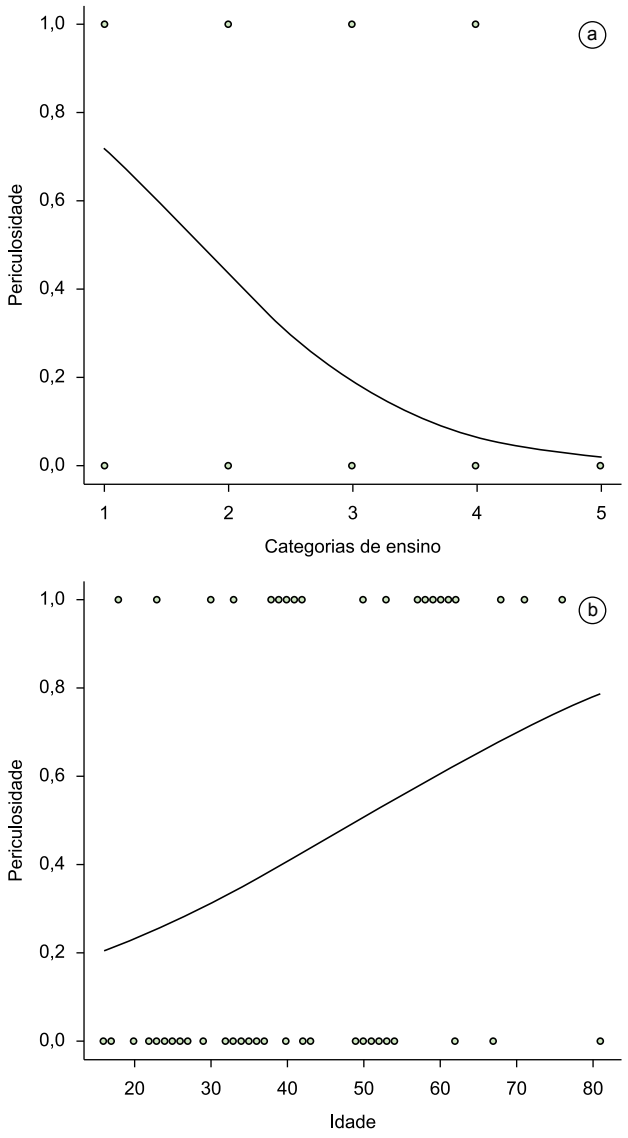


Figura 7. Periculosidade (ausência/presença de indicação de todos os ofídios como perigosos) associada às serpentes em relação à a) categoria de ensino; e b) idade do entrevistado.

Figure 7. Dangerousness (absence/presence of indication that all snakes are dangerous) associated to snakes in relation to the a) educational category; and b) age of respondent.

Os dados referentes à escolaridade demonstraram uma diminuição do nível de instrução do entrevistado quando analisado em relação à sua idade (Figura 2). O menor nível de instrução entre os entrevistados de maior idade pode estar relacionado à alta evasão escolar observada no passado. Segundo dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), a evasão escolar para o município de Araponga em 1991 era de 38,04% para pessoas de 7 a 14 anos, e de 85,58% entre 15 e 17 anos. No ano 2000, essa evasão atingia 10,42% dos indivíduos de 7 a 14 anos e 54,89% de 15 a 17 anos. Em 1991, 76,4% da população acima de 25 anos não haviam completado a quarta série do ensino primário, contra 66,2% em 2000 (Instituto... 2006). A redução da evasão escolar em épocas recentes sugere um reflexo de melhorias nas condições sociais na região, o qual teria proporcionado maior acesso dos jovens às escolas. Tais melhorias no ensino mostraram-se importantes no nível de conscientização dos entrevistados, uma vez que aqueles mais instruídos apresentaram um melhor conhecimento tanto sobre atitudes corretas em acidentes ofídicos quanto em relação à biologia das serpentes.

2. Acidentes ofídicos, prevenção e procedimentos

A predominância dos membros inferiores como a região anatômica mais atingida nos casos de acidentes ofídicos é observada em diversos estudos relacionados ao ofidismo (e.g. Feitosa et al. 1997, Ribeiro et al. 1998, Pinho et al. 2004). Esse padrão pode ser explicado pelo hábitat terrícola das principais espécies de importância médica associado à baixa frequência no uso de calçados fechados durante

as atividades agrícolas. A adequação de vestuário (botas, perneiras, luvas e outros) durante o trabalho no campo poderia prevenir grande parte dos acidentes (Feitosa et al. 1997, Marques et al. 2004).

A simplificação do modelo utilizado nas análises não demonstrou relação entre o número de procedimentos preventivos recomendáveis e as categorias de ensino, demonstrando que o grau de escolaridade aparentemente não influenciou no conhecimento de medidas preventivas ao ofidismo. Com relação aos primeiros socorros, a maioria dos entrevistados do grupo "PESB" também demonstrou possuir conhecimento adequado sobre os procedimentos eficientes a serem tomados em caso de acidente ofídico (90%; n = 27 dos procedimentos citados), contrastando com o grupo "Araponga", no qual se observou menor número de atitudes eficientes informadas (56,67%; n = 51) (Tabela 2). Possivelmente, o maior grau de escolaridade influencia negativamente na crença de tratamentos por meios de práticas tradicionais (medicina tradicional e curandeirismo).

A adoção de práticas ineficientes em caso de acidente ofídico pode resultar no agravamento do quadro clínico do acidentado. Entre as atitudes inadequadas informadas pelos entrevistados está o uso de torniquete (garrote), o qual é ineficiente para impedir a propagação do veneno pelo sistema circulatório do acidentado (Grenard 2000). Em caso de acidente botrópico, por exemplo, a utilização deste método pode resultar em necrose e/ou gangrena no local da picada, com posterior evolução de complicações que podem levar à amputação do membro garroteado ou mesmo no óbito do indivíduo (Pinho et al. 2004).

A ausência do uso de práticas zooterápicas para o tratamento de acidentes ofídicos nas comunidades estudadas pode estar relacionada a processos políticos, econômicos e históricos que teriam desestimulado a disseminação dessas práticas (Davis & Wagner 2003). De acordo com os relatos obtidos, a procura de ajuda de curandeiros ou benzedeiros para o tratamento de acidentes ofídicos consistia prática comum no passado. A diminuição desse tipo de prática pode ser um reflexo de melhorias recentes no sistema de saúde e/ou dos meios de transporte, que facilitariam a busca por auxílio médico.

3. Relação entre seres humanos e serpentes

A identificação errônea de serpentes potencialmente peçonhentas (Viperidae e Elapidae) pode contribuir para o aumento do número de acidentes. A citação de características como cabeça com formato triangular, cabeça achatada e pupila vertical mostrou-se comum entre as pessoas que disseram saber identificar uma serpente peçonhenta. Apesar disso, alguns métodos informados podem auxiliar na prevenção de acidentes, como o comportamento de enrodilhar (típico da maioria das espécies peçonhentas) e a presença de fosseta loreal, característica marcante dos viperídeos americanos (Fundação..., 2001, Campbell & Lamar 2004).

O conhecimento dos entrevistados sobre a atividade sazonal das serpentes é condizente com o observado na literatura específica para ofídios da Mata Atlântica e Pantanal (e.g. Marques et al. 2004, 2005). A afirmação de que a época da colheita do café (abril a junho) seria mais propícia à observação de serpentes pode estar relacionada ao fato de que, durante a colheita, o indivíduo estaria em atividades no campo por um período maior de tempo, o que aumentaria suas chances de encontro com esses animais.

As atitudes humanas direcionadas aos animais são influenciadas pela percepção, identificação e classificação que cada sociedade faz da fauna local (Drews 2002). Quando observados individualmente, os grupos "Araponga" e "PESB" diferiram no tipo de atitude tomada em caso de um eventual encontro com uma serpente, provavelmente em razão dos diferentes contextos educativo-ambientais aos quais cada grupo está sujeito (Figuras 5 e 6a). Embora tenham diferido em relação às categorias de escolaridade, a hostilidade (determinada pelas categorias de atitudes em caso de encontro com uma serpente) não apresentou relação significativa com a escolaridade. Entretanto, esta mesma hostilidade mostrou-se relacionada com o conhecimento sobre a periculosidade das serpentes, sugerindo um importante papel da educação ambiental na redução da hostilidade do comportamento humano para com as serpentes (Figura 8).

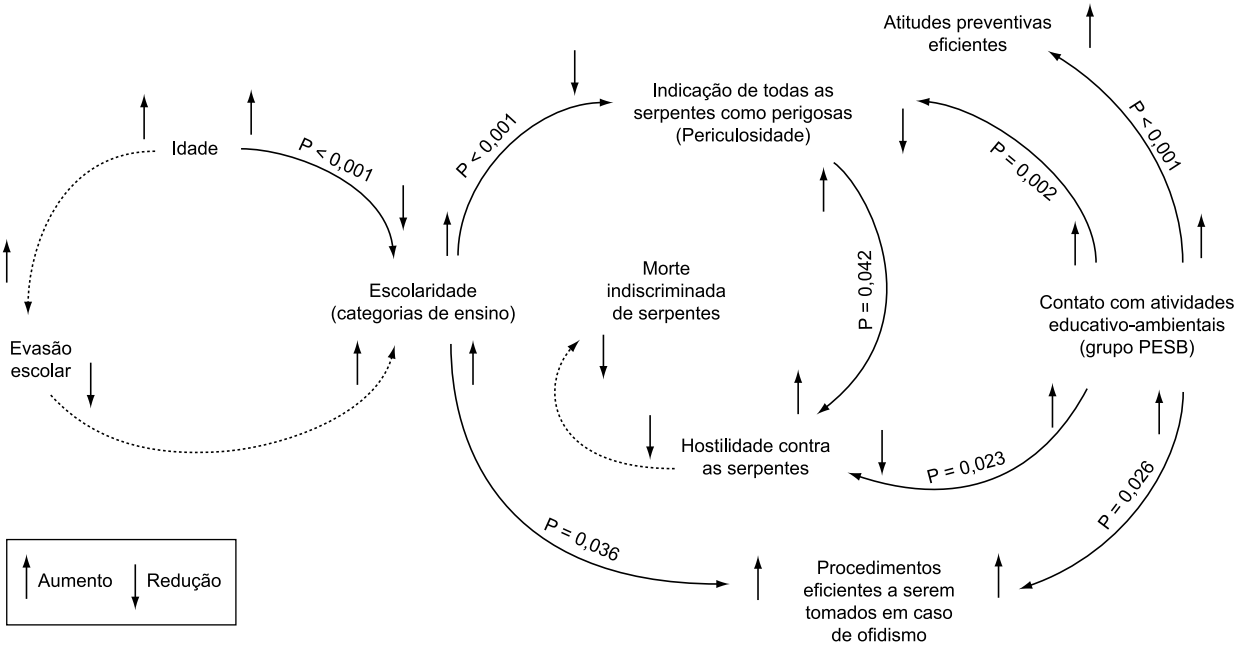


Figura 8. Diagrama de influência dos fatores sócio-culturais na percepção dos entrevistados sobre serpentes. Traços uniformes representam considerações diretamente observadas no presente estudo. Traços descontínuos representam considerações inferidas com base na literatura.

Figure 8. Diagram of the influence of socio-cultural factors in perceptions of the interviewee concerning on snakes. Uniform lines represent considerations observed in this study. Dashed lines represent considerations inferred from literature.

A opção de matar uma serpente foi justificada pelo fato de o indivíduo a considerar perigosa. Segundo Nolan & Robbins (2001), o nível de empatia para com os animais é determinante no comportamento humano diante dos mesmos. Tal associação é facilmente observada entre os entrevistados, uma vez que atitudes mais hostis mostraram-se diretamente relacionadas aos entrevistados que associavam perigo às serpentes (Figura 6b). De acordo com Drews (2002), quanto maior for o fascínio que um indivíduo possui sobre determinado animal, maior será seu conhecimento sobre a biologia do mesmo. Se a intenção de matar uma serpente for interpretada como um sentimento antagônico à atração pelo animal, pode-se verificar um menor nível de instrução (geralmente observado entre os indivíduos de maior idade) entre os entrevistados que apresentaram repulsa pelas serpentes (Figura 7). Sabe-se que na região do presente estudo ocorrem ao menos duas espécies de serpentes de importância médica (*Bothrops jararaca* e *Micrurus frontalis*). No Brasil, a presença de serpentes no mesmo ambiente gera conflitos com a espécie humana (Argôlo 2004), levando à generalização de um estereótipo negativo para as serpentes, o que contribui para a morte indiscriminada de espécies, peçonhentas ou não.

A realização de programas de conscientização ambiental é fundamental para reforçar a necessidade de conservação dos recursos biológicos (Torres et al. 2009). Os maiores níveis de escolaridade verificados para o grupo "PESB" associados ao maior contato com atividades educativo-ambientais podem ter influenciado o conhecimento zoológico tradicional dos entrevistados, dado que este é situacional e modificável (Santos-Fita & Costa-Neto 2007). Consequentemente, esperara-se melhor interação entre humanos e serpentes enquanto ocorram incentivos educativo-ambientais que alterem a percepção das comunidades rurais sobre a fauna, podendo resultar em maior qualidade de vida para estas comunidades (Davis & Wagner 2003). É importante ressaltar que a educação ambiental exige tempo e ações em longo prazo que devem levar em conta o contexto local, o respeito às diversidades e a adoção de abordagens participativas (Ministério do Meio Ambiente 2002).

Conclusão

A utilização de dois grupos distintos no estudo permitiu a identificação de diferenças nas respostas dos entrevistados. Ambos os grupos mostraram-se similares para características relacionados a religião, sexo e idade dos entrevistados. As práticas zooterápicas estão em crescente desuso pelas comunidades rurais do entorno de Araponga. O grupo "PESB" mostrou-se menos hostil em relação às possíveis atitudes diante das serpentes, provavelmente devido aos maiores índices de escolaridade desses entrevistados, e principalmente ao seu maior contato com atividades científicas e educativo-ambientais. O perigo que o entrevistado associa aos ofídios também contribuiu para uma maior hostilidade com esses animais. Indivíduos das categorias de ensino mais elevadas indicaram não considerarem todas as serpentes como perigosas, assim como a maioria dos indivíduos mais novos. Na região do entorno da Serra do Brigadeiro, a repulsa da população em relação às serpentes provavelmente contribui para a morte indiscriminada desses animais. Torna-se então necessária a realização de práticas de educação ambiental com a população, para sua conscientização quanto à importância das serpentes. A realização de novos estudos etnozoológicos pode contribuir para elucidar quais fatores sociais e culturais são determinantes na relação do homem com a fauna.

Agradecimentos

À Adriana C. Rodrigues, Carolina Coelho Augusto Silva e Pâmella Albinati Oliveira pelo auxílio nas entrevistas, e Rossana Modolin pela revisão do Inglês. A Ricardo Ribeiro de Castro Solar pela colaboração com as análises estatísticas. Ao Departamento de Biologia Animal, juntamente com a Garagem Central da Universidade Federal de Viçosa, pelo apoio logístico à realização do trabalho. Aos três revisores anônimos pela leitura crítica e sugestões feitas. Agradecemos especialmente a todas as pessoas de Araponga e do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro que colaboraram de forma essencial para este estudo por meio das entrevistas.

Referências Bibliográficas

ALVES, R.R.N. & PEREIRA-FILHO, G.A. 2007. Commercialization and use of snakes on North and Northeastern Brazil: implications for conservation and management. Biod. Conserv. 16:969-985.

ALVES, R.R.N. & ROSA, I.L. 2005. Why study the use of animal products in traditional medicines? J. Ethnobiol. Ethnomed. 1:1-5.

ALVES, R.R.N., LÉO NETO, N.A., SANTANA, G.G., VIEIRA, W.L.S. & ALMEIDA, W.O. 2009. Reptiles used for medicinal and magic religious purposes in Brazil. Appl. Herpet. 6:257-274.

ALVES, R.R.N., PEREIRA-FILHO, G.A. & LIMA, Y.C.C. 2007. Snakes used in ethnomedicine in Northeast Brazil. Environ. Develop. Sustain. 9:455-464.

ANDERSON, V. & JOHNSON, L. 1997. Systems thinking basics: from concepts to causal loops. Pegasus Communications, Cambridge.

ARGÔLO, A.J.S. 2004. As serpentes dos cacauais do sudeste da Bahia. Editora da UESC, Ilhéus.

BAPTISTA, G.C.S., COSTA-NETO, E.M. & VALVERDE, M.C.C. 2008. Diálogo entre concepções prévias dos estudantes e conhecimento científico escolar: relações sobre os Amphisbaenia. Rev. Iberoam. Educ. 47:1-16.

BARBOSA, A.R., NISHIDA, A.K., COSTA, E.S. & CAZÉ, A.L.R. 2007. Abordagem etnoherpetológica de São José da Mata – Paraíba – Brasil. Rev. Biol. Ciênc. Terra 7(2):117-123.

BARBOZA, R.R.D., SOUTO, W.M.S & MOURÃO, J.S. 2007. The use of zootherapeutics in folk veterinary medicine in the district of Cubati. J. Ethnobiol. Ethnomed 32(3):1-14.

BEGOSSI, A., HANAZAKI, N. & SILVANO, R.A.M. 2002. Ecologia humana, etnoecologia e conservação. In Métodos de coleta e análise de dados em etnobiologia, etnoecologia e disciplinas correlatas. In Anais do Seminário de Etnobiologia e Etnoecologia do Sudeste (M.C.M. Amorozo, L.C. Ming & S.M.P. Silva, ed.). UNESP, Rio Claro.

BÉRNILS, R.S. 2010. Brazilian Reptiles – List of species. Sociedade Brasileira de Herpetologia http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/repteis.htm (último acesso em 05/05/2010).

CAMPBELL, J.A. & LAMAR, W.W. 2004. The Venomous reptiles of the Western Hemisphere. Cornell University, Ithaca.

CARDOSO, J.L.C., FRANÇA, F.P.S., WEN, F.H, MÁLAQUE, C.M.S. & HADDAD-Jr, V. 2003. Animais peçonhentos no Brasil. Biologia, clínica e terapêutica dos acidentes. Sarvier, São Paulo.

CHIZZOTI, A. 2000. Pesquisa em Ciências Humanas e Sociais. 4. ed. Cortez, São Paulo.

COSTA-NETO, E.M. 2000. Conhecimento e usos tradicionais de recursos faunísticos por uma comunidade afro-brasileira: resultados preliminares. Interciencia 25(9):423-431.

CRAWLEY, M.J. 2007. The R Book. John Wiley & Sons, West Sussex.

DAVIS, A. & WAGNER, J.R. 2003. Who knows? On the importance of identifying "Experts" when reserching local ecological knowledge. Human Ecol. 31(3):463-489.

DIEGUES, A.C., ARRUDA, R.S.V., SILVA, V.C.F., FIGOLS, F.A. & ANDRADE, D. 2000. Os saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

DREWS, C. 2002. Attitudes, knowledge and wild animals as pets in Costa Rica. Anthrozoös 15(2):119-138.

DRUMMOND, G.M., MARTINS, C.S., MACHADO, A.B.M., SEBAIO, F.A. & ANTONINI, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

FEITOSA, R.F.G., MELO, I.M.L.A. & MONTEIRO, H.S.A. 1997. Epidemiologia dos acidentes por serpentes peçonhentas no Estado do Ceará – Brasil. Rev. Soc. Bras. Med. Trop. 30(4):295-301.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. 2001. Manual de diagnóstico e tratamento de acidentes por animais peçonhentos. Ministério da Saúde, Brasília.

GILMORE, R.M. 1986. Fauna e etnozoologia da América do Sul Tropical. In Suma etnológica Brasileira (D. Ribeiro, ed.). FINEP/Vozes, Rio de Janeiro, p.189-233.

GRENARD, S. 2000. Veno and Arterio-occlusive tourniquets are not only harmful, they are unnecessary. Toxicon 38:1305-1306.

HUNTINGTON, H.P. 1998. Observations on the utility of the Semi-directive interview for documenting traditional ecological knowledge. Artic 51(3):237-242.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2009. Cidades@: Araponga. http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1 (último acesso em: 19/08/2010).

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. 2006. Ipeadata: dados sociais. http://www.ipeadata.gov.br/ipeaweb.dll/ipeadata?SessionID=393347814&Tick=1239502182559&VAR_FUNCAO=Ser_Temas(1413839210)&Mod=S (último acesso em 18/05/ 2010.

LIMA-VERDE, J.S. 1994. Por que não matar as nossas cobras. In Herpetologia no Brasil I (L.B. Nascimento, A.T. Bernardes & G.A. Cotta, ed.). PUC/Biodiversitas, Belo Horizonte, p.92-101.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2002. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. MMA/SBF, Brasília.

MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. 2004. Snakes of the Brazilian Atlantic forest: an illustrated field guide for the Serra do Mar Range. Holos, Ribeirão Preto.

MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A., STRÜSSMANN, C. & SAZIMA, I. 2005. Serpentes do Pantanal: guia ilustrado. Holos, Ribeirão Preto.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2002. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. MMA/SBF, Brasília.

MOURA, F.B.P. & MARQUES, J.G.W. 2008. Zooterapia popular na Chapada Diamantina: uma medicina incidental? Rev. C. S. Col. 13(2):2179-2188.

NOLAN, J.M. & ROBBINS, M.C.E. 2001. Emotional meaning and the cognitive organization of ethnozoological domains. J. Ling. Anthrop. 11(2):240-249.

PINHO, F.M.O., OLIVEIRA, E.S. & FALEIROS, F. 2004. Acidente ofídico no estado de Goiás. Rev. Ass. Med. Bras. 50:93-96.

POSEY, D.A. 1986. Etnobiologia: teoria e prática. In Suma etnológica Brasileira (D. Ribeiro, ed.). FINEP/Vozes, Rio de Janeiro, p.15-25.

POUGH, F.H., ANDREWS, R.M., CADLE, J.E., CRUMP, M.L., SAVITZKY, A.H. & WELLS, K.D. 2001. Herpetology. Pretice Hall, New Jersey.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RIBEIRO, L.A., ALBUQUERQUE, M.J., CAMPOS, V.F P., KATZ, G., TAKAOKA, N.Y., LEBRÃO, M.L. & JORGE, M.T. 1998. Óbitos por serpentes peçonhentas no estado de São Paulo: avaliação de 43 casos, 1988/1993. Rev. Ass. Med. Bras. 44(4):312-318.

SANTOS-FITA, D. & COSTA-NETO, E.M. 2007. As interações entre os seres humanos e os animais: a contribuição da etnozoologia. Biotemas 20(4):99-10.

SILVA, M.V. 2006. Serpentes do Estado do Acre: riqueza, dieta, etnoconhecimento e acidentes ofídicos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Acre, Rio Branco.

TORRES, D.F., OLIVEIRA, E.S., ALVES, R.R.N. & VASCONCELLOS, A. 2009. Etnobotânica e Etnozoologia em unidades de conservação: uso da biodiversidade na APA de Genipabu, Rio Grande do Norte, Brasil. Interciência 34(9):623-629.

UETZ., P. 2008. How many species? In TIGR reptile database (P. Uetz & J. Hallerman) http://www.reptile-database.org/db-info/SpeciesStat.html (último acesso em 27/05/2010).

VIZOTTO, L.D. 2003. Serpentes: lendas, mitos, superstições e crendices. Plêiade, São Paulo.

Recebido em 10/07/2010
Versão reformulada recebida em 30/10/2010
Publicado em 03/11/2010

Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos

***José Galizia Tundisi*[1,2] *& Takako Matsumura Tundisi*[1]**

[1]*Instituto Internacional de Ecologia, Rua Bento Carlos, n. 750, CEP 13560-660, São Carlos, SP, Brasil*
[2]*Autor para correspondência: José Galizia Tundisi, e-mail: jgt.iie@iie.com.br*

TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. **Potencial impacts of changes in the Forest Law in relation to water resources**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01110042010.

Abstract: Mosaics of vegetation, riparian forests, and wetlands have an important quantitative and qualitative role on the hydrological cycle. Riparian forests protect the water quality of rivers, lakes and reservoirs. Wetlands control floods, sedimentation and regulate the water quality by enhancing processes such as denitrification, phosphorus and heavy metal retention. Both ecosystems of transition are fundamental. The removal of wetlands and forests (riparian and mosaics of vegetation) affects environmental services of these ecosystems, causing loss of economic assets of the capital natural and accelerating degradation of rivers, lakes, reservoirs and the watersheds. Protection of these ecosystems of transition is thus fundamental for the development of agriculture. The loss of services affects society, human health, increasing costs of recovery and deteriorating human-ecological relationships.
Keywords: *watersheds, riparian forests, wetlands, hydrological cycle, biogeochemical cycles, water quality, water quantity.*

TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. **Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01110042010.

Resumo: Florestas ripárias, mosaicos de vegetação e áreas alagadas têm papel fundamental na proteção dos recursos hídricos mantendo a qualidade da água em excelentes condições para abastecimento e recarregado aquíferos repondo, portanto, volumes substanciais de águas para o componente subterrâneo. A remoção de florestas ripárias e áreas alagadas têm um efeito extremamente negativo degradando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, acelerando a sedimentação de lagoas, represas e rios, e diminuindo o estoque de água nas nascentes e aquíferos. Todos os serviços ambientais dos ecossistemas aquáticos ficam comprometidos com o desmatamento e remoção de áreas naturalmente alagadas, portanto a preservação destas áreas é essencial para regular tanto o ciclo hidrológicos como os ciclos biogeoquímicos. A remoção destas áreas torna insustentável a agricultura em curto prazo.
Palavras-chave: *bacias hidrográficas, florestas ripárias, áreas alagadas, ciclo hidrológico, biogeoquímica da água, qualidade da água, quantidade da água.*

Introdução

1. A vegetação e o ciclo hidrológico

O ciclo hidrológico depende fundamentalmente da reciclagem da água através da evaporação dos oceanos, da precipitação,da infiltração da água nos aquíferos e das reservas de água nos sistemas continentais (lagos, rios, represas e áreas alagadas). A evapotranspiração da vegetação é outro componente fundamental do ciclo hidrológico, pois repõe para a atmosfera água sob forma gasosa que é o resultado do papel ativo da vegetação no ciclo. Likens (1992) que determinou por muitos anos o papel da vegetação em uma reserva ecológica (Hubbard Brook, Estados Unidos) quantificou em 38% do total da precipitação a quantidade de vapor de água evapotranspirado pela vegetação. As relações da presença da vegetação no fluxo dos rios também foram quantificadas nestes estudos (Likens et al. 1990a) e ficou demonstrado que o volume de água dos rios mantêm-se aproximadamente constante durante o ciclo estacional devido ao fator regulador da vegetação na quantidade de água escoada. Mas, além disto, há outras evidências que demonstram que a vegetação tem um papel relevante na qualidade da água dos rios, represas e lagos. Estudos de Matheus & Tundisi (1988) demonstraram que na bacia hidrográfica dos Rios Itaqueri e Lobo na região central do Estado de São Paulo a qualidade da água está diretamente relacionada com a presença da vegetação ripária e sua densidade ao longo do rio. Em regiões onde há uma floresta ripária bem conservada a condutividade elétrica que é um fator fundamental na medida da qualidade da água, é muito baixa (< 20 $\mu S.cm^{-1}$). Em regiões com ausência de floresta ripária esta condutividade é muito mais elevada (> 100 $\mu S.cm^{-1}$) o que evidencia aumento da composição iônica de água, resultado da drenagem superficial.

Outras informações importantes decorrentes dos estudos em Hubbard Brook é que quando a floresta é perturbada e ocorre desmatamento os ciclos de fósforo e nitrogênio apresentam alterações significantes com aumento da concentração nos rios como resultados da perda superficial no solo (Likens et al. 1970). Em outras regiões este efeito também foi demonstrado (Vitousek et al. 1979).

Portanto, existe evidência científica relevante e de diferentes regiões temperadas e tropicais sobre o efeito de vegetação na regulação do ciclo hidrobiológico, tanto do ponto de vista de qualidade como de quantidade de água (Tundisi & Matsumura Tundisi 2008).

2. As florestas ripárias e sua importância econômica e ecológica

As florestas ripárias são um componente fundamental dos ecossistemas de rios, represas e lagos. Elas fazem parte do conjunto de estruturas e processos que são apresentados na Figura 1.

Nesta figura a componente floresta ripária é parte das características terrestres e também é consequência dos usos da vegetação pelas atividades humanas. O ciclo da água, a composição química da água de drenagem, o transporte de matéria orgânica para os rios, lagos represas, e a intensidade do escoamento superficial e da descarga dos aquíferos dependem diretamente das condições, da vegetação ripária, sua preservação e suas diversidade e densidade.

A Figura 2 mostra as principais características e processos relacionados com a floresta ripária. Sua importância ecológica e hidrológica é bem caracterizada pelos estudos já realizados e sintetizados por Rodrigues & Leitão Filho (2001). De particular interesse neste trabalho é o suporte geológico das floretas ripárias e na dinâmica dos processos hidrogeomorfológicos (Ab'Saber 2001). Mas todo o conjunto de processos ecológicos sustentado pelas florestas ripárias têm componentes econômicos fundamentais: *na renovação da qualidade da água; no controle e recarga dos aquíferos e na água reposta por evapotranspiração; no controle de sedimentação dos ecossistemas aquáticos e portanto, preservação do volume de água; no suprimento de matéria orgânica para a fauna iictica e manutenção dos estoques e diversidade dessa fauna; e na diversidade da fauna terrestre e refúgio para esta fauna, além de zona de reprodução,* Likens, Borman (1974); Borman, Likens (1979); Mitsch, Jorgensen (1989); Tundisi & Matsumura-Tundisi (2008).

3. Os serviços ambientais dos ecossistemas aquáticos

Rios, lagos, represas artificiais tem um conjunto de serviços ambientais de altíssimo valor econômico e social. De acordo com Costanza et al. (1997) e MEA (2003) define-se serviços ambientais como aqueles de importância para o bem estar humano, com a capacidade para regular fluxos, produzir alimentos, suprir água, manter a biodiversidade, controlar doenças e proporcionar valores estéticos, culturais e espirituais.

A valoração destes serviços e sua diversidade e complexidade é um processo em andamento, tanto do ponto de vista científico como do ponto de vista de economia. O valor dos serviços ambientais deve se contrapor ao valor dos investimentos econômicos e da economia tradicional, representado por fluxos da capital, investimentos em infra-estrutura, preços de mercado, e valores comerciais (Maxwell & Constanza 1989). Estes serviços estão diretamente relacionados com o papel físico, químico e biológico, no conjunto de complexos fatores que regulam o funcionamento dos ecossistemas e tem um papel relevante na integração ecológica-econômica e repostas à perturbação.

A valoração econômica dos serviços ambientais é, portanto, uma etapa fundamental na quantificação dos principais processos que regulam e controlam o funcionamento dos ecossistemas e de relevância na bem estar humano.

Resultados e Discussão

1. Os impactos do desmatamento

As florestas ripárias e os mosaicos de vegetação nas bacias hidrográficas são um dos componentes fundamentais dos ciclos hidrogeoquímicos e do ciclo hidrológico. A remoção destas florestas tem impactos consideráveis na qualidade da água e nos serviços ambientais dos ecossistemas aquáticos (Tucci & Mendes 2006).

1.1. Impactos na qualidade da água

A qualidade da água é alterada substancialmente pela remoção da vegetação, especialmente a vegetação ripária. Em um estudo realizado em 10 microbacias hidrográficas do Estado de São Paulo (<50 km^2) (Secretaria de Meio Ambiente/Banco Mundial/IIEGA, 2010) determinou-se a qualidade da água em áreas protegidas pela vegetação e em áreas desmatadas com o uso intensivo do solo.

Figura 3 apresenta os dados obtidos em uma área de nascente para uma série de variáveis de qualidade da água. Muito baixa condutividade elétrica (12 $\mu S.cm^{-1}$), turbidez (11.8 NTU) amônio (NH_4^+), fósforo e nitrogênio total foram determinados, mostrando o papel importante quantitativo da vegetação de funcionar como "filtro" e sistema regulador (Likens 1992).

A Figura 4 mostra os resultados determinados no mesmo rio (Ribeirão do Lobo) em área desmatada e com o uso intenso do solo. Fica evidente o grande aumento na condutividade elétrica da água, turbidez, amônio, fósforo e nitrogênio total como resultado de remoção da vegetação e degradação da bacia hidrográfica. A deterioração da bacia hidrográfica e a remoção da vegetação modificaram substancialmente a qualidade da água no rio com várias consequências no abastecimento público e perda de serviços. Isto pode ser observado no gráfico do espectro de absorção de água filtrada em Millipore 0.45 µn.

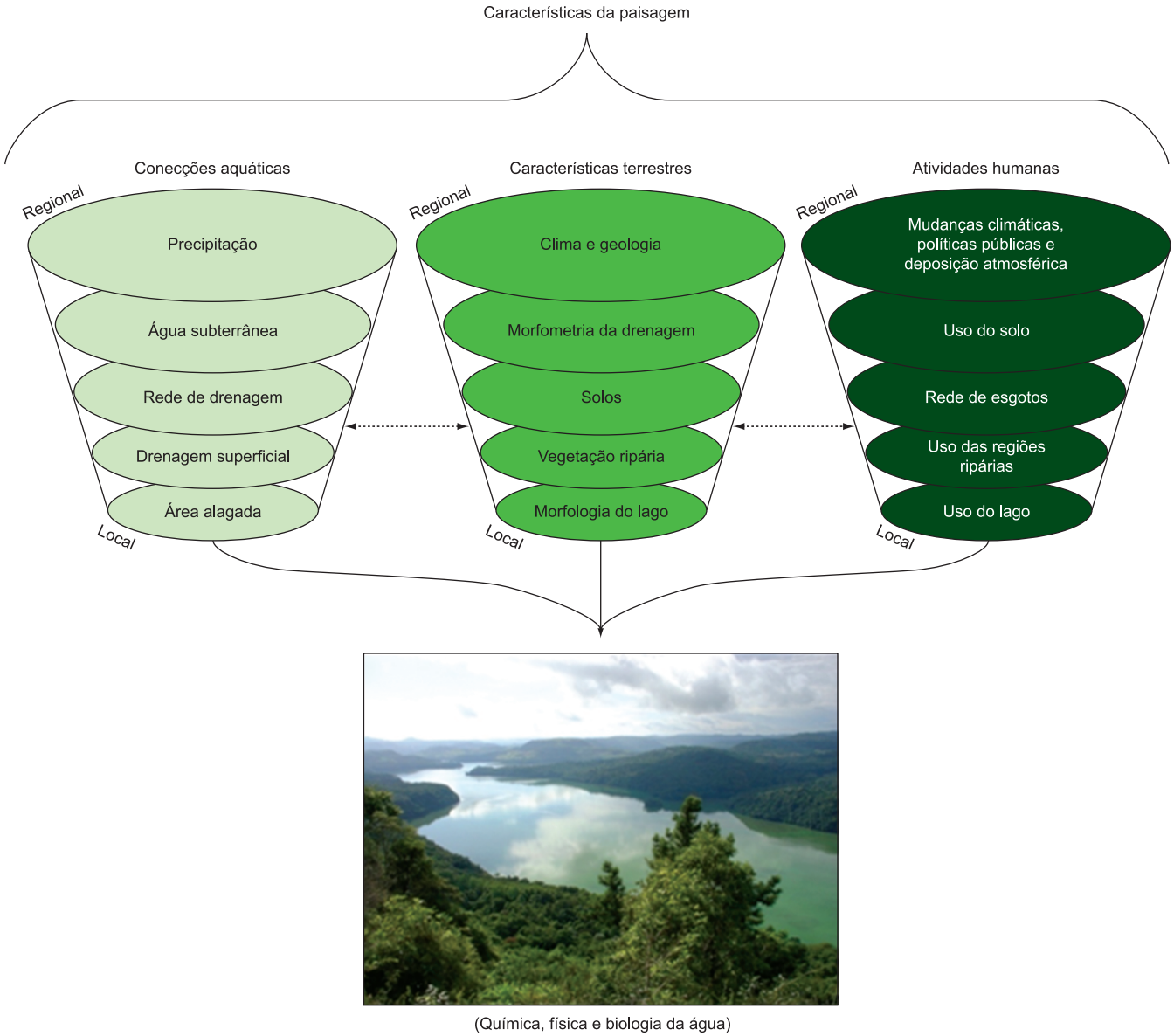


Figura 1. Interações entre componentes das Bacias Hidrográficas e suas consequências na qualidade da água. Modificado de: Sorano et al. (2009).

Figure 1. Watershed components interactions and its consequences to water quality. Modified from: Sorano et al. (2009).

1.2. Impactos nos serviços dos ecossistemas aquáticos

Os serviços ambientais dos sistemas aquáticos ficam comprometidos com a remoção da vegetação e o uso intensivo das bacias hidrográficas. O comprometimento atinge todos os principais serviços ambientais: a deterioração da qualidade da água aumenta substancialmente os custos do tratamento para abastecimento público. Áreas protegidas com mananciais de boa qualidade necessitam de pouco investimento em tratamento. Os custos deste tratamento podem chegar, no máximo, a R$ 2,00 ou R$ 3,00 por 1.000 m^3 de água tratada (adição de cloro e flúor). Quando ocorre o desmatamento e aumenta a degradação dos mananciais este custo do tratamento pode chegar a R$ 250,00 ou R$ 300,00 por 1.000 m^3. Isto decorre em função de necessidade do uso de floculantes, coagulantes e desinfetantes que devem ser adicionados para tornar a água potável. Além da deterioração dos serviços de abastecimento de água, há perda de serviços de recreação, turismo, pesca, com aumento da toxicidade e eutrofização. Estas duas consequências, aumento da toxicidade e do potencial de eutrofização têm como resultado a perda da qualidade de água dos rios, lagos e represas e comprometimento dos serviços ambientais dos ecossistemas aquáticos (Figura 5).

2. As áreas alagadas e sua importância como sistemas reguladores e de controle

As áreas alagadas (Pântanos, áreas rasas inundadas com vegetação herbácea, fixa ou flutuante) cujo temo genérico em inglês – wetlands- engloba um conjunto grande de ecossistemas de transição em áreas continentais e costeiras, tem um papel fundamental na regulação de enchentes, nos ciclos biogeoquímicos e na conservação da biodiversidade (Patten et al. 1992a, b).

Os serviços ambientais das áreas alagadas são diversificados:

- Dissipação de forças erosivas.
- Função ecológica – são sistemas de transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos.
- Controle de enchentes.

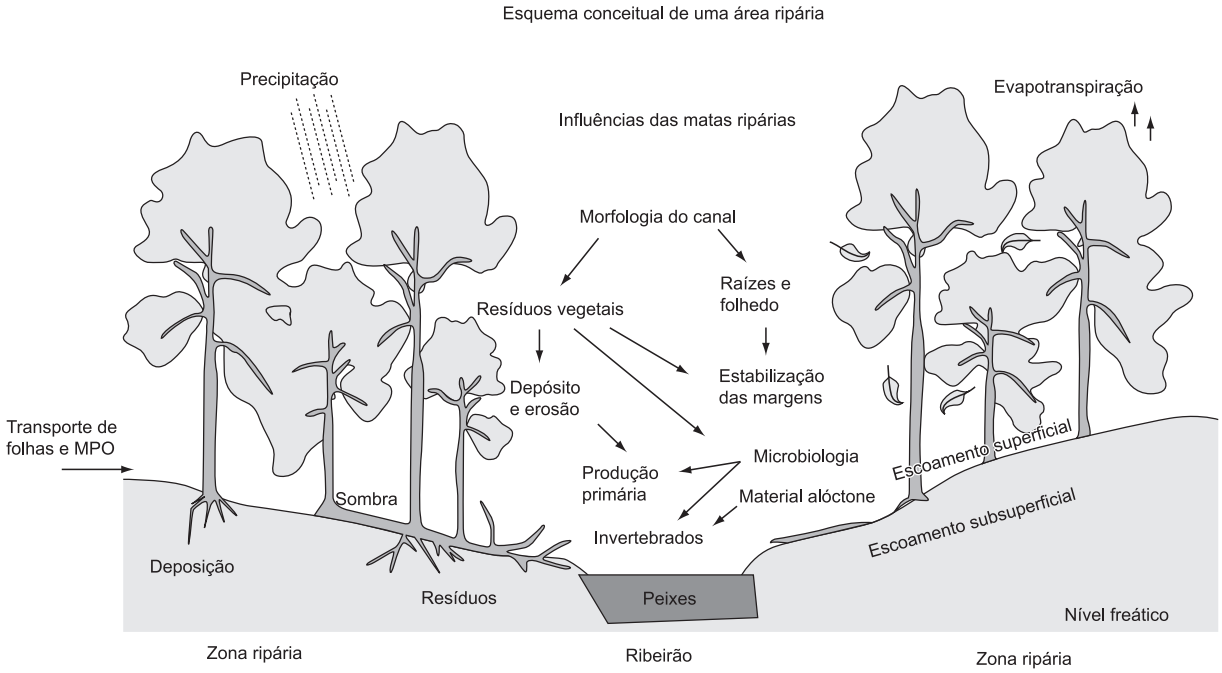
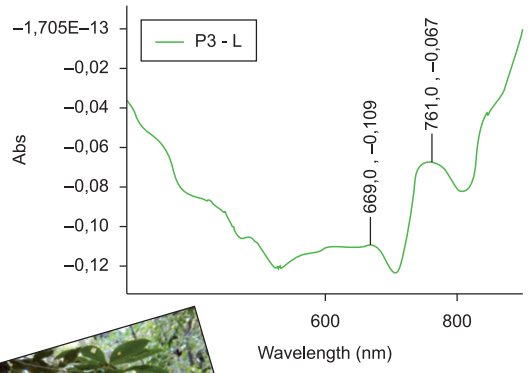


Figura 2. Principais processos dependentes das florestas riparias. Fontes: modificado de Likens (1992); e Paula Lima & Zakia (2001).

Figure 2. Main processes that depend upon riparian vegetation. Source: modified from Likens (1992); and Paula Lima & Zakia (2001).

Ribeirão do Iobo: Ponto 3 (Nascente)	
Parâmetros analisados	Resultado
Carbono inorgânico dissolvido (mg.L^{-1})	1,443
Carbono orgânico dissolvido (mg.L^{-1})	0,086
Carbono total dissolvido (mg.L^{-1})	1,529
Condutividade (μS.cm^{-1})	12
Fósforo total (μg.L^{-1})	24,13
Material em suspensão inorgânico (mg.L^{-1})	6,8
Material em suspensão orgânico (mg.L^{-1})	2,7
Material em suspensão total (mg.L^{-1})	9,5
Nitrogênio total (NTK) (mg.L^{-1})	0,34
ORP	502,8
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	7,24
pH	6,25
Sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1})	9
Temperatura (°C)	21,21
Turbidez	11,8
Fluoreto (μg.L^{-1})	19,88
Cloresto (mg.L^{-1})	0,99
Nitrito (μg.L^{-1})	0,47
Brometo (μg.L^{-1})	0,12
Nitrato (μg.L^{-1})	96,10
Fosfato (μg.L^{-1})	0,02
Sulfato (mgSO_4–.L^{-1})	0,12
Lítio (μg.L^{-1})	0,25
Sódio (mg.L^{-1})	0,22
Amônio (μg-N.L^{-1})	14,60
Potássio (mg.L^{-1})	0,44
Magnésio (mg.L^{-1})	0,32
Cálcio (mg.L^{-1})	0,32



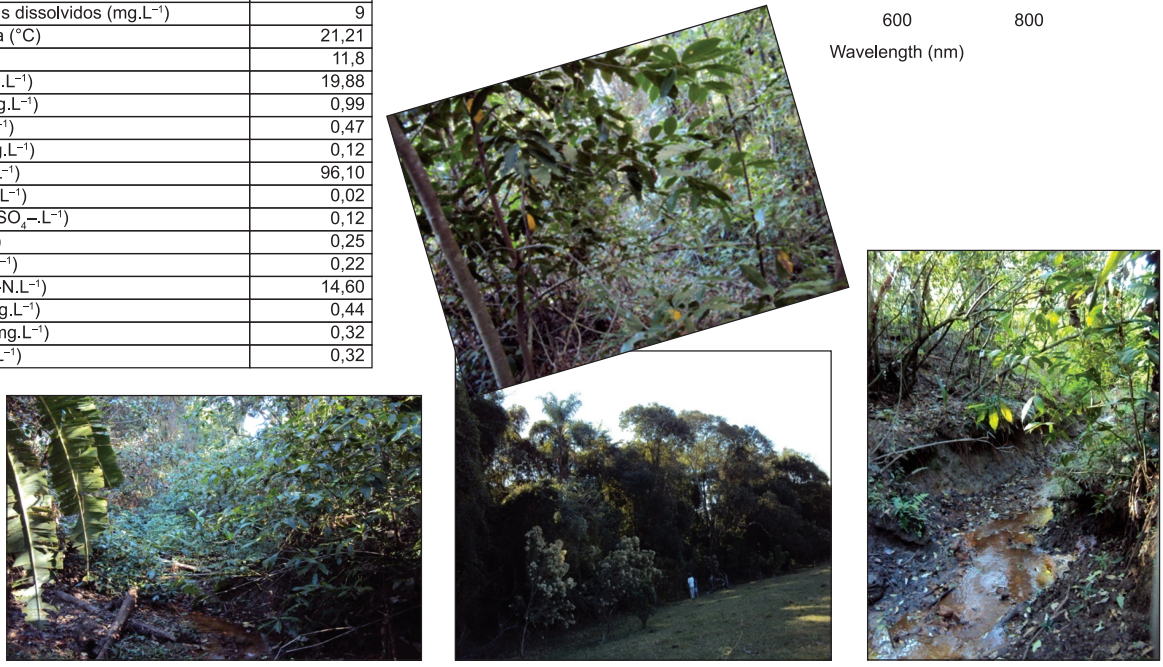


Figura 3. Composição química da água em rio de nascente protegida, Ribeirão do Lobo. A tabela apresenta dados da qualidade da água. O gráfico à direita apresenta o espectro de absorção da água filtrada com matéria orgânica dissolvida representada nos picos de 669 e 761 nm.

Figure 3. Chemical composition of the water of a river that has its spring protected by native vegetation, Ribeirão do Lobo. The table presents data on water quality. The chart at right shows the absorption spectrum of the filtered water with dissolved organic matter represented in the peak of 669 and 761 nm.

Ribeirão do lobo: Ponto 4 (Área desmatada; gado confinado; pecuária intensiva)	
Parâmetros analisados	Resultado
Carbono inorgânico dissolvido (mg.L^{-1})	4,537
Carbono orgânico dissolvido (mg.L^{-1})	1,521
Carbono total dissolvido (mg.L^{-1})	6,058
Condutividade (μS.cm^{-1})	47
Fósforo total (μg.L^{-1})	86,06
Material em suspensão inorgânico (mg.L^{-1})	2,46
Material em suspensão orgânico (mg.L^{-1})	0,76
Material em suspensão total (mg.L^{-1})	3,22
Nitrogênio total (NTK) (mg.L^{-1})	0,71
ORP	508
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	7,08
pH	7,28
Sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1})	33
Temperatura (°C)	23,12
Turbidez	118,2
Fluoreto (μg.L^{-1})	28,10
Cloresto (mg.L^{-1})	2,05
Nitrito (μg.L^{-1})	< 0,05
Brometo (μg.L^{-1})	0,06
Nitrato (μg.L^{-1})	167,31
Fosfato (μg.L^{-1})	0,18
Sulfato (mgSO_4–.L^{-1})	0,22
Lítio (μg.L^{-1})	< 0,06
Sódio (mg.L^{-1})	0,76
Amônio (μg-N.L^{-1})	118,22
Potássio (mg.L^{-1})	1,26
Magnésio (mg.L^{-1})	0,10
Cálcio (mg.L^{-1})	1,97

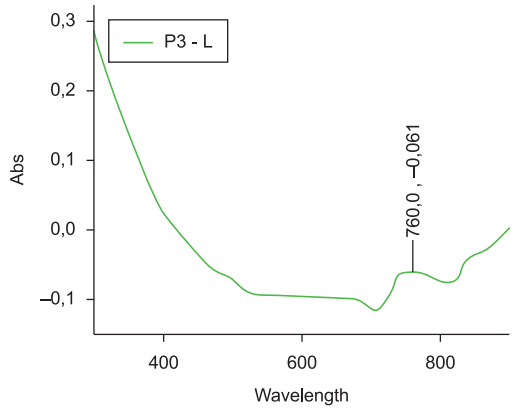


Figura 4. Composição química da água em rio impactado pela remoção da vegetação. A Tabela apresenta dados da qualidade da água. O gráfico à direita apresenta o espectro de absorção da água filtrada com matéria orgânica dissolvida representada no pico de 760 nm.

Figure 4. Chemical composition of the water of a river impacted by the removal of native vegetation. The table presents data on water quality. The chart at right shows the absorption spectrum of the filtered water with dissolved organic matter represented in the peak of 669 and 761 nm.

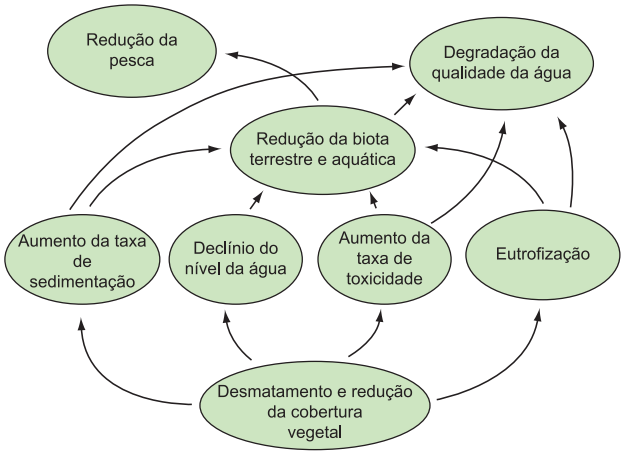


Figura 5. Comprometimento dos serviços ambientais devido ao desmatamento. Redução das florestas riparias e da cobertura vegetal.

Figure 5. Damage to environmental services due to deforestation. Reduction of riparian forests and vegetation cover.

- Controle da qualidade das águas.
- Conservação e proteção da biodiversidade da fauna aquática e da fauna de transição entre sistemas terrestres e aquáticos.
- São áreas geralmente mais produtivas que ecossistemas terrestres e aquáticos, devido à aceleração dos ciclos.
- Proteção e conservação de espécies nativas, da vida selvagem e manutenção dos ciclos biogeoquímicos.
- Promoção de valores culturais estéticos e paisagísticos. Oportunidades culturais e de recreação.
- Áreas alagadas são fundamentais na recarga dos aquíferos. (Mitsch & Jorgensen 2004, Mitsch & Gosselink 2007, IIEGA et al. 2009).

Um componente dos serviços ambientais das áreas alagadas é a regulação dos ciclos biogeoquímicos representada na Figura 6 e que qualifica estes ecossistemas de transição a uma utilização cada vez maior para melhorar a qualidade da água, removendo fósforo, nitrogênio e metais pesados, de esgotos domésticos, efluentes agrícolas e industriais.

Áreas alagadas artificiais têm sido construídas em grande escala em países europeus e nos Estados Unidos para controlar a qualidade da água, barateando custos do tratamento convencional de águas residenciais de esgotos domésticos e industriais.

Também a proteção de áreas alagadas para regulação de fluxos de nutrientes, enchentes e de proteção à biodiversidade nas bacias hidrográficas tem se intensificado. Em áreas urbanas a proteção de áreas alagadas tem auxiliado na contenção de enchentes, na regulação dos ciclos biogeoquímicos e na recuperação de pequenos rios urbanos, estimulando a biodiversidade aquática, a redução de eutrofização e da contaminação por metais pesados (Zalewski 2001, UNESCO, UNEP 2004).

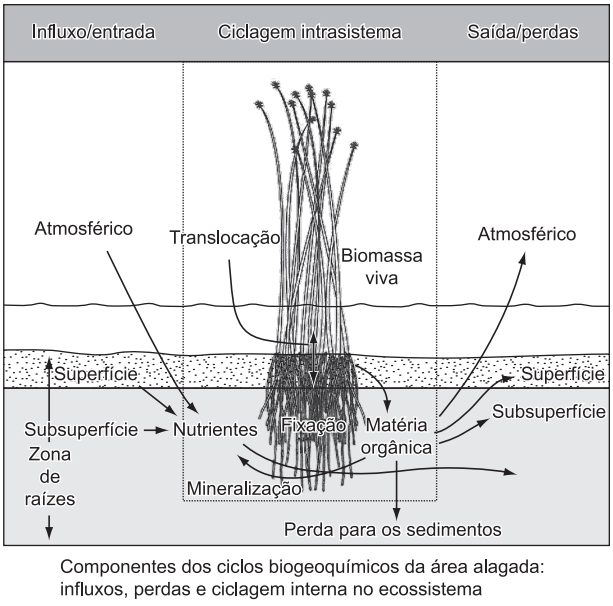


Figura 6. Componentes do balanço de nutrientes de uma área alagada incluindo influxos, perdas e ciclo intrasistêmico. Fonte: modificado de Mitsch & Gosselink (2007).

Figure 6. Components of the nutrient balance of a wetland including inflows, losses and intrasystem cycle. Source: modified from Mitsch & Gosselink (2007).

Figura 7. Área alagada na região de São Carlos (Ribeirão do Feijão – Lat. 22º 11' 29.10" S / Long. 47º 54' 16.00" O).

Figure 7. Flooded área in the region of São Carlos (Ribeirão do Feijão – Lat. 22º 11' 29.10" S / Long. 47º 54' 16.00" W).

Costanza et al. (1997) estimaram o valor total dos serviços ambientais das áreas alagadas em US$ 4.000 (quatro mil dólares americanos) /hectare/ano.

A Figura 7 mostra uma área alagada típica na região de São Carlos, onde ocorreram as nascentes de um dos rios que abastecem o município de São Carlos. A manutenção da excelente qualidade da água nesta região de cabeceiras deve-se a presença destas áreas alagadas com predominância de *Typha dominguasis* (taboa).

A Figura 8 mostra área alagada à montante de represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). Esta área alagada é fundamental para manter a qualidade da água na represa, caracterizada por baixa condutividade e baixa concentração de matéria orgânica, durante 40 anos.

Esta represa é utilizada para recreação, turismo e pesca esportiva e a manutenção da qualidade da água por 40 anos é, em grande parte, devido à presença desta área alagada nas cabeceiras.

A Figura 9 mostra a área alagada do Parelheiros na Região metropolitana de São Paulo. Esta área alagada tem o ciclo utilizado para a remoção de P e N da água de transposição da Represa Billings para a Represa Guarapiranga (4 m^3/s).

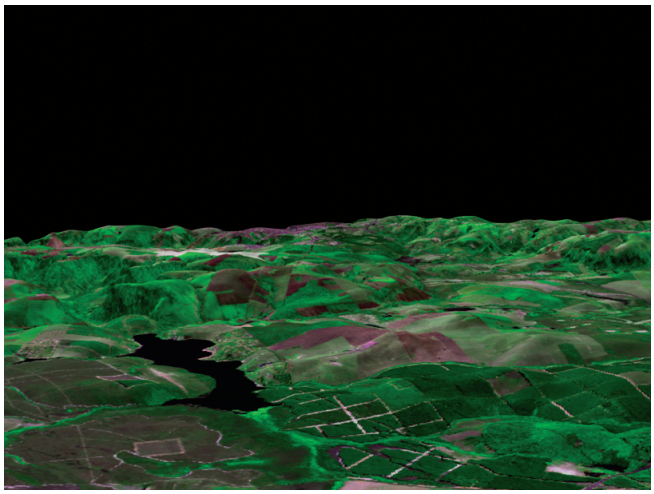


Figura 8. Área alagada à montante da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa).

Figure 8. Flooded aea upstream of the dam UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa).

Figura 9. O uso de áreas alagadas na Região Metropolitana de São Paulo (como exemplo, foto da área alagada do Parelheiros/RMSP), pode resolver inúmeros problemas de gestão de bacias hidrográficas em regiões urbanas.

Figure 9. The use of flooded area in the Metropolitan Region of São Paulo (as an example, photos of the flooded area of Parelheiros / MASP) may solve numerous problems of watershed management in urban areas

3. Remoção das áreas alagadas e seu impacto na quantidade e qualidade da água

A remoção das áreas alagadas para desenvolver atividades agrícolas, ou construção de infra-estrutura tem um elevado custo do ponto de vista ecológico, econômico e social. Como há uma ampla gama de serviços ambientais proporcionados pelas áreas alagadas, a remoção destes ecotones compromete os seguintes processos:

- A Recarga dos aquíferos fica comprometida;
- Perde-se biodiversidade de plantas e animais;
- A qualidade da água que sofre grandes alterações após drenar uma área alagada (redução na concentração de fósforo por absorção nas raízes e nos biofilmes de microorganismos desnitrificação devido a redução de nitratos e nitritos a óxido nitroso e nitrogênio gasoso, redução na concentração de metais pesados) (Abe et al. 2006);
- Aumentam as forças erosivas e o transporte de sedimentos comprometendo rios, lagos e represas; e
- Aumenta a mortalidade de peixes devido à descarga de material em suspensão em grandes quantidades interferindo no ciclo do oxigênio e reduzindo a conservação de oxigênio dissolvido na água.

Portanto, se houver algum fator positivo na drenagem e apropriação de áreas alagadas para aumentar a produção agrícola, não há dúvida que os efeitos negativos de remoção destas áreas alagadas são muito mais acentuados, pois atingem vários serviços ambientais simultaneamente; de especial importância quantitativa e qualitativa é a perda da capacidade tampão destes ecossistemas de transição e seu papel regulador e controlador do ciclo hidrológico e dos ciclos biogeoquímicos. (Patten et al. 1992a, b, Mitsch & Jorgensen 2004, Straskraba & Tundisi 2008).

3.1. Os custos econômicos do desmatamento e da remoção das áreas alagadas

O desmatamento e a remoção das áreas alagadas causam perdas econômicas relevantes quantificadas pelo valor dos serviços ambientais proporcionados pelas florestas ripárias e mosaicos de vegetação e nas áreas alagadas. O conjunto de serviços ambientais destes ecossistemas pode ser avaliado pelos benefícios relativos aos valores de conservação, valores sociais relacionados com os usos atuais e potenciais (por exemplo, a relevância destes serviços para a saúde humana); valores de consumo relacionados com os usos diretos do capital natural; fixação de carbono e, portanto, capacidade de retirar gases de efeito estufa para a atmosfera; conservação da biodiversidade

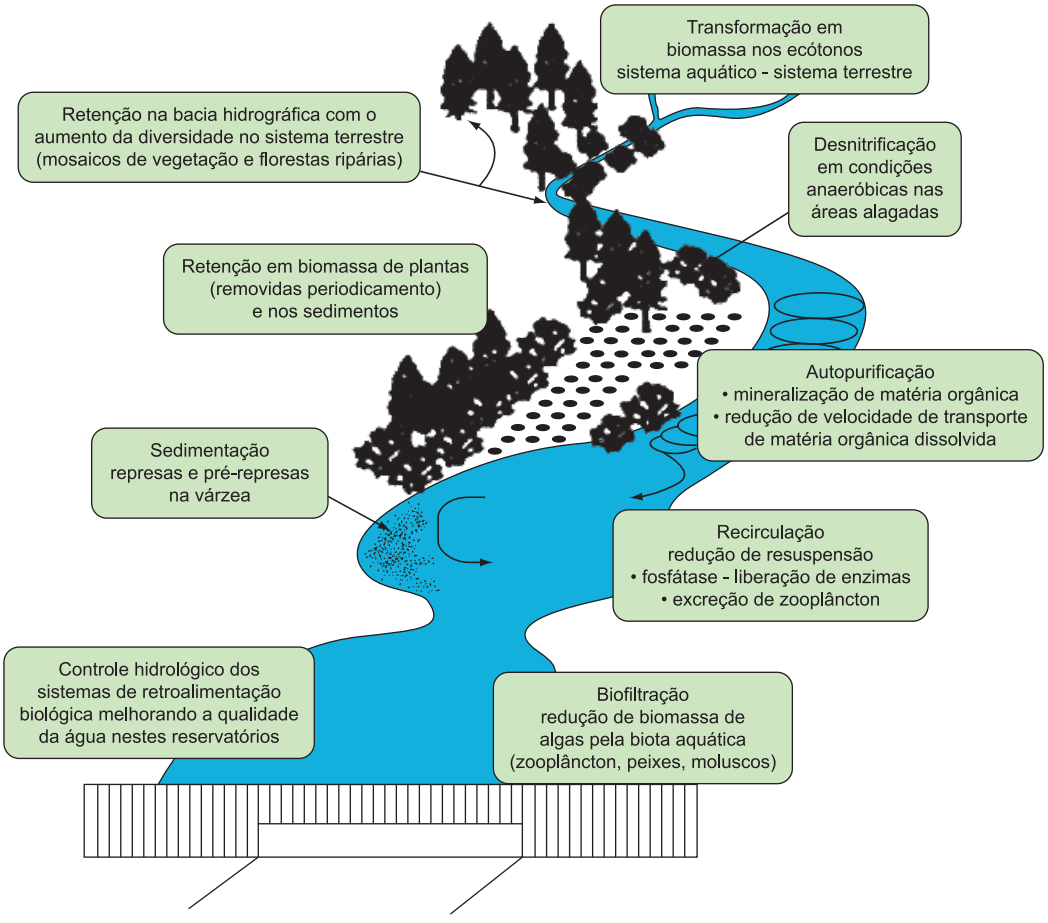


Figura 10. Modelo integrado de gestão de uma bacia hidrográfica com utilização de técnicas de ecohidrologia, controle hidrológico e aumento de sedimentação em regiões selecionadas. Quanto maior o número de ciclos, maior é o retardamento biogeoquímico e maior a capacidade de biofiltração e controle. Modificado de Zalewski (2000).

Figure 10. Integrated model management model of a river basin using techniques of ecohydrology, hydrological control and increased sedimentation in selected regions. The greater the number of cycles, the greater the biogeochemical delay and greater the capacity of biofiltration and control. Modified from Zalewski (2000).

e capacidade de manter o processo evolutivo nos ecossistemas ripários e áreas alagadas (valores de existência e capacidade de duplicação e reprodução do material genético). De importância mais imediata é a capacidade de manter o ciclo hidrológico, a qualidade da água e repor por evapotranspiração a quantidade de água para a atmosfera e promover a recarga dos aquíferos. A Figura 9 sintetiza funções da vegetação ripária e sua interferência nos ciclos hidrológico e biogeoquímico.

Outra perda econômica muito significativa e imediata é o aumento no custo de tratamento de água dos mananciais que pode chegar a 20 ou 30 vezes mais por metro cúbico, dependendo da degradação dos mananciais e seu estado (Tundisi & Matsumura Tundisi 2010, no prelo).

Conclusões

A vegetação tem um papel crucial na regulação dos ciclos biológicos e biogeoquímicos nas bacias hidrográficas. O fluxo de água e nutrientes nas interfaces vegetação/solo/ água superficial/água subterrânea é vital para a manutenção sustentável dos ecossistemas naturais.

A estrutura de vegetação altera a energia potencial, reduz a erosão e altera a química da água de superfície e a química da água subterrânea.

A remoção da vegetação aumenta o transporte de sólidos em suspensão, aumenta a condutividade e degrada mananciais, aumentando os custos do tratamento da água para abastecimento.

Áreas alagadas são fundamentais como sistema tampão para controle de enchentes, redução de fósforo e nitrogênio, redução de metais pesados e toxinas de cionobactérias.

Áreas alagadas e florestas ripárias tem capacidade tampão reduzindo a poluição do ar, do solo e da água, proporcionando serviços ambientais de alto valor ecológico, econômico e social no controle dos processos naturais e funcionamento dos ecossistemas.

A valoração econômica destes serviços é fundamenta importância para a implantação de projetos de economias verdes dando ênfase à conservação e superação destas estruturas de vegetação e áreas alagadas.

A preservação de florestas ripárias, mosaicos de vegetação e de áreas alagadas é de fundamental importância na gestão de bacias hidrográficas, contribuindo para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos e dando condições de sustentabilidade à agricultura. Remoção de vegetação e áreas alagadas para aumento de área agrícola comprometerá no futuro a reposição de água nos aquíferos, a qualidade de água superficial e subterrânea com custos econômicos, perda de solo, ameaças à saúde humana e degradação dos mananciais exigindo sistemas de tratamento mais sofisticados e de custo mais elevado em contraposição ao papel regulador dos ciclos naturais realizado pelas florestas e áreas alagadas. Sua remoção a curto prazo causará danos irreversíveis à quantidade e qualidade da água nas bacias hidrográficas e comprometerá a saúde humana e a produção de alimentos (Likens 1992).

A Figura 10, apresenta um modelo integrado de gestão de bacias hidrográficas utilizando-se técnicas de controle e os sistemas reguladores naturais possibilitando a regulação de fluxos e produção sustentável de biomassa sem remoção de estruturas e interferência excessiva nos processos.

Agradecimentos

Ao Programa Biota FAPESP pelo apoio. Contribuição do INCT (Instituto Acqua), INST, Nacional de Biodiversidade, Recursos Hídricos e Mineração.

Referências Bibliograficas

AB'SABER A.N. 2001. O suporte geo-ecológico das florestas beiradeiras (ciliares). In Matas ciliares (R.R. Rodrigues & H. F. Leitão Filho). Conservação e recuperação. Edusp; FAPESP, p.15-25.

ABE, D. S., MATSUMURA-TUNDISI, T., ROCHA, O. & TUNDISI, J.G. 2003. Denitrification and bacterial community structure in the cascade of six reservoirs on a tropical River in Brazil. Hydrobiologia, Baarn, Holanda, v.504.

BORMANN, F.H. & LIKENS, G. E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York, 253p.

COSTANZA, R., d'ARGE, R., GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEIL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTONKK, P.& van den BEL, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387:253-260.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA E GERENCIAMENTO AMBIENTAL – IIEGA, SECRETARIA DO VERDE E MEIO AMBIENTE – SVMA & PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO – PMSP. 2009. Manual de Gerenciamento de bacias hidrográficas. 134p.

LIKENS, G. E. 1992. The ecosystem approach: its use and abuse. Excellence in Ecology. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany, v.3, 167p.

LINKENS, G.E., BORMAN, F.H., JOHNSON, N.M, FISHER, D.W., PIERCE, R.S. 1970. Effects of Forest cut and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard-Brook watershed ecosystems. Ecol. Manogr. v. 40, n. 1. pp. 23-77.

LIKENS, G.E. & BORMANN, F.H. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. BioScience. v. 24, n. 8, pp. 447-56.

LIKENS, G.E., HEDIN, L.O., BUTLER, T.J. 1990a. Some long term precipitation chemistry patterns of the Hubbard Brook Experimental Forest: extremes and averages. Verh. Internat. Verein. Limol. v. 24, n. 1. pp. 128-135.

MASWELL, J. & CONSTANZA, R. 1989. An ecological, economics for ecological engineering. In Ecological Engineering (W. Mitsch & S.E. Jorgensen, eds.), p. 57-77.

MATHEUS, C.E. & TUNDISI, J.G. 1988. Estudo físico químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e represa do Lobo. In Limnologia e Ecologia de Represas. (J.G. Tundisi, ed.). ACIESP; FAPESP; CNPq; UNEP; UNCRD, v.1, tomo 1, p.419-472. Série Monografias em Limnologia.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA.. 2003. Ecosystems and human well bieng: a framework for assessment. Island Press, 245p.

MITSCH W. & JORGENSEN, S.E. (eds.). 1989. Ecological Egineering. John Wiley & Sons, 472p.

MITSCH, W.J. & JORGENSEN, S.E. 2004. Ecological Engineering, and Ecosystem Restoration. John Wiely & Sons, Hoboken, NY.

MITSCH, W.J. & GROSSELINK, J.G. 2007. Wetlands. John Wiley & Sons, 582p.

PATTEN, B.C., JORGENSEN, S.E., DUMONT, H., GOPAL, B., KVET, J., SUIREZHEV, Y., KORYACOV, P., LÖFLER, H. & TUNDISI, J.G. (eds.). 1992a. Wetlands and shallow continental water bodies. National and human relationships. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands, v.1, 759p.

PATTEN, B.C., JORGENSEN, S.E., DUMONT, H., GOPAL, B., KVET, J., SVIREZHEV, Y., KORYAVOV, P., LÖFLER, H. & TUNDISI, J.G. (eds.). 1992b. Wetlands and shallow continental water bodies. Case studies. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands, v.2, 731p.

PAULA LIMA W. & ZAKIA, M.J.B. 2001. Hidrobiologia de matas ciliares. In Matas ciliares conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H. F. Leitão Filho, eds.). Edusp; FAPESP, São Paulo, p33-44.

RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. (eds). 2001 Matas ciliares: conservação e recuperação. 2ª ed. EDUSP; FAPESP, São Paulo, 320p.

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G. 2008. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas. 2ª ed. ILEC/IIE, v.9, 300p.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (Estado de São Paulo) & Banco Mundial. 2010. Estudos comparados em dez microbacias do Estado de São Paulo com a finalidade de implementar metodologias de conservação. IIEGA, 150p. 1º relatório.

SORANO, P.A., WEBSTER, K.E., CHERUVELIL, K.S. & BREMIGAN, M.T. 2009. The lake landscape – context framework: linking aquatic connections, terrestrial features and human effects at multiple spatial scale. Verh. Internat. Verein. Limnol., v.30, part 5, p. 695-700.

TUCCI C. & MENDES, A.C. 2006. Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica. MMA; PNUD, 311p.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. Limnologia. Oficina de Textos, 632p.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2010. Recursos hídricos no século 21. Oficina de Textos, (no prelo).

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP & UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION – UNESCO. 2004. Integrated watershed Management. Ecohydrology & Phytotechnology Manual. CHS, ICE, Poland. 246p.

VITOUSEK, P.M., GOSZ, J.R., GRIES, C.C., MELILLO, J.M., RANERS, W.A., TODD, R.L. 1979. Nitrate loss from disturbed ecosystems. Sience v. 204, pp. 469-474.

ZALEWSKI, M. 2007. Ecohydrology in the face of the Anthropocene. v.7, n.2, p.99-100.

ZALEWSKI, M. 2000. Ecohydrology-the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. Guest Editorial, Ecological Engineering 16:1-8.

ZALEWSKI, M., BIS, B., FRANKIEWICZ, P., LAPINSKIA, M., PULCHALSKI, W. 2001. Riparian ecotone as a key factor for stream restoration. Ecohydrology & Hidrobiology 1(1-2) pp. 245-251.

Recebido em 28/10/2010
Versão reformulada recebida em 03/10/2010
Publicado em 05/11/2010

Miscellaneous ecological notes on Brazilian birds of prey and owls

José Carlos Motta-Junior[1,3], Marco Antonio Monteiro Granzinolli[1] & Alberto Resende Monteiro[2]

[1]Laboratório de Ecologia de Aves, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo – USP, CEP 05508-090, São Paulo, SP, Brasil
[2]Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento, Universidade do Vale do Paraíba – UNIVAP, CEP 12244-000, São José dos Campos, SP, Brasil, e-mail: montear@univap.br
[3]Corresponding author: José Carlos Motta-Junior, e-mail: labecoaves@yahoo.com

MOTTA-JUNIOR, J.C., GRANZINOLLI, M.A.M. & MONTEIRO, A.R. **Miscellaneous ecological notes on Brazilian birds of prey and owls**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?short-communication+bn02810042010.

Abstract: Sixteen opportunistic field observations of eight species of Brazilian raptors (Falconiformes and Strigiformes) are reported here as a contribution to the knowledge of the natural history of these poorly studied birds in Brazil. The observations are related to the food habits (*Buteo albicaudatus*, *Herpetotheres cachinnans*, *Milvago chimachima*, *Falco femoralis*), reproduction (*Asio stygius*, *Megascops choliba*), mobbing behaviour elicited in other birds (*Geranospiza caerulescens*, *H. cachinnans*, *F. femoralis*, *A. stygius*, *Athene cunicularia*) and a rare case of leucism in owls (*A. cunicularia*).
Keywords: *Falconiformes, Strigiformes, food habits, breeding, mobbing behaviour, leucism, Brazil.*

MOTTA-JUNIOR, J.C., GRANZINOLLI, M.A.M. & MONTEIRO, A.R. **Notas ecológicas variadas sobre aves de rapina e corujas brasileiras**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?short-communication+bn02810042010.

Resumo: Dezesseis observações de campo oportunísticas, envolvendo oito espécies de aves de rapina brasileiras (Falconiformes e Strigiformes) são aqui relatadas como uma contribuição para o conhecimento da história natural dessas aves relativamente pouco estudadas em nosso país. As observações estão relacionadas aos hábitos alimentares (*Buteo albicaudatus*, *Herpetotheres cachinnans*, *Milvago chimachima*, *Falco femoralis*), reprodução (*Asio stygius*, *Megascops choliba*), comportamento de tumulto provocado em outras aves (*Geranospiza caerulescens*, *H. cachinnans*, *F. femoralis*, *A. stygius*, *Athene cunicularia*) e um caso raro de leucismo em corujas (*A. cunicularia*).
Palavras-chave: *Falconiformes, Strigiformes, hábitos alimentares, reprodução, comportamento de tumulto, leucismo, Brasil.*

Introduction

Approximately 23% of all Falconiformes species and 11% of all Strigiformes species occur in Brazil (König et al. 1999, Ferguson-Lees & Christie 2001). In contrast, few raptor studies were conducted in this country, as commented by König et al. (1999) and Olmos et al. (2006). Here, we report original naturalistic observations on Brazilian birds of prey and owls, including food habits, breeding, mobbing behaviour and a case of leucism in owls. Food habits and reproduction are two important aspects of the biology of any animal. Though detailed food habit and foraging studies have been published for some Brazilian raptors (e.g., Motta-Junior & Bueno 2004, Sazima 2007, Granzinolli & Motta-Junior 2007) data on most species are scarce (see reports on Brazilian species in compilations such as König et al. 1999 and Ferguson-Lees & Christie 2001). Breeding studies on Brazilian raptors are even more difficult to find, with few specific published studies (e.g., Granzinolli et al. 2002, Lopes et al.2004, Carvalho-Filho et al. 2005, Specht et al. 2008), and scattered information in Sick (1997). Mobbing by birds against raptors is assumed to be an anti-predator adaptation (Curio et al. 1978), and virtually no specific study has addressed this topic in Brazil, except by some observations in Motta-Junior (2007) and Cunha et al. (2009). Finally, as incomplete albinism or leucism (sensu van Grouw 2006) in owls is extremely rare (Gross 1965, Alaja & Mikkola 1997), an example of leucism from south-east Brazil is also reported. Thus, the aim of this study was to present original data about the biology of some Brazilian raptors, contributing to increase the understanding of these birds.

Material and Methods

The observations were made opportunistically while the researchers conducted other field studies between 1988 and 2006 in Central and Southeast Brazil. The observations were grouped according to main themes, such as food habits, reproduction, leucism and mobbing behaviour elicited in other birds by raptors. Brief discussions after each observation are also included. Bird nomenclature is according to CBRO (2009).

Results and Discussion

1. Food habits

WHITE-TAILED HAWK *BUTEO ALBICAUDATUS* VIEILLOT, 1816 - ACCIPITRIDAE.

09/10/1998. Juiz de Fora municipality, Fazenda Ribeirão (21° 40' 00" S and 43° 24' 00" W). At 10:30 hours, ARM and MAMG found one individual of the snake *Chironius* sp. (Colubridae), in a nest of White-tailed Hawk. The body of the snake was damaged in several places and divided into three parts, the head missing. A 15-day-old nestling was in the nest feeding on the snake. The prey appeared to be fresh and had no strong odour, suggesting that it had been captured on the same day. The nest was located in an isolated tree in the middle of a pasture on hill, approximately 500 m from gallery forest.

11/11/1999. Juiz de Fora municipality, Fazenda Campo Grande (21° 40' 15" S and 43° 24' 02" W). At 12:27 hours, ARM and MAMG observed a White-tailed Hawk flying with a snake in its talons over a pasture area. The hawk rose on a thermal air current and dropped the snake in the air, immediately diving and catching it again 20 m from the ground; it then rose again and repeated the action. Next it carried the snake to its nest, which was being monitored and contained two nestlings. The nest was checked and a snake (*Bothrops jararaca* Wied-Neuwied, 1824) was found completely lacerated, with the greatest damage to its anterior part. The diet of the White-tailed Hawk is one of the most well studied in relation to others raptors in Brazil (see Granzinolli & Motta-Junior 2007). However, the data about snakes in the diet are mentioned in family level, and according to Granzinolli & Motta-Junior (2007), the analysis of 259 pellets (3296 prey items) in south-east Brazil yielded eight individuals, all of them Colubridae. The first record of a Viperidae snake in the diet of White-tailed Hawk here reported reveals this raptor can prey on poisonous snakes.

LAUGHING FALCON *HERPETOTHERES CACHINNANS* (LINNAEUS, 1758) - FALCONIDAE.

18/01/2006. Estação Ecológica de Itirapina (22° 14' 43" S and 47° 53' 09" W). At 08:13 hours, MAMG observed a Laughing Falcon hunting a snake in a "campo sujo" (grassland with scattered shrubs). The falcon has been previously perched on a pole, and then it was observed dropping to the grassland ground. When the observer approached, the bird flew back up to the pole about 20 m away. The raptor let the snake fall to the ground, without its head, a *Philodryas patagoniensis* Girard**,** 1858 (Colubridae) weighing 84 g (Figure 1). The Laughing Falcon prey almost exclusively on snakes, including large and venomous ones (White et al. 1994, Ferguson-Lees & Christie 2001, Specht et al. 2008). However, detailed reports on positively-identified snakes are rare (Sazima & Abe 1991, Sazima 1992, Duval et al. 2006). This report confirms the Laughing Falcon's herpetophagous habits and includes a new and relatively large snake as its prey.

YELLOW-HEADED CARACARA *MILVAGO CHIMACHIMA* (VIEILLOT, 1816) - FALCONIDAE AND WHITE-TAILED HAWK *BUTEO ALBICAUDATUS* – ACCIPITRIDAE.

25/01/2000. Prata municipality, Parque Florestal Salto e Ponte III (19° 10' 12" S and 48° 48' 19" W). At 17:28 hours, approximately 12 Yellow-headed Caracara and one White-tailed Hawk were observed by JCMJ hunting winged termites (Termitidae) and catching them directly in their bills during flights above a gallery forest. No agonistic behaviour was observed between the raptors. This event and the swarming of the winged termites occurred soon after a short rainfall. In spite of the size of these raptors (315-335 g for Yellow-headed Caracara and 850-884 g for White-tailed Hawk, (see Thiollay 1994, White et al. 1994) several bouts were observed on those tiny preys. This

Figure 1. Snake (*Philodryas patagoniensis*) preyed upon by the Laughing Falcon in Estação Ecológica de Itirapina. Photo M.A.M. Granzinolli.

Figura 1. Serpente (*Philodryas patagoniensis*) predada pelo acauã na Estação Ecológica de Itirapina. Foto M.A.M. Granzinolli.

behaviour was previously observed for other Falconiformes, as in the genera *Caracara* and *Milvago* (Sazima 2007), the Plumbeous Kite *Ictinia plumbea* (Gmelin, 1788) (Robinson 1994, Sick 1997) and the Aplomado Falcon *Falco femoralis* Temminck, 1822 (see below).

APLOMADO FALCON *FALCO FEMORALIS* - FALCONIDAE.

02/09/2006. Itirapina municipality (22° 15' 36" S and 47° 47' 49" W). Between 18:07 hours and 18:17 hours MAMG observed an individual of the Aplomado Falcon taking flying winged termites *Cornitermes cumulans* Kollar, 1832 (Termitidae) with its foot and bringing them to its bill. The falcon was flying in circles about 3-5 m high in an ecotone pasture-woodland savannah. At least 100 termites were captured and consumed during 10 minutes of observation. A similar predation rate (over 100 termites during 15 minutes) was observed by Robinson (1994) for the Plumbeous Kite. Though energetically each insect was almost insignificant, the easy capture and large number of these prey probably compensate for the energy spent by the raptors. Sick (1997) reported previously the consumption of flying alate termites by the Aplomado Falcon.

08/02/2006. Estação Ecológica de Itirapina (22° 11' 44" S and 47° 54' 49" W). At 18:31 hours, during a tracking telemetry, MAMG found one male Aplomado Falcon eating a White-rumped Monjita *Xolmis velatus* (Lichtenstein, 1823). The falcon was perched on a tree in a "campo cerrado" holding the dead prey in its talons. This observation corroborates its ornithophagous diet (Ferguson-Lees & Christie 2001) and adds a positively-identified bird species as prey of this falcon.

2. Reproduction

STYGIAN OWL *ASIO STYGIUS* (WAGLER, 1832) - STRIGIDAE.

30/09/1991. Granja do Ipê, Brasília (15° 56´ S and 47° 52´ W). A nest was found by JCMJ in a "campo de murundus" or a floodplain grassland with scattered earth-mounds including shrubs and small trees. This physiognomy is associated with the Cerrado biome in central Brazil (Oliveira & Marquis 2002). The nest was located on one of these earth-mounds in a shallow depression on the ground just below the cover of a small *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) shrub less than 1.0 m in height. Two recently hatched nestlings with white feathers and closed eyes were found. An adult had flown away with the approach of the observer and was later mobbed by a White-tailed Hawk (see below in the section about mobbing behaviour). This nest is very similar to that described by Lopes et al. (2004), also in central Brazil, and scattered information on literature suggests that the ground is the main site for nesting (Bond 1942, Scherer-Neto 1985, Franz 1991, Holt et al. 1999, König et al. 1999). However, Oliveira (1981), Holt et al. (1999) and König et al. (1999) have also reported the use of abandoned stick nests of other birds in trees.

TROPICAL SCREECH OWL *MEGASCOPS CHOLIBA* (VIEILLOT, 1817) - STRIGIDAE.

18/11/1992. Nest found by JCMJ in a dead *Eucalyptus* sp. stump in the understory of a *Pinus* plantation, Chácara Mattos, São Carlos municipality (22° 00´ 18" S and 47° 55´ 44" W). The surroundings of the *Pinus* plantation consisted of secondary grassland savannah and sugar-cane plantation. The cavity entrance was at 75 cm above ground and was 9 cm in diameter and 31 cm deep (Figure 2a), presumably made by a woodpecker (Picidae). An adult female and two owlets that were a few days old (whitish feathers and closed eyes) were found in the cavity.

02/10/1993. Another nest of this species was found in the same locality and habitat, also in a dead *Eucalyptus* stump (Figure 2b). The abandoned woodpecker cavity was at 60 cm above the ground, 8 cm in diameter and 28 cm deep, where an adult female was brooding three white eggs. At 13/10/1993, an adult and only two recently hatched owlets were found. Although there are rare data on nest sites for the Tropical Screech-owl, the observations in this study support the few published accounts (Smith 1983, Holt et al. 1999, König et al. 1999) and suggests that this species uses mainly tree trunk cavities like the general pattern for the genus *Megascops* (=*Otus*) (König et al. 1999).

3. Mobbing behaviour against raptors

CRANE HAWK *GERANOSPIZA CAERULESCENS* (VIEILLOT, 1817) - ACCIPITRIDAE.

09/06/1988. Fazenda Água Limpa, Brasília (15° 56´ 39" S and 47° 54´ 29" W). At approximately 17:00 hours, JCMJ observed a group of at least 40 individuals of the Red-bellied Macaw *Orthopsittaca manilata* (Boddaert, 1783) - Psittacidae perched on *Mauritia flexuosa* L. (Palmae) trees along a gallery forest. Some individuals were resting and others were feeding on *Mauritia* fruits. Suddenly, a transient Crane Hawk elicited loud vocalizing from the macaw group and raised them into flight, pursuing the raptor for at least 1 minute, but no physical contact was observed. Ferguson-Lees & Christie (2001) reported this hawk taking young parrots from tree holes, the habitual nest location for the Red-bellied Macaw (Gonzalez 2003).

LAUGHING FALCON *HERPETOTHERES CACHINNANS* - FALCONIDAE.

25/01/2000. Prata municipality, Parque Florestal Salto e Ponte III (19° 10' S and 48° 48' W). At approximately 17:00 hours, in a palm swamp forest ("vereda", see Oliveira & Marquis 2002), JCMJ detected a Laughing Falcon perched on a *M. flexuosa* tree, vocalizing its typical call. Suddenly the falcon was chased by ten individuals of White-eyed Parakeet *Aratinga leucophthalma* (Statius

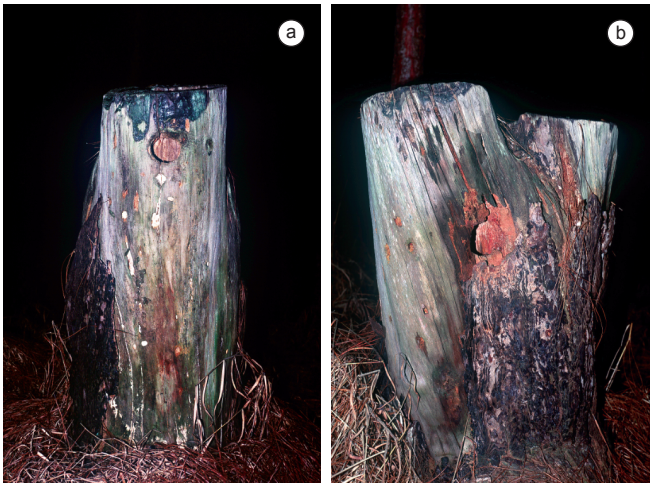


Figure 2. a) Nest of Tropical Screech-owl found on 18/11/1992 in São Carlos, SP; and b) nest of Tropical Screech-owl found on 02/10/1993 in São Carlos, SP. Both nests are abandoned woodpecker (Picidae) cavities in dead *Eucalyptus* sp. stumps located in a *Pinus* plantation. Photo J.C. Motta-Junior.

Figura 2. a) Ninho de corujinha-do-mato encontrado em 18/11/1992 em São Carlos, SP; e b) Ninho de corujinha-do-mato encontrado em 02/10/1993 em São Carlos, SP. Ambos ninhos são cavidades abandonadas de pica-paus (Picidae) em troncos mortos de *Eucalyptus* sp numa plantação de *Pinus* sp. Foto J.C. Motta-Junior.

Muller, 1776), soon followed by a pair of the larger Red-bellied Macaw (both species Psittacidae). The hawk flew away but was pursued by all these psittacids for about one more minute. Though the Laughing Falcon is supposed to be herpetophagous (Sick 1997), this observation suggested that this raptor may occasionally prey upon birds (see Ferguson-Lees & Christie 2001).

APLOMADO FALCON *FALCO FEMORALIS* - FALCONIDAE.

16/02/2006. Brotas municipality, Fazenda Sonho Meu II (22° 19' 01" S and 48° 01' 26" W). At 8:09 hours, MAMG saw an Aplomado Falcon perched on a pole inside an orange plantation. After a few minutes, two Guira Cuckoos *Guira guira* (Gmelin, 1788) made three swooping flights at the raptor's head. In the last attack, the falcon left the pole, since one of the cuckoos struck its head. The fleeing falcon was chased by the cuckoos for at least two more minutes.

17/02/2006. Estação Ecológica de Itirapina (22° 11' 40" S and 47° 55' 03" W). At 15:36 hours, MAMG observed two Yellow-bellied Elaenias *Elaenia flavogaster* (Thunberg, 1822) striking an Aplomado Falcon perched on a tree in "campo cerrado" (grassland savannah). After some close raids without physical contact, the falcon flew 10 - 15 m above the tree in circles. The Yellow-bellied Elaenia pursued the raptor for about 3 minutes. Then, the falcon perched in another tree 30 m away from the first, and no more agonistic behaviours by the elaenias were observed. As this falcon is largely ornithophagous (Ferguson-Lees & Christie 2001) it is supposed to naturally cause more mobbing activity (Gehlbach & Leverett 1995).

STYGIAN OWL *ASIO STYGIUS* - STRIGIDAE.

30/09/1991. Granja do Ipê, Brasília (15° 56´ S and 47° 52´ W). JCMJ observed, at 15:52 hours, a White-tailed Hawk attacking, in four swooping flights, a Stygian Owl perched on a tree in a "campo de murundus". Indeed the hawk never made physical contact with the owl, but only swooped at it. The owl simply adopted a defensive posture, fluffing its feathers and stretching the wings to appear bigger. After the last swoop, the hawk moved away. Although hawks are known to occasionally prey on owls (Mikkola 1983), this behaviour was considered a mobbing event, because no fight or attempt to capture the owl was observed.

BURROWING OWL *ATHENE CUNICULARIA* (MOLINA, 1782) - STRIGIDAE.

14/12/1993. Luiz Antônio, Estação Experimental de Jataí (21° 34´ 33" S and 47° 44´ 04" W). There are rare evidence of mobbing against this owl (see Altmann 1956), but on the morning JCMJ observed two Chalk-browed Mockingbirds *Mimus saturninus* (Lichtenstein, 1823) - Mimidae mobbing an owl perched on the ground in a pasture. In the afternoon, in the same pasture, another individual owl was mobbed by a Tropical Kingbird *Tyrannus melancholicus* Vieillot, 1819 (Tyrannidae). Since then we never observed any event of mobbing on the Burrowing Owl in Brazil, suggesting its rarity (Altmann 1956), which can be partially explained by the fact that the Burrowing Owl seldom preys on birds (Motta-Junior & Bueno 2004).

4. Leucism in owls

BURROWING OWL *ATHENE CUNICULARIA* - STRIGIDAE

November - December 1996. Chácara Mattos, São Carlos municipality (22° 00´ S and 47° 55´ W). During this month JCMJ observed a leucistic Burrowing Owl living along with other normally pigmented individual (Figure 3) in disturbed grassland surrounded by *Pinus* plantations and suburbs of the city. The individual had feathers completely white and the bill was yellowish. Eyes and legs were also normally pigmented. According to van Grouw (2006) this is a case o leucism. The leucistic's behaviour was apparently normal for the species in the few occasions it was observed. After December 1996 the leucistic disappeared from the area. Leucism is apparently rare in this species, as apart from our observation, only one report has been published for the Burrowing Owl in the United States, although considered as incomplete albinism (Ajala & Mikkola 1997). However, following van Grouw (2006) it is actually a leucism case, as it is not possible the occurrence of partial or incomplete albinism.

Figure 3. Leucistic Burrowing Owl besides its normally pigmented mate. Note normal pigmentation on bare parts of bill and in the eyes. Photo J.C. Motta-Junior.

Figura 3. Coruja-buraqueira com leucismo ao lado de indivíduo normalmente pigmentado. Note a pigmentação normal nas partes nuas do bico e nos olhos. Foto J.C. Motta-Junior.

Acknowledgments

Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) provided financial support for some of JCMJ and MAMG field trips. ARM was supported by Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA). Maria Alice dos Santos Alves, Ivan Sazima, and an anonymous referee were helpful with their comments. Adriana A. Bueno revised the English text. Ricardo Chaves helped with the identification of termites. A.W. Faber-Castell S/A allowed visits at Chácara Mattos and supported field trips to Parque Florestal Salto e Ponte III.

References

ALAJA, P. & MIKKOLA, H. 1997. Albinism in the Great Gray Owl (*Strix nebulosa*) and other owls. In Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere (J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H. Nicholls, eds.). General Technical Report NC-190. USDA Forest Service, North Central Research Station. St. Paul, Minnesota, p.33-37.

ALTMANN, S.A. 1956. Avian mobbing behavior and predator recognition. Condor 58:241-253.

BOND, J. 1942. Notes on the devil owl. Auk 59:308-309.

CARVALHO-FILHO, E.P.M., CARVALHO, G.D.M. & CARVALHO, C.E.A. 2005. Observations of nesting Gray-headed Kites (*Leptodon cayanensis*) in southeastern Brazil. J. Raptor Res. 39:89-92.

CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2009. Listas das aves do Brasil. Versão 9/08/2009. http://www.cbro.org.br/CBRO/listapri.htm (last access in 28/04/2010).

CUNHA, F.C.R., VASCONCELOS, M.F. & SPECHT, G.V. A. 2009. Alerta vermelho! Caburé na area! Ciência Hoje 43(257):26-29.

CURIO, E., ERNST, U. & VIETH, W. 1978. Cultural transmission of enemy recognition: one function of mobbing. Science 202:899-901.

DUVAL, E.H., GREENE, H. W. & MANNO, K. 2006. Laughing Falcon (*Herpetotheres cachinnans*) predation on coral snakes (*Micrurus nigrocinctus*). Biotropica 38(4):566-568.

FERGUSON-LEES, J. & CHRISTIE, D.A. 2001. Raptors of the world. Houghton and Mifflin Company, New York.

FRANZ, M. 1991. Field observations on the Stygian Owl *Asio stygius* in Belize, Central America. J. Raptor Res. 25:163.

GEHLBACH, F.R. & LEVERETT, J.S. 1995. Mobbig of Eastern Screech-owls: predatory cues, risk to mobbers and degree of threat. Condor 97:831-834.

GONZÁLEZ, J.A. 2003. Harvesting, local trade, and conservation of parrots in the northeastern Peruvian Amazon. Biol. Conserv. 114:437-446.

GRANZINOLLI, M.A.M. & MOTTA-JUNIOR, J.C. 2007. Feeding ecology of the White-tailed Hawk (*Buteo albicaudatus*) in south-eastern Brazil. Emu 107:214-222.

GRANZINOLLI, M.A.M., RIOS C.H.V., MEIRELES, L.D. & MONTEIRO, A.R. 2002. Reprodução do falcão de coleira *Falco femoralis* Temminck 1822 (Falconiformes: Falconidae) no município de Juiz de Fora, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 2(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/en/fullpaper?bn01902022002+pt (last access in 28/04/2010).

GROSS, A.O. 1965. The incidence of albinism in North American birds. Bird Banding 2:67-71.

HOLT, D.W., BERKLEY, R. DEPPE, C., ENRÍQUEZ-ROCHA, P.L. OLSEN, P.D., PETERSEN, J.L., RANGEL-SALAZAR, J.L., SEGARS, K.P. & WOOD, K.L. 1999. Strigidae species accounts. In Handbook of the birds of the world. Vol. 5: Barn owls to hummingbirds (J. del Hoyo, J. Elliot. & J. Sargatal, eds.). Lynx Edicions, Barcelona, p.152-242.

KÖNIG, C., WEICK, F. & BECKING, J.H. 1999. Owls: a guide to the owls of the world. Yale University Press, New Haven, Connecticut.

LOPES, L.E., GOES, R., SOUZA, S. & FERREIRA, R.M. 2004. Observations on a nest of the Stygian Owl (*Asio stygius*) in the central Brazilian cerrado. Ornitol. Neotrop. 15:423-427.

MIKKOLA, H. 1983. Owls of Europe. Buteo Books, Vermillion.

MOTTA-JUNIOR, J.C. & BUENO, A.A. 2004. Trophic ecology of the Burrowing Owl in southeast Brazil. In Raptors Worldwide (R. Chancellor & B.U. Meyburg, eds.). Working world group of birds of prey and owls/ MME-BirdLife Hungary, Berlin and Budapest, p.763-775.

MOTTA-JUNIOR, J.C. 2007. Ferruginous Pygmy-owl (*Glaucidium brasilianum*) predation on a mobbing Fork-tailed Flycatcher (*Tyrannus savana*) in southeast Brazil. Biota Neotrop. 7(2):321-324. http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/en/fullpaper?bn04407022007+en (last access in 15/04/2010).

OLIVEIRA, P.S. & MARQUIS, R.J. 2002. The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna. Columbia University Press, New York.

OLIVEIRA, R.G. 1981. A ocorrência do mocho-diabo (*Asio stygius*) no Rio Grande do Sul. An. Soc. Sul-Riograd. Ornitol. 2:9-12.

OLMOS, F., PACHECO, J.F. & SILVEIRA, L. F. 2006. Notas sobre aves de rapina (Cathartidae, Accpitridae e Falconidae) brasileiras. Rev. Bras. Ornitol. 14:401-404.

ROBINSON, S.K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. Biotropica 26:443-458.

SCHERER-NETO, P. 1985. Notas bionômicas sobre o mocho-diabo (*Asio stygius* Wagler, 1832) no Paraná. An. Soc. Sul-Riograndense Ornitol. 6:15-18.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. 2 ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

SMITH, S.M. 1983. *Otus choliba.* In Costa Rican natural history (D.H. Janzen, ed.). University of Chicago Press, Chicago, p.592-593.

THIOLLAY, J.M. 1994. Accipitridae species accounts. In Handbook of the birds of the world. Vol. 2: New World vultures to guineafowl (J. del Hoyo, J. Elliot. & J. Sargatal, eds.). Lynx Edicions, Barcelona, p.52-205.

WHITE, C.M., OLSEN, V.D. & KIFF, L.F. 1994. Falconidae species accounts. In Handbook of the birds of the world. Vol. 2: New World vultures to guineafowl (J. del Hoyo, J. Elliot. & J. Sargatal, eds.). Lynx Edicions, Barcelona, p.216-275.

Received 14/06/2010
Revised 29/09/2010
Accepted 10/11/2010

Ictiofauna do Ribeirão Limoeiro, Bacia do Rio Cachoeira, BA

Márcia Emília de Jesus Trindade[1,4], Mauricio Cetra[1,2,4] & Ricardo Jucá-Chagas[1,3]

[1]Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45662-000, Ilhéus, BA, Brasil
[2]Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Rod. João Leme dos Santos, Km 110, SP 264, CEP 18052-780, Sorocaba, SP, Brasil
[3]Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB, Rua José Moreira Sobrinho, s/n, Jequiezinho, CEP 45200-000, Jequié, BA, Brasil
[4]Autores para correspondência: Mauricio Cetra, e-mail: mcetra@ufscar.br
Márcia Trindade, e-mail: mejtrindade@hotmail.com

TRINDADE, M.E.J., CETRA, M. & JUCÁ-CHAGAS, R. **Ichthyofauna of the Ribeirão Limoeiro, Cachoeira River Basin, BA**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn02010042010.

Abstract: The streams of the Eastern Basin are characterized by being small, somewhat complex and endemic fish fauna due to geographical isolation. In this context, a study of species distribution and community structure of stream fish Limoeiro, BA along a spatial gradient in one year, using electrofishing as the collection method. Twenty one fish species were collected totalizing 2264 specimens in four points: two points near the head (P1A and P1M), one in the middle course (P2) and another near the mouth (P3). Characiformes and Siluriformes were the orders more important among the four registered. Some species occurred exclusively at the head (*Astyanax* sp. and *Trichomycterus* cf. *bahianus*) and other near the mouth (*Leporinus* sp. and *Callichthys callichthys*). On the other hand, *Characidium zebra*, *Parotocinclus* cf. *cristatus*, *Poecilia vivipara*, *Astyanax* sp.1, *Rhamdia* sp. and *Poecilia reticulata* occurred all sampling points. Was collected one specie the "status" of vulnerable (*Nematocharax venustus*) and two exotics (*Tilapia rendalli* and *Poecilia reticulata*). About the community structure, the values of the index of richness of "Margalef" and of the index of diversity of "Shannon" were greater in this point P3, then this point were significantly lower value of "Berger-Parker" dominance index. The point with riparian vegetation preserved (P1M) showed a lower average water temperature and the points near the head (P1A and P1M) showed the highest values of dissolved oxygen and surface velocity. Conductivity, width and depth of the medium increased toward the mouth. Several results are in accordance with the current literature dealing with community ecology of neotropical stream fish.
Keywords*: Ichthyofauna, freshwater, diversity of species, spatial distribution.*

TRINDADE, M.E.J., CETRA, M. & JUCÁ-CHAGAS, R. **Ictiofauna do Ribeirão Limoeiro, Bacia do Rio Cachoeira, BA**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn02010042010.

Resumo: Os riachos da Bacia do Leste caracterizam-se por serem pequenos, pouco complexos e com ictiofauna endêmica decorrente do isolamento geográfico. Neste contexto, foi realizado um estudo da distribuição das espécies e estrutura da comunidade de peixes do Ribeirão Limoeiro, BA ao longo de um gradiente espacial no período de um ano, utilizando-se a pesca elétrica como método de coleta. Foram coletadas 21 espécies totalizando 2264 indivíduos em quatro pontos: dois próximos da cabeceira (P1A e P1M), um no médio curso (P2) e outro próximo à sua foz (P3). Characiformes e Siluriformes foram as ordens mais representativas dentre as quatro registradas. Algumas espécies ocorreram exclusivamente na cabeceira (*Astyanax* sp. e *Trichomycterus* cf. *bahianus*) e outras próximo da foz (*Leporinus* sp. e *Callichthys callichthys*). Por outro lado, *Characidium zebra*, *Parotocinclus* cf. *cristatus*, *Poecilia vivipara*, *Astyanax* sp.1, *Rhamdia* sp. e *Poecilia reticulata* ocorreram em todos os pontos amostrados. Foi coletada uma espécie com "status" de vulnerável (*Nematocharax venustus*) e duas exóticas (*Tilapia rendalli* e *Poecilia reticulata*). Quanto à estrutura da comunidade, os valores dos índices de riqueza de "Margalef" e de diversidade de "Shannon" foram significativamente maiores no ponto P3, por outro lado, este ponto apresentou valores significativamente menores do índice de dominância de "Berger-Parker". O ponto com vegetação ripária preservada (P1M) apresentou menor valor médio da temperatura da água e os pontos de cabeceira (P1A e P1M) apresentaram os maiores valores médios de oxigênio dissolvido e velocidade superficial. Condutividade, largura e profundidade médias aumentaram da cabeceira para a foz. Vários resultados encontrados estão de acordo com a literatura atual que trata de ecologia de comunidades de peixes de riachos neotropicais.
Palavras-chave*: Ictiofauna, água doce, diversidade de espécies, distribuição espacial.*

Introdução

A grande riqueza de espécies de peixes reflete-se também na sua diversidade morfológica e ecológica (Langeani, 2007). A maior parte dessa riqueza e diversidade encontra-se em águas tropicais (Lowe-McConnell 1999), particularmente nas águas doces neotropicais, habitadas por 4.475 espécies válidas de peixes, podendo chegar a mais de 6.000 (dentre as 13.000 mundiais) se incluídas as novas espécies já reconhecidas por especialistas, porém ainda não descritas (Reis et al. 2003). Inventários recentes em ambientes de riachos e de cabeceiras no Alto Paraná, principalmente do Estado de São Paulo (e.g., Casatti et al. 2001, Castro & Casatti 1997, Castro et al. 2003, 2004, 2005, Langeani et al. 2005), comprovam a ocorrência de uma fauna bastante diversificada, além de registrar a ocorrência de várias espécies exóticas e mostrar que cerca de 6 a 15% das espécies referidas são novas (Castro et al. 2003, 2004, 2005).

A Bacia do Leste, onde se insere o riacho estudado, constitui um grupo de bacias hidrográficas, cujos rios correm exclusivamente em território brasileiro em direção ao Oceano Atlântico e estendem-se dos Estados da Bahia ao Rio Grande do Sul (Menezes 1972). Caracterizam-se por apresentarem pequenas dimensões e baixa complexidade de seu sistema fluvial, sendo que os levantamentos ictiofaunísticos são poucos e não abrangem toda Bacia (Bizerril, 1994), sendo sua fauna caracterizada pelo elevado endemismo, decorrente do isolamento geográfico (Ribeiro 2006).

Segundo Nacif et al. (2003) a Bacia do Rio Cachoeira constitui um sistema socioecológico da maior importância para o Sul da Bahia, agrupa os principais municípios dessa região e apresenta marcante diversidade de áreas agrícolas que se distinguem por diferentes características naturais e sistemas de ocupação antrópica. No entanto, constata-se ainda uma carência de estudos detalhados deste sistema que possibilitem uma melhor definição de estratégias para um manejo sustentável dos diferentes ambientes desta bacia hidrográfica. Nesse contexto, foi realizado um estudo da composição e estrutura da comunidade de peixes do Ribeirão Limoeiro ao longo do gradiente longitudinal no período de um ano.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Cachoeira situa-se no sudeste da Bahia entre as coordenadas 14° 42' e 15° 20' S e 39° 01' e 40° 09' W e apresenta como limite as bacias dos Rios de Contas e Almada, ao norte, as bacias dos Rios Pardo e Una, ao sul; a bacia do Rio Pardo, a oeste e o Oceano Atlântico, a leste. O Rio Cachoeira tem cerca de 50 km de extensão e apresenta como principais afluentes os Rios Colônia, Salgado e Piabanhas. A área de drenagem da bacia corresponde a 4.600 km^2 onde vivem aproximadamente 600.000 ha com atividades pecuaristas e de cultivo de cacau *Theobroma cacao* distribuídos em 12 municípios: Firmino Alves, Floresta Azul, Jussari, Itajú do Colônia, Ibicaraí, Ilhéus, Itabuna, Itapé, Itapetinga, Itororó, Lomanto Júnior e Santa Cruz da Vitória. O Rio Cachoeira nasce na serra de Ouricana numa altitude de 800 m na cidade de Itororó com o nome de Rio Colônia que encontra com o Rio Salgado e atinge seu patamar mais baixo na superfície litorânea do município de Ilhéus (Torres et al. 2001).

A bacia do Rio Cachoeira encontra-se inserida nas faixas climáticas do tipo Af, típico de florestas tropicais, com precipitação superior a 1000 mm anuais, bem distribuída durante todo o ano e temperatura média de 24 °C, uma zona de clima de transição do tipo Am, caracterizada pela ocorrência de um período seco nos meses de agosto a setembro, compensado pelos totais pluviométricos elevados e temperaturas médias mensais elevadas e uma zona típica de clima tropical semi-úmido no sentido oeste próximo a região de planalto de Vitória da Conquista, com precipitação anual de 800 mm (Schiavetti et al. 2005).

O Ribeirão Limoeiro é um pequeno tributário permanente com cerca de 11 km de extensão, localizado próximo ao município de Floresta Azul. Os pontos de coleta foram definidos de acordo com a posição na bacia hidrográfica e acessibilidade ao local. Ponto 1 Aberto (P1A) (14° 57' 57,6" S e 39º 41' 42,9" W), Ponto 1 Mata (P1M) (14° 57' 56,5" S e 39° 41' 49,7" W), Ponto 2 (P2) (14° 56' 45,5" S e 39° 43' 32,0" W) e Ponto 3 (P3) (14º 54' 48,8" S e 39° 43' 55,5" W) (Figura 1).

2. Coleta e análise de dados

Foram realizadas quatro amostragens de peixes em 2007 (março, junho, setembro e dezembro) utilizando a pesca elétrica, com metodologia modificada a partir de Suzuki et al. (1997) e Mazzoni et al. (2000). Esse método consiste em produzir um campo elétrico na água, passando uma corrente entre dois eletrodos submersos. O equipamento é constituído de um gerador com corrente continua (2000 W, 220 V) e um transformador que permite a execução do trabalho em 220, 300, 400 e 500 V, com uma corrente entre 1A e 2A. A equipe de eletropesca foi constituída por um operador encarregado de ligar e desligar o aparelho e regular sua voltagem. Dois operadores vestidos com macacões de borracha isolante, equipados com eletrodos conectados a puçás que executavam movimentos de vai-e-vem, lateral, percorrendo um trecho de 75 a 100 m de extensão no sentido jusante-montante capturando com os puçás os peixes imobilizados pelo efeito da corrente elétrica. Uma quarta pessoa, também vestida com macacão de borracha, ficou responsável pelo manuseio dos fios, à medida que os coletores se deslocavam rio acima.

Em cada ponto amostrado foram obtidas as variáveis ambientais: largura (m), profundidade (m) e velocidade superficial da água (averiguada através do tempo de deslocamento de um objeto flutuante). A descrição dos pontos foi feita por meio da observação direta sobre o substrato, estrutura interna do canal e das margens ao longo do ponto amostrado.

Os peixes foram fixados em formol a 10% e preservados em etanol a 70% para posterior identificação. Exemplares testemunhos foram enviados para o Laboratório de Ictiologia do Museu de Ciências e Tecnologia da PUC/RS para confirmação taxonômica pelo Prof. Dr. Roberto Esser dos Reis e para o Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia da UFRGS para confirmação taxonômica pelo Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba.

Para cada amostragem foram calculados os índices de riqueza de Margalef, diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e dominância de Berger-Parker juntamente com o intervalo de confiança a 95% calculado através do método de reamostragem "bootstrap". Foi utilizado o estimador de riqueza Chao 2 para estimar a riqueza esperada para a bacia do Ribeirão Limoeiro, juntamente com a variância. Todas estas medidas foram calculadas utilizando o software PAST (versão 1.68) (Hammer et al. 2001).

Resultados

De forma geral pode-se dizer que o P1A está inserido em um corpo d'água com traçado pouco sinuoso, sem mata ciliar e com pastagem no entorno, substrato arenoso composto por cascalhos, seixos e rochas expostas durante o seu curso. O P1M apresenta um traçado sinuoso com mata ciliar, substrato pedregoso composto por cascalhos e seixos e rochas expostas durante o seu curso, com troncos e galhos submersos. O P2, também possui um traçado sinuoso, com a mata ciliar comprometida em ambas as margens, substrato arenoso e apresenta uma combinação de rio corrente e remanso com águas mais

lentas. O P3 possui um traçado pouco sinuoso, substrato pedregoso nos locais de corredeira e arenoso nos locais de menor velocidade, com rochas expostas no leito e apresenta maior combinação dos meso-habitats: rio corrente, corredeiras em menor extensão e poções nas margens e no meio do rio.

Foram coletados 2264 exemplares, pertencentes a 4 ordens, 11 famílias e 21 espécies de pequeno a médio porte, perfazendo um total de 7,6 kg. Dentre as quatro ordens de peixes amostradas no Ribeirão Limoeiro, 82,72% das espécies capturadas pertence às ordens Characiformes e Siluriformes. A ordem Cyprinodontiformes teve sua maior frequência numérica no ponto P1A com 46,87%. Os pontos P2 e P3 tiveram a maior frequência de ocorrência da ordem Perciformes, contribuindo com 43,21 e 50,75%, respectivamente, além disso, vale ressaltar que no ponto P1A essa ordem não ocorreu.

As famílias mais representativas foram Characidae e Loricariidae que juntas contribuíram com o total de 58,39% das espécies (Figura 2). A família Characidae teve sua maior frequência de ocorrência no ponto P1A com 40,64%. Os pontos P2 e P3 tiveram a maior frequência de ocorrência da família Loricariidae, contribuindo com 50 e 30,36% respectivamente (Figura 3).

As espécies *Astyanax* sp. e *Trichomycterus* cf. *bahianus* ocorreram apenas nos pontos P1A e P1M. As espécies *Leporinus* sp. e *Callichthys callichthys* ocorreram apenas no ponto P3. As espécies *Characidium zebra*, *Parotocinclus* cf. *cristatus*, *Poecilia vivipara*, *Astyanax* sp.1, *Rhamdia* sp. e *Poecilia reticulata* ocorreram em todos os pontos amostrados (Tabela 1).

A estimativa de riqueza de espécies para o Ribeirão Limoeiro foi de 21 espécies (S_{Chao2}=21,31; s^2=0,67). Observou-se que o ponto P3 apresentou maior riqueza de espécies e os índices de riqueza, diversidade e equabilidade foram significativamente maiores que o P1A, que apresentou dominância significativamente maior que aquela encontrada no P3 (Tabela 1).

Os menores valores médios e desvio padrão da temperatura da água foram registrados no ponto que possui vegetação ripária (P1M). Os maiores valores médios de oxigênio dissolvido e velocidade foram registrados nos pontos mais elevados (P1A e P1M). Os valores de pH foram levemente alcalinos, independente do ponto de coleta e condutividade, largura e profundidade médias aumentaram da cabeceira para a foz (Tabela 2).

Discussão

O predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes na ictiofauna do Ribeirão Limoeiro reflete o esperado para sistemas fluviais sul-americanos (Castro 1999, Lowe-McConnell 1999). Entretanto alguns trabalhos apresentam as ordens Siluriformes e Characiformes como as mais representativas em número de espécies seja na Mata Atlântica (Barreto & Aranha 2005, Sabino & Castro 1990) como no Alto Paraná (Castro & Casatti 1997, Casatti 2005, Castro et al. 2004, Garutti 1988, Langeani et al. 2007, Pavanelli & Caramaschi 1997).

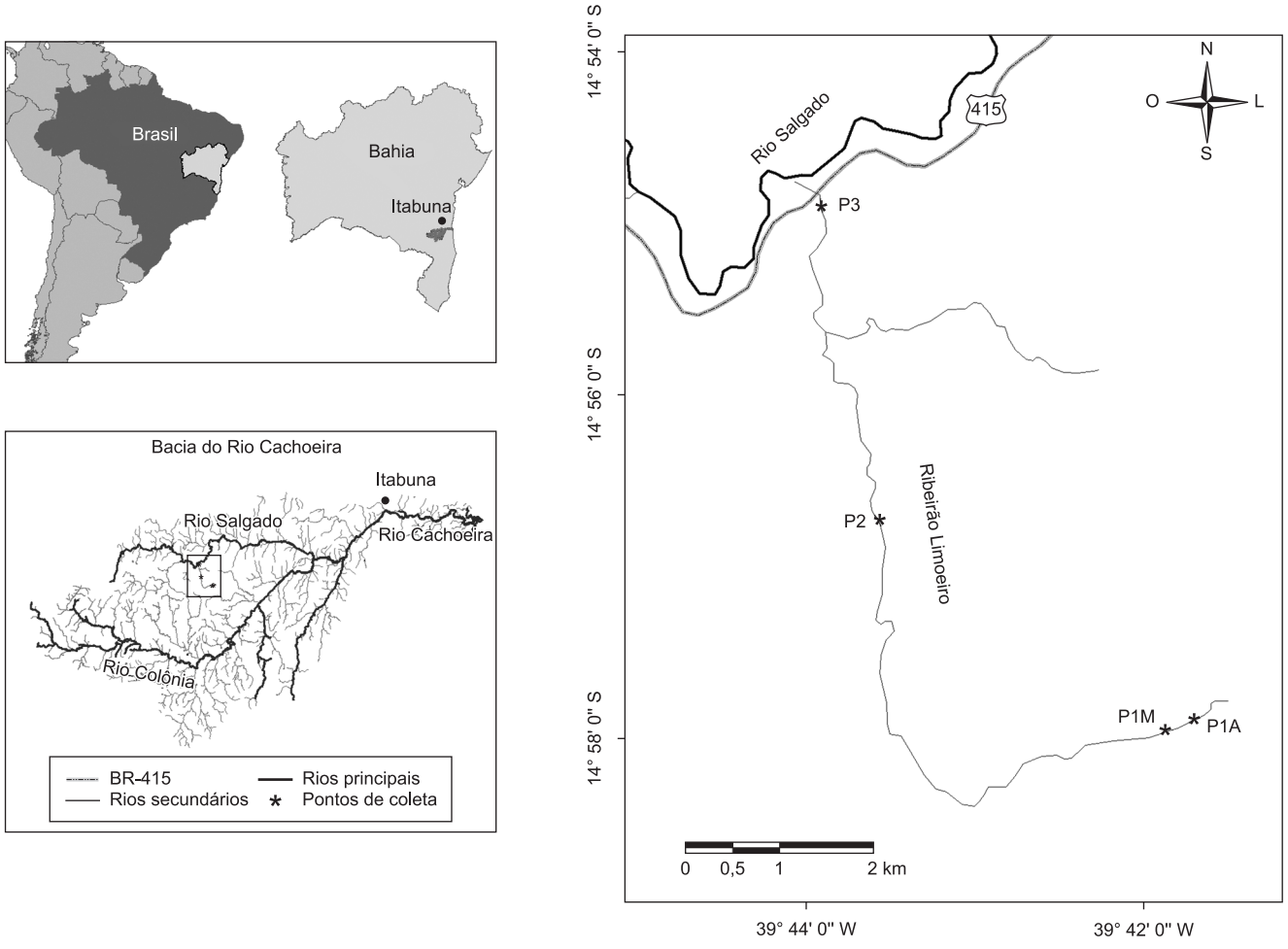


Figura 1. Bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, BA, localização dos pontos de coleta no Ribeirão Limoeiro.

Figure 1. Cachoeira River basin, BA, location of points in the stream Limoeiro.

Segundo Matthews (1998) uma interessante medida em estudo de comunidade de peixes, se refere ao número de famílias e ao número de espécies por família. Poucas famílias reúnem a maioria das espécies. No presente estudo verificou-se que Characidae e Loricariidae foram às famílias com maior número de espécies, fato também constatado por outros autores (Castro & Casatti 1997, Miranda & Mazzoni 2003, Uieda & Barreto 1999).

Muitas das espécies registradas no Ribeirão Limoeiro, apresentam "status" taxonômico deficiente, como por exemplo, as espécies do gênero *Astyanax*, o que revela o pouco conhecimento da ictiofauna da região e reforça a necessidade de trabalhos taxonômicos. Recentemente foram descritas duas espécies novas de *Astyanax*, no estado da Bahia: *Astyanax vermilion,* no Rio Almada e Rio Cachoeira, e *Astyanax burgerai,* no Rio Almada (Zanata & Camelier 2009). Entretanto poucos são os trabalhos de cunho ecológico/naturalístico envolvendo ambientes fluviais de pequeno e médio porte (Castro, 1999). Esse fato explica os problemas frequentes relativos aos limites taxonômicos de espécies de riachos da região Neotropical (Pavanelli & Caramaschi 1997).

Gêneros tais como *Astyanax* e *Hypostomus* estão entre os táxons neotropicais mais especiosos, o que resulta em diversos problemas quanto aos reais limites taxonômicos de suas espécies (Miranda & Mazzoni 2003). Lowe-McConnell (1999) afirma que o estudo de ecologia de peixes em uma área tão vasta e pouco explorada como a região Neotropical, é uma tarefa dificultada pela presença de muitas espécies, várias das quais muito semelhante entre si, tornando difícil sua identificação, fato que explica os morfotipos encontrados no presente trabalho.

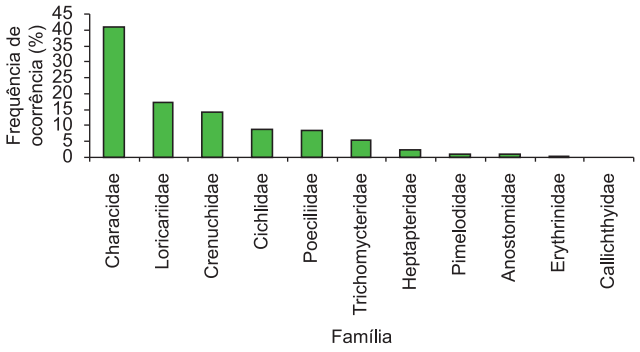


Figura 2. Frequência numérica (%) das famílias de peixes amostradas no Ribeirão Limoeiro.

Figure 2. Numerical frequency (%) of families of fish sampled in the stream Limoeiro.

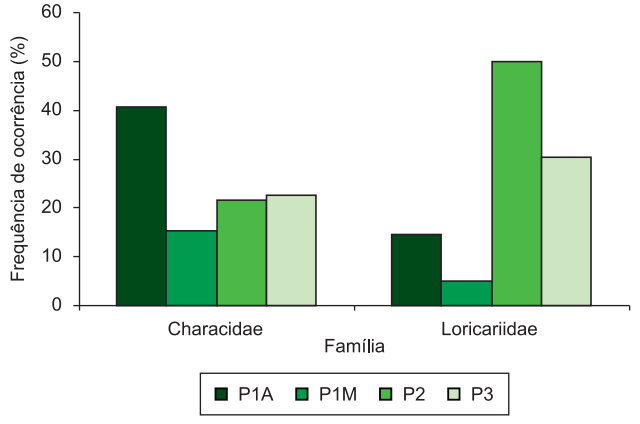


Figura 3. Frequência de ocorrência (%) das famílias de peixes representadas em cada ponto amostrado do Ribeirão Limoeiro.

Figure 3. Frequency of occurrence (%) of families of fish represented in each point sampled the stream Limoeiro.

Menezes et al. (2007) afirmam que mais de cem espécies são atribuídas ao gênero *Hypostomus*, mas o conhecimento taxonômico deste gênero é muito pobre. Dados da biologia de algumas espécies como, *Hypostomus obtusirostris* do Rio Cubatão (Santa Catarina), *Hypostomus punctatus* (Rio de Janeiro), *Hypostomus brevicauda* (Bahia) e *Hypostomus* cf. *unae* do Rio Una (Bahia) presente no Ribeirão Limoeiro, são conhecidas apenas por meio de suas respectivas descrições originais.

Com relação aos tricomicterídeos, estes representam um dos grupos menos conhecidos. Segundo Menezes et al. (2007) a espécie *Trichomycterus* cf. *bahianus*, por exemplo, tem sua distribuição conhecida apenas na bacia do Rio Una (BA) sendo sua ecologia e estado de conservação desconhecidos. No presente estudo essa espécie esteve presente apenas nos pontos de cabeceira. Oliveira & Bennemann (2005) sugerem que a presença de espécies do gênero *Trichomycterus* indica que o ambiente encontra-se pouco degradado.

Vale ressaltar a presença da espécie *Nematocharax venustus*. Segundo Menezes et al. (2007) o estado de conservação dessa espécie encontra-se vulnerável, sua distribuição é conhecida da bacia do Rio do Braço ao sul no Rio Una e partes centrais e leste do Rio Jequitinhonha, Sul da Bahia e partes adjacentes de Minas Gerais.

Outro aspecto a ser considerado é a presença de espécies exóticas como *Tilapia rendalli* e *Poecilia reticulata*. Segundo Vieira & Shibatta (2007) *P. reticulata*, é uma espécie de interesse aquarístico que possui capacidade de resistência a ambientes que sofreram alterações antrópicas, pois se alimenta de detritos variados, sendo bastante oportunista. Oliveira & Bennemann (2005) verificaram que no Ribeirão Cambé (PR) o maior número de espécies se deve, em parte, a presença de espécies introduzidas. Dentre os efeitos das alterações longitudinais na estrutura das comunidades, o aumento da diversidade da comunidade lótica em direção a foz, em suas diferentes formas (riqueza, equabilidade, entre outras) é um dos padrões mais evidentes (Súarez & Petrere Jr. 2006). Vários autores têm associado o aumento da diversidade ao longo do rio com o aumento da heterogeneidade de hábitats (Langeani et al. 2005), o qual, por sua vez, é relacionado principalmente a um aumento na vazão e na disponibilidade de abrigos (Garutti 1988, Uieda & Barreto 1999, Braga & Andrade 2005, Cetra & Petrere Jr. 2006). Como sugerido por Bojsen & Barriga (2002), a relação positiva entre a riqueza de espécies e tamanho do hábitat não é somente associada com o esforço amostral. No Ribeirão Limoeiro pôde-se verificar que a riqueza, diversidade e equabilidade aumentaram em direção à jusante, sendo significativamente maior no ponto P3 em relação aos demais pontos amostrados, coincidindo com resultados encontrados por Abes & Agostinho (2001) onde a riqueza, diversidade e equabilidade aumentaram em direção aos segmentos inferiores. Magurran & Phillip (2001) constataram em dois riachos em Trinidad que a assembléia de peixe estudada mostrou notável relação entre o índice de dominância e riqueza de espécies, sendo que, no local onde a riqueza de espécies aumentou, o índice de dominância tornou-se menor. Tal inferência pode ser confirmada pela observação dos índices de equabilidade e dominância, que no ponto P3 foram, respectivamente, maior e menor em relação ao ponto P1A. Ressalta-se que o ponto P3 apresentou os maiores valores de profundidade, largura e condutividade e os menores valores de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e velocidade superficial.

Um parâmetro importante que deve ser levado em consideração na estruturação da ictiofauna em relação à distribuição longitudinal é a cobertura vegetal (Bojsen & Barriga 2002). Segundo

Tabela 1. Composição específica, abundância total (N), riqueza de espécies (S), abundância (N), índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}), índice de diversidade de Shannon (H'), índice de equabilidade (J') e índice de dominância de Berger-Parker (d), (intervalo de confiança de 95%) para cada ponto amostrado do Ribeirão Limoeiro, durante todo período estudado

Table 1. Species composition, total abundance (N), species richness (S), abundance (N), Margalef's index of richness (D_{Mg}), Shannon's index of diversity (H'), equitability index (J') and dominance index of Berger-Parker (d), (confidence interval 95%) in each section of stream Limoeiro throughout the study period.

Espécies	Pontos de coleta				Total N
	P1A	P1M	P2	P3	
Astyanax sp.	1	1	0	0	376
Characidium zebra Eigenmann, 1909	1	1	1	1	322
Paratocinclus cf. *cristatus* Garavello, 1977	1	1	1	1	213
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)	0	1	1	1	195
Nematocharax venustus Weitzman, Menezes & Britski, 1986	0	0	1	1	193
Poecilia vivipara Bloch & Schneider, 1801	1	1	1	1	160
Hypostomus cf. *unae* (Steindachner, 1878)	1	0	1	1	166
Astyanax sp.1	1	1	1	1	145
Trichomycterus cf. *bahianus* Costa, 1992	1	1	0	0	126
Astyanax sp.3	0	0	1	1	90
Hyphessobrycon sp.	1	0	1	1	90
Rhamdia sp.	1	1	1	1	54
Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)	0	0	1	1	34
Poecilia reticulata Peters, 1859	1	1	1	1	32
Pimelodella sp.	0	0	1	1	21
Leporinus sp.	0	0	0	1	20
Hypostomus sp.	0	0	1	1	13
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	0	0	1	1	7
Tilapia rendalli (Boulenger, 1897)	0	0	0	1	4
Astyanax sp.2	0	0	1	0	2
Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	1
S	10	9	16	18	21
N	636	297	699	632	2264
D_{Mg}	1,39	1,40	2,29	2,64	2,59
	(1,39-1,39)	(1,40-1,40)	(1,83-2,29)	(2,33-2,64)	(2,33-2,59)
H'	1,83	1,86	1,82	2,41	2,56
	(1,75-1,90)	(1,75-1,93)	(1,74-1,88)	(2,34-2,46)	(2,52-2,58)
J'	0,79	0,84	0,65	0,84	0,84
	(0,76-0,82)	(0,79-0,88)	(0,64-0,70)	(0,82-0,87)	(0,83-0,87)
d	0,41	0,36	0,28	0,16	0,16
	(0,38-0,46)	(0,31-0,42)	(0,25-0,31)	(0,15-0,19)	(0,15-0,18)

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão para as variáveis físicas e químicas da água nos diferentes pontos do Ribeirão Limoeiro, BA, Brasil.

Table 2. Mean values and standard deviation for the physical and chemical parameters of water in different points of the stream Limoeiro, BA, Brazil.

Variáveis físicas e químicas	P1A	P1M	P2	P3
Temperatura da água (°C)	24,52 ± 2,12	22,99 ± 1,44	24,45 ± 2,36	25,40 ± 1,73
Oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)	7,24 ± 1,20	7,12 ± 1,12	6,34 ± 1,94	6,43 ± 2,08
pH	7,19 ± 0,36	7,18 ± 0,23	7,30 ± 0,21	7,77 ± 0,15
Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	104,25 ± 5,79	103,17 ± 4,99	314,50 ± 39,14	789,67 ± 126,78
Largura (m)	1,54 ± 0,73	1,99 ± 0,50	2,84 ± 0,88	5,22 ± 0,40
Profundidade (m)	0,21 ± 0,07	0,35 ± 0,12	0,46 ± 0,07	0,61 ± 0,12
Velocidade (m/s)	0,50 ± 0,12	0,47 ± 0,08	0,33 ± 0,15	0,40 ± 0,08

Menezes et al. (2007) a diversidade das espécies é reduzida nos riachos de áreas desmatadas em consequência de atividades agrícolas, o que favorece maior intensidade luminosa, crescimento de plantas aquáticas vasculares, especialmente plantas emersas, devido à maior disponibilidade de nutrientes (fertilizantes) e, em alguns casos, a existência de grande quantidade de sedimento devido à erosão.

Cetra & Petrere Jr. (2007) verificaram a associação entre as assembléias de peixes e a mata ciliar na bacia do Rio Corumbataí (SP) e constataram maior riqueza de espécies nos locais com maior cobertura vegetal e mata ciliar preservada. Resultados semelhantes foram encontrados por Sarmento-Soares et al. (2007) para a fauna de peixes na bacia do Rio Peruípe, extremo Sul da Bahia. Por outro lado, Bojsen & Barriga (2002), encontraram um maior riqueza de espécies nos locais desmatados em relação aos locais de cobertura vegetal, porém, não encontraram diferença significativa para a riqueza média das espécies entre os pontos. Os autores sugerem que essa maior riqueza nos locais desmatados pode estar relacionada ao aumento na densidade de macroinvertebrados. Segundo Angermeier & Karr (1983) as fontes de alimento autóctone têm mantido grande proporção de espécies de peixes em ambientes desmatados. Porém, os indicadores da estrutura da comunidade de peixes do Ribeirão Limoeiro não apontaram diferença significativa entre os dois pontos P1A e P1M, a não ser quanto à abundância que foi muito maior no P1A.

Agradecimentos

Somos gratos a Karen, Tito, Gabriel, Márcio, Polli, Camilla, Leonardo, Fábio e Alberto pelo auxilio em campo. Ao Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) e ao Prof. Dr. Roberto Esser dos Reis (Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul) pela confirmação taxonômica dos exemplares estudados. Ao Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais pelo apoio durante a realização deste trabalho através do projeto SATCAP - Capacidade suporte da bacia do Rio Cachoeira e área costeira adjacente frente à sustentabilidade ambiental dos recursos hídricos (CNPq CTHIDRO 14/2005 Processo 133343/2006-5). A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. Hydrobiologia 445:217-227.

ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Env. Bio. Fish. 9(2):117-135.

BARRETO, A. P. & ARANHA, J.M. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). Acta Sci. Biol. Sci. 27(2):153-160.

BIZERRIL, C.R.S.F. 1994. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. Acta Leopoldensia 16:51-80.

BOJSEN, B.H. & BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. Freshw. Biol. 47:2246-2260.

BRAGA, F.M.S. & ANDRADE, P.M. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. Iheringia, Ser. Zool. 95(2):121-126.

CASATTI, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. Biota Neotrop. 5(1) http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005 (ultimo acesso em 10/09/ 2007).

CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Rio Paraná, SP. Biota Neotrop. 1(1) http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?+BN00201122001 (ultimo acesso em 10/09/2007).

CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997.The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshw. 7(4):337-352.

CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In Ecologia de peixes de riachos (E.P. Caramaschi, R. Mazozoni, P.R. Peres-neto, ed). Computer & Publish Editoração, Rio de Janeiro, p.139-155.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 3(1) http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003 (úrltimo acesso em 15/09/ 2007).

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., FERREIRA, K.M., GIBRAN, F.Z., BENINE, R.C., CARVALHO, M., RIBEIRO, A.C., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., PELIÇÃO, G.Z., STOPIGLIA, R. & LANGEANI, F. 2004. Estrutura e Composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 4(1) http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN01704012004 (último acesso em 18/09/2007).

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., VARI, R.P., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., ABREU, T.X., BENINE, R.C., GIBRAN, F.Z., RIBEIRO, A.C., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G.Z., FERREIRA, K.M., STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 16(3):193-214.

CETRA, M. & PETRERE Jr., M. 2006. Fish assemblage structure of the Corumbatai river basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. Brazil. J. Biol., 66(2A):431-439.

CETRA, M. & PETRERE Jr., M. 2007. Associations between fish assemblages and riparian vegetation in the Corumbataí River Basin (SP). Brazil. J. Biol. 67(2):191-195.

GARUTTI, W. 1988. Distribuição Longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do Rio Paraná. Rev. Brasil. Biol. 48(4):747-759.

HAMMER O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Eletronica 4(1):9.

LANGEANI, F., CASATTI, L., GAMEIRO, H.S., CARMO, A.B. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 3(2):305-311.

LANGEANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007 (último acesso em 12/04/2008).

LOWE–McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo, 536p.

MAGURRAN, A.E. & PHILLIP, D.A.T. 2001. Implications of species loss in freshwater fish assemblages. Ecography. 24:645-650.

MATTHEWS, W.J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, New York, 756p.

MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N., CARAMASCHI, E.P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. Rev. Brasil. Biol. 60(2):205-216.

MENEZES, N.A. 1972. Distribuição e origem da fauna de peixes de água-doce das grandes bacias fluviais do Brasil. In Poluição e piscicultura (Comissão Internacional da Bacia Paraná-Uruguai). Faculdade de Saúde Pública da USP, Instituto de Pesca, São Paulo, p.79-108.

MENEZES, N.A., WEITZMAN, S.H., OYAKAWA, O.T., LIMA, F.C.T., CASTRO, R.M.C. & WEITZMAN, M.J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 408p.

MIRANDA, J.C. & MAZZONI, R. 2003. Composição da ictiofauna de três riachos do alto rio Tocantins, GO. Biota Neotrop. 3(1) http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00603012003 (último acesso em 18/10/ 2007).

NACIF, P.G.S., COSTA, L.M., SAADI, A., FERNANDES FILHO, E.I., KER, J.C., COSTA, O.V. & MOREAU, M.S. 2003. Ambientes naturais da bacia hidrográfica do rio Cachoeira. Cruz das Almas, Brasil.

OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no Sul do Brasil. Biota Neotrop. 5(1): http: //www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005 (último acesso em 08/09/ 2007).

PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná River, Porto Rico, Paraná State, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshw. 8:32-31

REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS Jr., C.J. (org.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

RIBEIRO, A.C. 2006.Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of fauna evolution associated with a divergent continental margin. Neotrop. Ichthyol. 4(2):225-246.

SABINO, J. & CASTRO, R.M.C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho de Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). Rev. Brasil. Biol. 50(1):23-36.

SARMENTO-SOARES, L.M., MAZZONI, R. & MARTINS-PINHEIRO, R.F. 2007. A fauna de peixes na bacia do Rio Peruípe, extremo Sul da Bahia. Biota Neotrop. 7(3) http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?inventory+bn02107032007 (último acesso em 05/03/ 2008).

SCHIAVETTI, A., SCHILLING, A.C. & OLIVEIRA, H.T. 2005. Caracterização sócio-ambiental da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira Sul da Bahia, Brasil. In Conceitos de bacias hidrográficas teorias e aplicações (A. Schiavetti & A.F.M. Camargo). Editus, Ilhéus, BA, 293p.

SÚAREZ, Y.R. & PETRERE Jr., M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do Rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. Iheringia, Sér. Zool. 96(2):197-204.

SUZUKI, H.I., PAVANELLI, C.S., FUGI, R., BINI, L.M. & AGOSTINHO, A. A. 1997. Ictiofauna de quatro tributários do reservatório de Segredo. In Reservatório de Segredo – bases ecológicas para o manejo (A.A. Agostinho & L.C. Gomes, ed). EDUEM, Maringá, p.259-273.

TORRES, M.L.M., REGO, N.C., GEUZ, F., LEVY, M.C. & MOREAU, M. 2001. Programa de recuperação das bacias dos rios Cachoeira e Almada -Diagnóstico Regional. Núcleo de bacias hidrográficas da UESC, Superintendência de Recursos Hídricos do Estado da Bahia.

UIEDA, V.S. & BARRETO, M.G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. Rev. Brasil. Zool. 1(1):55-67.

VIEIRA, D.B. & SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do Ribeirão Esperança município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotropica. 7(1) http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007 (último acesso em 05/10/ 2007).

ZANATA, A.M. & CAMELIER, P. 2009. *Astyanax vermilion* and *Astyanax burgerai*: new characid fishes (Ostariophysi: Characiformes) from Northeastern Bahia, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 7(2):175-184.

Recebido em 29/12/2009
Versão reformulada recebida em 17/09/2010
Publicado em 21/10/2010

The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil

Natalia Felix Negreiros[1,4], Maria José dos Santos-Wisniewski[2], Renata Martins dos Santos[1] & Odete Rocha[3]

[1]Post-graduate Program in Ecology and Natural Resources, Federal University of São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP, Brazil
[2]Department of Biology, Federal University of Alfenas, Alfenas, MG, Brazil
[3]Department of Ecology and Evolutionary Biology, Federal University of São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP, Brazil
[4]Corresponding author: Natalia Felix Negreiros, e-mail: natalia_felix@yahoo.com.br

NEGREIROS, N.F., SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., SANTOS, R.M. & ROCHA, O. **The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03510042010.

Abstract: Seasonal fluctuations in the dynamics of the plankton rotifer populations in an oligo-mesotrophic branch of a tropical reservoir were analyzed with respect to the possible influence of environmental conditions (physical, chemical and biological), with emphasis on biological interactions. Samples were taken monthly from August 2006 to July 2007. The well-defined climatic seasons were reflected in variations of the physical and chemical properties of the water. The zooplankton community consisted mainly of Rotifera, Cladocera and Copepoda, with occasional representatives of *Chaoborus brasiliensis* (Diptera), Ostracoda, Protozoa and Turbellaria. Rotifera was the dominant group in zooplankton community in 5 of the 12 months of the study and were represented by 35 taxa. Redundancy analysis between the rotifer population abundances and the set of environmental variables showed significant ($p < 0.05$) positive correlations with the chlorophyll *a* in the rainy season. In the dry period, predation was probably the environmental factor that had the strongest effect on rotifer populations; in particular, the density of the cyclopoid *Thermocyclops decipiens* showed significant ($p < 0.05$) negative correlations with many of the rotifer population abundances. In addition, analysis of the co-occurrence of different rotifer species indicated strong competitive interactions between populations, during the rainy period ($p < 0.001$). Among the biotic environmental factors analyzed, algal biomass had an important role during the rainy period and inter-rotifer competition was also significant in these months. It was probably that predation by the cyclopoid copepod *Thermocyclops decipiens* determined the structure and dynamics of the rotifer populations in the Sapucaí arm of the Furnas reservoir, during the dry period.
Keywords: *Rotifera, Furnas reservoir, intra-zooplankton predation, inter-specific competition.*

NEGREIROS, N.F., SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., SANTOS, R.M. & ROCHA, O. **Influência de fatores ambientais na composição e dinâmica sazonal de Rotifera no compartimento Rio Sapucaí, UHE de Furnas, MG, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn03510042010.

Resumo: Mudanças na dinâmica sazonal dos rotíferos planctônicos em uma porção oligo-mesotrófica de um reservatório tropical foram avaliadas em relação às variáveis ambientais (físicas, químicas e biológicas). As coletas foram realizadas mensalmente de agosto de 2006 a julho de 2007. As estações climáticas foram bem definidas, refletindo em variações nas características físicas e químicas da água. A comunidade zooplanctônica foi representada pelos grupos: Rotifera, Cladocera, Copepoda, e ocasionalmente por *Chaoborus brasiliensis* (Diptera), Ostracoda, Protozoa e Turbellaria. Os Rotifera foram dominantes na comunidade em cinco dos 12 meses amostrados, tendo sido representados por 35 taxa. A análise de redundância entre as densidades das populações de Rotifera e as diversas variáveis ambientais indicou correlação positiva significativa ($p < 0.05$) com a concentração de clorofila *a* no período chuvoso. No período seco, provavelmente a predação foi o fator ambiental que mais influenciou estas populações, tendo sido obtida correlação negativa significativa ($p < 0.05$) entre a densidade da espécie *Thermocyclops decipiens* e a maior parte das populações de rotíferos. A análise de co-ocorrência entre as populações de rotíferos indicou fortes interações competitivas entre estas populações no período chuvoso ($p < 0.001$). Entre os fatores bióticos analisados a biomassa algal teve um papel importante durante o período chuvoso e a competição inter-específica entre os Rotifera também foi significativa neste período. No entanto, a predação pelo Copepoda Cyclopoida *Thermocyclops decipiens* foi provavelmente o que determinou a estrutura e dinâmica das populações de rotíferos no compartimento Sapucaí do reservatório de Furnas, durante o período seco.
Palavras-chave: *Rotifera, reservatório de Furnas, predação intra-zooplanctônica, competição interespecífica.*

Introduction

Rotifera constitutes an import part of the freshwater zooplankton and have an essential role in energy transfer and the regeneration and transport of nutrients into the food web, as they are largely composed of direct consumers of phytoplankton primary production. They are generally present in great numbers and with high species richness in tropical zooplankton, being opportunistic organisms capable of colonizing a wide variety of habitats, from temporarily flooded areas (Koste & Robertson 1990, Bonecker & Lansac-Tôha, 1996, Lima et al. 1996, Garcia et al. 1998, Martínez et al. 2000, Lansac-Tôha et al. 2009) to large rivers, lakes and reservoirs (Oliveira Neto & Moreno 1999, Aoyagui & Bonecker. 2004, Sendacz et al. 2006, Corgosinho & Pinto-Coelho, 2006, Almeida et al. 2009, Borges & Pedrozo, 2009).

The representatives of this group are small and short-lived (Streble & Krauter 1987) and generally show high sensitivity, responding quickly to various types of environmental change, thus altering the total density of zooplankton and modifying the species composition and diversity of the community (Coelho-Botelho 2004). Although the freshwater zooplankton community consists mainly of rotifers, cladocerans and copepods, other groups are present at lower densities and frequencies, such as turbellarians, water acarines and dipteran larvae (Chaoboridae, Culicidae) (Tundisi et al. 1988), and biotic interactions among them can be a relevant factors.

The composition and dynamics of a community are influenced by surrounding conditions and a complex of physical, chemical and biological factors, as well as interactions among them, that can play a major part in selecting the prevailing species (Lehman 1991). While organisms numbers and relative abundance are the fundamental properties that define the structure of a community, local processes of competition, predation and heterogeneity (in time and space) of the environment are the immediate determining factors of population dynamics in a given locality (Chesson 1986). Although in some particular environments, the physical and chemical variables may be more important than biotic variables, or vice versa, both sets of factors usually operate simultaneously along a seasonal cycle.

In the present study, the most important variables controlling the abundance of rotifers in the plankton communities, according to the literature were measured during a one-year period of in the Sapucaí arm of the Furnas hydroelectric power station reservoir, and analysed regarding its effects on the structure and dynamics of the Rotifera assemblages. The main focus was upon the variables indicating biotic interactions, such as herbivory (phytoplankton biomass), competition (other filter-feeders) and intrazooplankton predation (zooplankton carnivores), that could influence the dynamics of rotifer populations.

Material and Methods

1. Study area

The reservoir serving the Furnas hydroelectric power station, situated in the Rio Grande basin in Minas Gerais State, Brazil (20º 40' S and 46º 19' W) is formed by the Grande (northern arm) and Sapucaí (southern arm) rivers. A limnetic section of this later arm (Figure 1) was sampled monthly from August 2006 to July 2007.

2. Experimental design

The following physical and chemical properties of the water were measured in situ at each collection: temperature with a mercury thermometer; electrical conductivity and pH with Quimis digital meters. Samples of water were also collected for the measurement of dissolved oxygen (DO), total N, total P and chlorophyll *a* concentrations. DO concentration was determined by the Winkler method, modified with NaN_3, as described by Golterman et al. (1978), and the phosphorus and nitrogen contents by the methods given in Mackereth et al. (1978). Chlorophyll *a* was determined by 90% acetone extraction (Lorenzen 1967, Golterman et al. 1978). Water transparency was measured using a Secchi disk of 30 cm of diameter.

The Trophic State Index (TSI) of Carlson (1977), modified by Toledo et al. (1983) was calculated using water transparency, chlorophyll *a* and total phosphorus concentrations.

Zooplankton was collected by vertical hauls with a 68 µm mesh plankton net through the whole water column. The volume of water filtered was estimated by multiplying the area of the net mouth by the local depth of the water. The organisms were fixed in 4% formaldehyde solution and later identified and counted under an optical Leica (DMLS) microscope (up to 1000X magnification), and specialized literature (Edmondson 1959, Koste 1978, Segers 1995, Elmoor-Loureiro 1997, Smirnov 1996, Rocha & Matsumura-Tundisi 1976, Matsumura-Tundisi 1986, Reid 1985). Cladocera and Copepoda were counted in square plastic counting dishes marked with a square 5 mm grid on the bottom, using sample aliquots of 5 mL or more and, in the case of the rare taxa, the whole sample. Rotifers were counted in a Sedgewick-Rafter cell, using sample aliquots of 1 mL and, at times, the whole sample.

3. Analysis of data

The statistical analysis was based on data from monthly samples, 19 species of rotifer and 20 environmental variables (5 physical and chemical factors, chlorophyll *a* content, 7 potential competitors and 7 potential predators). The data were subjected to redundancy analysis (RDA), employing the program CANOCO 3.12 (Ter Braak & Šmilauer 2002). Rotifer species densities were transformed by the function log (x+1) before analysis. The Monte Carlo test, with 999 random permutations, was used to test the significance of the environmental variables.

In view of the great number of rotifer species found in the samples, Principal Components Analysis (PCA) was applied to rotifer densities, in order to select those species that accounted for more than 0.8 of variance for the first two components. To avoid overvaluing some RDA results with very different number of variables in different tests, the competitors (7 variables) were grouped into taxonomic families.

The variables total P and total N were treated as unreal independent environmental variables, as their values and those of total zooplankton density are mutually dependent. Thus, these variables were excluded from the RDA calculations. The program EcoSim® (Gotelli & Entsminger 2001) was used to verify the existence of competition among rotifer species during the period of study.

Results

During the study, the climatic periods were well defined, with the rainy season extending from October 2006 to February 2007. The dry period (August and September 2006 and March to July 2007) was marked by low temperatures and low pluviosity (Figure 2a). The Figure 2 shows the following variables: Rainfall (Figure 2a), D.O. (Figure 2b), Temperature (Figure 2c), Total N (Figure 2d), Depth (Figure 2e), Total P (Figure 2f), pH (Figure 2g),Chlorophyll (Figure 2h), Conductivity (Figure 2i), and Trophic State Index (Figure 2j).

In the Sapucai River arm of the Furnas hydroelectric station reservoir, the water was well oxygenated and the highest D.O. content (8.52 $mg.L^{-1}$) was during June and the lowest (5.97 $\mu g.L^{-1}$)

in February (Figure 2b). Water temperature varied from month to month, with the highest value (27.0 °C) recorded in March and lowest (20.8 °C) in June (Figure 2c). The pH varied between slightly acid and alkaline, remaining close to neutral throughout the study period (Figure 2g). Regarding the nutrients, the greatest concentrations of nitrogen and phosphorous were recorded during the rainy period, between October and January (Figures d, f). Chlorophyll *a* values were relatively low, except in January, when a peak of 79.5 $\mu g.L^{-1}$ was registered. During the rest of the study period, little the variation was observed: average chlorophyll *a* value was 6.6 ± 6.5 $\mu g.L^{-1}$ (Figure 2h). Electrical conductivity was relatively low, with a narrow range of variation, between 14.9 $\mu S.cm^{-1}$ (January) and 28.9 $\mu S.cm^{-1}$ (November) (Figure 2i).

On the basis of the TSI employed, the Sapucaí arm of Furnas reservoir was classified as oligotrophic, except in January, when it was mesotrophic (Figure 2j).

Zooplankton community in the Sapucaí arm of the Furnas reservoir was constituted by Rotifera, Cladocera and Copepoda and, occasionally, by other taxa, such as Ostracoda, Turbellaria, the dipteran's larvae *Chaoborus brasiliensis* and Protozoa, mainly the tecamoebae *Arcella* sp. and *Difflugia* sp. Rotifers were dominant in 5 of the 12 months, while copepods dominated during 6 months. The least abundant group was Cladocera, which was found in low densities as compared with rotifers and copepods, except during February, when their numbers exceeded those of the other two groups (Tables 1, 2 and 3).

Rotifera was represented by 35 taxa. The dominant species were *Ascomorpha ecaudis, A. ovalis, Brachionus dolabratus, Collotheca* sp., *Conochilus coenobasis, C. unicornis, Filinia longiseta, F. opoliensis, Hexarthra intermedia, Kellicottia bostoniensis, Keratella americana, K. cochlearis, Lecane proiecta, Polyarthra* aff. *vulgaris* and *Sinantherina semibullata* (Table 2). The highest density of rotifers (166,854 $ind.m^{-3}$) was recorded in November and a single species (*C. unicornis*) was responsible for most of this peak, contributing 122,897 $ind.m^{-3}$ (Figure 3).

Crustaceans with high abundances, comparable to rotifer densities and possibly competing with rotifer populations in this part of the reservoir were mostly the species *Bosmina freyi, B. hagmanni, B. tubicen, Ceriodaphnia cornuta cornuta, C. cornuta intermedia, C. cornuta rigaudi*, *C. silvestrii*; *Diaphanosoma birgei, D. brevireme,*

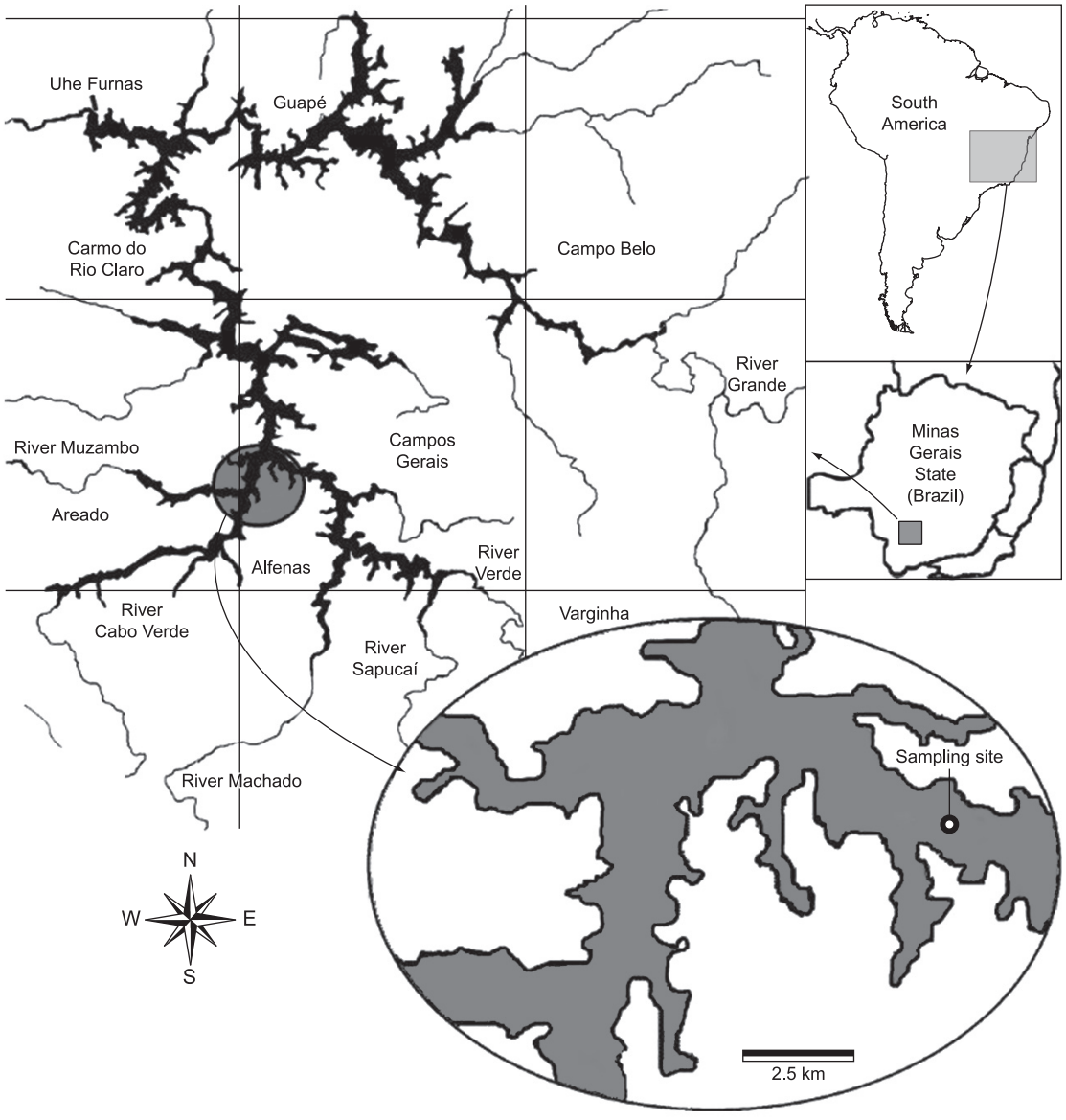


Figure 1. Map of Furnas reservoir, showing the sample site in the arm formed by the Sapucaí River.

Table 1. Values of the Rotifera species densities (ind.m^{-3}) in the Sapucaí arm of the Furnas Reservoir, MG, Brazil, from August 2006 to July 2007.

Rotifera	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul
Ascomorpha ecaudis Perty, 1850	0	0	896	1,246	1	0	1	24	1	3	0	0
*Ascomorpha ovalis** (Bergendal, 1892)	136	45	45	2,076	153	0	18	59	76	58	184	93
*Brachionus angularis** Gosse, 1851	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0
*Brachionus calyciflorus** (Pallas, 1766)	0	0	0	1,661	7	158	27	7	0	0	0	0
*Brachionus caudatus**	0	0	0	2	0	8	0	0	0	0	0	0
*Brachionus dolabratus** Barrois & Daday, 1894	0	0	9	913	256	0	75	12	15	6	0	0
*Brachionus falcatus**(Zacarias, 1898)	0	0	0	1,246	51	0	9	12	15	0	0	0
*Brachionus mirus**(Daday, 1905)	0	0	4	1,246	256	13	0	0	0	0	61	0
Collotheca sp.*	136	908	224	2,906	1,533	788	45	118	228	173	123	467
*Conochilus coenobasis** (Skorikov, 1914)	27	227	224	4,152	256	197	38	59	76	116	0	0
*Conochilus unicornis** (Rousselet, 1892)	6,954	45,639	21,066	122,897	7,156	7,884	1,763	709	3,417	809	5,390	560
*Euchlanis dilatata** Ehrenber, 1832	0	0	0	415	256	197	18	35	76	58	61	93
*Filinia longiseta**(Ehrenberg, 1834)	0	0	2	83	256	591	9	59	76	6	0	0
Filinia opoliensis (Zacarias, 1898)	0	0	45	415	511	197	38	4	15	58	61	5
*Hexartra intermedia** (Weiszniewski, 1929)	0	2	224	3,737	0	1,183	75	47	456	12	184	93
Kellicotia bostoniensis (Rousselet, 1908)	136	6	11	830	13	197	38	59	228	173	551	93
Keratella americana (Carlin, 1943)	2	0	45	83	256	79	38	47	76	58	61	9
*Keratella cochlearis** (Gosse, 1851)	2	227	449	1,682	263	394	0	24	76	116	245	3
*Keratella lenzi** (Hauer, 1953)	0	0	22	83	5	0	0	0	8	0	0	0
*Keratella tropica** (Apstein, 1907)	0	0	224	8	256	788	3	0	0	0	0	0
Lecane cornuta (Müller, 1786)	0	0	0	0	0	1	0	59	0	0	0	0
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
*Lecane proiecta** Hauer, 1956	0	0	314	17,023	16,100	591	1	24	23	58	61	0
Lecane stenroosi (Meissner, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
*Plationus macracanthus** (Daday, 1905)	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
*Plationus patulus** (Müller, 1953)	0	11	0	0	0	197	0	0	0	58	0	93
Polyarthra aff. *vulgaris*	27	908	1,569	2,076	767	197	38	1	8	58	796	560
Ptygura cf. *wilsonii* (Anderson & Shephard, 1892)	0	23	448	0	0	0	38	95	38	0	0	0
Sinantherina semibullata (Thorpe, 1893)	7	454	448	0	0	0	0	733	152	12	417	93
Synchaeta jollyae Shiel & Koste, 1993	818	0	11	1,661	767	1,774	9	0	76	0	1,764	1,866
Testudinella patina (Hermann, 1783)	136	0	0	0	0	197	0	0	0	0	0	0
Trichocerca chattoni (de Beauchamp, 1907)	27	908	1,345	12	38	0	2	59	76	0	61	47
Trichocerca capucina (Wierzejski & Zacharias,1893)	7	45	896	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bdelloidea	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

*Species selected by pca, which contribute eigen values ≥ 0.8 to the two principal axes.

D. fluviatile and *D. spinulosum*; *Moina minuta; Notodiaptomus cearensis; N. spinuliferus;* calanoid nauplii and copepodites and cyclopoid nauplii (Table 3). Potential predators of rotifers were represented by juvenile and adult stages of cyclopoid copepods *Thermocyclops minutus, T. decipiens* and *Mesocyclops ogunnus*, larvae of *Chaoborus brasiliensis*, the rotifer *Asplanchna sieboldi* and turbellarians (Table 3).

When the Monte Carlo test was applied to the sets of environmental factors, it was found that chlorophyll *a,* and crustacean competitors (cladocerans of family Moinidae, predatory copepods *Thermocyclops decipiens* and *Mesocyclops ogunnus*) had significant effects on the rotifer populations (Table 4).

Redundancy Analysis (RDA) applied to rotifer populations, and physical, chemical and biological (chlorophyll *a*) variables indicated that the first two ordination axes explained 69% of the total variance in the results. Among the explanatory variables, D.O. and electrical conductivity showed the least influence on rotifer numbers. The ordination chart (Figure 4a) showed that chlorophyll *a* was the environmental factor that most strongly influenced the rotifers ($p < 0.05$) (Table 4). The chart also showed that the species *Brachionus angularis*, *B. caudatus*, *Plationus macracanthus*, *P. patulus* and *Filinia longiseta* occurred in the rainy period and increased collinearly with phytoplankton biomass.

The RDA between Rotifera populations and potential competitor species explained 70.9% of total variance. Representatives of Chydoridae and Sididae families of Cladocera had the least influence on rotifer densities (Figure 4b). Ordination diagram indicated that representatives of Moinidae had the strongest influence upon the rotifer populations ($p < 0.05$) (Table 4), and showed that *Conochilus coenobasis*, *Brachionus falcatus, Lecane proiecta, Keratella tropica* and *B. dolabratus* occurred in the rainy period and had positive colinearity with the Moinidae cladocerans.

RDA between rotifers and predator species explained 86.2% of total variability accumulated in the two first ordination axes. Triplot ordination analysis indicated that the cyclopoid copepod *Thermocyclops minutus* was the predatory species with the least influence over the Rotifera populations, although it occurred in high densities throughout the whole study period. It further revealed that the species *Thermocyclops decipiens* ($p < 0.05$) and *Mesocyclops ogunnus* ($p < 0.001$) (Figure 4c) constituted the most important

Table 2. Monthly densities (ind.m^{-3}) of potential competitors for Rotifera recorded in the Sapucaí arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil, from August 2006 to July 2007.

Competitors	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul
Bosmina freyi De Melo and Hebert, 1994	55	772	762	6,726	409	355	41	2	886	142	632	1,717
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	136	0	134	5,813	409	355	120	1	382	233	438	1,017
Bosmina tubicen Brehm, 1953	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	0	0	0	83	0	355	3	0	0	0	0	0
Ceriodaphnia cornuta cornuta Sars, 1886	218	908	1,524	2,657	1,533	749	1,151	234	489	111	219	336
Ceriodaphnia cornuta intermedia Sars, 1886	45	727	1,031	1,329	664	118	278	16	191	37	30	37
Ceriodaphnia c. righaudi Sars, 1886	0	500	1,434	2,574	307	276	465	97	642	132	140	89
Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902	418	2,689	628	664	153	158	390	102	2,117	233	1,210	849
Chydorus pubescens Sars, 1901	3	0	20	0	0	13	16	0	0	0	0	0
Daphnia gessneri Herbst, 1967	27	0	512	1,183	226	48	0	0	321	70	2705	956
Diaphanosoma birgei Korineck, 1981	0	0	0	166	0	0	101	435	1,628	43	0	14
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901	0	45	224	83	51	0	38	8	0	2	6	0
Diaphanosoma fluviatile Hansen, 1899	0	0	0	0	0	39	0	295	1,475	450	0	0
Diaphannosoma spinulosum Herbst, 1967	55	2,770	1,389	664	409	315	176	73	313	43	843	364
Kurzia latissima (Kurz, 1874)	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
Leydigia sp.	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
Moina minuta Hansen, 1899	1	318	75	1,661	2,045	631	754	24	176	10	18	65
Simocephalus latirostris Stingelin, 1906	0	0	0	0	0	0	98	19	0	0	0	0
Simocephalus serrulatus (Koch, 1841)	2	37	0	0	0	0	*0*	*0*	0	1	0	5
Argyrodiaptomus furcatus (Sars, 1901)	0	5	0	0	0	0	9	47	0	0	0	9
Notodiaptomus cearensis (Wright, 1936)	136	91	403	498	26	8	18	213	30	23	0	19
Notodiaptomus iheringi (Poppe, 1891)	0	0	90	0	13	13	9	0	15	0	49	0
Notodiaptomus spinuliferus Dussart & Matsumura-Tundisi, 1986	382	727	493	498	26	118	54	95	152	23	221	187
Calanoida copepodid	11,04	7,765	2,017	2,989	562	434	324	1,418	1,731	486	931	2,799
Calanoida nauplii	2,045	2,498	2,241	6,228	2,556	788	38	473	152	867	245	187
Cyclopoida nauplii	2,454	13,62	13,45	20,76	12,78	2,957	900	1,773	4,936	4,914	7,963	6,531
Ostracoda	27	5	90	83	51	13	18	47	5	12	25	9

Table 3. Monthly densities (ind.m^{-3}) of the potential predators of the Rotifera recorded in the Sapucaí arm of the Furnas Reservoir, MG, Brazil, from August 2006 to July 2007.

Predators	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul
Asplanchna sieboldi	0	0	4	415	0	788	0	0	1	3	0	0
Mesocyclops ogunnus Onabamiro, 1957	0	0	0	332	102	0	14	24	30	23	25	0
Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929)	191	363	224	166	51	118	9	47	61	139	74	9
Thermocyclops minutus (Lowndes, 1934)	764	1,635	179	166	153	13	14	165	1,276	532	172	1,680
Cyclopoida copepodids	2,127	3,996	1,838	2,823	716	434	288	1,678	4,101	2,266	2,230	5,673
Chaoborus brasiliensis	0	0	0	0	0	39	1	0	3	0	0	1
Turbellaria (Theobald, 1901)	109	590	134	249	153	0	18	24	30	93	25	37

predators controlling rotifer populations. Thus, for the dry period there is a negative collinearity between *T. decipiens* densities and *Euchlanis dilatata, Keratella cochlearis, B. calyciflorus, F. longiseta, H. intermedia* and *K. tropica* densities. Conversely, there was a positive linear correlation with *M. ogunnus,* a potential predator of most of the Rotifera populations.

According to these results, obtained from the co-occurrence analysis, it could be inferred that competition among Rotifera populations occurred only from November to January (rainy period) ($p < 0.05$), with a C-score (0.18) higher than that randomly expected (0.14).

Discussion

The two well-defined climatic seasons that occur in the studied area, a dry winter and a rainy summer, resulted in significant changes in the abiotic and biotic variables observed in the reservoir arm formed by the Sapucaí River.

A majority of the rotifer species (22 out of 35) was recorded at high densities at the start of the rainy season while the occurrence of certain species - *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. caudatus, Keratella cochlearis* var. *tecta, K. tropica* and *Plationus patulus* – was entirely restricted to this period. Conversely, *Ptygura* cf. *wilsonii*

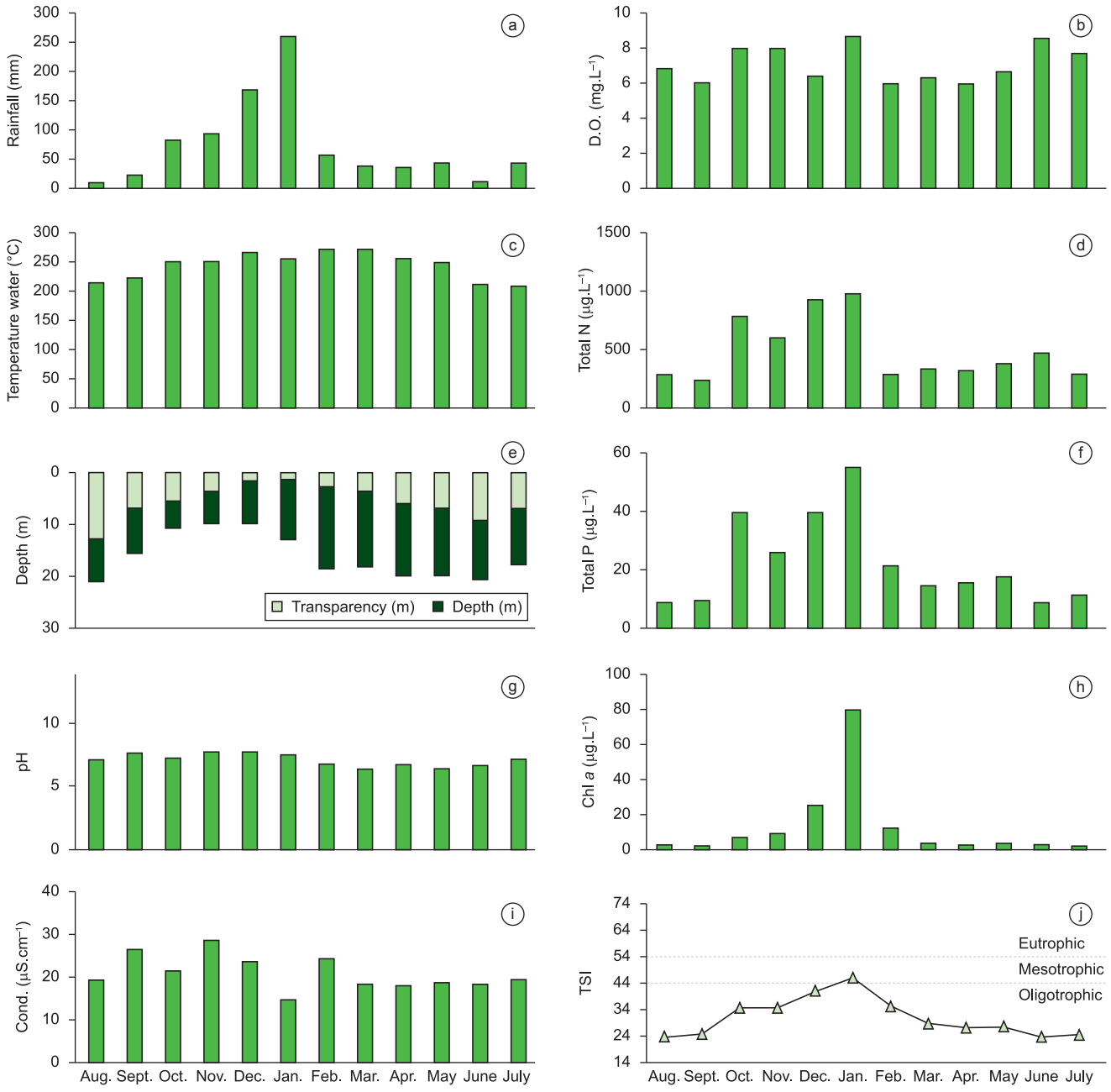


Figure 2. Monthly values of the physical, chemical and biological variables recorded in the Sapucaí arm of the Furnas Reservoir, MG, Brazil, from August 2006 to July 2007.

and *Sinantherina semibullata*, species of the family Flosculariidae, occurred not in the rainy season, but mainly in the transition from the rainy to the dry season and during the dry period.

The pH, electrical conductivity and D.O. concentrations probably had little effect on the fluctuations of the rotifer populations, since the whole ranges of variation of the variables observed were inside the range considered adequate for most zooplankton species (Sipaúba-Tavares & Rocha 2003). Eventhough the electrical conductivity did not contribute significantly to the correlations revealed by the RDA, the highest value recorded (28.9 µS.cm^{-1}) coincided with the peak in the total rotifer densities, in November. Toledo et al. (2003) have pointed out that moderate electrical conductivities (around 40 µS.cm^{-1}) can favor the growth and even the dominance of Rotifera in tropical waters.

Light penetration in the water column was limited in Furnas reservoir. This is a common fact in tropical reservoirs because heavy rainfall usually carries large quantities of inorganic matter from neighboring lands into streams flowing to the reservoirs (Payne 1986).

Positive correlation was found between rotifer density and chlorophyll *a* concentrations, evidencing the importance of food, noticeably for *Brachionus caudatus*. Food availability is a biotic factor frequently related to rotifer population densities and diversity (Bonecker et al. 2005, Deveter & Sed´a 2005, Duggan et al. 2001).

In the Sapucaí arm of the reservoir, cladocerans were represented chiefly by the genera *Bosmina, Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma* and *Moina*. As a rule, both rotifers and cladocerans prefer to filter algal cells lesser than 50 µm of size (MacIsaac & Gilbert

Table 4. Significance (*p* value) for each environmental variable, tested by RDA method.

Type of environmental factors	Variable	Significance (*p* value)	F value
Physical and chemical	Temperature	0.36	1.08
	Dissolved Oxygen	0.42	1.04
	Transparency	0.09	2.00
	Conductivity	0.74	0.54
	pH	0.059	2.20
Phytoplankton biomass	Chlorophyll *a*	0.02*	3.88
Crustacean competitors	Bosminidae	0.18	1.65
	Chydoridae	0.49	0.89
	Daphnidae	0.49	0.67
	Moinidae	0.01*	3.84
	Sididae	0.56	0.68
	Calanoida/Nauplii Copepoda	0.07	1.77
	Ostracoda	0.4	0.90
Invertebrate predators	*Asplanchna sieboldi*	0.18	1.55
	Mesocyclops ogunnus	0.006*	4.64
	Thermocyclops decipiens	0.01*	2.31
	Thermocyclops minutus	0.17	1.54
	Cyclopoida copepodid	0.14	1.77
	Chaoborus brasiliensis	0.07	6.39
	Turbellaria	0.88	0.38

*Significant results ($p < 0,05$)

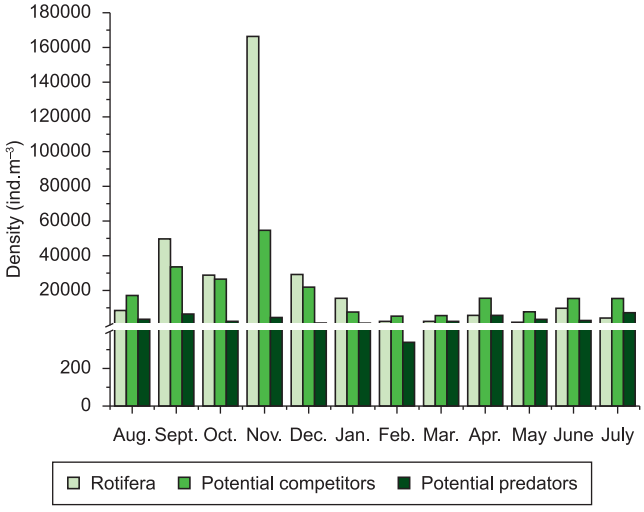


Figure 3. Value of the Rotifera, potential competitor and potential predator densities (ind.m^{-3}) in the Sapucaí arm of the Furnas Reservoir, MG, Brazil, from August 2006 to July 2007.

1989, Jaramillo-Londiño & Pinto-Coelho 2010). Kirk (1997) suggests that when algal biomass acts as a limiting factor, rotifers could be at disadvantage in the competition for food, since they are less resistant to starvation. Hurtado-Bocanegra et al. (2002) found that the population growth of *B. patulus* was negatively influenced by the presence of *Ceriodaphnia dubia* and *M. macrocopa* and that there is a complex interaction between rotifers and cladocerans.

Results of the RDA indicated positive collinearity between Moinidae density (mainly *Moina minuta*) and that of rotifers *Conochilus coenobasis*, *Brachionus falcatus, Lecane proiecta, Keratella tropica* and *B. dolabratus.* In general survival strategies of *Moina* species are similar to those of rotifers, which have high rates of population growth and short life cycles (Nandini & Sarma 2000). In the present study *Moina minuta* population probably had no prejudicial effect on rotifers, since the latter were found at far higher densities (around 800 – fold higher) throughout the period of study. Even though clearance rates of *Moina* are around 25 times greater than rotifer clearance rates - (235 µL ind.$^{-1}$/hour- for *Moina micrura* (Macedo & Pinto-Coelho 2000), and 9 µL ind.$^{-1}$/hour - for *Keratella cochlearis, Polyarthra vulgaris* and *P. dolychoptera* (Bogdan & Gilbert 1982).

Analysis of the co-occurrences indicated that in the rainy period (November to January), competitive interactions were strong among rotifer populations ($p < 0.001$). This fact is consistent with the high species diversity and high densities of rotifers observed in the Sapucaí arm during the period of study. In natural environments herbivore communities can compete strongly by limiting resources leading to coexistence or exclusion of species (DeMott & Kerfoot 1982).

Although the food niches of rotifers are more specialized than those of cladocerans (Bogdan & Gilbert 1982), limiting resources can lead to inter-specific competition depending on rotifer sizes, food concentration and the initial densities of the competing species (Sarma et al. 2008).

Predators with most of rotifers observed in Furnas reservoir were the copepodites and adults of Cyclopoida (*Mesocyclops ogunnus, Thermocyclops decipiens* and *T. minutus)*, the larvae of the dipteran *Chaoborus brasiliensis*, the rotifer *Asplanchna sieboldi* and turbellarians. In the rainy season, *Mesocyclops ogunnus* numbers showed significant positive correlation ($p < 0.001$) with most rotifers and, due to the low *Mesocyclops* densities, this copepod probably had no negative effect on the rotifer populations. In the dry season, adults of *Thermocyclops decipiens* were recorded at high densities and showed negative collinearity ($p < 0.05$) with the rotifer species *Euchlanis dilatata, Keratella cochlearis, Brachionus calyciflorus, Filinia longiseta, Hexarthra intermedia* and *K. tropica,* according to RDA results.

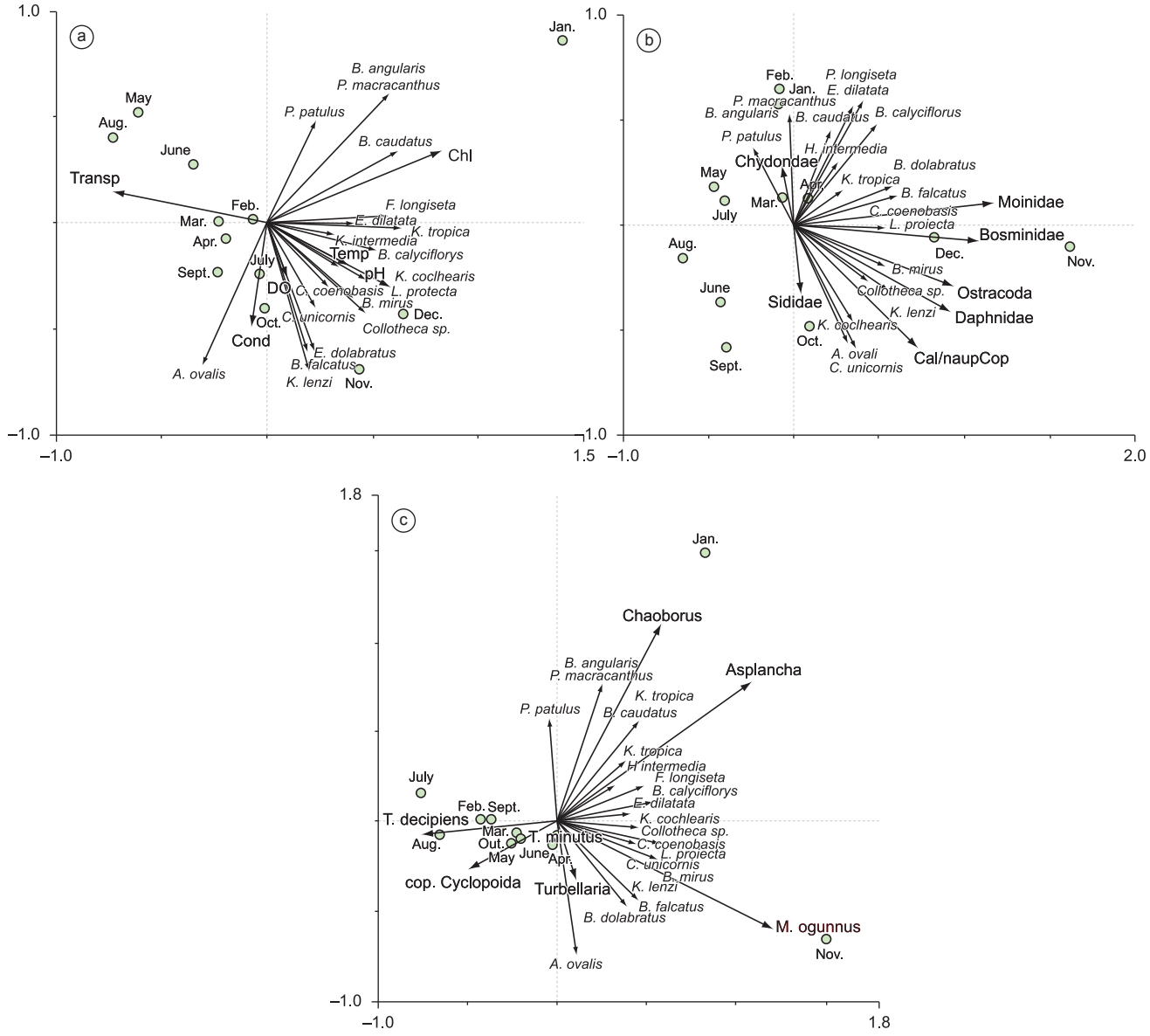


Figure 4. RDA ordination chart between: a) Rotifera density and environmental variables; b) Rotifera density and competitors; and c) Rotifera density and predators.

Predation pressure exerted by *Thermocyclops decipiens* probably determined the decrease in rotifer densities in this reservoir arm, in the dry period. The highly-developed ability of species of the suborder Cyclopoida to seize their prey among the zooplankton is already well-established (Plaßmann et al. 1997, Williamson, 1983, 1984, Matsumura-Tundisi et al. 1997, Dieguez & Gilbert 2002). Representatives from many taxa are reported to feed on rotifers. There are good quantitative data on predation on rotifers by both, predaceous Rotifera and Cyclopoida copepods (Williamson & Gilbert 1980, Stemberger & Evans 1984). Additionally, the limited information available on other predatory invertebrate taxa present in Furnas reservoir zooplankton suggests that rotifer production may contribute extensively to their diets.

Among the environmental factors, food availability as indicated by algal biomass, had an important role on rotifer abundances during the rainy period, but inter-rotifer competition was also significant in these months. On the other hand, it was probably that predation by the cyclopoid copepod *Thermocyclops decipiens* determined the structure and dynamics of the rotifer populations in the Sapucaí arm of Furnas reservoir during the dry period.

Acknowledgments

Authors are grateful to the Hydrobiology and the Fish farming Unit of FURNAS Centrais Elétricas SA for allowing access to their facilities; to the Research and Development Program of Aneel for financial assistance to research, and to the Brazilian National Research Council (CNPq) for the student award. We also thank Timothy C. Roberts by the English corrections.

References

ALMEIDA, V.L.S., DANTAS, Ê.W., MELO-JÚNIOR, M., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. & MOURA, A.N. 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brasil. Braz. J. Biol. 69(1):57-65.

AOYAGUI, A.S.M. & BONECKER, C.C. 2004. Rotifers in different environments of the upper Parana River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship to connectivity. Hydrobiologia 522:281-290.

BOGDAN, K.G. & GILBERT, J.J. 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella, Polyarthra* and *Bosmina*. Clearance rates, selectivity and contributions to community grazing. Limnol. Oceanogr. 27:918-934.

BONECKER, C.C. & LANSAC-TÔHA, F.A. 1996. Community structure of rotifers in two environments of the upper River Paraná floodplain (MS)-Brazil. Hydrobiologia 325:37-150.

BONECKER, C.C. DA COSTA, C., LUIZ VELHO, L. & LANSAC-TÔHA, F. 2005. Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Paraná State - Mato Grosso do Sul State, Brazil). In Rotifera X - Rotifer research: trends, new tools and recent advances (A. Herzig, R.D. Gulati, C.D. Jersabek & L. May, eds.), p405-414.

BORGES, M.G. & PEDROZO, C.S. 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. Acta Limnol. Bras. 21(1):101-110.

CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol Oceanogr. 22(2):261-269.

CHESSON, P. L. 1986. Environmental variation and the coexistence of species. In: Harper and Row. (J. Diamond & T. Case, ed.). Commuity Ecol., New York, p.240-256.

COELHO-BOTELHO, M.J. 2004. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatório. Bol. CETESB. www.cetesb.sp.gov.br. (último acesso em 16/08/2009).

CORGOSINHO, P.H.C. & PINTO-COELHO, R.M. 2006. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnol. Brasil. 182:213-224.

DEMOTT, W.R. & KERFOOT, W.C. 1982. Competition among cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia.* Ecology 63:1949-1966.

DEVETTER, M. & SED'A, J. 2005. Decline of clear-water rotifer populations in a reservoir: the role of limitation resources. Hydrobiologia 546:509-518.

DIEGUEZ, M.C. & GILBERT, J.J. 2002. Suppression of the rotifer *Polyarthra remata* by the omnivorous copepod *Tropocyclops extensus*: predation or competition. J. Plankton Res. 24(4):359-369.

DUGGAN, I.C., GREEN, J.D., SHIEL, R.J. 2001. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. Hydrobiologia 446-447:155-164.

EDMONDSON, W.T. 1959. Freshwater Biol. 2. ed. Wiley and Sons, New York, 1248p.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1997. A Manual for the identification of freshwater cladocerans in Brazil (in portuguese). Brasília, Universa, 155p.

GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Int. Biol. Program., London, 213p.

GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2001. EcoSim: null models software for ecology. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. http://garyentsminger.com/ecosim.

HURTADO-BOCANEGRA, M.D., NANDINI, S. & SARMA, S.S.S. 2002. Combined effects of food level and innoculation density on competition between *Brachionus patulus* (Rotifera) and the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa.* Hydrobiologia 468:13-22.

JARAMILLO-LONDIÑO, J.C & PINTO-COELHO, R.M. 2010. Interaction between Hexarthra and Bosmina. J. Plankton Res. 2010.

KIRK, K.L. 1997. Life-history responses to variable environments: starvation and reproduction in planktonic rotifers. Ecology 78:434-441.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt-Monogononta. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger, 1, 238p.

KOSTE, W. & ROBERTSON, B. 1990. Taxonomic studies of the Rotifera from shallow waters on the Island of Maracá, Roraima, Brazil. Amazoniana Kiel 11(2):185-200.

LEHMAN, J.T. 1991. Interacting growth and loss rates: the balance of top-down and bottom-up controls in plankton communities. Limnol. Oceanogr. 36(8):1546-1554.

LIMA, A.F., LANSAC-TÔHA, F.A & BONECKER, C.C. 1996. Zooplankton in the Floodplains of a Tributary to the Paraná River in Mato Grosso do Sul, Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 31(2):112-116.

LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. 12:343-346.

MACEDO, C.F. & PINTO-COELHO, R.M. 2000. Efeitos das algas Ankistrodesmus gracilis e Scenedesmus quadricauda no crescimento e no índice lipídico de Daphnia laevis e Moina micrura. Acta Sci. 22(2):397-401.

MACISAAC, H.J. & GILBERT, J.J. 1989. Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. Oecologia 81:95-301.

MACKERETH, J.F.H., HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Fresh. Biol. Ass. 36:121.

MARTÍNEZ, J.C.C., CANESIN, A. & BONECKER, C.C. 2000. Species composition of rotifers in different habitats of an artificial lake, Mato Grosso do Sul State, Brazil. Acta Sci. 22(2):343-346.

MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986. Latitudinal distribution of Calanoida Copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. Braz. J. Biol. 43(3):527-553.

MATSUMURA-TUNDISI, T., ROCHA, O. & TUNDISI, J.G. 1997. Carbon uptake by Scolodiaptomus corderoi and Thermocyclops minutus feeding on different size fractions of phytoplankton from Lake Dom Helvécio. In Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil (J.G. Tundisi & Y. Saijo, ed.). Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo School of Engineering at S. Carlos and Center for Water Resources and Applied Ecology, São Paulo, p.275-284.

NANDINI, S. & SARMA, S.S.S. 2000. Lifetable demography of four cladoceran species in relation to algal food (Chlorella vulgaris) density. Hydrobioly 435:117-126.

OLIVEIRA-NETO, A.L. & MORENO, I.H. 1999. Filo Rotifera. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados de Água Doce. (D. Ismael, W.C. Valente, T. Matsumura-Tundisi, O. Rocha, org.). São Paulo: FAPESP, 4, p.39-52.

PAYNE, R. 1986. The ecology tropical lakes and rivers. New York: John Wiley & Sons, 301p.

PLAßMANN, T., MAIER, G. & STICH, H.B. 1997. Predation impact of *Cyclops vicinus* on the rotifer community in Lake Constance in spring. J. Plankton Res. 18:1069-1079.

REID, J.W. 1985. Identification key and list of references for the South-American free living inland species of order Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). B. Zool. Univ. S. Paulo, 9, p.17-143.

ROCHA, O. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1976. Atlas of the zooplankton of Broa Reservoir, São Carlos-SP, Ed. UFSCar, 68p.

SARMA, S.S.S., FRANCO-TÉLLEZ, J.L. & NANDINI, S. 2008. Efecto de la concentración de algas (*Chlorella vulgaris*) y la densidad de inoculación sobre la competencia entre tres Brachionidae (Rotifera: Monogononta) planctônicos. Hidrobiológica 18(1):123-132.

SEGERS, H. 1995. Rotifera. The Lecanidae (Monogononta) Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. SPB Academics, Amsterdam, 2, 226p.

SENDACZ, S.; CALEFFI, S. & SANTOS-SOARES, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. Braz. J. Biol. 66(1B):337-350.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. & ROCHA, O. 2003. Production of plankton (phytoplankton and zooplankton) for feeding aquatic organisms. Rima, São Carlos, 106p. In portuguese.

SMIRNOV, N.N. 1996. Cladocera: The Chydorinae and Saycinae (Chydoridae) on the world. In Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world (H.J. Dumont, ed.) SPB Academic, Amsterdam, 197p.

STEMBERGER, R.S. & EVANS, M.E. 1984. Rotifer seasonal succession and copepod predation in Lake Michigan. Great Lakes Res. 10:417-428.

STREBLE, H. & KRAUTER, D. 1987. Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida en una gota de agua. Libro de clasificación con 1700 ilustraciones. Omega, Barcelona, 371p.

TER BRAAK, C.J.F. & ŠMILAUER, P. 2002. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination. Microcomputer Power, Ithaca, NY.

TOLEDO, A.P., TALARICO, M., CHINEZ, S.J. & AGUDO, E.G. 1983. The use of simplified models to evaluate the process of eutrophication in tropical lakes and reservoirs. In: 12th Brazilian Congress in Sanitary Engineering and Environment. Cetesb, São Paulo, p.1-34. In portuguese.

TOLEDO, J.J., CASTRO, J.G.D., SANTOS, K.F., FARIAS, R.A., HACON, S. & SMERMANN, W. 2003. Evaluation of environmental impacts caused by the effluents of fish-farming tanks in the Pisciculcute Station at Alta Floresta – MT. Rev. Prog. Ciên Agr-Amb, Alta Floresta 2(1):13-31. In portuguese.

TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R. & ROCHA, O. 1988. Comparison of the trophic state of 23 reservoirs of São Paulo State: Eutrophication and management. In Limnologia e Manejo de represas (J.G. Tundisi, ed.). p.165-204.

WILLIAMSON, C.E. & GILBERT, J.J. 1980. Variation among zooplankton predators: the potential of *Asplanchna*, *Mesocyclops*, and *Cyclops* to attack, capture, and eat various rotifer prey. In *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities* (W.C. Kerfoot, ed.). The University Press of New England, Hanover, p.509-517.

WILLIAMSON, C.E. 1983. Invertebrate predation on planktonic rotifers. Hydrobiologia 104(1):385-396.

WILLIAMSON, C.E. 1984. Laboratory and field experiments on the feeding ecology of the cydopoid copepod, *Mesocyclops edax*. Freshwater Biol. 14:575-585.

Received 27/05/2010
Revised 20/11/2010
Accepted 29/11/2010

Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo

Pedro Henrique Santin Brancalion[1,3] & Ricardo Ribeiro Rodrigues[2]

[1]Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo – USP, Av. Pádua Dias 11, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil
[2]Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo – USP, Av. Pádua Dias 11, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil
[3]Autor para correspondência: Pedro Henrique Santin Brancalion, e-mail: pedrohsb@yahoo.com.br

BRANCALION, P.H.S. & RODRIGUES, R.R. **Agricultural land reduction due to the compliance with the current Forest Code: a study case of sugarcane production in the State of São Paulo**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01010042010.

Abstract: One of the major reasons of the proposed changes of the Brazilian Forest Code is that its compliance would supposedly harm several agricultural sectors, although this reason has been weakly supported by data. The goal of this work was to evaluate the implication of the compliance with the Forest Code for reducing areas of sugarcane production in the State of São Paulo, aiming to estimate the upper limit of potential losses that the application of the Forest Code could bring to the economic viability of important sectors of Brazilian agricultural production. We analyzed 23 projects of environmental planning carried out in 1,961 landholdings of sugarcane mills from São Paulo State, which totalized 533,097 ha (9.7% of the cultivated area with sugarcane in the state). In these projects, we carried out an environmental zoning of Permanent Protected Areas (PPA), lands of agricultural production, and potential lands to constitute Legal Reserves. The results indicated that, on average, 10.4% of the total area of each farm was classified as PPA, and that only 21.2% of PPA area (2.2% of the total area) were occupied by some kind of agricultural production. Sugarcane occupied, in average, 12.1% of the areas classified as PPA (1.2% of the total area). Overall, 76.5% of the total area of projects was occupied by sugarcane fields and the sum of potential areas for compliance with the Legal Reserve, which were constituted by forest remnants (5.0% of total area), abandoned lands (2.3% of total area), and lands with other uses (6.3% of total area), would result in 13.6% of the total area and consequently generate a deficit of 6.4% of lands for the full compliance with the Legal Reserve (20%). This deficit could even be compensated, by law, outside the landholding register in landscapes with lower agriculture suitability. Therefore, the diagnostics presented in this work for the sugarcane sector in the State of São Paulo indicates that compliance with the current Forest Code would not reduce agricultural production, which highlight that part of the arguments that are favorable for changes in the Forest Code need to be revisited in the light of concrete data and in a less speculative way.
Keywords: *environmental policy, environmental planning, land use, riparian areas, forest restoration.*

BRANCALION, P.H.S. & RODRIGUES, R.R. **Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01010042010.

Resumo: Uma das principais justificativas da proposta de mudanças do Código Florestal brasileiro (CF) é a de que seu cumprimento supostamente inviabilizaria vários setores da agropecuária, apesar dessa justificativa ser fracamente sustentada em dados. O objetivo desse trabalho foi avaliar as implicações do cumprimento do CF para a redução de áreas de produção canavieira no Estado de São Paulo, visando estimar qual seria o limite superior de potenciais prejuízos que a aplicação do CF poderia trazer à viabilidade econômica de um dos mais importantes, e também impactantes ambientalmente, segmentos da produção agropecuária brasileira. Foram analisados 23 projetos de adequação ambiental conduzidos em 1.961 propriedades rurais de usinas sucroalcooleira do Estado de São Paulo, os quais totalizaram 533.097 ha (9,7% da área cultivada com cana-de-açúcar em São Paulo). Nesses projetos, realizaram-se um diagnóstico ambiental de Áreas de Preservação Permanente (APP), áreas de produção agrícola e de áreas potenciais para constituir a Reserva Legal. Os resultados indicaram que 10,4% da área total das propriedades rurais constituiriam APPs e que apenas 21,2% da área de APP (2,2% da área total) era utilizada por algum tipo de atividade agrícola, sendo que cana-de-açúcar ocupava apenas 12,1% da área enquadrada como APP pelo atual Código (1,2% da área total). Em média, 76,5% da área total dos projetos estavam ocupadas por cana-de-açúcar e a soma das áreas potencias para a averbação da Reserva Legal, constituídas de remanescentes florestais (5,0% da área total), áreas abandonadas (2,3% da área total) e de áreas com outros usos (6,3% da área total), resultaria em 13,6% da área total, gerando um déficit médio de 6,4% de áreas para o total cumprimento da Reserva Legal (20%). Esse déficit poderia, por lei, inclusive ser compensado fora da matrícula, em paisagens de menor aptidão agrícola. Assim, o diagnóstico apresentado nesse trabalho para o setor canavieiro no Estado de São Paulo aponta que o CF vigente poderia ser cumprido sem inviabilizar a produção agrícola, ressaltando que parte dos argumentos favoráveis às alterações no CF precisa ser revista à luz de dados concretos e de forma menos especulativa.
Palavras-chave: *política ambiental, planejamento ambiental, uso do solo, áreas ripárias, restauração florestal.*

Introdução

O Código Florestal Brasileiro (CF), estabelecido por meio da Lei 10.711 de 1965 e modificado posteriormente por outros instrumentos legais, tem como principal prerrogativa a conciliação da preservação ambiental e do manejo sustentável dos recursos naturais com o uso e ocupação do solo pelo homem. Dentre o conjunto de medidas protecionistas contidas no Código Florestal, destacam-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as de Reserva Legal (RL), as quais estabelecem normas para que as atividades de produção agropecuária possam ser conduzidas resguardando-se a conservação da biodiversidade e a geração de serviços ambientais.

Ultimamente, o cumprimento do CF por empresas agrícolas brasileiras exportadoras de matérias primas, principalmente açúcar, celulose, grãos e carne, tem sido um dos requisitos para que se obtenha a certificação ambiental da produção, a qual tem sido cada vez mais exigida para o acesso a mercados externos (Rodrigues et al. 2010). Por outro lado, programas governamentais visando à regularização ambiental de pequenas propriedades rurais também têm sido conduzidos com base no CF (Wuethrich 2007, Rodrigues et al. 2010).

Contudo, o setor agrícola ainda é reticente em relação ao CF, alegando que seu cumprimento poderia inviabilizar a produção e reduzir a competitividade do agronegócio brasileiro no mercado externo, uma vez que os países competidores não possuem leis ambientais restritivas como as do Brasil. Tal argumento é a principal justificativa para a tentativa de flexibilização do CF, apesar das implicações ambientais negativas já insistentemente comprovadas (Metzger et al. 2010, Michalski et al. 2010). No entanto, dado o avanço da atividade de produção agrícola e do conhecimento científico nesses quase cinquenta anos de sua vigência, certamente o CF atual precisa ser revisto em vários de seus conceitos e aplicações, inclusive para incentivar a produção agrícola com sustentabilidade ambiental, mas não com a bandeira de que o CF vigente está inviabilizando a disponibilização de áreas para a expansão da agropecuária no país. Justamente para que o debate em torno desse tema de atualização do CF vigente seja conduzido de forma mais objetiva e suportada no conhecimento científico, é fundamental que se responda uma pergunta chave: quais as reais implicações do cumprimento do CF vigente para o agronegócio brasileiro? Apesar de ser uma pergunta complexa e de difícil generalização espacial, cuja resposta depende do tipo de cultivo e da região geográfica considerada, é possível partir-se de um estudo de caso que considere um sistema de produção altamente intensificado e de grande tecnologia, com potencial de grande impacto ambiental, para o qual o cumprimento do CF certamente representaria forte limitação do uso do solo, tal como a produção de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo.

O Estado de São Paulo é o maior produtor brasileiro de cana-de-açúcar, com 58% da produção nacional (São Paulo 2008). Os 5,5 milhões de ha cultivados com essa cultura (32,2% da área agrícola do estado) estão instalados em áreas de antigo histórico de uso e ocupação antrópica, onde a conversão de florestas naturais em cultivos agrícolas ocorreu principalmente entre as metades do século XIX e XX com o ciclo do café, antes mesmo da existência de medidas protecionistas como o CF (Dean 1996). Consequentemente, parte expressiva das áreas de produção canavieira se estabeleceu em um modelo prévio de uso e ocupação do solo que desrespeitava o CF. Hoje, há menos de 9% de cobertura florestal nativa no interior do Estado de São Paulo (SIFESP 2010), e a maioria das áreas de alta aptidão agrícola está ocupada por cultivos de cana-de-açúcar. Trata-se, evidentemente, de um dos modelos de agricultura para o qual o cumprimento do CF seria mais restritivo, dado o antigo e intenso uso do solo.

Assim, o objetivo desse trabalho é avaliar as implicações do cumprimento do CF para a redução de áreas de produção canavieira no Estado de São Paulo, visando estimar qual seria o limite superior de potenciais prejuízos que a aplicação do CF vigente poderia trazer à viabilidade econômica de um dos mais importantes segmentos da produção agropecuária brasileira.

Material e Métodos

Os dados utilizados foram obtidos por meio do Programa de Adequação Ambiental conduzido pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo (www.lerf.esalq.usp.br). Para o presente trabalho, foram utilizados dados de 23 projetos de adequação ambiental de usinas sucroalcooleiras do Estado de São Paulo, os quais foram obtidos em 1.961 propriedades rurais. A área total desses projetos (533.097 ha) equivale a 9,7% da área cultivada com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, o que ressalta a representatividade da amostra. Cabe ressaltar que os resultados do diagnóstico conduzido pelo Programa de Adequação Ambiental dessas usinas expressam uma condição de produção convencional e sem um amplo planejamento ambiental para se atender ao CF, uma vez que tal planejamento foi justamente conduzido posteriormente a partir do diagnóstico inicial dessas áreas, como parte do programa de adequação.

Foi realizada a quantificação das seguintes situações em cada Programa de Adequação Ambiental: i) APPs; ii) uso das APPs por atividades de produção e, de forma particular, para o cultivo de cana-de-açúcar, iii) remanescentes naturais de vegetação nativa fora de APPs; iv) áreas abandonadas fora de APP; v) áreas de produção de cana-de-açúcar fora de APPs (incluindo os plantios, carreadores e canais de vinhaça); e vi) outros usos não canavieiros (tal como pecuária, reflorestamentos comerciais, cultivos perenes, etc.). Um detalhamento maior do diagnóstico das APPs para fins de restauração florestal pode ser verificado em Rodrigues et al. (2010). Essas informações foram levantadas por meio da seguinte sequência de atividades: i) aquisição de fotografias aéreas recentes (1: 25.000 – 1: 30.000) para as áreas do projeto; ii) fotointerpretação para a delimitação das APPs e determinação de sua ocupação atual; iii) fotointerpretação para a delimitação dos fragmentos florestais e demais situações de campo fora das APPs; iv) checagem de campo dos mapas gerados a partir da fotointerpretação; v) correção dos mapas com base na checagem de campo; e vi) construção do mapa final com um Sistema de Informação Geográfica.

Resultados

Os Programas de Adequação Ambiental descritos nesse trabalho apresentaram, em média, 10,4% da área total das propriedades rurais ocupada por APPs (Tabela 1). Apenas 2,2% da área total (21,2% da APP) era utilizada para algum tipo de atividade produtiva (cana-de-açúcar, pecuária, reflorestamentos comerciais, pomares, etc.), e 1,2% da área total (12,1% da APP) estava ocupada com cana-de-açúcar (Tabela 1). O diagnóstico das áreas fora de APPs evidenciou que, em média, 76,5% da área total dos projetos estava ocupada por cultivos de cana-de-açúcar (Tabela 1). A soma das áreas potencias para a averbação da RL, constituídas de remanescentes florestais (em média, 5,0% da área total), áreas abandonadas (em média, 2,3% da área total) e de áreas com outros usos (em média, 6,3% da área total), resultaria em 13,6% da área total, gerando um déficit médio de 6,4% de áreas para a averbação da RL.

Discussão

Um dos principais pontos polêmicos defendidos pela proposta de substitutivo do CF é a redução da faixa de APPs de 30 para 15 m

http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01010042010

http://www.biotaneotropica.org.br

Tabela 1. Diagnóstico ambiental de Áreas de Preservação Permanente (APP), áreas de produção agrícola e de áreas potenciais para constituir a Reserva Legal (RL) em projetos conduzidos em propriedades rurais de usinas sucroalcooleiras no Estado de São Paulo (o nome das usinas foi substituído por letras para preservar os termos de confidencialidade).

Table 1. Environmental zoning of Permanent Protection Areas (APP), areas of agriculture production, and potential areas to constitute Legal Reserves (RL) in projects carried out in landholdings of sugarcane production of mills in São Paulo State (the name of the sugarcane mills were substitute by letters to preserve the terms of confidentiality).

Usina	APP total	APP passível de autuação (em uso)	APP ocupada com cana-de-açúcar	Fragmentos florestais fora de APP	Área de produção de cana-de-açúcar fora de APP (cana-de-açúcar, carreadores e canais de vinhaça)	Áreas abandonadas fora de APP	Áreas com outros usos fora de APP	Área potencial para compor a RL
	% da área total							
A	13,00	1,81	0,90	1,95	81,57	1,88	1,60	5,43
B	11,76	3,28	0,55	5,05	70,81	2,16	10,22	17,43
C	7,54	1,50	0,84	0,97	84,40	2,12	4,97	8,06
D	7,68	1,99	0,95	10,57	72,04	2,87	6,85	20,28
E	8,89	1,09	0,95	5,47	77,22	2,89	5,53	13,89
F	7,28	1,33	0,67	4,00	81,36	1,41	5,94	11,36
G	7,14	1,97	0,73	6,12	84,25	0,61	1,88	8,61
H	7,75	2,05	0,62	7,26	84,05	0,70	0,24	8,20
I	10,00	0,03	0,00	5,49	71,66	1,39	11,46	18,34
J	11,49	2,25	1,16	1,12	80,31	3,78	3,31	8,20
L	13,5	1,75	1,73	0,89	80,00	5,52	0,09	6,50
M	8,46	1,79	3,01	4,06	76,14	0,91	10,43	15,40
N	11,05	3,58	1,09	7,71	61,47	3,06	16,71	27,48
O	10,67	1,92	1,29	6,57	75,71	2,46	4,59	13,62
P	12,62	3,28	1,92	6,28	70,95	3,48	6,67	16,43
Q	9,84	2,10	0,87	5,84	72,17	1,16	10,99	17,99
R	8,00	1,63	0,49	-	-	-	-	-
S	12,22	2,93	1,40	-	-	-	-	-
T	13,33	1,81	1,91	-	-	-	-	-
U	11,36	5,99	1,10	-	-	-	-	-
V	14,17	5,01	2,93	-	-	-	-	-
X	6,69	1,61	0,95	-	-	-	-	-
Z	15,21	0,20	3,01	-	-	-	-	-

para cursos d'água com largura inferior a 5 m. Considerando-se que a maior parte da malha hidrográfica é constituída justamente por cursos d'água estreitos, essa medida resultaria em uma redução expressiva das áreas protegidas como APPs. Propõe-se ainda que a faixa de APPs seja medida, para qualquer curso d'água natural, a partir de seu leito menor, ao invés de se adotar o leito maior como referência, conforme proposto no CF vigente, o que também resultaria em redução da proteção de APPs ripárias ou ribeirinhas. A justificativa para ambas as mudanças é que a viabilidade econômica das atividades de produção agropecuária seria comprometida pela quantidade maior de áreas destinadas à proteção de áreas ripárias.

Contudo, ao se analisar a situação da produção canavieira no Estado de São Paulo, essa justificativa não é validada em dados científicos. Considerando-se os limites estabelecidos pelo CF vigente, apenas 1,26% da área total das propriedades rurais (12,1% da APP) eram utilizadas para a produção de cana-de-açúcar, o que corresponde a apenas 1,6% da área ocupada por essa cultura. Contudo, houve variação expressiva nos resultados obtidos para cada um dos 23 projetos, evidenciando que o cumprimento do CF traria consequências amplamente variáveis na redução da área disponível para a produção canavieira, em função das condições ambientais locais e da política ambiental da empresa considerada.

Com relação à composição da RL, seria necessário, em média, que 6,4% da área total utilizada para a produção de cana-de-açúcar fossem convertidas em florestas. Contudo, houve também expressiva variação entre os projetos nos valores da potencial perda de áreas de produção canavieira para compor a RL. Do grupo de projetos analisado, duas usinas conseguiriam compor a RL sem alterar a área de produção de cana-de-açúcar (D e N – Tabela 1) e três usinas precisariam ceder apenas cerca de 3% da área (B, I e Q), ao passo que seis usinas (A, C, G, H, J e L) precisariam de mais de 10% de área cultivada a mais para regularizar a RL. Dessa forma, não seria necessário hoje eliminar a necessidade de RL para propriedades rurais com menos de quatro módulos rurais, ou descontar esses quatro módulos sem RL de propriedades maiores, para que as atuais unidades de produção canavieira possam se regularizar ambientalmente sem prejuízos de produção, principalmente considerando a possibilidade da legislação vigente de compensação desse déficit de RL fora da matrícula na paisagem regional, em áreas de menor aptidão agrícola, não restringindo assim as áreas para produção canavieira.

Há de se considerar também que a regularização ambiental e legal das unidades de produção canavieira pode possibilitar a certificação ambiental e, consequentemente a quebra de barreiras e uma possível abertura de mercados internacionais para o açúcar e álcool, compensando financeiramente a potencial perda de áreas de produção, inclusive pela sua pequena expressão. Além disso, os ganhos cada vez maiores de produtividade no setor apontam que o mesmo nível de produção atual poderá ser obtido em áreas cada vez menores, favorecendo com que setores das propriedades agrícolas possam ser destinados a modalidades de uso do solo menos impactantes à biodiversidade e à geração de serviços ambientais, tal como preconizado no CF vigente e apontado pela pesquisa (Metzger 2010).

Assim, o diagnóstico apresentado nesse trabalho para o setor canavieiro no Estado de São Paulo aponta que o CF vigente poderia ser cumprido sem inviabilizar a produção, ressaltando que as alterações que se fazem necessárias do CF vigente precisam ser feitas de forma menos especulativa e à luz de conhecimento científico já disponibilizado, inclusive gerando demandas direcionadas de pesquisas futuras para o aprimoramento da legislação ambiental brasileira, viabilizando o aumento da produção agropecuária, em termos espaciais e de produtividade, mas com sustentabilidade ambiental.

Referências Bibliográficas

DEAN, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo.

METZGER, J.P. 2010. O código florestal tem base científica? Natureza & Conservação (8):1-5.

METZGER, J.P., LEWINSHON, T., JOLY, C.A., VERDADE, L.M., MARTINELLI, L.A., RODRIGUES, R.R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? Science (329):276.

MICHALSKI, F. NORRIS, D., PERES, C.A. 2010. No return from biodiversity loss. Science (329):1282.

RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S., NAVE, A.G., BARRETO, T.E., VIDAL, C.Y. & BRANCALION, P.H.S. 2010. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. For. Ecol. Manag. (no prelo).

SÃO PAULO (Estado). 2008. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008. SAA/CATI/IEA, São Paulo, 2008. http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa (último acesso em 02/06/2010).

SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO – SIFESP. 2010. www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp (último acesso em 02/06/2010).

WUETHRICH, B. 2007. Reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. Science (315):1070.

Recebido em 03/10/2010
Versão reformulada recebida em 18/10/2010
Publicado em 29/10/2010

Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitats, meso-hábitats e hábitos das ninfas (Insecta: Ephemeroptera)

Elidiomar Ribeiro Da-Silva[1,3,4], Jorge Luiz Nessimian[2,3] & Luci Boa Nova Coelho[2]

[1]Laboratório de Insetos Aquáticos, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências,
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO,
Av. Pasteur, n. 458, 4º andar, Urca, CEP 22290-240, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[2]Laboratório de Entomologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia,
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, CP 68044, CEP 21944-970, Rio de Janeiro, RJ, Brasil,
e-mails: nessimia@acd.ufrj.br, lucibncoelho@ufrj.br
[3]Bolsista de Pesquisa do CNPq (http://www.cnpq.br)
[4]Autor para correspondência: Elidiomar Ribeiro Da-Silva, e-mail: elidiomar@pq.cnpq.br

DA-SILVA, E.R., NESSIMIAN, J.L. & COELHO, L.B.N. **Leptophlebiidae from Rio de Janeiro State, Brazil: nymphal habitats, mesohabitats, and habits (Insecta: Ephemeroptera)**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01410042010.

Abstract: The leptophlebiid mayflies from Rio de Janeiro State are still poorly known from faunistic, taxonomic and biological points of view. In this paper were compiled biological data about 14 genera (*Askola*, *Farrodes*, *Hagenulopsis*, *Hermanella*, *Hylister*, *Leentvaaria*, *Massartella*, *Miroculis*, *Needhamella*, *Perissophlebiodes*, *Thraulodes*, *Traverella, Ulmeritoides*, and an undescribed genus) and about 25 morphospecies from Rio de Janeiro. Most of the genera and species of this family are related to rithral habitats, occupying places with deposition of allochtonous organic matter.
Keywords: *Atalophlebiinae, mayflies, aquatic insects, ecology, Neotropics.*

DA-SILVA, E.R., NESSIMIAN, J.L. & COELHO, L.B.N. **Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitats, meso-hábitats e hábitos das ninfas (Insecta: Ephemeroptera)**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01410042010.

Resumo: A família Leptophlebiidae é ainda pobremente conhecida no Estado do Rio de Janeiro, tanto em termos faunísticos quanto taxonômicos e biológicos. No presente trabalho foram reunidos dados biológicos acerca de 14 gêneros (*Askola*, *Farrodes*, *Hagenulopsis*, *Hermanella*, *Hylister*, *Leentvaaria*, *Massartella*, *Miroculis*, *Needhamella*, *Perissophlebiodes*, *Thraulodes*, *Traverella* e *Ulmeritoides*, além de um gênero ainda não descrito) e em torno de 25 morfoespécies ocorrentes no estado. Em termos ecológicos, a maioria dos gêneros e espécies dessa família está associada a ambientes lóticos ritrais, colonizando áreas de deposição de material orgânico alóctone.
Palavras-chave: *Atalophlebiinae, efemerópteros, insetos aquáticos, ecologia, região Neotropical.*

Introdução

O atual estágio de conhecimento dos rios tropicais é ainda deficiente, especialmente no que se refere a seus componentes bióticos (Flowers 1991), dentre os quais se destacam os insetos da ordem Ephemeroptera (Hubbard 1982). Passando a maior parte de seu ciclo de vida como formas aquáticas (imaturos chamados ninfas, náiades ou larvas pelos diferentes autores), as quais vivem em uma grande variedade de hábitats, são elementos biológicos importantes, não somente por sua grande abundância, mas também pelo papel que cumprem no funcionamento dos ecossistemas (Edmunds et al. 1976, Chacón & Segnini 1996). São componentes importantes do ciclo de nutrientes, devolvendo ao ambiente terrestre (através da respiração e biomassa dos adultos, aéreos), parte das substâncias que foram carreadas para os diferentes corpos de água, o que contribui para manter a qualidade da água. Constituem ainda uma das principais fontes de alimento para peixes, aves e invertebrados, e podem ser utilizados como indicadores das perturbações antropogênicas que afetam os ambientes aquáticos (Chacón & Segnini 1996).

A família Leptophlebiidae está entre os elementos dominantes dos pequenos rios neotropicais, com mais de cinquenta gêneros descritos (Savage 1987, Domínguez et al. 2001, 2006), 23 deles registrados para o Brasil. Por sua vez, o Estado do Rio de Janeiro tem registrada a ocorrência de 14 gêneros (Da-Silva 2002, Salles 2010, Da-Silva et al. 2010). Deve-se ressalvar que Da-Silva et al. (2010) registraram a ocorrência de nove gêneros, mas com base exclusivamente em espécies nominais. Em realidade, é parco o estágio do conhecimento acerca da fauna de Leptophlebiidae ocorrente no estado, tanto em termos taxonômicos quanto biológicos. A maioria das informações disponíveis acerca de aspectos bioecológicos relacionados ao grupo, dispersa em uns poucos artigos de cunho preponderantemente taxonômico, muitas vezes aparece sob a forma de descrições pouco precisas dos ambientes de criação, hábito das ninfas e, mais raramente, tipo de substrato de ocorrência.

Desde 1986, pesquisadores associados ao Laboratório de Entomologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro vêm realizando estudos com os insetos aquáticos do Estado do Rio de Janeiro, visando a elucidação de problemas taxonômicos e biológicos acerca dos diferentes grupos. Como parte desses estudos, o presente artigo objetiva reunir e interpretar as informações publicadas ou originais a respeito dos hábitats e meso-hábitats preferenciais e dos hábitos (modos de existência) das ninfas de Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. Os resultados são expostos seguindo os moldes do trabalho de Carvalho & Nessimian (1998), sobre insetos da ordem Odonata.

Material e Métodos

Localizado na Região Sudeste do Brasil, o Estado do Rio de Janeiro ocupa somente cerca de 0,5% (44.268 km^2) do território nacional, sendo um dos menores da União. Não obstante, apresenta grande diversidade fisionômica, reflexo de sua localização litorânea e da presença de inúmeros conjuntos serranos. As composições fisionômicas preponderantes são as restingas, as florestas e os campos de altitude, todos partes da província da Mata Atlântica (Eiten 1992, Carvalho & Nessimian 1998), de grande diversidade biológica.

De um modo geral, os exemplares estudados foram coligidos em ambientes lóticos, sendo para tal utilizados peneiras e puçás, sempre com malha de, no máximo, 1,0 mm de abertura, além de amostradores clássicos para insetos aquáticos em geral, como Surber e Hess (Merritt et al. 1996). As coletas foram realizadas nos ambientes mais diversificados, mas que de modo geral se encaixam nas seguintes categorias: ritral alto (acima de 1.000 m de altitude), ritral baixo e potamal. Procurou-se igualmente registrar nas coletas a distribuição dos indivíduos ao longo dos distintos meso-hábitats de ocorrência, a saber (definições entre parênteses): "folhiço de fundo" (material orgânico alóctone acumulado no leito do rio, em áreas de remanso); "folhiço de superfície" (material orgânico alóctone retido em áreas superficiais de correnteza); "sedimento fino" (areia); "sedimento grosso" (seixos); "matacões" (grandes pedaços de rocha); "vegetação marginal" (áreas marginais, sombreadas, em que partes da vegetação terrestre entram em contato com a água); "hidrófitas" (associação com plantas aquáticas, geralmente em locais de água mais parada).

A classificação dos gêneros de Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro quanto à ocupação dos ambientes aquáticos e a seus hábitos seguiu observações realizadas em campo, aliadas a registros constantes na literatura. Hábitats foram classificados com base em Schäfer (1985), Ward (1992), Cummins & Merritt (1996) e Carvalho & Nessimian (1998). Embora agrupamentos supra-específicos não correspondam obrigatoriamente a grupamentos funcionais em termos de ocupação do ambiente (Carvalho & Nessimian 1988), para a maioria dos Leptophlebiidae a generalização de tais informações no nível de gênero parece pertinente.

Os ambientes de água corrente (hábitats lóticos) foram classificados segundo Schäfer (1985) e Cummins & Merritt (1996), sendo adotados os termos "ritral" (riachos) e "potamal" (rios). Utilizou-se o termo "semi-lótico" para os ambientes de águas paradas ou lentas resultantes de represamentos de rios ou riachos (Figura 1), à semelhança do utilizado por Carvalho & Nessimian (1998). A terminologia para a classificação dos hábitos (modos de existência) foi a constante em Cummins & Merritt (1996), sendo utilizados os termos traduzidos ao português por Carvalho & Nessimian (1998): "reptantes" (sprawlers), "agarradores" (clingers) e "escaladores" (climbers).

Foram estudados exemplares procedentes dos seguintes municípios (localidades entre parênteses ou colchetes): Angra dos Reis [Bracuí, Caputera, Ilha Grande (Abraão, Dois Rios, Palmas, Praia Preta)], Barra do Piraí (Rio Paraíba do Sul), Barra Mansa (Rio Paraíba do Sul), Cachoeiras de Macacu (Duas Pontes, Japuíba, Santa Mônica), Comendador Levy Gasparian (Mont Serrat), Guapimirim (Parque Nacional da Serra dos Órgãos), Itatiaia (Fazenda Aleluia, Mauá, Parque Nacional do Itatiaia, Rio Paraíba do Sul), Japeri (Santana), Macaé (Sana), Magé (Citrolândia), Mangaratiba (Fazenda Batatal, Reserva Ecológica Rio das Pedras), Maricá (Ubatiba), Miguel Pereira (Conrado), Nova Friburgo (Alto do Cascatinha, Caledônia,

Figura 1. Subaio, Teresópolis, RJ: exemplo de ambiente "semi-lótico". (Foto do acervo do Laboratório de Entomologia da UFRJ.)

Figure 1. Subaio, Teresópolis, RJ: view of a "semi-lotic environment. (Photo from the collection of the Laboratório de Entomologia da UFRJ).

Cardinot, Cascatinha, Lumiar, Mury, Reserva Ecológica Macaé de Cima, São Pedro da Serra), Parati (Estrada Parati-Cunha, Estrada Parati-Ubatuba), Petrópolis (Correias, Sítio Ribeirão), Pinheiral (Rio Paraíba do Sul), Piraí (Rio Piraí), Resende (Rio Paraíba do Sul), Rio de Janeiro (Maria da Graça, Parque Nacional da Tijuca, Reserva Três Rios, Serra do Mendanha), Teresópolis (Fazenda Vale da Revolta, Granja Guarani, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Represa Guinle, Serrinha, Subaio, Vieira), Volta Redonda (Rio Paraíba do Sul).

Os exemplares foram fixados e conservados em etanol a 80%, estando depositados em quatro instituições, todas localizadas no município do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Departamento de Biologia, Fundação Instituto Oswaldo Cruz – FIOCRUZ; Laboratório de Insetos Aquáticos, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO; Coleção Entomológica José Alfredo Pinheiro Dutra, Laboratório de Entomologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ; Setor de Insetos Aquáticos, Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ.

Resultados e Discussão

As fontes de informação utilizadas para o presente estudo estão agrupadas na Tabela 1. No total, foram reunidos dados biológicos de quatorze gêneros e em torno de 25 morfoespécies de Leptophlebiidae, sendo dezessete identificadas (incluindo espécies ainda não descritas): *Askola froehlichi* Peters, 1969, *Farrodes carioca* Dominguez, Molineri & Peters, 1996 (Figura 2), *Hylister plaumanni* Dominguez & Flowers, 1989 (Figura 3), *Massartella alegrettae* Ulmer, 1943, *M. brieni* (Lestage, 1924), *Miroculis froehlichi* Savage & Peters, 1983 (Figura 4), *Perissophlebiodes flinti* (Savage, 1982), *Thraulodes itatiajanus* Traver & Edmunds, 1967 (Figura 5), além de espécies não descritas de *Hermanella* Needham & Murphy, 1924, *Leentvaaria*

Figura 2. *Farrodes carioca*, ninfa madura.
Figure 2. *Farrodes carioca*, mature nymph.

Figura 3. *Hylister plaumanni*, ninfa madura.
Figure 3. *Hylister plaumanni*, mature nymph.

Figura 4. *Miroculis froehlichi*, ninfa madura.
Figure 4. *Miroculis froehlichi*, mature nymph.

Tabela 1. Fontes de informação sobre preferência de hábitats para criação e hábitos (modos de existência) das ninfas de Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, utilizadas no presente estudo. Registros assinalados com asterisco são originais (registros assinalados para espécies não determinadas referem-se ao gênero). Informações obtidas acerca de espécies não registradas em território fluminense, mas pertencentes a gêneros aqui ocorrentes, foram incluídas.

Table 1. Sources of information about habitat preference for rearing and habits (modes of existence) of nymphs of Leptophlebiidae from Rio de Janeiro State. Original records are marked with an asterisk (records marked for unidentified are refered to genus). Information about species not recorded in Rio de Janeiro but belonging to genera occuring here were included.

Táxons	Registros observados	Referências
Askola froehlichi Peters, 1969	Angra dos Reis, Itatiaia, Nova Friburgo, Teresópolis	Da-Silva (1997, 2002), Baptista et al. (1998a, b)
Farrodes Peters, 1971	-	Lugo-Ortiz & McCafferty (1994)
Farrodes carioca Domínguez, Molineri & Peters, 1996	Comendador Levy Gasparian, Itatiaia, Macaé, Mangaratiba, Nova Friburgo, Teresópolis	Da-Silva (2002), Andrade et al. (2003)
Farrodes spp.	Barra do Piraí*, Barra Mansa*, Cachoeiras de Macacu*, Casimiro de Abreu, Itatiaia, Miguel Pereira*, Nova Friburgo, Pinheiral*, Volta Redonda*	Baptista et al. (1998a,b)
Hagenulopsis Ulmer, 1920	-	Hofmann et al. (1999)
Hagenulopsis spp.	Casimiro de Abreu, Parati*, Petrópolis*, Rio de Janeiro*	Baptista et al. (1998a, b)
Hermanella Needham & Murphy, 1924	-	Domínguez & Flowers (1989), Ferreira & Domínguez (1992)
Hermanella sp., espécie nova	Itatiaia	Da-Silva (2002)
Hermanella sp.	Itatiaia, Teresópolis*	-
Hylister plaumanni Domínguez & Flowers, 1989	Cachoeiras de Macacu, Nova Friburgo, Petrópolis, Teresópolis	Domínguez & Flowers (1989), Da-Silva & Pereira (1993), Da-Silva (1997, 2002), Baptista et al. (1998b), Andrade et al. 2003
Leentvaaria Demoulin, 1966	-	Demoulin (1966), Lopes (1999)
Leentvaaria sp., espécie nova	Comendador Levy Gasparian	Da-Silva (2002)
Massartella Lestage, 1930	-	Pescador & Peters (1990)
Massartella alegrettae Ulmer, 1943	Teresópolis	Da-Silva (2002)
Massartella brieni (Lestage, 1924)	Angra dos Reis, Itatiaia, Mangaratiba, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Teresópolis	Pescador & Peters (1990), Baptista et al. (1998b), Da-Silva (2002), Andrade et al. (2003)
Massartella sp. 1, espécie nova	Nova Friburgo	Da-Silva (2002)
Massartella sp. 2, espécie nova	Nova Friburgo	Da-Silva (2002)
Massartella spp.	Angra dos Reis, Itatiaia	-
Miroculis Edmunds, 1963	-	Savage & Peters (1983)
Miroculis froehlichi Savage & Peters, 1983	Angra dos Reis, Cachoeiras de Macacu, Casimiro de Abreu, Comendador Levy Gasparian, Itatiaia, Macaé, Mangaratiba, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Teresópolis	Da-Silva (1997, 2002), Baptista et al. (1998a, b), Andrade et al. (2003)
Miroculis sp.	Magé*, Maricá*, Miguel Pereira*, Nova Friburgo	Baptista et al. (1998a,b)
Needhamella Domínguez & Flowers, 1989	-	Domínguez & Flowers (1989)
Needhamella sp., espécie nova	Comendador Levy Gasparian	Da-Silva (2002)
Needhamella sp.	Piraí	Da-Silva (1997)
Perissophlebiodes flinti (Savage, 1982)	Nova Friburgo	Savage (1982)

Tabela 1. Continuação...

Táxons	Registros observados	Referências
Thraulodes Ulmer, 1920	-	Traver (1944); Traver & Edmunds (1967), Allen & Brusca (1978), Domínguez (1986, 1987), Ferreira & Froehlich (1992), Chacón et al. (1999), Callisto & Goulart (2000), Lopes et al. (2003)
Thraulodes itatiajanus Traver & Edmunds, 1967	Angra dos Reis, Itatiaia, Mangaratiba, Nova Friburgo, Parati, Teresópolis	Da-Silva (2002)
Thraulodes sp.	Itatiaia	Da-Silva (2002)
Thraulodes spp.	Miguel Pereira*, Nova Friburgo, Petrópolis*, Rio de Janeiro*	Baptista et al. (1998b)
Traverella Edmunds, 1948	-	Allen (1973), Epler (1986), Lugo-Ortiz & McCafferty (1996)
Traverella sp., espécie nova	Comendador Levy Gasparian	Da-Silva (2002)
Ulmeritoides Traver, 1959	-	Demoulin (1955), Domínguez (1995), Lopes & Da-Silva (2003)
Ulmeritoides sp., espécie nova	Teresópolis	Da-Silva (2002)
Ulmeritoides spp.	Angra dos Reis*, Mangaratiba*, Nova Friburgo, Teresópolis	Baptista et al. (1998a, b)
Atalophlebiinae gen. A sp., gênero novo e espécie nova	Teresópolis	Da-Silva (2002)

Demoulin, 1966, *Massartella* Lestage, 1930, *Needhamella* Dominguez & Flowers, 1989, *Thraulodes* Ulmer, 1920, *Traverella* Edmunds, 1948, *Ulmeritoides* Traver, 1959 e de um gênero novo.

Informações sobre gêneros e espécies ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro obtidas de fontes que utilizaram material de localidades de outros estados ou países também foram levadas em consideração. Algumas exemplares não foram identificados até o nível específico devido ao precário estado do material (com danos morfológicos) ou ao fato de estarem em estádios muito precoces do desenvolvimento (ninfas muito jovens).

A partir do exame das fontes citadas na Tabela 1 e de informações inéditas, constituiu-se a Tabela 2, que reúne os principais resultados deste estudo, contendo as informações acerca dos hábitats e meso-hábitats de ocorrência e os hábitos das ninfas dos gêneros de Leptophlebiidae. Alguns táxons merecem certo destaque. *Farrodes carioca* (Figura 2) e *Miroculis froehlichi* (Figura 4), por exemplo, ocorrem tanto em ambientes ritrais quanto potamais (Da-Silva 2002), e até mesmo em áreas de represamento. Essa última espécie, por sinal, está entre os Ephemeroptera mais encontradiços em corpos lóticos do Estado do Rio de Janeiro. Os gêneros *Leentvaaria*, *Needhamella* e *Traverella*, observados aqui ocorrendo em ambientes potamais (cf. Da-Silva 2002), estão registrados em outras localidades habitando corpos de água ritrais (Domínguez et al. 2006).

Além dos já citados *Farrodes* Peters, 1971 e *Miroculis* Edmunds, 1963, outros gêneros podem ocupar ambientes semi-lóticos, como *Thraulodes* e *Ulmeritoides*. *Ulmeritoides*, por sinal, parece ter preferência por hábitats de águas mais paradas, como brejos associados a ritrais. A estrutura de suas brânquias (Da-Silva 2002, Da-Silva et al. 2002), com grande quantidade de filamentos, pode representar uma adaptação para facilitar a existência em locais menos oxigenados.

Em relação à *Massartella*, esse parece ser um dos poucos Leptophlebiidae em que generalizações sobre locais de ocupação podem ser enganosas. O gênero parece estar relacionado a áreas de acúmulo de folhiço, tanto de fundo quanto de superfície. Entretanto, uma espécie, ainda não descrita - *Massartella* sp. 1 - foi observada também, com certa frequência, deslocando-se habilmente entre os seixos de um trecho correntoso do rio (Rio Cascatinha, localidade Alto do Cascatinha, trecho aqui classificado como ritral alto), o que caracteriza o meso-hábitat sedimento grosso. Em termos morfológicos, tal espécie é mais achatada dorsoventralmente que as demais, apresentando ainda o pronoto mais expandido lateralmente (Da-Silva 2002), o que poderia facilitar a vida nesse substrato. Além disso, enquanto as outras espécies de *Massartella* têm seis ou sete pares de brânquias abdominais, *Massartella* sp. 1 apresenta apenas cinco pares, possível adaptação à vida em locais de maior correnteza.

Quanto à *Perissophlebiodes* Savage, 1983, sua classificação em termos de meso-hábitat e hábitos é estimada. Não foram observados exemplares para a realização do presente trabalho, sendo as informações inferidas a partir da descrição da única espécie do gênero, *P. flinti* (Savage 1982). Tal espécie apresenta garras tarsais com dentículos medianos bem desenvolvidos e brânquias muito delgadas, características que poderiam facilitar a existência em hábitats de forte correnteza, o que, aliás, é o caso de sua localidade-tipo.

Em termos de hábitos, de um modo geral a maioria dos Leptophlebiidae associados a meso-hábitats em áreas de deposição (como folhiço e sedimento fino) tem hábitos reptantes. Os que vivem em áreas de maior correnteza são agarradores, ainda que possam também apresentar hábito reptante. Finalmente, *Ulmeritoides*, o único gênero observado com aparente preferência por hábitats semi-lóticos, pode atuar como escalador em hidrófitas ou no folhiço.

Mesmo tendo sido aqui registrados cerca de 60% dos gêneros de Leptophlebiidae ocorrentes no Brasil, o estudo da família no estado deve ser considerado em estágio ainda preliminar. Para um diagnóstico mais abrangente do grupo são necessárias ainda mais coletas e observações, especialmente em regiões mais ao norte do estado, ressalvando-se que as áreas em que foram obtidos exemplares para esse estudo são possivelmente as mais representativas no que

Tabela 2. Classificação preliminar de hábitats, meso-hábitats e hábitos das ninfas de Leptophlebiidae do Estado do Rio de Janeiro, baseada em observações de campo realizadas e nas fontes citadas na Tabela 1. A ordenação adotada para a disposição das informações indica provável ordem de preferência. Ponto de interrogação (?) indica classificação estimada. Legenda: * - sobre folhiço; ** - sob seixos; *** - sobre matacões.

Table 2. Preliminary classification of habitats, meso-habitats, and habits of leptophlebiids from Rio de Janeiro State, based on field observations and the sources cited in Table I. The ordering adopted for the provided information indicates a probable order of preference. Question mark (?) indicates estimated classification. Legend: * - on litter, ** - under pebbles; *** - on boulders.

Gênero	Hábitat	Meso-hábitat	Hábito
Askola	Lótico: ritral alto	Sedimento fino; folhiço de fundo	Reptante*.
Farrodes	Lótico: ritral baixo; potamal	Folhiço de fundo; vegetação marginal	Reptante*; escalador.
Hagenulopsis	Lótico: ritral baixo	Folhiço de superfície	Reptante*.
Hermanella	Lótico: ritral baixo	Folhiço de fundo; sedimento grosso	Reptante*; reptante**; agarrador.
Hylister	Lótico: ritral baixo; ritral alto	Sedimento grosso; folhiço de fundo	Reptante**; agarrador; reptante*.
Leentvaaria	Lótico: potamal; ritral baixo	Sobre matacões	Reptante***; agarrador.
Massartella	Lótico: ritral alto; ritral baixo Semi-lótico: represamentos de ritral	Folhiço de fundo; folhiço de superfície, sedimento grosso	Reptante*; reptante**; agarrador.
Miroculis	Lótico: ritral baixo; ritral alto; potamal Semi-lótico: represamentos de ritral	Folhiço de fundo; folhiço de superfície; sedimento fino	Reptante*; reptante**.
Needhamella	Lótico: potamal; ritral baixo	Sobre matacões; edimento grosso; sedimento fino	Reptante***; reptante**; agarrador.
Perissophlebiodes	Lótico: ritral baixo	Sedimento grosso?	Reptante**?; agarrador?
Thraulodes	Lótico: ritral baixo Semi-lótico: represamentos de ritral	Sedimento grosso; folhiço de fundo	Reptante**; agarrador.
Traverella	Lótico: potamal; ritral baixo	Sobre matacões; sedimento grosso	Reptante***; agarrador.
Ulmeritoides	Semi-lótico: represamentos de ritral; brejos de altitude Lótico: ritral alto; ritral baixo	Folhiço de fundo; folhiço de superfície; hidrófitas	Escalador; reptante*
Atalophlebiinae gen. A, gênero novo	Lótico: ritral baixo	Sedimento grosso	Reptante**

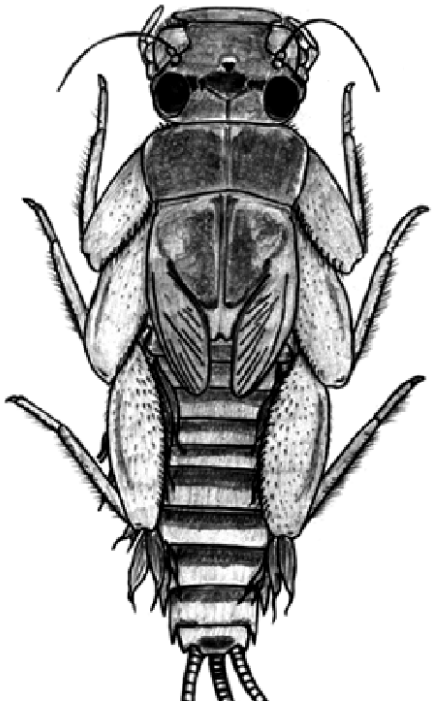


Figura 5. *Thraulodes itatiajanus*, ninfa madura.

Figure 5. *Thraulodes itatiajanus*, mature nymph.

se refere aos hábitats preferenciais de ninfas de Leptophlebiidae (Hubbard 1990), os ambientes lóticos ritrais de pequeno a médio porte. Ainda assim, não será surpreendente se novos Leptophlebiidae vierem a ser, brevemente, acrescidos à fauna fluminense, o que, aliás, é fato concreto para a maioria dos grupos zoológicos.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), pelo auxílio financeiro.

Referências Bibliográficas

ALLEN, R.K. & BRUSCA, R.C. 1978. Generic revisions of mayfly nymphs II. *Thraulodes* in North and Central America (Leptophlebiidae). Can. Ent. 110:413-433.

ALLEN, R.K. 1973. Generic revisions of mayfly nymphs. 1. *Traverella* in North and Central America (Leptophlebiidae). Ann. Ent. Soc. Am. 66:1287-1295.

ANDRADE, M.B., SICILIANO, A.T., DA-SILVA, E.R. & SALLES, F.F. 2003. A efemeropterofauna do Rio Paquequer, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Teresópolis, RJ: composição preliminar e mesodistribuição (Insecta: Ephemeroptera). In Publicações científicas da UNIRIO (A.M.B. Carvalho & D.M. Silva-Matos, ed.). Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.1-6. 1 CD-ROM.

BAPTISTA, D.F., DORVILLÉ, L.F.M., BUSS, D.F. & NESSIMIAN, J.L. 1998a. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In Ecologia de insetos aquáticos (J.L. Nessimian & A.L. Carvalho, ed.). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.191-207. Series Oecologia Brasiliensis, V.

BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F., DORVILLÉ, L.F.M. & NESSIMIAN, J.L. 1998b. O Conceito de Continuidade de Rios é válido para rios de mata atlântica do sudeste do Brasil? In Ecologia de insetos aquáticos (J.L. Nessimian & A.L. Carvalho, ed.). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.209-222. Series Oecologia Brasiliensis, V.

CALLISTO, M. & GOULART, M.D.C. 2000. Phoretic association between *Nanocladius* (*Plecopteracoluthus*) sp. (Chironomidae: Diptera) and *Thraulodes* sp. (Leptophlebiidae: Ephemeroptera). An. Soc. Ent. Bras. 29(3):605-608.

CARVALHO, A.L. & NESSIMIAN, J.L. 1998. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitats e hábitos das larvas. In Ecologia de insetos aquáticos (J.L. Nessimian & A.L. Carvalho, ed.). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.3-28. Series Oecologia Brasiliensis, V.

CHACÓN, M.M. & SEGNINI, S. 1996. Reconocimiento taxonomico de las nayades del orden Ephemeroptera en la deriva de dos rios de alta montaña en el Estado Mérida, Venezuela. Bol. Ent. Venez. 11(2):103-122.

CHACÓN, M.M., SEGNINI, S. & DOMÍNGUEZ, E. 1999. Three new species of *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from Venezuela. Aquat. Insects 21(4):249-257.

CUMMINS, K.W. & MERRITT, R.W. 1996. Ecology and distribution of aquatic insects. In An introduction to the aquatic insects of North America. 3 ed. (R.W. Merritt & K.W. Cummins, ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, p.74-86.

DA-SILVA, E.R. & PEREIRA, S.M. 1993. Efemerópteros da Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro. III. Descrição de uma nova espécie de *Lachlania* Hagen, 1868 (Ephemeroptera: Oligoneuriidae). An. Acad. Bras. Ci. 65:295-301.

DA-SILVA, E.R. 1997. New and additional records of Leptophlebiidae (Ephemeroptera) from Rio de Janeiro State, Brazil. Rev. Biol. Trop. 44(3)/45(1):684-685.

DA-SILVA, E.R. 2002. Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro: taxonomia e caracterização biológica das ninfas. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

DA-SILVA, E.R., GONÇALVES, I.C. & DE-SOUZA, M.R. 2010. Lista de espécies da ordem Ephemeroptera (Insecta) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Arq. Mus. Nac. 67(3-4):383-394.

DA-SILVA, E.R., SALLES, F.F. & BAPTISTA, M.S. 2002. As brânquias dos gêneros de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. Biota Neotrop. 2(2):1-4.

DEMOULIN, G. 1955. Une mission biologique belge au Brésil. Éphéméroptères. Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg. 31(20):1-32.

DEMOULIN, G. 1966. Contribution a l'etude des Éphéméroptères du Surinam. Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg. 42:1-22.

DOMÍNGUEZ, E. & FLOWERS, R.W. 1989. A revision of *Hermanella* and related genera (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from subtropical South America. Ann. Ent. Soc. Am. 82:555-573.

DOMÍNGUEZ, E. 1986. *Thraulodes bolivianus*, una nueva especie de la familia Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) de Bolivia. Acta Zool. Lilloana 38(2):149-153.

DOMÍNGUEZ, E. 1987. El género *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) en la República Argentina. Acta Zool. Lilloana 39:47-65.

DOMÍNGUEZ, E. 1995. Cladistic analysis of the *Ulmeritus-Ulmeritoides* group (Ephemeroptera, Leptophlebiidae), with descriptions of five new species of *Ulmeritoides*. J. N. York Ent. Soc. 103(1):15-38.

DOMÍNGUEZ, E., HUBBARD, M.D., PESCADOR, M.L. & MOLINERI, C. 2001. Checklist of the Ephemeroptera of South America. http://www.famu.org/mayfly/sacat.html (último acesso em 20/06/2003).

DOMINGUEZ, E., MOLINERI, C., PESCADOR, M.L., HUBBARD, M.D. & NIETO, C. 2006. Ephemeroptera of South America. In Aquatic biodiversity in Latin America (J. Adis, J.R. Arias, G. Rueda-Delgado & K.M. Wantzen, ed.). Pensoft, Sofia, p.1-646.

EDMUNDS, G.F., JENSEN, S.L. & BERNER, L. 1976. The mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press, Minneapolis.

EITEN, G. 1992. Natural Brazilian vegetation types and their causes. An. Acad. Bras. Ci. 64(Supl. 1):35-65.

EPLER, J.H. 1986. A novel new neotropical *Nanocladius* (Diptera: Chironomidae), symphoretic on *Traverella* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). Florida Ent. 69:319-327.

FERREIRA, M.J.N. & DOMÍNGUEZ, E. 1992. A new species of *Hermanella* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from Southeastern Brazil. Aquat. Insects 14(3):179-182.

FERREIRA, M.J.N. & FROEHLICH, C.G. 1992. Estudo da fauna de Ephemeroptera (Insecta) do Córrego do Pedregulho (Pedregulho, SP, Brasil) com aspectos da biologia de *Thraulodes schilingeri* Traver & Edmunds, 1967. Rev. Bras. Ent. 36(3):541-548.

FLOWERS, R.W. 1991. Diversity of stream-living insects in northwestern Panama. J. N. Am. Benthol. Soc. 10(3):322-334.

HOFMANN, C., SARTORI, M. & THOMAS, A. 1999. Les Ephéméroptères (Ephemeroptera) de la Guadeloupe (petites Antilles françaises). Mem. Soc. Vaud. Sci. Nat. 20(1):1-95.

HUBBARD, M.D. 1982. Catálogo abreviado de Ephemeroptera da América do Sul. Papéis Avul. Zool. 34(24):257-282.

HUBBARD, M.D. 1990. Mayflies of the World. A catalog of the family and genus group taxa (Insecta: Ephemeroptera). Sandhill, Gainsville. Flora & Fauna Handbook, 8.

LOPES, M.J.N. & DA-SILVA, E.R. 2003. A new species of *Ulmeritoides* from Brazil (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). Rev. Biol. Trop. 51(1):195-200.

LOPES, M.J.N. 1999. Sistemática de Atalophlebiinae (Insecta: Ephemeroptera, Leptophlebiidae) nos escudos das Guianas e Brasileiro (Rondônia). Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, Manaus.

LOPES, M.J.N., FROEHLICH, C.G. & DOMÍNGUEZ, E. 2003. Description of the larva of *Thraulodes schlingeri* (Ephemeroptera, Leptophlebiidae). Iheringia, Sér. Zool. 93(2):197-200.

LUGO-ORTIZ, C.R. & McCAFFERTY, W.P. 1994. *Farrodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in the Antilles: new species from Puerto Rico and review of the genus. Ent. News 105:263-266.

LUGO-ORTIZ, C.R. & McCAFFERTY, W.P. 1996. New species of Leptophlebiidae (Ephemeroptera) from Mexico and Central America. Ann. Limnol. 32:3-18.

MERRITT, R.W., RESH, V.H. & CUMMINS, K.W. 1996. Design of aquatic insects studies: collecting, sampling and rearing procedures. In An introduction to the aquatic insects of North America. 3 ed. (R.W. Merritt & K.W. Cummins, ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, p.12-28.

PESCADOR, M.L. & PETERS, W.L. 1990. Biosystematics of the genus *Massartella* Lestage (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from South America. Aquat. Insects 12:145-160.

SALLES, F.F. 2010. Ephemeroptera do Brasil. http://ephemeroptera.br.googlepages.com/home (último acesso em 09/08/2010).

SAVAGE, H.M. & PETERS, W.L. 1983. Systematics of *Miroculis* and related genera from northern South America (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). Trans. Am. Ent. Soc. 108:491-600.

SAVAGE, H.M. 1982. A curious new genus and species of Atalophlebiinae (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) from the Southern coastal mountains of Brazil. Stud. Neotr. Fauna Environ. 17:209-217.

SAVAGE, H.M. 1987. Biogeographic classification of the Neotropical Leptophlebiidae (Ephemeroptera) based uppon geological centers of ancestral origin and ecology. Stud. Neotr. Fauna Environ. 22(4):199-222.

SCHÄFER, A. 1985. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

TRAVER, J.R. & EDMUNDS, G.F. 1967. A revision of the genus *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). Misc. Publ. Ent. Soc. Am. 5:349-404.

TRAVER, J.R. 1944. Notes on Brazilian mayflies. Bolm. Mus. Nac. 22:1-53.

WARD, J.V. 1992. Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat. Wiley, New York.

Recebido em 13/05/2010
Versão reformulada recebida em 22/09/2010
Publicado em 06/10/2010

Flora arbustiva-arbórea de três áreas ribeirinhas no semiárido paraibano, Brasil

Alecksandra Vieira de Lacerda[1,5], Francisca Maria Barbosa[2],

João Juares Soares[3] & Maria Regina de Vasconcellos Barbosa[4]

[1]Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, Unidade Acadêmica de Tecnologia do Desenvolvimento, Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, CEP 58540-000, Sumé, PB, Brasil
[2]Instituto Nacional do Semiárido, Av. Floriano Peixoto, n. 715, Centro, CEP 58100-001, Campina Grande, PB, Brasil
[3]Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Botânica, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, CP 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brasil
[4]Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba – UFPB, CP 5065, Cidade Universitária, CEP 58051-970, João Pessoa, PB, Brasil
[5]Autor para correspondência: Alecksandra Vieira de Lacerda, e-mail: alecvieira@ufcg.edu.br

LACERDA, A.V., BARBOSA, F.M., SOARES, J.J. & BARBOSA, M.R.V. **Floristic composition of shrubby-arboreal component in three riparian vegetation areas in the State of Paraíba, semiarid region, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?inventory+bn01810042010.

Abstract: Aimed in the present work to study the floristic composition of shrubby and tree in three riparian vegetation areas and compare with other study realized in the basin of the Taperoá River, in the paraiban semiarid. A floristic survey was carried out from January 2004 throughout June 2006, covering riparian areas along the intermittent streams Cazuzinha (7° 26' 13" S and 36° 54' 30" W; 564-579 m of altitude), Mares (7° 31' 53" S and 36° 33' 39" W; 536-550 m of altitude), and Farias (7° 25' 33" S and 36° 29' 21" W; 454-470 m of altitude). The floristic survey carried out in all three areas, generated a total of 91 species, of which, 68 were collected along Cazuzinha stream, 62 along Mares stream, and 56 along Farias stream. The families with the largest number of species and genera identified were: Fabaceae, Euphorbiaceae and Rubiaceae. Of the total of species registered for the three areas, 15 are present in the known lists of riverine bushes in other states of Brazil, 26 are endemic of the Caatinga (Brazilian northeastern savanna) and 10 of them had been exclusive of the researched area. The analysis of floristic similarity of the riparian areas of the present study in a comparison with other five surveys performed formerly showed that the highest floristic identity is related mainly to geographical distance and to the soil use and land occupancy.
Keywords: *riparian forest, intermittent streams, floristic composition, species richness, caatinga.*

LACERDA, A.V., BARBOSA, F.M., SOARES, J.J. & BARBOSA, M.R.V. **Flora arbustiva-arbórea de três áreas ribeirinhas no semiárido paraibano, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?inventory+bn01810042010.

Resumo: Objetivou-se no presente trabalho contribuir para o conhecimento florístico de três áreas ribeirinhas na caatinga e realizar a comparação destas com outros estudos desenvolvidos na bacia do Rio Taperoá, semiárido paraibano. O levantamento florístico foi realizado através de coletas assistemáticas no período de janeiro/2004 a junho/2006 e abrangeu as áreas ribeirinhas presentes ao longo dos riachos intermitentes do Cazuzinha (7° 26' 13" S e 36° 54' 30" W; 564-579 m de altitude), Mares (7° 31' 53" S e 36° 33' 39" W; 536-550 m de altitude) e Farias (7° 25' 33" S e 36° 29' 21" W; 454-470 m de altitude). O levantamento das três áreas registrou um total de 91 espécies, das quais 68 ocorreram na área do riacho do Cazuzinha, 62 no riacho dos Mares e 56 no riacho do Farias. As famílias com maior número de espécies e de gêneros foram Fabaceae, Euphorbiaceae e Rubiaceae. Do total de espécies registrado para as três áreas, 15 estão presentes nas listas relacionadas para matas ciliares de outros estados do Brasil, 26 são endêmicas da Caatinga e 10 foram exclusivas. Analisando a similaridade florística entre as áreas estudadas e outros cinco levantamentos, observou-se que a maior identidade florística está relacionada principalmente com a distância geográfica e às características de uso e ocupação da terra.
Palavras-chave: *floresta ripária, riachos intermitentes, composição florística, riqueza de espécies, caatinga.*

Introdução

As áreas ribeirinhas apresentam formações vegetais características que se encontram associadas aos corpos d'água (Oliveira-Filho 1994) e podem se estender por dezenas de metros a partir das margens dos mesmos, apresentando variações na composição florística e na estrutura comunitária, dependendo das interações que estabelecem entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente. Estas formações são importantes no que tange aos recursos genéticos, florísticos, hídricos, edáficos (Santos & Sousa-Silva 1998) e exercem destacado papel como corredores de fluxo gênico tanto vegetal quanto animal (Marinho-Filho & Gastal 2004).

A conservação das áreas ciliares é, sem dúvida, inquestionável e sua importância ecológica vem fazendo com que muitos países elaborem instrumentos jurídicos visando a sua manutenção. No Brasil, o Código Florestal estabelece faixas de proteção variáveis em função da largura dos corpos d'água correspondentes. Entretanto, apesar das evidências de sua importância e de sua proteção legal, a cobertura vegetal presente nas áreas ciliares vem sendo constantemente degradada (Mueller 1998, van den Berg & Oliveira-Filho 2000).

Quadros como o delineado acima são também evidentes em áreas de caatinga do semiárido paraibano. Neste estado a caatinga é o principal ecossistema, ocupando 40.539 km^2 (71,64%) do território total (Paraíba 1992). Dentre as peculiaridades marcantes desse ecossistema, as matas ribeirinhas que recobrem as margens aluviais dos rios intermitentes que cortam o semiárido, são definidas como ambientes de exceção por apresentarem um padrão fisionômico e florístico diferenciado em relação a outras áreas na caatinga. Todavia, a exemplo do que vem ocorrendo em outras regiões do Brasil, essas matas na Paraíba também vêm sendo degradadas por apresentarem os solos mais adequados à agricultura (Paraíba 2005). Diante desse quadro de degradação da vegetação ribeirinha no semiárido paraibano e da crescente preocupação com a manutenção das funções ecológicas por elas desempenhadas, fica evidenciada a necessidade de iniciativas voltadas para sua conservação ou recuperação. Autores como van den Berg & Oliveira-Filho (2000) têm apontado que estudos detalhados sobre a composição florística e a ecologia dos remanescentes dessas florestas são fundamentais para embasar quaisquer iniciativas para proteger, enriquecer, recuperar ou reconstituir esse tipo de vegetação. Desta forma, tem-se ratificado a relevância de trabalhos que busquem preencher grandes lacunas sobre o conhecimento e a quantificação de espécies típicas de áreas ribeirinhas da caatinga.

Este trabalho objetivou contribuir para o conhecimento florístico de três áreas ribeirinhas na caatinga e realizar a comparação destas com estudos desenvolvidos na bacia do Rio Taperoá e com outros levantamentos realizados nos ecossistemas ciliares brasileiros. Espera-se que os resultados obtidos possam subsidiar a conservação dessas áreas e servir de indicativos para modelos de enriquecimento e recuperação dos ambientes já degradados.

Este trabalho objetivou contribuir para o conhecimento florístico de três áreas ribeirinhas na caatinga e realizar a comparação destas com outros estudos desenvolvidos na bacia do Rio Taperoá, semiárido paraibano. Espera-se que os resultados obtidos possam subsidiar a conservação dessas áreas e servir de indicativos para modelos de enriquecimento e recuperação dos ambientes já degradados.

Material e Métodos

1. Áreas de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Taperoá, no semiárido paraibano, drena uma área aproximada de 7.316 km^2 (Paraíba 1997) e se localiza na parte central do Estado da Paraíba, entre as latitudes 6º 51' 31'' e 7º 34' 21''S e entre as longitudes 36º 0' 55'' e 37º 13' 9'' W (Lacerda 2003). As áreas ribeirinhas amostradas estão distribuídas ao longo dos riachos intermitentes do Cazuzinha, Mares e Farias (Figura 1), descritos a seguir com suas respectivas peculiaridades.

Riacho do Cazuzinha - localizado na sub-bacia do riacho dos Cordeiros, o Cazuzinha possui 15 km de extensão e bacia de drenagem de 59 km^2. A área ribeirinha amostrada neste riacho (3,6 ha) está localizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Almas, município de São José dos Cordeiros, entre as latitudes 7º 26' 13'' e 7º 25' 46''S e entre as longitudes 36º 54' 30'' e 36º 54' 35'' W. Essa Reserva tem uma dimensão de 3.505 ha. A vegetação ribeirinha pesquisada encontra-se situada numa altitude que varia de 564 a 579 m. Nesse local o leito do riacho apresenta cerca de 12 m de largura média.

Riacho dos Mares - possui cerca de 12 km de extensão e área de drenagem de 33 km^2. Este riacho, localizado no município de São João do Cariri, está dentro dos limites da sub-bacia do riacho do Farias. A área ribeirinha pesquisada nesse curso d'água (3,4 ha) está inserida na propriedade Avelós (750 ha) e tem a sua localização marcada entre as latitudes 7º 31' 53'' e 7º 31' 38'' S e entre as longitudes 36º 33' 39'' e 36º 33' 06'' W. Neste trecho o riacho é conhecido pelos ribeirinhos como riacho Avelós, o canal é estreito com cerca de 7 m de largura média e a altitude varia de 536 a 550 m.

Riacho do Farias – localizado na sub-bacia do riacho do Farias, esse riacho possui 20 km de extensão e bacia de drenagem de 71 km^2. Neste curso d'água, a área ribeirinha estudada (3,3 ha) está definida dentro dos limites da propriedade Gangorra (450 ha), município de São João do Cariri, e tem sua localização marcada entre as latitudes 7º 25' 33'' e 7º 25' 15'' S e entre as longitudes 36º 29' 21'' e 36º 29' 17'' W. Nesta área o riacho é conhecido popularmente como riacho da Gangorra, o canal se apresenta com aproximadamente 45 m de largura média e a altitude varia de 454 a 470 m.

As informações sobre precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e evaporação referentes ao período de janeiro/1996 a dezembro/2005, foram fornecidos pela Bacia Escola de São João do Cariri/Laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil/Universidade Federal de Campina Grande. No período, a média anual de precipitação foi de 486,9 mm. A temperatura média anual do ar variou de 23,6 a 27,4 ºC, sendo as menores temperaturas entre os meses de julho e agosto, ficando os meses de novembro e dezembro com as temperaturas maiores. A umidade relativa média mensal do ar atingiu o máximo de 75% em junho e julho e o mínimo ocorreu na estação seca nos meses de novembro e dezembro com 64% de umidade. A evaporação é significativamente elevada na região, uma vez que chegou a atingir até 2.697 mm por ano.

A vegetação ribeirinha é predominantemente arbórea, com ocorrência de espécies arbustivas bastante ramificadas a partir da base e com presença de estrato herbáceo que se mostra abundante no período chuvoso. Com exceção da vegetação do riacho do Cazuzinha, inserida em uma RPPN, observou-se que a vegetação dos riachos dos Mares e do Farias têm seu uso e ocupação marcados principalmente pelo pastoreio extensivo.

2. Coleta e análise dos dados

As atividades se apoiaram na análise de cartas e mapas de vegetação e excursões exploratórias realizadas inicialmente em vários pontos ao longo da bacia do Taperoá (Lacerda & Barbosa 2006). Os ambientes mais conservados foram selecionados para o levantamento florístico da vegetação ribeirinha distribuída ao longo de três riachos intermitentes. A escolha deste tipo de levantamento se apóia na base teórica que o define como aquele que permite efetuar comparações relativamente simples e eficientes entre áreas (van den Berg & Oliveira-Filho 2000).

As coletas botânicas da vegetação arbustivo-arbórea foram realizadas mensalmente no período de janeiro/2004 a junho/2006 e se processaram de forma assistemática. Diante dos raros estudos existentes sobre a vegetação ribeirinha em áreas de caatinga e, portanto sem indicativos conclusivos se as dimensões das faixas de mata ciliar acompanham ou não os respectivos tamanhos apontados na legislação vigente, estabeleceu-se para este estudo a largura mínima da faixa ciliar, ou seja, 30 m a partir da margem do curso d'água. Além disso, a amostragem foi realizada apenas em uma das margens dos ambientes ribeirinhos estudados (margem direita para os riachos dos Mares e do Cazuzinha e margem esquerda para o riacho do Farias).

Exemplares férteis de cada espécie foram coletados, herborizados e incorporados ao Herbário Lauro Pires Xavier (JPB) da Universidade Federal da Paraíba. A identificação das espécies e/ou confirmação se processou através de consultas a especialistas e por comparação usando bibliografia especializada e análise das exsicatas depositadas no herbário JPB. As espécies foram organizadas por família no sistema APG III (Angiosperm... 2009), incluindo-se informação sobre o hábito das mesmas. A grafia da autoria das espécies e suas respectivas abreviações foram verificadas através de Brummitt & Powell (1992). Os nomes populares estão de acordo com o conhecimento local utilizando-se como material de coleta entrevistas com os atores chaves das comunidades presentes nos trechos ribeirinhos amostrados.

Para a comparação florística das áreas estudadas com outros levantamentos de vegetação ribeirinha na bacia do Rio Taperoá, foram reunidas oito listas, incluindo as do presente estudo e realizada uma análise de agrupamento. Nesta análise foi utilizada uma matriz de presença/ausência dos táxons identificados ao nível específico e o índice de similaridade de Jaccard (Hubálek 1982, Kent & Coker 1992) e a técnica de ligação da média de grupo - UPGMA (Chatfield & Collins 1983) usando o programa NTSYSpc.

Resultados e Discussão

1. Composição florística: uma abordagem geral das áreas ribeirinhas amostradas

A vegetação arbustivo-arbórea nos três riachos amostrados foi representada por 91 espécies, ficando 81 identificadas no nível de espécie, cinco no genérico, três no nível de família e duas permaneceram indeterminadas (Tabela 1). As espécies identificadas ficaram distribuídas em 27 famílias e 67 gêneros. O componente predominante foi o arbóreo com 60 espécies, ficando, desse número, uma indeterminada e as restantes distribuídas por 24 famílias.

O total de espécies arbóreas e arbustivas observado (91) para as matas ribeirinhas é considerado elevado quando comparado com os números apresentados por Rodrigues & Nave (2004) que analisaram 43 trabalhos realizados em florestas ciliares do Brasil extra-amazônico, em condições de clima e de altitude muito variáveis. Segundo esses autores o número de espécies arbustivo-arbóreas amostrado variou de 23 até 247 espécies nos trabalhos apresentados. O grande número de espécies encontrado nas áreas ribeirinhas de caatinga amostradas é ainda ressaltado quando se compara os resultados gerados com outros levantamentos nos diferentes tipos caducifólios do semiárido (Araújo et al. 1998, Ferraz et al. 1998, Rodal et al. 1998, Araújo et al. 1999, Lemos & Rodal 2002, Pereira et al. 2002, Rodal & Nascimento 2002, Alcoforado-Filho et al.

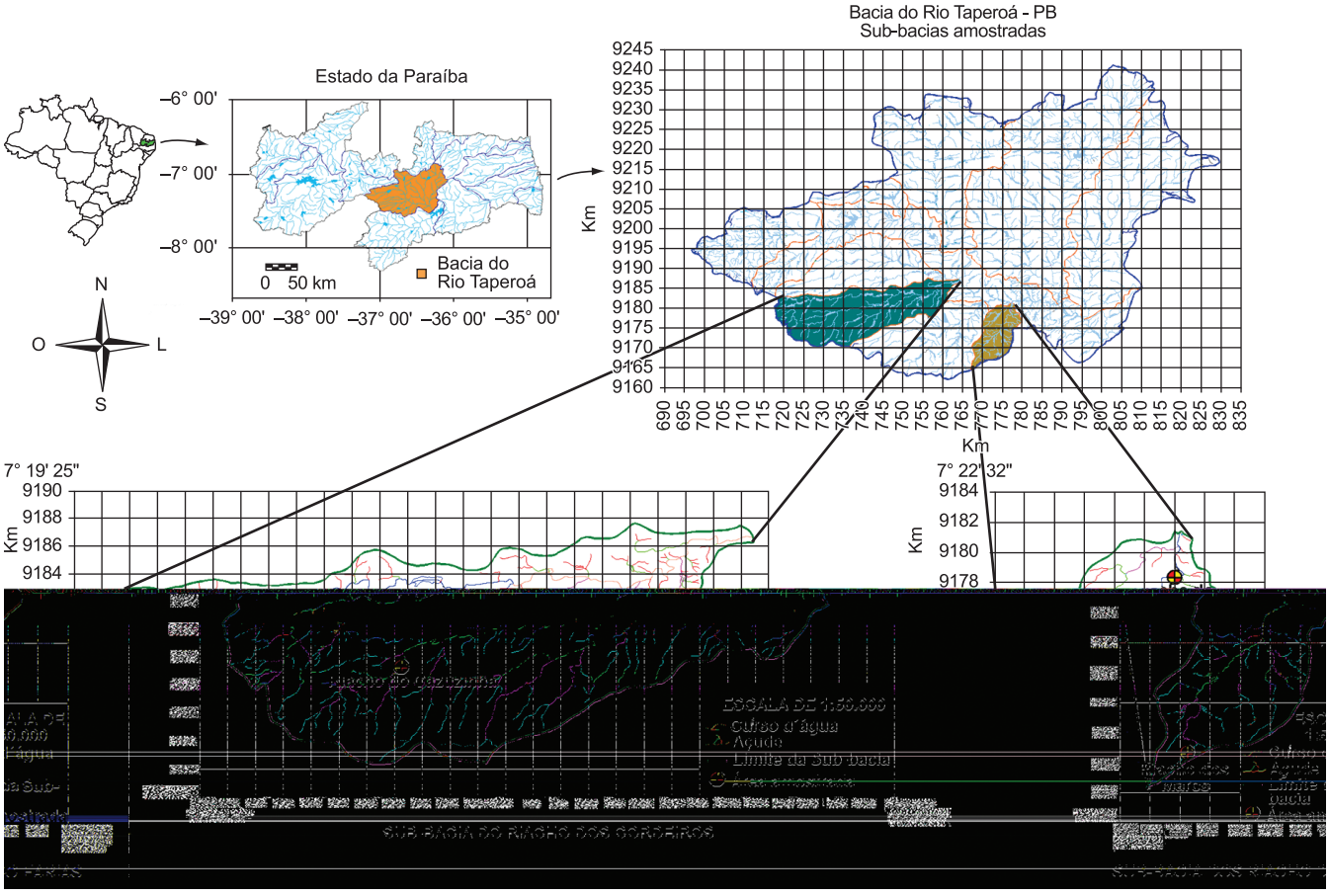


Figura 1. Localização das áreas ribeirinhas amostradas na bacia hidrográfica do Rio Taperoá, semiárido paraibano. Adaptado de Lacerda & Barbosa (2006).

Figure 1. Location of the studied areas in the basin of the Taperoá River, in the paraiban semiarid. Adapted from Lacerda & Barbosa (2006).

Tabela 1. Lista das famílias e espécies registradas no levantamento florístico realizado em três áreas ribeirinhas na bacia do rio Taperoá, semiárido paraibano, com seus respectivos nomes populares, hábitos, números de coleta e locais de ocorrência. Háb. = Hábito, Arv = Árvore, Arb = Arbusto, NC = número de coleta de A. V. Lacerda referente ao voucher depositado no Herbário Lauro Pires Xavier (JPB), RF = Riacho do Farias, RM = Riacho dos Mares e RC = Riacho do Cazuzinha.

Table 1. Families and species of shrubs and trees registered in the study the floristic composition in three riparian vegetation areas in the basin of the Taperoá river, paraiban semiarid, with your common names, Life-form, collection numbers and occurrence places. Háb. = Life-form, Arv = Tree, Arb = Shrub, NC = number of A. V. Lacerda regarding the voucher deposited in the Herbarium Lauro Pires Xavier (JPB), RF = Farias Stream, RM = Mares Stream and RC = Cazuzinha Stream.

Família Espécies	Nome Popular	Háb.	RF	RM	RC	NC
1. ANACARDIACEAE						
1 *Myracrodruon urundeuva* Allemão	Aroeira	Arv	X	X	X	240
2 *Schinopsis brasiliensis* Engl.	Baraúna	Arv	X	X	X	218
3 *Spondias tuberosa* Arruda	Umbuzeiro	Arv	X	X	X	283
2. ANNONACEAE						
4 *Rollinia leptopetala* R. E. Fr.	Pinha brava	Arb	-	-	X	349
3. APOCYNACEAE						
5 *Allamanda blanchetii* A. DC.	Quatro pataca	Arb	X	X	-	59
6 *Aspidosperma pyrifolium* Mart.	Pereiro	Arv	X	X	X	279
4. BIGNONIACEAE						
7 *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore *	Craibeira	Arv	X	X	-	217
8 *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê-roxo	Arv	-	-	X	168
5. BIXACEAE						
9 *Cochlospermum insigne* A. St.–Hil.*	Algodão bravo	Arv	X	X	-	511
6. BORAGINACEAE						
10 *Cordia leucocephala* Moric.	Moleque duro	Arb	-	X	-	467
11 *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro, Frei Jorge	Arv	X	X	X	463
12 *Tournefortia rubicunda* Salzm. ex DC.	Maria preta	Arb	-	X	-	549
7. BRASSICACEAE						
13 *Capparis flexuosa* (L.) L.	Feijão bravo	Arv	X	X	X	34
14 *Capparis jacobinae* Moric. ex Eichler	Icó	Arv	-	X	X	266
8. BURSERACEAE						
15 *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett	Amburana de cambão	Arv	X	X	X	275
9. CACTACEAE						
16 *Cereus jamacaru* DC.	Mandacaru, Cardeiro	Arv	X	X	X	558
17 *Pilosocereus gounellei* (F. A. C. Weber) Byles & G. D. Rowley	Xique-xique, Alastrado	Arb	X	X	X	557
18 *Pilosocereus pachycladus* subsp. *pernambucensis* (Ritter) Zappi	Facheiro	Arv	X	X	X	556
10. CELASTRACEAE						
19 *Maytenus rigida* Mart.	Bonome	Arv	X	X	X	235
11. COMBRETACEAE						
20 *Combretum laxum* Jacq. *	Mofumbo	Arb	X	-	-	483
21 *Combretum leprosum* Mart.	Mofumbo	Arb	X	X	X	82
22 *Combretum pisonioides* Taub.	Canela de veado	Arv	X	X	X	206
12. ERYTHROXYLACEAE						
23 *Erythroxylum revolutum* Mart.		Arv	X	X	X	372
13. EUPHORBIACEAE						
24 *Cnidoscolus quercifolius* Pohl	Favela	Arv	X	-	-	24
25 *Croton echioides* Baill.	Caatinga branca	Arb	-	X	X	354
26 *Croton blanchetianus* Baill.	Marmeleiro	Arb	X	X	X	39
27 *Croton urticifolius* Lam.	Velame	Arb	-	X	-	428
28 *Croton adenocalyx* Baill.	Velame brabo	Arb	-	-	X	388

* Espécies exclusivas deste levantamento.

Tabela 1. Continuação...

Família Espécies	Nome Popular	Háb.	RF	RM	RC	NC
29 *Ditaxis malpighiacea*(Ule) Pax & K.Hoffm.	Pau matias	Arb	X	X	X	425
30 *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill.	Pinhão	Arb	X	X	X	369
31 Manihot catingae Ule	Maniçoba	Arv	X	X	X	87
32 Sapium glandulosum (L.) Morong	Burra leiteira	Arv	-	X	X	395
33 Sebastiania macrocarpa Müll. Arg. *	Pau leite	Arv	X	X	X	169
34 *Euphorbia phosphorea* Mart.	Avelós	Arb	-	X	-	376
35 Euphorbiaceae 1		Arv	-	-	X	249
14. FABACEAE						
14.1 FABACEAE subfam. CAESALPINIOIDEAE						
36 *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud.	Mororó	Arb	X	X	X	464
37 *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Pau ferro	Arv	X	X	X	32
38 *Caesalpinia pyramidalis* Tul.	Catingueira	Arv	X	X	X	36
39 *Hymenaea courbaril* L.	Jatobá	Arv	-	X	-	258
40 *Peltogyne pauciflora* Benth. *		Arv	X	-	-	299
41 *Senna macranthera* var. *pudibunda* (Benth.) H. S. Irwin & Barneby	Flor de São João	Arv	-	X	X	102
42 *Senna martiana* (Benth.) H. S. Irwin & Barneby	Canafístula brava	Arb	-	X	-	48
43 *Senna spectabilis* (DC.) H. S. Irwin & Barneby	Canafístula	Arv	-	-	X	452
14.2 FABACEAE subfam. FABOIDEAE						
44 *Amburana cearensis* (Allemão) A. C. Sm.	Amburana de cheiro, Cumarú	Arv	-	X	X	152
45 *Erythrina velutina* Willd.	Mulungu	Arv	X	-	X	227
46 *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunth ex DC.	Ingazeira	Arv	X	-	X	38
47 *Lonchocarpus* cf. *obtusus* Benth. *	Ingaí, Rabo de cavalo	Arv	X	-	X	246
48 *Luetzelburgia auriculata* (Allemão) Ducke	Pau de serrote	Arv	X	X	-	506
49 *Myroxylon peruiferum* L.f.	Bálsamo	Arv	-	-	X	288
50 *Poecilanthe ulei* (Harms) Arroyo & Rudd *	Chorão	Arv	-	-	X	254
51 Fabaceae - Faboideae 1	Crabraiba	Arv	-	-	X	547
14.3 FABACEAE subfam. MIMOSOIDEAE						
52 *Acacia paniculata* Willd.	Gameleira brava	Arv	-	-	X	329
53 *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan	Angico	Arv	X	X	X	262
54 *Calliandra* sp. 1	Mucumbu de ema	Arb	-	X	-	555
55 *Chloroleucon foliolosum* (Benth.) G. P. Lewis	Jurema açu, Jurema branca	Arv	X	X	X	37
56 *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth.	Jurema de imbira	Arv	X	X	X	99
57 *Mimosa paraibana* Barneby	Calumbi	Arb	-	X	-	138
58 *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir.	Jurema preta	Arv	X	X	X	260
59 *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke	Jurema branca	Arv	X	X	X	173
15. MALVACEAE						
60 *Ceiba glaziovii* (Kuntze) K. Schum.	Barriguda	Arv	-	-	X	512
61 *Pseudobombax marginatum* (A. St.–Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns	Embiratanha	Arv	X	X	X	286
62 *Helicteres brevispira* A. St.-Hil.	Guaxumbu	Arb	-	-	X	198
63 *Melochia pyramidata* L.	Capa bode	Arb	X	X	-	446
16. MYRTACEAE						
64 *Eugenia uvalha* Cambess.	Ubaia	Arv	X	-	X	540
65 Myrtaceae 1		Arv	-	-	X	328
17. NYCTAGINACEAE						
66 *Guapira laxa* (Netto) Furlan	João mole, Piranha	Arv	X	X	X	256

* Espécies exclusivas deste levantamento.

Tabela 1. Continuação...

Família Espécies	Nome Popular	Háb.	RF	RM	RC	NC
18. OLACACEAE						
67 *Ximenia americana* L.	Ameixa brava	Arv	X	X	-	532
19. POLYGONACEAE						
68 *Triplaris gardneriana* Wedd.	Cauaçu	Arv	X	-	X	174
20. RHAMNACEAE						
69 *Rhamnidium molle* Reissek	Sassafrás	Arv	X	-	X	213
70 *Ziziphus cotinifolia* Reissek	Juazeiro	Arv	X	-	-	281
71 *Ziziphus joazeiro* Mart.	Juazeiro	Arv	X	X	X	73
21. RUBIACEAE						
72 *Alibertia* sp. 1		Arb	X	X	-	304
73 *Coutarea hexandra* (Jacq.) K. Schum.		Arv	-	-	X	348
74 *Guettarda angelica* Mart. ex Müll. Arg.		Arb	-	X	X	364
75 *Randia formosa* (Jacq.) K. Schum. *	Rosário de nego	Arv	-	-	X	360
76 *Tocoyena formosa* (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Genipapo	Arv	X	X	X	375
77 *Tocoyena sellowiana* (Cham. & Schltdl.) K. Schum. *	Genipapo	Arv	X	X	X	46
22. SALICACEAE						
78 *Prockia crucis* P. Browne ex L.		Arb	-	-	X	351
23. SAPINDACEAE						
79 *Allophylus quercifolius* (Mart.) Radlk.	Batinga	Arv	X	X	X	371
24. SAPOTACEAE						
80 *Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T. D. Penn.	Quixabeira	Arv	X	X	X	151
25. SOLANACEAE						
81 *Capsicum parvifolium* Sendtn.		Arb	X	X	X	353
82 *Nicotiana glauca* Graham	Oliveira	Arb	X	-	X	521
83 *Solanum rhytidoandrum* Sendtn.	Jurubeba	Arb	-	-	X	176
26. VERBENACEAE						
84 *Lantana camara* L.	Chumbinho	Arb	-	X	X	473
85 *Lippia gracilis* Schauer	Alecrim	Arb	X	X		157
86 *Lippia* sp. 1	Camará de espeto	Arb	-	X	X	553
87 *Vitex gardneriana Schauer* *	Jatiúca	Arb	X	X	-	97
88 *Vitex* sp. 1		Arv	-	X	-	496
27. VOCHYSIACEAE						
89 *Callisthene* sp. 1	Vinhaca	Arv	-	X	-	366
INDETERMINADAS						
90 Indeterminada 1		Arv	X	X	X	485
91 Indeterminada 2		Arb	-	-	X	549

* Espécies exclusivas deste levantamento.

2003, Cavalcanti et al. 2003, Lemos 2004, Santana 2005). Nestes 11 trabalhos, as espécies arbóreas e arbustivas registradas variaram de 22 a 154 espécies. Além disso, o total de espécies encontradas é também um número elevado quando comparado com o total de espécies lenhosas (475) levantadas para todas as ecorregiões da caatinga (Sampaio & Gamarra-Rojas 2003).

A significativa riqueza da vegetação ciliar da região semiárida é também observada no trabalho de Miranda & Silva (1989). Outros autores como Rezende (1998) discutem que a vegetação presente ao longo dos corpos d'água apresenta um elevado número de espécies, sendo este superior ao encontrado em outras formações florestais. Rodrigues & Nave (2004) destacam que este fato é condicionado pela natureza ecotonal da faixa ciliar, que é ocupada por mais de um tipo vegetacional ou mesmo por formações fitofisionômicas distintas, que diferem entre si em termos de composição florística. Oliveira-Filho et al. (1990) apontam também que uma riqueza de espécies relativamente elevada é característica comum em florestas ciliares devido a uma heterogeneidade ambiental comumente superior à de florestas de terra firme próximas. As matas presentes ao longo dos cursos d'água se constituem de comunidades vegetais caracterizadas pela combinação diferenciada da atuação dos fatores bióticos e abióticos, que resultam em manchas com florística e/ou estrutura própria dessa vegetação.

Observando a totalidade das áreas estudadas, as famílias com maior número de espécies e gêneros no estrato arbustivo-arbóreo foram Fabaceae com 24 espécies (26,4%) e 17 gêneros (25,4%), Euphorbiaceae representada com 12 espécies (13,2%) e oito gêneros (11,9%) e Rubiaceae apresentando seis espécies (6,6%) e

cinco gêneros (7,5%). Essas três famílias possuem juntas 46,2% das espécies e 44,8% dos gêneros, enquanto que as outras 24 famílias dividiram os 53,8% das espécies e 55,2% dos gêneros restantes.

Ao avaliar 43 trabalhos realizados em florestas ciliares do Brasil extra-amazônico, Rodrigues & Nave (2004) registraram que entre as oito famílias mais ricas citadas estão Fabaceae, Euphorbiaceae e Rubiaceae.

Em levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em diferentes tipos caducifólios do semiárido nordestino, Fabaceae e Euphorbiaceae foram citadas entre as famílias de maior riqueza em todos esses estudos (Araújo et al. 1998, Ferraz et al. 1998, Lemos & Rodal 2002, Pereira et al. 2002, Rodal & Nascimento 2002, Alcoforado-Filho et al. 2003, Cavalcanti et al. 2003, Lemos 2004, Santana 2005, Barbosa et al. 2007). Esses dados só vêm a confirmar a ampla distribuição dessas famílias nos vários ecossistemas do semiárido.

Dos 10 trabalhos em áreas de caatinga relacionados acima, quatro citaram Rubiaceae (Ferraz et al. 1998, Pereira et al. 2002, Rodal & Nascimento 2002, Alcoforado-Filho et al. 2003) entre as famílias de maior número de espécies. Particularmente no componente lenhoso da Vegetação Caducifólia Espinhosa (VCE), a ocorrência de Rubiaceae tem sido registrada apenas em áreas mais úmidas como São José do Belmonte e Caruaru, ambas no Estado de Pernambuco (Tavares et al. 1969, Alcoforado-Filho et al. 2003), Barbalha no Estado do Ceará (Tavares et al. 1974) e Souza na Paraíba (Gadelha-Neto & Barbosa 2000). Autores como Ferraz et al. (1998) também destacam Rubiaceae como uma família típica de matas mais úmidas.

Relacionado à ocorrência de famílias como Myrtaceae e Bignoniaceae estas são pouco citadas para áreas de vegetação caducifólia espinhosa (caatinga) instaladas no cristalino (Lemos & Rodal 2002). Myrtaceae também foi citada por Rodal & Nascimento (2002) como uma família comum em ambientes mais úmidos.

A maior parte dos gêneros (53) possui apenas uma espécie, ficando 14 gêneros com mais de uma, ou seja, *Croton* com quatro espécies, *Combretum*, *Mimosa* e *Senna* com três cada e ainda *Caesalpinia*, *Capparis*, *Cordia*, *Lippia*, *Lonchocarpus*, *Pilosocereus*, *Tabebuia*, *Tocoyena*, *Vitex* e *Ziziphus* com duas. Estes dados apontam para uma tendência na vegetação ribeirinha estudada, a exemplo do que ocorre na caatinga (Araújo et al. 1995), em apresentar baixa diversidade dentro dos táxons.

Analisando as espécies encontradas nas áreas amostradas nota-se que do total de 91 espécies, 15 tiveram sua ocorrência registrada também para matas ciliares de São Paulo, Distrito Federal, Mato Grosso, Minas Gerais e Paraná (Tabela 2). Dentre estas, apenas *Anadenanthera colubrina* e *Hymenaea courbaril* foram as espécies mais citadas no total dos trabalhos pesquisados, aparecendo registradas cada uma para matas ciliares de quatro estados. *Cordia trichotoma*, *Coutarea hexandra*, *Myroxylon peruiferum* e *Tabebuia impetiginosa* foram registradas cada uma em matas ciliares de três estados. Esses dados refletem a ampla tolerância dessas espécies a variações ambientais. Comparando as espécies das áreas ribeirinhas de caatinga amostradas nesse trabalho com os 15 estudos apresentados observa-se que Minas Gerais foi o estado que registrou o maior número de espécies em comum (13).

Tabela 2. Lista de espécies registradas neste estudo e referenciadas em levantamentos efetuados em matas ciliares de vários Estados brasileiro e no trabalho de classificação de espécies endêmicas da caatinga.

Table 2. List of species registered in this study and cited in references in the riparian vegetation of several States Brazilian and in the study of classification of endemic species of the caatinga.

Referências	Local/Estudo	Espécies
Rozza & Ribeiro (1992), Soares-Silva et al. (1992), Durigan & Leitão Filho (1995), Oliveira-Filho et al. (1995), Silva et al. (1995), Pinto et al. (1997), Silva Júnior et al. (1998), Mariano et al. (1998), Felfili et al. (2000), van den Berg & Oliveira-Filho (2000), Botelho & Davide (2002), Souza et al. (2003), Veiga et al. (2003), Vieira et al. (2003), Meyer et al. (2004)	Matas ciliares nos estados de São Paulo, Distrito Federal, Mato Grosso, Minas Gerais e Paraná	*Acacia paniculata*, *Amburana cearensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Libidibia ferrea*, *Cordia trichotoma*, *Coutarea hexandra*, *Hymenaea courbaril*, *Lantana camara*, *Myracrodruon urundeuva, Myroxylon peruiferum*, *Prockia crucis*, *Senna macranthera* var. *pudibunda*, *Senna spectabilis*, *Tabebuia impetiginosa* e *Triplaris gardneriana*.
Miranda & Silva (1989	Matas ciliares das depressões inundáveis e eixos hidrográficos do semiárido pernambucano	*Amburana cearensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Bauhinia cheilantha*, *Libidibia ferrea*, *Caesalpinia pyramidalis*, *Capparis flexuosa*, *Cereus jamacaru*, *Cnidoscolus phylacanthus*, *Combretum pisonioides*, *Commiphora leptophloeos*, *Cordia leucocephala*, *Erythrina velutina*, *Lantana camara*, *Mimosa tenuiflora, Myracrodruon urundeuva*, *Pilosocereus gounellei*, *Schinopsis brasiliensis*, *Spondias tuberosa*, *Tocoyena formosa* e *Ziziphus joazeiro*
Giulietti et al. 2002	Espécies endêmicas da caatinga	*Allamanda blanchetii*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Caesalpinia pyramidalis*, *Capparis flexuosa*, *Capparis jacobinae*, *Ceiba glaziovii*, *Cereus jamacaru*, *Combretum pisonioides*, *Commiphora leptophloeos*, *Cordia leucocephala*, *Guettarda angelica*, *Helicteres brevispira*, *Jatropha mollissima*, *Lippia gracilis, Manihot catingae*, *Maytenus rigida*, *Mimosa ophthalmocentra*, *Pilosocereus gounellei*, *Pilosocereus pachycladus* subsp. *pernambucensis*, *Pseudobombax marginatum*, *Rhamnidium molle*, *Rollinia leptopetala*, *Senna martiana*, *Spondias tuberosa*, *Ziziphus cotinifolia* e *Ziziphus joazeiro*

Considerando ainda a listagem de espécies apresentadas neste trabalho, percebe-se que algumas estão citadas também no levantamento realizado por Miranda & Silva (1989) nas matas ciliares das depressões inundáveis e eixos hidrográficos do semiárido pernambucano (Tabela 2).

Mostrando também a seletividade de algumas espécies em áreas de caatinga por ambientes mais úmidos, Rodal & Nascimento (2002) referenciam *Allophylus quercifolius*, *Libidibia ferrea*, *Sideroxylon obtusifolium*, *Tabebuia impetiginosa* e *Ziziphus joazeiro* como espécies de ocorrência em áreas mais úmidas da Vegetação Caducifólia Espinhosa (VCE) nordestina. Pereira et al. (2002) também discutem que além de *Tabebuia impetiginosa*, *Coutarea hexandra* e *Eugenia uvalha* são pouco frequentes nos levantamentos da vegetação caducifólia espinhosa, sendo raramente encontradas em áreas de caatinga submetidas a maior semiaridez. Especialmente relacionado à *Eugenia uvalha*, Alcoforado-Filho et al. (2003) destacam que a presença freqüente dessa espécie é incomum em áreas de VCE. Portanto, os dados apontam para uma tendência de seletividade dessas espécies por locais mais úmidos a exemplo daqueles encontrados ao longo de rios e riachos intermitentes em áreas de caatinga no semiárido.

Observando a questão do endemismo, das 91 espécies encontradas 26 são endêmicas da caatinga (Giulietti et al. 2002) conforme Tabela 2.

A exemplo de trabalhos que investigaram as ligações florísticas das matas ciliares com outros ambientes (Rodrigues et al. 2003), observa-se que uma parcela significativa das espécies ribeirinhas listadas nesse trabalho são compartilhadas com formações vegetacionais típicas de caatinga. Colaborando com essa discussão, Rodrigues (1989) coloca que como a atuação diferenciada dos fatores abióticos ocorre no espaço e no tempo, esses fatores acabam por selecionar espécies adaptadas à interferência da água nas áreas, como freqüência e intensidade de alagamentos, baixa profundidade do lençol freático, alta concentração de matéria orgânica, etc., e espécies típicas das formações adjacentes àquelas ciliares, cuja ocorrência não está relacionada com a presença do curso d'água, como áreas de barranco e locais com lençol freático mais profundo. Segundo este autor, o gradiente de interação entre a formação florestal ciliar propriamente dita e a formação adjacente se torna ainda mais complexo com a crescente quantidade de sedimentos sólidos que são depositados nas margens desses cursos d'água, em função dos processos de assoreamento, promovendo a criação de novos nichos que sofrerão processos de sucessão e seleção das espécies para ocupação, em função das características abióticas atuantes naquele ponto. Portanto, considerando a disponibilidade de água como um dos principais fatores condicionantes da heterogeneidade da composição da vegetação ciliar observa-se que no semiárido a ligação florística entre matas ribeirinhas e a vegetação de caatinga se mostra evidenciada uma vez que a intermitência das águas é uma característica marcante na semiaridez.

Para verificar a ocorrência de espécies exclusivas neste levantamento foram analisadas as listas florísticas de 12 trabalhos realizados em diferentes localidades e tipos caducifólios do semiárido (Moura & Barbosa 1995, Araújo et al. 1998, Ferraz et al. 1998, Rodal et al. 1998, Araújo et al. 1999, Lemos & Rodal 2002, Pereira et al. 2002, Rodal & Nascimento 2002, Alcoforado-Filho et al. 2003, Lemos 2004, Santana 2005, Barbosa et al. 2007). Foi consultada também a relação de espécies endêmicas da caatinga (Giulietti et al. 2002). Observou-se que em nenhum levantamento acima citado ocorreram: *Cochlospermum insigne*, *Combretum laxum*, *Lonchocarpus obtusus*, *Peltogyne pauciflora*, *Poecilanthe ulei*, *Randia formosa*, *Sebastiania macrocarpa*, *Tabebuia aurea*, *Tocoyena sellowiana* e *Vitex gardneriana.* Além dessas 10 espécies, também não ocorreram nos trabalhos citados *Myroxylon peruiferum* e *Triplaris gardneriana*. A primeira citada em levantamentos de matas ciliares em Minas Gerais (Oliveira-Filho et al. 1995), Paraná (Soares-Silva et al. 1992) e São Paulo (Durigan & Leitão Filho 1995) e a segunda referenciada por Vieira et al. (2003) como presente na vegetação ciliar em Minas Gerais.

Portanto, além das espécies compartilhadas com levantamentos de matas ciliares de outras regiões do Brasil, as espécies exclusivas registradas nesse trabalho podem também oferecer indicativos da seletividade das mesmas por áreas de matas ribeirinhas na caatinga e se configurarem como carcterísticas desses ambientes ainda pouco estudados em suas peculiaridades florísticas.

2. Composição florística: uma abordagem por área

Avaliando a distribuição das famílias nas três áreas ribeirinhas tem-se que os riachos do Farias e do Cazuzinha apresentaram 24 famílias cada, ficando o riacho dos Mares com 23. Para cada área, as famílias com maior número de espécies foram: riacho do Farias – Fabaceae (13), Euphorbiaceae (seis); riacho dos Mares – Fabaceae (15), Euphorbiaceae (nove), Rubiaceae e Verbenaceae (quatro cada); riacho do Cazuzinha – Fabaceae (18), Euphorbiaceae (nove) e Rubiaceae (cinco). Em relação às famílias exclusivas em cada área observou-se que apenas três foram exclusivas a uma localidade: Annonaceae e Salicaceae presentes apenas no riacho do Cazuzinha e Vochysiaceae registrada na vegetação ribeirinha do riacho dos Mares. Estiveram presentes em todas as áreas 20 famílias (74,1%).

Relacionado à distribuição das espécies, do total das 91 registradas, 56 espécies ocorreram no riacho do Farias (cinco exclusivas), 62 estiveram presentes no riacho dos Mares (10 exclusivas) e 68 levantadas no riacho do Cazuzinha (17 exclusivas). Cerca de 40% das espécies ocorreram nas três áreas (Tabela 1).

3. Similaridade florística

A análise de agrupamento, realizada com base em uma matriz de presença/ausência de 81 espécies identificadas nas três áreas de estudo e em outros cinco levantamentos desenvolvidos nas matas ribeirinhas da bacia do Rio Taperoá (Lacerda et al. 2004, Lacerda & Barbosa 2006) indica diferentes níveis de similaridade entre os ambientes analisados (Figura 2).

Observou-se que os maiores valores de similaridade são compartilhados pelos riachos Farias (RF), Salgado (RS), Mares (RM) e Cazuzinha (RC). Destas quatro áreas, os riachos do Farias (RF) e Salgado (RS) foram os mais similares (64%). A menor semelhança foi definida entre o Rio Taperoá e as demais áreas com 23% de similaridade. Particularmente relacionado ao agrupamento das quatro áreas com maior similaridade, constituído ao nível de 52%, observa-se que três se referem aos ambientes ribeirinhos deste estudo.

De modo geral, a análise de similaridade florística entre as áreas evidenciou uma maior semelhança entre localidades próximas. Desta forma, a proximidade geográfica entre os riachos Farias, Salgado, Mares e Cazuzinha explica a maior similaridade encontrada entre esses ambientes, o que está de acordo com o apontado por Rodrigues & Nave (2004) ao estudarem a similaridade florística em florestas ciliares do Brasil. Para estes autores, os agrupamentos das áreas foram definidos, entre outros aspectos, em função da proximidade espacial entre as áreas. Contudo, percebe-se nesse estudo que os maiores e menores níveis de similaridade entre áreas também se explicam pelo seu histórico de uso e ocupação humana. Desta forma, com exceção da vegetação do riacho do Cazuzinha, inserida em uma RPPN, observa-se que as matas dos riachos dos Mares, Farias e Salgado têm seu uso e ocupação marcados principalmente pelo pastoreio extensivo. Por outro lado, sem considerar o Riacho Santo Antônio, que também tem a mesma atividade citada para os três últimos riachos, observa-se que as demais áreas foram submetidas a impacto antrópico muito semelhante devido à realização de atividades agropecuárias. Portanto, é perceptível que a distância geográfica aliada às peculiaridades do uso e ocupação da terra, caracterizam o conjunto de fatores responsáveis pela similaridade entre as áreas de vegetação ribeirinha pesquisadas.

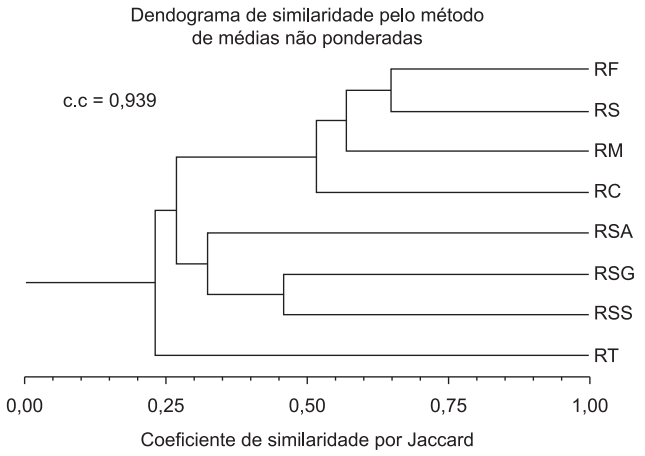


Figura 2. Similaridade florística entre as três áreas estudadas (RF – Riacho do Farias; RM – Riacho dos Mares; RC – Riacho do Cazuzinha) e outros cinco levantamentos desenvolvidos nas áreas ribeirinhas da bacia do rio Taperoá (RS – Riacho Salgado; RSA – Riacho Santo Antônio; RSG – Rio Soledade/ município de Gurjão; RSS - Rio Soledade/município de Soledade; RT – Rio Taperoá - Lacerda et al. 2004, Lacerda & Barbosa 2006).

Figure 2. Floristic similarities between the three sample areas (RF - Stream of Farias; RM - Stream of the Mares; RC - Stream of Cazuzinha) and other five studied developed in the riverine areas of the basin of the river Taperoá (RS - Stream Salgado; RSA - Stream Santo Antônio; RSG - River Soledade/municipal district of Gurjão; RSS - River Soledade/municipal district of Soledade; RT - River Taperoá - Lacerda et al. 2004, Lacerda & Barbosa 2006).

Conclusão

Considerando os resultados obtidos conclui-se que o total de espécies listado nesse trabalho é expressivo quando comparado com levantamentos realizados nos diferentes tipos de vegetação caducifólia do semiárido. Assim como em alguns levantamentos realizados na caatinga *s.str.*, as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae foram bem representadas em número de espécies, o que demonstra a ampla distribuição das mesmas nos vários ecossistemas do semiárido. Entretanto, a presença de famílias como Myrtaceae e Bignoniaceae corroboram outros estudos que indicam a ocorrência destas em áreas mais úmidas. Verificou-se ainda que, a exemplo do que ocorre em outras formações ciliares do país, as árreas ribeirinhas amostradas, apresentaram uma composição florística na qual a maioria das espécies são compartilhadas com as áreas adjacentes de caatinga. Um número menor, porém, é composto por espécies típicas de formações ciliares do Brasil e de espécies exclusivas aos ecossistemas ribeirinhos na Caatinga.

Agradecimentos

A todos os proprietários das áreas pesquisadas (Maria Eunice Braz, Agrício de Souza Barros Filho e José Carlos Oliveira) pela permissão para a realização do presente estudo. Aos taxonomistas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Instituto de Botânica de São Paulo, UFRN, UFRPE, UEFS e UFPB, pelo auxílio na identificação do material botânico. Ao CNPq e a CAPES, pela concessão das bolsas de doutorado concedidas às primeira e segunda autoras, respectivamente, e ainda ao CNPq pelo auxílio financeiro e suporte técnico através do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) Sítio Caatinga, executado pela Universidade Federal da Paraíba, fundamental para a realização de parte dos trabalhos de campo.

Referências Bibliográficas

ALCOFORADO-FILHO, F.G., SAMPAIO, E.V.S.B. & RODAL, M.J.N. 2003. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. Acta Bot. Bras. 17(2):287-303.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Bot. J. Linn. Soc. 161:105-121.

ARAÚJO, E.L., SAMPAIO, E.V.S.B. & RODAL, M.J.N. 1995. Composição florística e fitossociologia de três áreas de caatinga de Pernambuco. Rev. Brasil. Biol. 55(4):595-607.

ARAÚJO, F.S., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 1999. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, Estado do Ceará. Rev. Brasil. Biol. 59(4):663-678.

ARAÚJO, F.S., SAMPAIO, E.V.S.B., FIGUEIREDO, M.A., RODAL, M.J.N. & FERNANDES, A.G. 1998. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. Brasil. Rev. Brasil. Bot. 21(2):15-26.

BARBOSA, M.R.V., LIMA, I.B., LIMA J.R., CUNHA, J.P., AGRA, M.F. & THOMAS, W.W. 2007. Vegetação e flora no cariri paraibano. Oecol. Bras. 11(3):313-322.

BOTELHO, S.A. & DAVIDE, A.C. 2002. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Belo Horizonte, p.123-145.

BRUMMITT, R.F. & POWELL, C.E. 1992. Authors of plant names. Royal Botanic Gardens/Kew, London.

CAVALCANTI, A.D.C., RODAL, M.J.N., SILVA, A.C.B.L., COSTA, K.C.C. & PESSOA, L.M. 2003. Análise da distribuição espacial da vegetação em uma área prioritária para a conservação da biodiversidade da Caatinga - Betânia/Floresta, Pernambuco. In. Congresso de Ecologia do Brasil. Ceará, p.319-320.

CHATFIELD, C. & COLLINS, A.J. 1983. Introduction to multivariate analysis. Chapman and Hall, London.

DURIGAN, G. & LEITÃO FILHO, H.F. 1995. Florística e fitossociologia de matas ciliares do Oeste Paulista. Rev. Inst. Flor. 7(2):197-239.

FELFILI, J.M., RIBEIRO, J.F., FAGG, C.W. & MACHADO, J.W.B. 2000. Recuperação de matas de galeria. EMBRAPA Cerrados, Planaltina.

FERRAZ, E.M.N., RODAL, M.J.N., SAMPAIO, E.V.S.B., PEREIRA, R.C.A. 1998. Composição florística em trechos de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. Rev. Brasil. Bot. 21(1):7-15.

GADELHA NETO, P.C. & BARBOSA, M.R.V. 2000. Levantamento florístico e fitossociológico em um remanescente de caatinga no município de Sousa, Paraíba. Iniciados/UFPB, 5:64-87.

GIULIETTI, A.M., HARLEY, R.M., QUEIROZ, L.P., BARBOSA, M.R.V., BOCAGE NETA, A.L. & FIGUEIREDO, M.A. 2002. Espécies endêmicas da caatinga. In Vegetação e flora da caatinga (E.V.S.B. Sampaio, A.M. Giulietti, J. Virgínio & C.F.L. Gamarra Rojas, ed.). Associação Plantas do Nordeste - APNE, Centro Nordestino de Informações sobre Plantas - CNIP, Recife, p.103-118.

HUBÁLEK, Z. 1982. Coefficients of association and similarity, based on binary (presence-abscence) data: an evaluation. Biol. Rev. Camb. Phil. Soc. 57:669-689.

KENT, M. & COKER, P. 1992. Vegetation description and analysis: a pratical approach. John Willey & Sons, London.

LACERDA, A.V. & BARBOSA, F.M. 2006. Matas ciliares no domínio das caatingas. Editora Universitária/UFPB, João Pessoa.

LACERDA, A.V. 2003. A semi-aridez e a gestão em bacias hidrográficas: visões e trilhas de um divisor de idéias. Editora Universitária/UFPB, João Pessoa.

LACERDA, A.V., NORDI, N., BARBOSA, F.M. & WATANABE, T. 2004. Estudo florístico de matas ciliares nos ambientes intermitentes da bacia do rio Taperoá, semi-árido paraibano. In Simpósio de Ecossistemas Brasileiros (S. Watanabe, coord). ACIESP, São Paulo, p.450-454.

LEMOS, J.R. & RODAL, M.J.N. 2002. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. Acta Bot. Bras. 16(1):23-42.

LEMOS, J.R. 2004. Composição florística do Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. Rodriguesia 55(85):55-66.

MARIANO, G., CRESTANA, C.S.M., GIANNOTTI, E., COUTO, H.T.Z. 1998. Regeneração natural em área à margem de represa, no município de Piracicaba, SP. Rev. Inst. Flor. 10(1):81-93

MARINHO-FILHO, J. & GASTAL, M.L. 2004. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. In Matas ciliares: conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP/FAPESP, São Paulo. p.209-221.

MEYER, S.T., SILVA, A.F., MARCO JÚNIOR, P. & MEIRA NETO, J.A.A. 2004. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta de galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. Acta Bot. Bras. 18(4):701-709.

MIRANDA, E.E. & SILVA, G.C. 1989. Ecologia da vegetação de matas ciliares nas depressões inundáveis do semi-árido brasileiro. In Simpósio sobre Mata Ciliar. Fundação Cargill, São Paulo, p.192-212.

MOURA, A.C.A. & BARBOSA, M.R.V. 1995. Lista de espécies da família Leguminosae na caatinga paraibana. Rev. Nord. Biol. 10(1):23-37.

MUELLER, C.C. 1998. Gestão de matas ciliares. In Gestão ambiental no Brasil: experiência e sucesso (I.V. Lopes, org.). Editora Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro, p.185-214.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. Cerne 1(1):64-72.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., RATTER, J.A. & SHEPHERD, G.J. 1990. Floristic composition and community structure of a central Brazilian gallery forest. Flora 184:103-117.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., VILELA, E.A., GAVILANES, M.L. & CARVALHO, D.A. 1995. Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do Alto e Médio Rio Grande. CEMIG, Belo Horizonte.

PARAÍBA (Estado). Superintendência de Administração do Meio Ambiente - SUDEMA. 1992. Paraíba 92: perfil ambiental e estratégia. João Pessoa.

PARAÍBA (Estado). Superintendência de Administração do Meio Ambiente - SUDEMA. 2005. Zoneamento ecológico-econômico: microrregião do Cariri Ocidental da Paraíba - vulnerabilidade ambiental. João Pessoa.

PARAÍBA. 1997. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa.

PEREIRA, I.M., ANDRADE, L.A., BARBOSA, M.R.V. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2002. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. Acta Bot. Bras. 16(3):357-369.

PINTO, J.R.R., RIBEIRO, G.L.S., BENVENUTTI, D. & MARCIEL, A.A.A. 1997. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea-arbustiva de um trecho da floresta de galeria da queda d'água Véu-de-Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT. In Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado (L.L. Leite & C.H. Saito, org.). Universidade de Brasília, Brasília.

REZENDE, A.V. 1998. Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In Cerrado: matas de galeria (J.F. Ribeiro, ed.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.3-16.

RODAL, M.J.N. & NASCIMENTO, L.M. 2002. Levantamento florístico da floresta serrana da Reserva Biológica de Serra Negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. Acta Bot. Bras. 16(4):481-500.

RODAL, M.J.N., ANDRADE, K.V.A., SALES, M.F. & GOMES, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. Rev. Brasil. Biol. 58(3):517-526.

RODRIGUES, L.A., CARVALHO, D.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T., BOTREL, R.T. & SILVA, E.A. 2003. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. Acta Bot. Bras. 17(1):71-87.

RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. 2004. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In Matas ciliares: conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP/FAPESP, São Paulo, p.45-72.

RODRIGUES, R.R. 1989. Análise estrutural das formações florestais ripárias. In Simpósio sobre Mata Ciliar. Fundação Cargill, São Paulo, p.99-119.

ROZZA, A.F. & RIBEIRO C.A. 1992. Estudo florístico e fitossociológico de fragmentos de mata ciliar dos Campos da ESALQ, Piracicaba, SP. In Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo. São Paulo, p.7-12.

SAMPAIO, E.V.S. & GAMARRA-ROJAS, C.F.L. 2003. A vegetação lenhosa das ecorregiões da Caatinga. In Desafios da botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal (E.A.G. Jardin, M.N.C. Bastos & J.U.M. Santos, ed.). Sociedade Brasileira de Botânica, Belém, p.85-90.

SANTANA, J.A.S. 2005. Estrutura fitossociológica, produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de caatinga no seridó do Rio Grande do Norte. Tese de Doutorado, Universidade Federal da Paraíba, Areia.

SANTOS, N.A. & SOUSA-SILVA, J.C. 1998. As matas de galeria têm importância econômica? In Cerrado: matas de galeria (J.F. Ribeiro, ed.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.157-164.

SILVA JÚNIOR, M.C., FELFILI, J.M., NOGUEIRA, P.E. & REZENDE, A.V. 1998. Análise florística de matas de galeria no Distrito Federal. In Cerrado: matas de galeria (J.F. Ribeiro, ed.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.53-84.

SILVA, F.C., FONSECA, E.P., SOARES-SILVA, L.H., MULLER, C. & BIANCHINI, E. 1995. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 3. fazenda Bom Sucesso, município de Saponema, PR. Acta Bot. Bras. 9(2):289-302.

SOARES-SILVA, L.H., BIANCHINI, E., FONSECA, E.P., DIAS, M.C., MEDRI, M.E. & ZANGARO FILHO, W. 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice – Ibiporã, PR. Rev. Inst. Flor. 4(1):199-206.

SOUZA, J.S., ESPÍRITO-SANTO, F.D.B., FONTES, M.A.L., OLIVEIRA-FILHO, A.T. & BOTEZELLI, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. Rev. Árvore 27(2):185-206.

TAVARES, S., PAIVA, F.A.V., TAVARES, E.J.S. & LIMA, J.L.S. 1974. Inventário florestal do Ceará. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de Barbalha. Boletim de Recursos Naturais 12(2):20-46.

TAVARES, S., PAIVA, F.A.V., TAVARES, E.J.S., LIMA, J.L.S. & CARVALHO, G.H. 1969. Inventário florestal de Pernambuco. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de São José do Belmonte. Bol. Rec. Nat. 7(1/4):113-139.

VAN DEN BERG, E. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. Rev. Brasil. Bot. 23(3):231-253.

VEIGA, M.P., MARTINS, S.S., SILVA, I.C., TORMENA, C.A., & SILVA, O.H. 2003. Avaliação dos aspectos florísticos de uma mata ciliar no Norte do Estado do Paraná. Acta Sci., Agron. 25(2):519-525.

VIEIRA, F.A., SANTOS, R.M., NUNES, Y.R.F. & FAGUNDES, M. 2003. Florística e estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de matas ciliares dos rios São Francisco, Cochá e Carinhanha, Norte de Minas Gerais, Brasil. In Congresso de Ecologia do Brasil. Fortaleza, p.330-331.

Recebido em 07/06/2010
Versão reformulada recebida em 23/09/2010
Publicado em 15/10/2010

O período da contaminação com petróleo influencia a rebrota de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock em solo de várzea da Amazônia Central?

Aline Lopes[1,3] & Maria Teresa Fernandez Piedade[2]

[1]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Coordenação de Pesquisas em Ecologia, Grupo Maua (Projeto INPA/Max-Planck)
[2]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática, Grupo Maua (Projeto INPA/Max-Planck)
[3]Autor para correspondência: Aline Lopes, e-mail: alopesmga@gmail.com

LOPES, A. & PIEDADE, M.T.F. **The period of contamination with petroleum influences the regrowth of *Echinochloa polystachya* (HBK) Hitchcock in varzea soil in Central Amazon?** Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn02910042010.

Abstract: Several factors may influence the impact of oil on the environment. However, although it is understood that the effect of pollutants may change throughout the year according to seasonal variations in environmental parameters, this effect is poorly studied in the tropical region. The effects of Urucu's crude oil on the vegetative propagation and growth of *Echinochloa polystachya* were evaluated in a 63 days period, in two experiments, "A" (July-September) and "B" (September-November) planting the species in a greenhouse. In both experiments parts of stems were placed in 2 L of várzea soil contaminated by 6 oil doses, ranging from 0 to 0.231 L oil m^{-2} soil. In response to dosage increase there was a decrease of total biomass, ratio of live /total biomass, the leaf length and number of leaves. The period of planting influenced the response of plants to the dosage applied due to climate change, with negative effects in the "B" period of higher temperatures. We concluded that the exposure period influence the vegetative propagation and growth of the seedlings, being a spill in the period of the higher temperatures more dangerous for this specie.
***Keywords*:** *floodplains, aquatic herbaceous plants, light petroleum, Urucu.*

LOPES, A. & PIEDADE, M.T.F. **O período da contaminação com petróleo influencia a rebrota de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock em solo de várzea da Amazônia Central?** Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn02910042010.

Resumo: Diversos fatores podem influenciar o impacto do petróleo no meio ambiente. No entanto, embora seja sabido que o efeito dos poluentes pode mudar ao longo do ano de acordo com as variações sazonais em parâmetros ambientais, esse efeito é pobremente estudado na região tropical. Foi estudado o efeito do petróleo de Urucu sobre o rebrotamento e crescimento de *Echinochloa polystachya* durante 63 dias, em plantios estabelecidos em casa de vegetação em dois períodos do ano, "A" (julho a setembro) e "B" (setembro a novembro). Os propágulos foram plantados em frascos com 2 L de solo contaminado pela mistura de 6 dosagens de petróleo, distribuídas entre 0 e 0,231 L óleo m^{-2} de solo. Em resposta ao aumento da dosagem do petróleo houve diminuição da biomassa total, da biomassa aérea viva/total, da biomassa aérea, do comprimento das folhas e do número de folhas. O período de plantio influenciou a resposta das plantas à dosagem aplicada o que foi positivamente correlacionado a alterações climáticas, com efeitos negativos acentuados no período "B", de temperaturas mais elevadas. Pode-se concluir que o período de exposição influencia a propagação vegetativa e crescimento das plantas jovens, sendo um derrame no período de temperaturas mais altas mais prejudicial para essa espécie.
***Palavras-chave*:** *áreas alagáveis, plantas herbáceas aquáticas, petróleo leve, Urucu.*

Introdução

As atividades de extração, transporte e refinamento de petróleo têm contribuído para a contaminação do solo com hidrocarbonetos de petróleo em todo o mundo. Apesar dos grandes derramamentos gerarem comoção pública pelos danos causados, eles contribuem pouco, cerca 10%, para a percentagem total de poluição do solo e da água (Dowty et al. 2001). De acordo com a Petrobrás (2007) os vazamentos de petróleo e derivados no Brasil totalizaram 386 m^3 em 2007, sendo registradas 86 ocorrências no total. Na região amazônica, onde o transporte do petróleo é feito por oleodutos e navios petroleiros por cerca de 650 km, desde o local de extração até a refinaria (Val & Almeida-Val 1999), o risco de contaminação das áreas alagáveis na bacia do Solimões/Amazonas é alto.

Diversos fatores podem influenciar o impacto do petróleo sobre o ambiente. Estudos em regiões temperadas sugerem que a sazonalidade climática influência o impacto do óleo na vegetação (Zengel & Michel 1996). A sazonalidade climática pode afetar também os processos de recuperação, pois as plantas são mais sensíveis à limpeza do óleo no período de crescimento que durante a pré-dormência e dormência (Pezeshki et al. 2000). Durante a estação de crescimento os processos metabólicos nas plantas são intensos e fundamentais para o bom desenvolvimento do indivíduo adulto (Taiz & Zeiger 2004) e, sob tais circunstâncias, o estresse da exposição ao petróleo pode levar à interrupção ou ao comprometimento irreversível de funções fisiológicas vitais (Pezeshki et al. 2000, Lopes 2007).

De acordo com Junk et al. (1989) a vegetação das áreas alagáveis amazônicas é estruturada pelo pulso de inundação. Na Amazônia Central o nível da água varia em média 10 m entre a fase aquática e terrestre, provocando o alagamento por aproximadamente 6 meses das cotas mais baixas do relevo, onde ocorrem diversas espécies da família Poaceae, dentre as quais se destaca *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock pela grande quantidade de biomassa gerada anualmente, em torno de 108 $t.ha^{-1}$ em um ciclo anual de crescimento (Piedade et al. 1991). A biomassa de *E. polystachya*, distribuída em 65% de caules, 30% de folhas e 5% de raízes (Piedade 1988), é consumida por capivaras e algumas tartarugas; as folhas servem à alimentação de invertebrados terrestres e as raízes proporcionam substrato para invertebrados aquáticos e hábitat para peixes jovens (Piedade et al. 1992). Devido aos altos valores de produtividade primária produzida pela espécie ela é considerada fundamental para o ecossistema de várzea. Estudos prévios mostram que a concentração de elementos químicos é muito semelhante entre as diferentes partes do colmo e entre os períodos do ano, de tal forma que cada propágulo vegetativo tem proporções adequadas e equiparáveis de nutrientes para o seu rebrotamento (Piedade et al. 1992, 1997). A sazonalidade imposta pelo pulso de inundação implica que espécies como *E. polystachya*, que rebrotam durante a fase terrestre, poderiam ser fortemente afetadas por um derramamento de petróleo nesse período, com consequências mais graves do que aquelas da fase aquática, quando as plantas são adultas (Lopes & Piedade 2009).

Este estudo foi desenhado para determinar se a capacidade de rebrotamento e o crescimento inicial de *E. polystachya* são influenciados pelo período do ano no qual a contaminação por petróleo ocorreu, verificando o efeito da dosagem de petróleo e a influência da temperatura do período de plantio.

Materiais e Métodos

As plantas foram coletadas na Ilha da Marchantaria (03º 15' S e 060º 00' W), no médio Rio Amazonas, Brasil. Foram realizadas duas coletas (julho e setembro de 2006), de forma a propiciar o desenvolvimento das plantas com tratamentos experimentais em condições climáticas distintas de temperatura (Tabela 1). Foram utilizados os dados climáticos do Aeroporto Internacional de Manaus que possuem uma tendência muito similar aos coletados na estação climática do INPA onde os experimentos foram realizados, e cujos dados não estavam disponíveis durante todo o período experimental ($r = 0,871$, $p < 0,001$; correlação de Pearson). No período "A", que compreendeu de 01 de julho a 01 de setembro, a temperatura ambiente máxima foi de 34,5 ºC no dia 29 de agosto e a mínima de 22,8 ºC no dia 31 de julho. No período "B", de 06 de setembro a 07 de novembro, as temperaturas foram mais elevadas com a máxima de 36,2 ºC no dia 27 de setembro e a mínima de 23,4 ºC no dia 2 de novembro (Tutiempo.net 2006).

Os experimentos foram realizados na Casa de Vegetação do Projeto INPA/Max-Planck, Manaus, Brasil. As plantas foram irrigadas diariamente com água proveniente de poço artesiano. O solo de várzea (70,5% de argila, 17,92% de silte, 8,97% de área grossa, 2,61% de areia fina; Lopes 2007) utilizado no plantio dos propágulos foi coletado em partes não inundadas da mesma ilha no mesmo período da coleta das plantas. Foi utilizado petróleo proveniente da Base Petrolífera da Petrobrás em Urucu, na Bacia Sedimentar do Solimões, Amazonas, Brasil. Este petróleo é considerado leve com grau API 45,8 (ANP 2008). Detalhes sobre a composição deste petróleo podem ser encontrados em Lopes et al. (2009). As dosagens de petróleo foram escolhidas por meio de um estudo prévio com dosagens de até 15,9 L m^{-2} de solo (Lopes et al. 2005).

Foram coletadas plantas adultas, das quais foi cortada uma parte do colmo de 15 cm contendo um nó. Estes propágulos foram plantados em bandejas plásticas (27,0 cm de largura, 40,0 de comprimento e 7,0 cm de profundidade) com 2 L de solo que foi previamente contaminado pela adição de petróleo. O petróleo foi misturado ao volume total de solo para simular o plantio em uma área contaminada e para que ficasse à disposição da planta via captação pela raiz em qualquer parte do substrato (OECD 2006). As dosagens aplicadas foram: 0 (controle), 0,014, 0,028, 0,056, 0,116 e 0,231 L óleo m^{-2} de solo.

A cada sete dias foram monitorados o surgimento de brotos e o número destes em cada unidade amostral, já que as plantas possuem capacidade de produzir múltiplos brotos por nó (Piedade 1993). Foi monitorado também o número de folhas normais e com comprometimento fitossanitário (folhas com menos de 30% da área verde) e o comprimento das folhas das plantas que rebrotaram. Após 63 dias foi obtida a biomassa (massa seca), que foi separada em biomassa aérea viva, biomassa aérea morta, biomassa radicular e a biomassa do colmo. A biomassa total foi calculada pela soma da biomassa aérea viva; biomassa aérea morta e biomassa das raízes.

Tabela 1. Valores de temperatura média (T), temperatura média máxima (TM), temperatura média mínima (Tm), umidade relativa do ar (UR), precipitação total (Pp) e número de dias de chuva (Dc) no ano de 2006 em Manaus (Fonte: Tutiempo.net).

Table 1. Values of average temperature (T), maximum mean temperature (TM), average minimum temperature (Tm), relative humidity (UR), precipitation (Pp) and number of rainy days (Dc) in 2006 in Manaus (Source: Tutiempo.net).

Período	T (°C)	TM (°C)	Tm (°C)	UR (%)	Pp (mm)	Dc
Julho	28,1	32,2	25,2	75,6	145,8	5
Agosto	28,8	32,9	25,5	72,2	11,43	2
Setembro	29,3	34,1	25,9	70,4	8,13	3
Outubro	29,7	34,2	26,3	70,2	62,49	4
A*	28,45 (±0,35)	32,55 (±0,35)	25,35 (±0,15)	73,9 (±1,7)	157,23	7
B*	29,5 (±0,2)	34,1 (±0,1)	26,1 (±0,2)	70,3 (±0,1)	70,62	7

*valores médios ± desvio padrão para o período.

As unidades amostrais consistiram em 120 frascos distribuídos em um experimento fatorial inteiramente casualizado 2 × 6 (períodos × dosagens de petróleo) com 10 réplicas para cada tratamento. O efeito da temperatura foi medido por meio da categorização em dois períodos (A e B). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa Systat 10.2. O efeito da dosagem de petróleo e do período de plantio sobre as variáveis dependentes foi analisado utilizando Análise de Variância bifatoral, respeitando-se os pressupostos de homogeneidade de variâncias e de normalidade. O teste de Tukey a posteriori foi utilizado para avaliar diferenças estatísticas individuais entre os níveis dos tratamentos ($p < 0,05$).

Resultados

Ocorreu uma alta taxa de rebrotamento dos propágulos nos controles, sendo 90% no período "A" e 100% no período "B", havendo nos tratamentos com petróleo uma diferença na taxa de rebrotamento de acordo com o período. No tratamento com dosagem de 0,231 L óleo m^{-2} de solo houve 100% de rebrotamento no período "A", e apenas 60% no período "B". A interação entre a dosagem de petróleo e o período de plantio dos propágulos resultou em uma diminuição do número de rebrotamentos (p = 0,006; Figura 1a). O número de folhas foi influenciado pelo período de plantio dos propágulos (p = 0,003), e embora fosse maior no período "B", seguiu a mesma tendência de diminuição com o aumento da dosagem de petróleo (p = 0,006; Figura 1b). O período de plantio dos propágulos não influenciou o comprimento das folhas (p > 0,05). O comprimento das folhas foi reduzido significativamente pelo efeito da dosagem de petróleo (p < 0,0001). Os tratamentos com dosagens de 0,116 e 0,231 L óleo m^{-2} apresentaram médias significativamente menores para o comprimento das folhas em relação ao controle (Figura 1c).

A biomassa aérea foi afetada pelo petróleo, havendo uma redução com o aumento da dosagem (p < 0,0001). Houve influência também

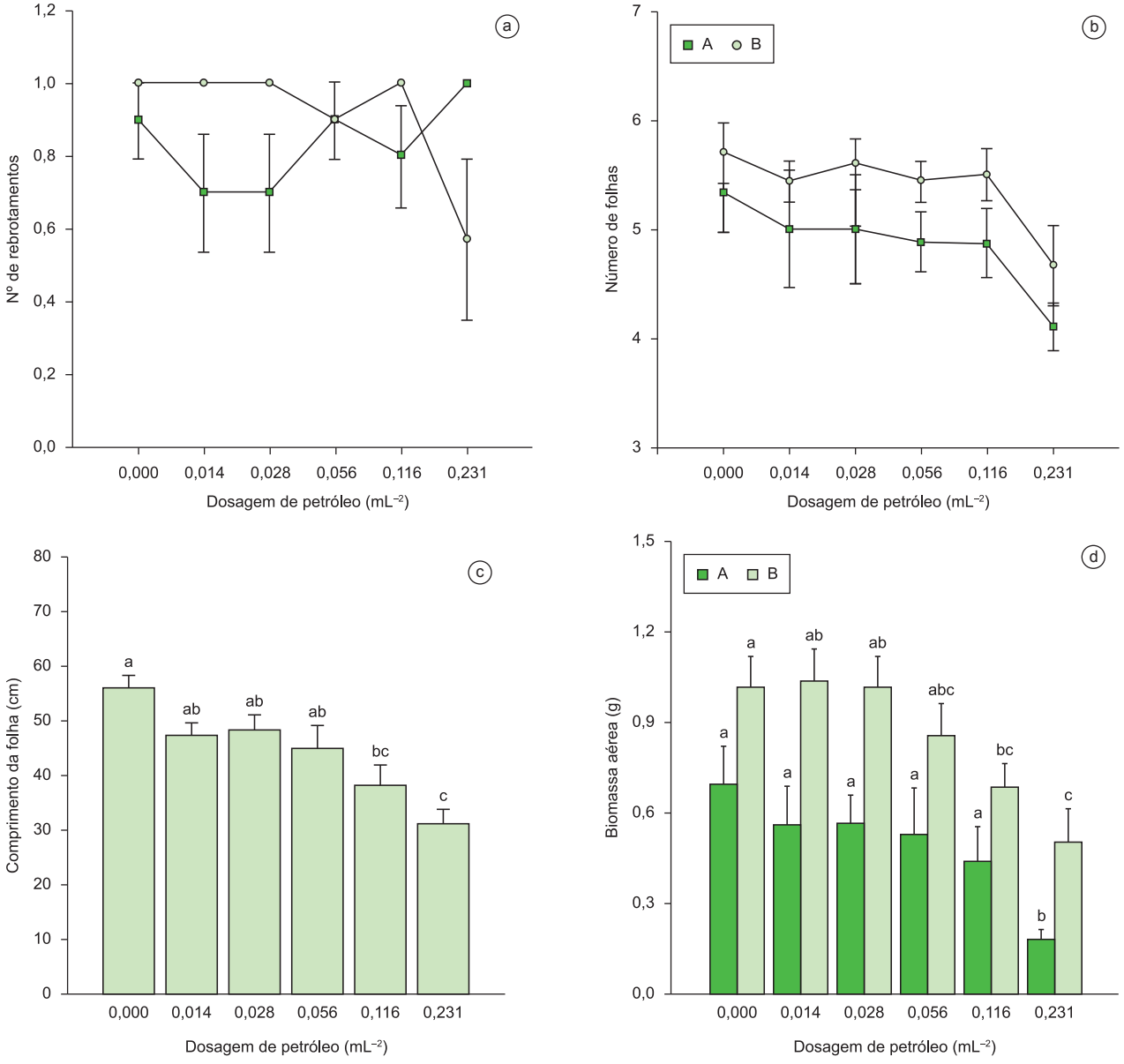


Figura 1. Efeito da dosagem do petróleo sobre *E. polystachya*: a) número de rebrotamentos; b) número de folhas; c) comprimento da folha, d) biomassa aérea. Períodos de plantio: A (jul./set.), e B (set./nov.). Valores médios com erro padrão.

Figure 1. Effect of oil concentration on *E. polystachya*: a) number of sprouts; b) number of leaves; c) leaf length; and d) aboveground biomass. Periods of planting: A (July / Sept.), and B (Sept. / Nov.). Mean values with standard error.

do período de plantio ($p < 0,0001$), sendo que no período "A" a biomassa aérea média foi menor em todos os tratamentos quando comparado ao período "B" (1,77 vezes menor no tratamento controle e 2,77 vezes no tratamento de 0,231 L.m^{-2}). No período "A", a biomassa aérea na dosagem de 0,231 L óleo m^{-2} de solo foi significativamente menor que o controle, já no período "B" houve redução significativa da biomassa aérea nos tratamentos com dosagens de 0,116 e 0,231 L óleo m^{-2} de solo em relação ao controle (Figura 1d). Não houve efeito da dosagem de petróleo sobre a produção de biomassa aérea morta ($p < 0,05$), embora tenha ocorrido um efeito significativo do período de plantio dos propágulos ($p < 0,0001$). A biomassa aérea morta foi maior nas plantas no período "B", com uma média de 0,3 g quando somados todos os tratamentos, enquanto que no período "A" esse valor foi de apenas 0,16 g (Figura 2a). Diferenças significativas entre os períodos também foram encontradas para a biomassa da raiz ($p < 0,0001$; Figura 2b) e do colmo ($p = 0,001$; Figura 2c). Já a biomassa total foi afetada tanto pela dosagem de petróleo ($p = 0,018$) quanto pelo período de plantio ($p < 0,0001$; Figura 3a). Quando analisado cada período separadamente, não se detectou efeito significativo da dosagem, ainda que no período de "B" possa ser observada uma tendência ($F_{(6,53)} = 2,217$, $p = 0,056$) de redução da biomassa com o aumento da dosagem de petróleo. Como a proporção de biomassa aérea viva/biomassa aérea total não foi afetada pelo período de plantio, esse fator foi desconsiderado para a análise do efeito da dosagem (Figura 3b). Apenas o tratamento com dosagem de 0,231 L óleo m^{-2} de solo apresentou redução significativa deste parâmetro em relação ao controle ($p < 0,0001$).

Discussão

O efeito do petróleo em *E. polystachya* foi influenciado tanto pela dosagem, como pelo período de plantio. A espécie se mostrou muito sensível ao petróleo apresentando alterações nas diversas variáveis analisadas. A capacidade de um organismo responder seja pela alteração na abundância ou biomassa indica o ponto crítico de um poluente (Vandecasteele et al. 2004). Nesse sentido, *E. polystachya* é uma espécie chave para indicar a integridade dos ambientes sujeitos à contaminação por petróleo nas várzeas do rio Amazonas, por ser uma das espécies mais produtivas e abundantes ao longo dessas planícies inundáveis, e por responder rapidamente à adição de petróleo com aumento da mortalidade (Lopes & Piedade 2009).

No presente estudo, os propágulos foram plantados logo após o petróleo ter sido misturado ao solo, e as rebrotas levaram entre 2 e 21 dias para aparecer. A mistura do petróleo ao substrato provavelmente facilitou a eliminação de uma considerável parte dos componentes tóxicos por volatilização, reduzindo a toxicidade para as plantas quando as raízes entraram em contato com o solo (Lopes & Piedade 2009). Além disso, o estoque de nutrientes do colmo pode ter proporcionado às plantas os elementos necessários para o seu desenvolvimento, diminuindo a função de absorção das raízes, diminuindo, consequentemente a absorção de elementos tóxicos presentes no petróleo. Portanto, diferentemente de experimentos prévios realizados com *E. polystachya*, nos quais a adição de petróleo foi feita na superfície do solo (Lopes et al. 2009), as plantas neste estudo, aparentemente, foram menos afetadas quando o petróleo foi misturado ao volume total do solo antes do plantio dos propágulos. Segundo Lin & Mendelssohn (1998) os efeitos dos hidrocarbonetos do petróleo na vegetação muitas vezes tendem a diminuir, se a exposição das plantas ao óleo ocorre após um período de tempo, pois o óleo é degradado, principalmente devido à evaporação, dissolução, oxidação e biodegradação, reduzindo seus componentes tóxicos. Após serem eliminados os componentes de baixo peso molecular, mais tóxicos às plantas, são degradados os hidrocarbonetos de peso molecular mais alto, diminuindo gradativamente a toxicidade do óleo remanescente. Esta degradação do óleo ao longo do tempo permite que plantas que sejam sensíveis imediatamente ao poluente possam se desenvolver no solo contaminado, após determinado período de tempo.

O período de plantio dos propágulos ("A" ou "B") mostrou influenciar as diversas variáveis analisadas. A biomassa total sofreu redução devido ao aumento da dosagem de petróleo, havendo um declínio da proporção de biomassa aérea viva/total no tratamento de 0,231 L em relação ao controle. A biomassa aérea foi afetada pela dosagem de petróleo nos dois períodos de plantio. No período "B" houve redução de 54,03% da biomassa aérea do tratamento de 0,231 L em relação ao controle, enquanto que no período "A" houve a redução de 18,86% neste mesmo tratamento em relação ao controle. O período "B" apresentou ainda redução da biomassa aérea de 84,74% na dosagem de 0,116 L. Apesar da dosagem do petróleo ter influenciado negativamente o incremento de biomassa pelas plantas em ambos os períodos, no período de temperaturas mais elevadas esse efeito foi mais severo.

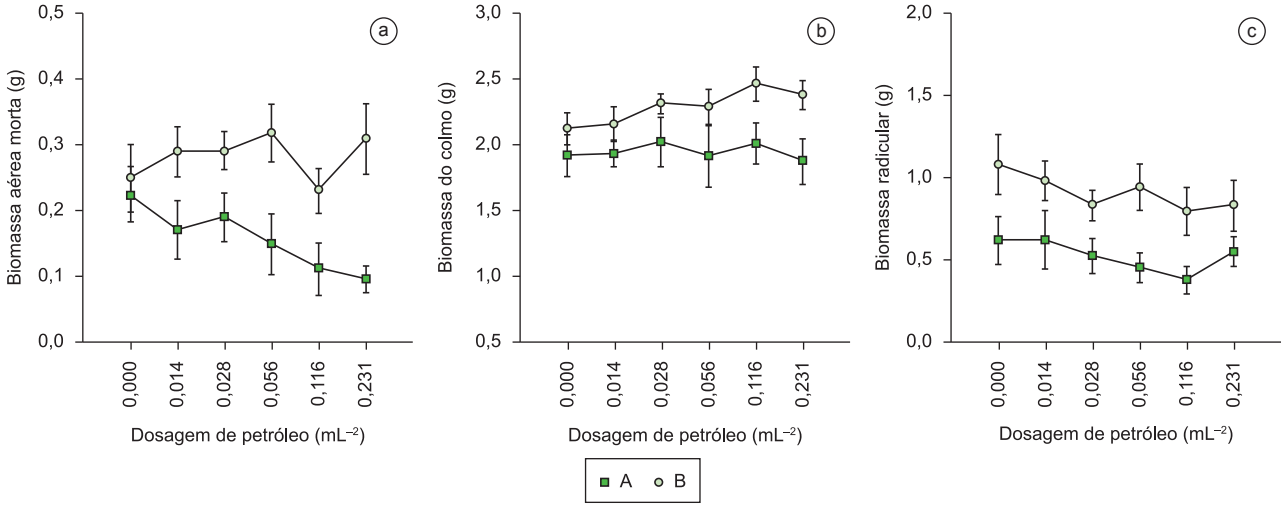


Figura 2. Efeito da dosagem do petróleo e do período de plantio de *E. polystachya*, A (jul./set.) e B (set./nov.) sobre: a) biomassa aérea morta; b) biomassa da raiz; e c) biomassa do colmo. Valores médios com erro padrão.

Figure 2. Effect of oil concentration and period of planting *E. polystachya*, A (July / Sept.) and B (Sept. / Nov.) on: a) aboveground dead biomass; b) root biomass; and c) stem biomass. Mean values with standard error.

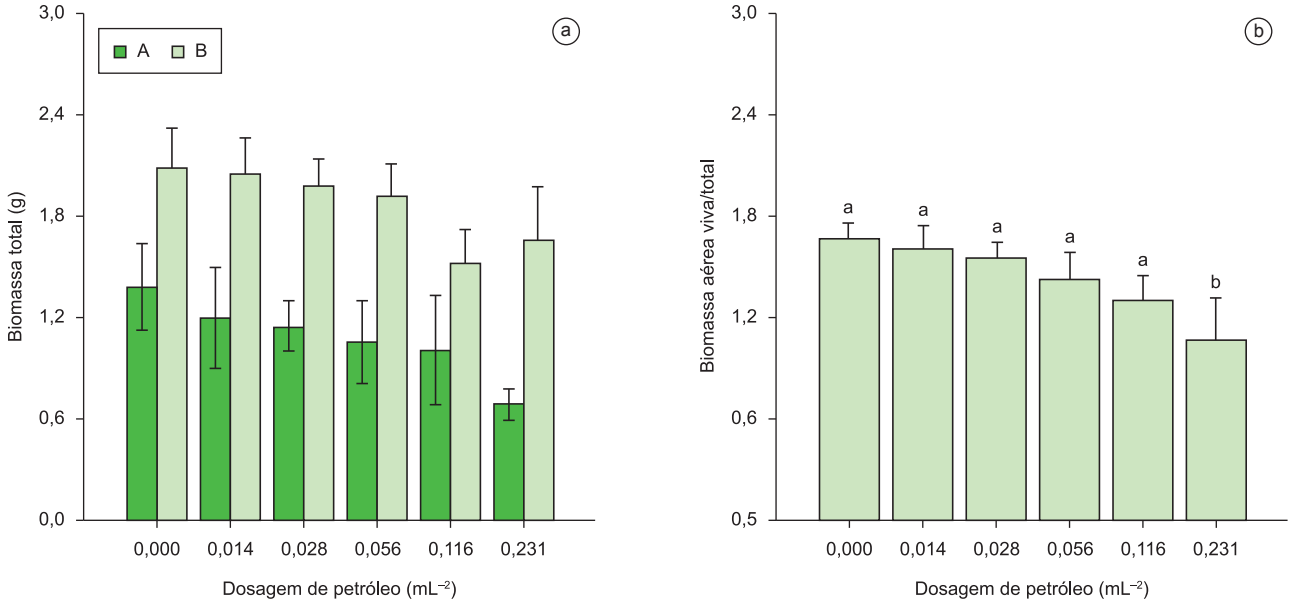


Figura 3. Efeito da dosagem do petróleo sobre: a) biomassa total, nos dois períodos de plantio dos propágulos, A (jul./set.) e B (set./nov.); e b) proporção de biomassa aérea viva/ aérea total de *E. polystachya*. Valores médios com erro padrão. Letras distintas indicam tratamentos significativamente diferentes (α =0,05).

Figure 3. Effect of oil concentration on: a) total biomass in both periods of planting the propagules, A (July / Sept.) and B (Sept. / Nov.); and b) proportion of live aerial biomass / total aerial biomass of *E. polystachya*. Mean values with standard error. Different letters indicate significantly different treatments (α= 0.05).

Considerando a estratégia reprodutiva de *E. polystachya*, caracterizada pela perenização por meio da rebrota durante a fase terrestre, fica claro o papel fundamental do colmo para a propagação vegetativa no ambiente natural. Contudo, para efeito deste experimento, no qual o cultivo de *E. polystachya* foi realizado em casa de vegetação, foram excluídos vários fatores que poderiam influenciar a resposta das plantas, dentre eles: 1) ausência de entrada de água da chuva, ou seja, de variação de precipitação entre os períodos; 2) as pequenas variações de umidade relativas foram excluídas pela irrigação diária das plantas evitando com isso também o estresse hídrico; 3) as mudanças de nível de alagamento às quais as plantas estariam expostas em campo foram excluídas; 4) o solo da várzea é reconhecidamente rico em nutrientes; e 5) a concentração de elementos químicos é muito semelhante entre os talos da planta (Piedade et al., 1992), não existindo portanto efeito da parte do colmo que foi plantada. Assim, dentre os fatores climáticos que poderiam explicar a diferença de resposta das plantas, o único que não foi controlado e apresentou uma variação significativa entre os períodos foi a temperatura (Tabela 1). Houve uma diferença nas temperaturas médias entre estes dois períodos em 2006, de valor pouco superior a 1 ºC, porém, quando as médias das temperaturas máximas e mínimas para cada um dos períodos são observadas, percebe-se claramente que no período "A" elas foram relativamente mais baixas, 32,5 ºC e 28,4 ºC, respectivamente, que no período "B", 34,1 ºC e 29,5 ºC atingindo temperaturas de até 34,5 ºC no período "A" e 36,2 ºC no período "B".

A temperatura é apontada como um agravante do impacto do óleo sobre as respostas das plantas (Bowen 1996; Merkl et al. 2005). Merkl et al. (2005) explicaram as modificações no comprimento e morfologia das raízes de *Brachiaria brizantha*, *Cuperus agrregatus* e *Eleusiane indica* expostas ao óleo cru da Venezuela pelo aumento de temperatura do solo. No presente estudo, o fato do número de brotos por unidade amostral, biomassa total e proporção de biomassa aérea viva/total só sofrerem redução devido ao efeito da dosagem do petróleo no período "B", caracterizado por maiores temperaturas, ilustra a influência negativa desde fator sobre *E. polystachya* exposta ao petróleo.

Uma das possíveis explicações para o efeito da temperatura sobre o impacto do petróleo é que o aumento de temperatura diminui a solubilidade dos gases na água, ocorrendo assim um decréscimo na quantidade de oxigênio dissolvido na água, diminuído a disponibilidade de oxigênio para as raízes. Outra explicação possível é que solos contaminados por petróleo podem apresentar temperaturas mais altas que solos não contaminados (Merkl et al. 2005). Além disso, o aumento de temperatura é um fator que pode ser imediatamente estressante para algumas espécies de plantas (Taiz & Zeiger 2004). E, embora temperaturas muito baixas, próximas a 4 °C inibam a atividade de microrganismos degradadores de hidrocarbonetos (Iqbal et al. 2007), em altas temperaturas a atividade de fungos e bactérias também são reduzidas (Wise & Torantolo 1994), diminuindo o consumo de hidrocarbonetos que, ficando disponíveis no solo, poderiam ser absorvidos pelas plantas.

O petróleo cru é constituído por uma complexa mistura de componentes orgânicos, sendo que 75% dele consiste de hidrocarbonetos (Neff 1979). Os hidrocarbonetos de cadeia curta são voláteis possuindo um tempo de vida relativamente curto no ambiente aquático, porém esta é a fração mais tóxica para os organismos aquáticos. Já os hidrocarbonetos de cadeia longa são pouco solúveis podendo persistir por um longo tempo no ambiente; seus efeitos são principalmente físicos, criando uma barreira viscosa na interface água-ar (Val & Almeida-Val 1999). A viscosidade, resistência oferecida por qualquer fluido ao movimento ou escoamento, é inversamente proporcional à temperatura. Portanto, em temperaturas mais elevadas o petróleo ficaria menos viscoso e a sua absorção pelo solo poderia ocorrer de forma mais rápida, fazendo com que a camada superficial de óleo entrasse em contato com as raízes. No presente estudo a biomassa da raiz no tratamento de 0,231 L óleo m^{-2} de solo foi 50,61% menor no período "B" que no período "A". Além disso, apesar de não ter apresentado alteração significativa pelo aumento da dosagem de petróleo, a biomassa do colmo de *E. polystachya* foi maior no período "B" que no período "A", o que pode indicar um menor aproveitamento de suas reservas pelas plantas na fase inicial de desenvolvimento que ocorre durante este período.

Conclusão

Doses mais altas do petróleo, como 0,231 L óleo m^{-2} de solo foram limitantes para o estabelecimento de *E. polystachya*. A comparação dos indivíduos de *E. polystachya* que foram plantados em diferentes períodos ("A" e "B") mostrou que a resposta dessa espécie é influenciada pela temperatura, sendo que todos os parâmetros mensurados indicam que temperaturas mais elevadas (período "B") maximizam os efeitos negativos do petróleo sobre esta espécie. Pode-se concluir que a sazonalidade é um fator muito importante também nos trópicos e deve ser considerada nos experimentos de avaliação da fitotoxicidade do petróleo.

Agradecimentos

Os recursos necessários foram providos pelo Projeto INPA/Max-Planck, PPI 1090-5. O petróleo foi cedido pela Petrobrás através do Projeto PIATAM. Agradecemos ao CNPq pela Bolsa de Mestrado de Aline Lopes, ao Projeto INPA/Max-Planck e ao Laboratório de Ecofisiologia e Evolução (LEEM) pelo apoio técnico e logístico. Ao Centro de Estudos Superiores do Trópico Úmido da Universidade do Estado do Amazonas agradecemos pela bolsa PCI cedida a Aline Lopes durante a elaboração do artigo.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS – ANP. 2008. Despacho do Diretor-Geral nº 683, Anexo II: relação de tipos de petróleo nacional, p.13.

BOWEN, G.D. 1996. Soil temperature, root growth and plant function. In Plant Roots: the hidden half (Y. Waisel, U. Eshel & U. Kafkafi, eds.). Marcel Dekker, New York, p.309-329.

CUNNINGHAM, S.D., BERTI, W.R. & HUANG, J.W. 1995. Phytoremediation of contaminated soils. Trends Biotechnol. 13:393-397.

DINARDI, A.L., FORMAGI, V.M., CONEGLIAN, C.M. R., BRITO, N.M. DE, SOBRINHO, G.D., TONSO, S. & PELEGRINI, R. 2003. Fitorremediação. In Anais do III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, Brasil.

DOWTY, R.A., SHAFFER, G.P., HESTER, M.W., CHILDERS, G.W., CAMPO, F.M. & GREENE, M.C. 2001. Phytoremediation of small-scale oil spills in fresh marsh environments: a mesocosm simulation. Mar. Environ. Res. 52: 195-211.

GLICK, B.R. 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotechnol. Adv. 21:383-393.

IQBAL, J., METOSH-DICKEY, C. & PORTIER, R.J. 2007. Temperature effects on bioremediation of PAHs and PCP contaminated south Louisiana soils: a laboratory mesocosm study. J. Soils Sediments. 7(3):153-158.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Proceedings of the International Large River Symposium (Dodge DP ed.). Ottawa: Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., p.110-127.

LIN, Q. & MENDELSSOHN, I.A. 1998. The combined effects of phytoremediation and biostimulation in enhancing habitat restoration and oil degradation of petroleum contaminated wetlands. Ecol. Eng.10:263-274.

LOPES, A. 2007. Respostas de herbáceas aquáticas amazônicas ao petróleo cru de Urucu (Coari – AM). Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

LOPES, A., PIEDADE, M.T.F. & ALMEIDA-VAL, V.M.F. 2005. Efeito da dosagem do petróleo de Urucu (Coari-AM) sobre a sobrevivência de *Echinochloa polystachya* (Projeto Piloto). In Anais do I Congresso Internacional do PIATAM. Universidade Federal do Amazonas / Centro de Pesquisas da Petrobrás, Manaus, p.113-113.

LOPES, A. & PIEDADE, M.T.F. 2009. Estabelecimento de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock (Poaceae) em solo de várzea contaminado com petróleo de Urucu. Acta Amazon.39(3): 583-590.

LOPES, A., ROSA-OSMAN, S. & PIEDADE, M.T.F. 2009. Effects of crude oil on survival, morphology, and anatomy of two aquatic macrophytes from the Amazon floodplains. Hydrobiologia 636(1): 295-305.

MERKL, N., SCHLTZE-KRAFT, R., INFANTE, C. 2005. Phytoremediation in the tropics: influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. Environ. Pollut. 138:86–91.

NEFF, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers, Essex.

PETROBRAS. 2007. Balanço social e ambiental 2007. Petrobras, Rio de Janeiro.

PEZESHKI, S.R., HESTER, M.W., LIN, Q. & NYMAN, J.A. 2000. The effect of oil spill and cleanup on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: a review. Environ. Pollut. 180: 129-139.

PIEDADE, M.T.F. 1988. Biomassa, produtividade e atividade fotossintética de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock (Gramineae = Poacea), capim semi-aquático da várzea amazônica. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas.

PIEDADE, M.T.F. 1993. Biologia e ecologia de *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitchcock (Gramineae=Poaceae), capim semi-aquatico da várzea amazônica. Acta Limnol.Bras. 4:173-185.

PIEDADE, M.T.F., JUNK, W.J. & LONG, S.P. 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. Ecology 72(4):1456-1463.

PIEDADE, M.T.F., JUNK, W.J. & MELLO, J.A.S.N. 1992. A floodplain grassland of the Central Amazon. In Productivity of grass ecosystems of the Tropics and Sub-Tropics (S.P. Long, M.B. Jones & J.M. ROBERTS, eds.) Chapman & Hall, London, p.127-158.

PIEDADE, M.T.F., JUNK, W.J. & LONG, S.P. 1997. Nutrients dynamics of the highly productive C4 macrophyte *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. Functional Ecology 11: 60-65.

SCHUSSLER, E.E. & LONGSTRETH, D.J. 1996. Aerenchyma develops by cell lysis in roots and cell separation in leaf petioles in *Sagittaria lancifolia* (Alismataceae). Am J Bot. 83: 1266-1273.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. 2004. Fisiologia Vegetal terceira ed. Atmed, Porto Alegre.

TUTIEMPO.NET. Historical weather: Manaus Aeroporto, year 2006. http://www.tutiempo.net (último acesso em 01/03/2007).

VAL, A. L. & ALMEIDA-VAL, V.M. 1999. Effects of crude oil on respiratory aspects of some fish species of the Amazon. In Biology of Tropical Fishes (A.L. Val & V.M.F. Almeida-Val, eds.). INPA, Manaus.,p.277-291.

VANDECASTEELE, B., SAMYN, J., QUATAERT, P., MUYS, B. & TACK, F.M.G. 2004. Earthworm biomass as additional information for risk assessment of heavy metal biomagnification: a case study for dredged sediment-derived soils and polluted floodplain soils. Environ. Pollut. 129:363–375.

WISE, D.L. & TORANTOLO, D.J. 1994. Remediation engineering of hazardous waste contaminated soil. Marcel Dekker, NY.

ZENGEL, S.A. & MICHEL, J. 1996. Vegetation cutting as a clean-up method for salt and brackish marshes impacted by oil spills: a review and case history of the effects on plant recovery. Mar. Pollut. Bull. 32(12): 876-885.

Recebido em 12/08/2010
Versão reformulada recebida em 26/10/2010
Publicado em 16/11/2010

A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária

Luiz Antonio Martinelli[1,2,6], Carlos Alfredo Joly[3], Carlos Afonso Nobre[4] & Gerd Sparovek[5]

[1]Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo – USP,
Av. Centenário, n. 303, CEP 13416-000, Piracicaba, SP, Brasil
[2]Fellow Program on Food Security and the Environment, Stanford University, USA
[3]Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP,
Barão Geraldo, CEP 13081-970, Campinas, SP, Brasil
[4]Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Centro de Ciência do Sistema Terrestre,
Av. dos Astronautas, n. 1758, Jardim da Granja, CEP 12227-010, São José dos Campos, SP, Brasil
[5]Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz",
Av. Pádua Dias, n. 11, CEP 13416-000, Piracicaba, SP, Brasil
[6]Autor para correspondência: Luiz Antonio Martinelli, e-mail: martinelli@cena.usp.br

MARTINELLI, L.A., JOLY, C.A., NOBRE, C.A. & SPAROVEK, G. **The false dichotomy between preservation of the natural vegetation and food production in Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?point-of-view+bn00110042010.

Abstract: Through the analysis of census data on land use in Brazil this article shows that the dichotomy between food production and preservation of natural vegetation used as the main driver to change the Forest Code is false. We showed here that Brazil has already cleared an area large enough that support the production of food, fiber and bioenergy to meet the requirements of the country and global markets. We also showed the area of export-oriented crops like soybean and sugar cane have been expanded significantly in the last decades, while staple crops like rice and bean have decreased and the area planted with cassava has been stable for the last four decades. At the same time we show that the productivity of export-oriented crops has increased in a much more significant rate than staple crops or cattle stocking rate, which in average is extremely low in Brazil. We concluded by stating that the real constraint for food production in Brazil does not rely on the Forest Code environmental restrictions but instead in inequalities in land distribution and income, coupled with lack of credit to small producers and investment in research and development in the staples crops of the country.
Keywords: *food, land use, preservation, environmental law, Brazilian Forest Code.*

MARTINELLI, L.A., JOLY, C.A., NOBRE, C.A. & SPAROVEK, G. **A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?point-of-view+bn00110042010.

Resumo: Este artigo mostra através da análise de dados censitários sobre uso da terra no Brasil que a possível dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção de alimentos na realidade não existe. Demonstramos que o Brasil já tem uma área desprovida de vegetação natural suficientemente grande para acomodar a expansão da produção agrícola. Demonstramos também que a maior expansão se dá nas áreas ocupadas pelas chamadas culturas de exportação – soja e cana-de-açúcar – e não propriamente nas áreas ocupadas por arroz, feijão e mandioca, que são consumidos de forma direta pelo mercado nacional. Pelo contrário, a área colhida de arroz e feijão tem inclusive decrescido nas últimas décadas, enquanto a área colhida de mandioca encontra-se praticamente constante há quatro décadas. Os maiores entraves para a produção de alimentos no Brasil não se devem a restrições supostamente impostas pelo Código Florestal, mas, sim, à enorme desigualdade na distribuição de terras, a restrição de crédito agrícola ao agricultor que produz alimentos de consumo direto, a falta de assistência técnica que o ajude a aumentar a sua produtividade, a falta de investimentos em infraestrutura para armazenamento e escoamento da produção agrícola, a restrições de financiamento e priorização do desenvolvimento e tecnologia que permita um aumento expressivo na lotação de nossas pastagens,
Palavras-chave: *alimentos, uso do solo, preservação, leis ambientais, Código Florestal Brasileiro.*

Introdução

A proposta de reformulação do Código Florestal tem se baseado em vários argumentos. Um deles, defendido pelo Deputado Aldo Rebelo, relator do projeto sobre reformulação do Código[1], é que as mudanças são necessárias pela ameaça à possibilidade de produção de alimentos. Claramente é colocada a dicotomia: ou preservamos ou produzimos alimentos. Nossa intenção neste artigo é demonstrar que essa dicotomia é falsa e inexiste. O Brasil tem área suficiente para a preservação de nosso patrimônio biológico e para também continuar aumentando a produção de alimentos para o consumo interno e exportações.

Para tal situamos a ocupação das terras brasileiras com agricultura e pecuária em comparação com os Estados Unidos da América (EUA) e o bloco constituído por países da União Europeia[2] (UE). Esta comparação é interessante, pois o Brasil, os EUA e a UE estão entre os mais importantes exportadores de produtos agropecuários do mundo. Em segundo lugar, iremos mostrar a variação de 1961 até 2008 na área colhida e na produtividade de dois conjuntos de culturas agrícolas: aquelas destinadas em elevada proporção à exportação (soja e a cana-de-açúcar) ou que ocupam uma grande área (milho) e aquelas que são destinadas basicamente à alimentação direta no mercado nacional (arroz, feijão e mandioca). Incluímos também nesta análise a evolução da pecuária produzida a pasto durante o mesmo período pela importância que esta atividade tem no Brasil tanto economicamente como em termos da grande área que ocupa. Finalmente, comparamos a produtividade de algumas culturas agrícolas importantes com outros países.

Material e Métodos

A maior parte dos dados utilizados neste artigo provém da base de dados da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) e foram obtidos através do seguinte endereço: www.faostat.org (FAOSTAT 2010). Os dados sobre produtividade nas regiões geográficas do país e sobre a distribuição de terras foram obtidas junto ao SIDRA, que é o banco de dados agropecuários do IBGE (2010) (www.sidra.ibge.gov.br). Para se relacionar o número de propriedades com o tamanho das propriedades utilizou-se informações obtidas junto ao SIDRA e a Tabela 1 exemplifica o tipo de dados obtidos. A coluna A da Tabela 1 mostra as classes de tamanho de propriedades definidas pelo SIDRA. A cada classe de tamanho de propriedade, encontra-se associado um determinado número de propriedades (coluna B) e a área englobada por aquela classe de tamanho da propriedade (coluna C). Estes valores são transformados em percentuais em relação ao número total de propriedades e a área total das propriedades (últimas linhas das colunas B e C) e são visualizados nas colunas D e E). Finalmente, as colunas F e G mostram a soma acumulada das propriedades e das áreas, respectivamente. Com essas duas últimas variáveis constrói-se o gráfico de distribuição das terras em função do tamanho das propriedades, que demonstra claramente elevada concentração de sua posse. Quanto mais a linha se afasta de uma relação 1:1, maior será a desigualdade.

Para relacionar o tamanho das propriedades com a área colhida de arroz, feijão, mandioca, milho, cana-de-açúcar e soja, utilizaram-se informações obtidas junto ao SIDRA e a Tabela 2 exemplifica o tipo de dados obtidos. A coluna A da Tabela 2 mostra as classes de tamanho de propriedades definidas pelo SIDRA. A coluna B mostra o limite inferior de cada classe de área das propriedades. A coluna C é o valor acumulado desses limites inferiores das classes. As colunas D e E são as áreas colhidas da cultura em questão expressas em hectare e em percentual em relação a área total colhida que encontra-se na última linha da coluna D. Finalmente a coluna F é a área colhida acumulada e o gráfico a ser produzido terá na ordenada o limite inferior acumulado e na abscissa a área colhida acumulada. Como não há uma definição do limite superior da última classe de área ("De 2500 ha e mais"), não é possível estabelecer o limite real que seria aquele correspondente às maiores propriedades do país. Como não se tem esse limite, o limite acumulado produziu na última linha desta coluna (coluna C) o valor de aproximadamente 4395 ha, que é um valor hipotético e utilizado para fins gráficos, mas não é um valor real, pois obviamente existem propriedades com área maior que este valor.

Tabela 1. Dados utilizados para elaboração da Figura 5 sobre a desigualdade na distribuição de terras no Brasil.

Table 1. Data source about land distribution inequality used to elaborate Figure 5.

A	B	C	D	E	F	G
Classes de área de propriedades	**Propriedades**	**Área (ha)**	**Propriedades (%)**	**Áreas (%)**	**Propriedades cumulativo (%)**	**Área cumulativa (%)**
Menos de 0,1 ha	101287	3749	2.06	0.00	2.06	0.00
De 0,1 a menos de 0,2 ha	50194	7037	1.02	0.00	3.08	0.00
De 0,2 a menos de 0,5 ha	165434	55028	3.36	0.02	6.44	0.02
De 0,5 a menos de 1 ha	289893	199005	5.89	0.06	12.33	0.08
De 1 a menos de 2 ha	442148	563880	8.99	0.17	21.32	0.25
De 2 a menos de 3 ha	319656	711113	6.50	0.22	27.81	0.47
De 3 a menos de 4 ha	256145	826217	5.21	0.25	33.02	0.72
De 4 a menos de 5 ha	215977	947732	4.39	0.29	37.41	1.00
De 5 a menos de 10 ha	636337	4484847	12.93	1.36	50.34	2.36
De 10 a menos de 20 ha	736792	10289684	14.97	3.12	65.32	5.48
De 20 a menos de 50 ha	843911	26120628	17.15	7.92	82.47	13.40
De 50 a menos de 100 ha	390874	26482780	7.94	8.03	90.41	21.43
De 100 a menos de 200 ha	220255	29342738	4.48	8.89	94.89	30.32
De 200 a menos de 500 ha	150859	46395555	3.07	14.06	97.95	44.38
De 500 a menos de 1000 ha	53792	36958185	1.09	11.20	99.05	55.58
De 1000 a menos de 2500 ha	31899	48072546	0.65	14.57	99.69	70.15
De 2500 ha e mais	15012	98480672	0.31	29.85	100.00	100.00
Total	4920465	329941396	-	-	-	-

Fonte de dados: www.sidra.ibge.br, Tabela 837 - http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=837&z=t&o=11.

Tabela 2. Dados utilizados para elaboração da Figura 6 sobre o tamanho das propriedades e área colhida de várias culturas. Neste exemplo, apresenta-se os dados referentes ao cultivo da soja no Brasil.

Table 2. Data source on rural properties areas and harvested areas os several crops used to elaborate Figure 6. In this example data are related to soybeans.

A	B	C	D	E	F
Classes de áreas das propriedades	**Limite inferior (ha)**	**Limite inferior acumulado (ha)**	**Área colhida (ha)**	**Área colhida (%)**	**Área colhida acumulada (%)**
Mais de 0 a menos de 0,1 ha	0	0	36	0.00023	0.00023
De 0,1 a menos de 0,2 ha	0.1	0.1	40	0.00026	0.00049
De 0,2 a menos de 0,5 ha	0.2	0.3	29	0.00019	0.00067
De 0,5 a menos de 1 ha	0.5	0.8	348	0.00222	0.0029
De 1 a menos de 2 ha	1	1.8	3038	0.01942	0.02231
De 2 a menos de 3 ha	2	3.8	8866	0.05667	0.07898
De 3 a menos de 4 ha	3	6.8	19611	0.12534	0.20432
De 4 a menos de 5 ha	4	10.8	45101	0.28826	0.49258
De 5 a menos de 10 ha	5	15.8	203090	1.29803	1.79061
De 10 a menos de 20 ha	10	25.8	586246	3.74694	5.53756
De 20 a menos de 50 ha	20	45.8	1221120	7.80469	13.3422
De 50 a menos de 100 ha	50	95.8	997452	6.37513	19.7174
De 100 a menos de 200 ha	100	195.8	1211314	7.74201	27.4594
De 200 a menos de 500 ha	200	395.8	2163739	13.8294	41.2888
De 500 a menos de 1000 ha	500	895.8	2108623	13.4771	54.7658
De 1000 a menos de 2500 ha	1000	1895.8	2798477	17.8862	72.6521
De 2500 ha e mais	2500	4395.8*	4278850	27.3479	100

Fonte de dados: www.sidra.ibge.br.

Resultados

1. Comparações entre o uso da terra no Brasil, Estados Unidos e União Europeia

A área ocupada com agricultura e pecuária bovina encontra-se em declínio nos EUA e na UE e vem aumentando continuamente no Brasil, onde alcançou cerca de 250 milhões de ha em 2007, contra cerca de 400 milhões de ha nos EUA e cerca de 190 milhões de ha na UE (Figura 1a). Em percentual, esses números indicam que, em relação à área terrestre total do país ou da UE, a agricultura e a pecuária nos EUA e na UE ocupam cerca de 50%, enquanto no Brasil ocupam somente cerca de 30%[3] (Figura 1b). Deste total, a maioria é ocupada por pecuária bovina, principalmente nos EUA e no Brasil, havendo um pequeno declínio na área ocupada por pecuária nos EUA e na UE, enquanto houve um aumento contínuo no Brasil, chegando a cerca de 200 milhões, contra cerca de milhões de 70 milhões de ha na UE e 170 milhões de ha nos EUA (dados não mostrados na Figura 1). A área ocupada com agricultura no Brasil vem aumentando nas últimas quatro décadas e atualmente ocupa em torno de 60 milhões de ha. Por outro lado, nota-se um pequeno declínio na área ocupada por agricultura nos EUA e na EU, mas em ambas regiões a área ocupada por esta atividade é significantemente maior que no Brasil, ocupando cerca de 110 e 170 milhões de ha nos EUA e na EU, respectivamente (Figura 1c). Em termos percentuais, a área destinada à agricultura no Brasil equivale somente a 7% da área total terrestre, subindo para 20 e 30% nos EUA e UE, respectivamente (Figura 1d). Finalmente, a área coberta com florestas nos EUA e na UE apresentaram pequeno aumento, no Brasil as mesmas encontram-se em declínio (Figura 1e). Em termos percentuais, os diversos tipos de vegetação natural ocupam pouco menos de 40% nos EUA e na UE, enquanto ocupam 55% no Brasil (Figura 1f).

2. Área colhida e produtividade de algumas culturas no país

A área colhida de soja e cana-de-açúcar no Brasil vem aumentando vertiginosamente, enquanto a área de milho se encontra aproximadamente estável em relação às outras duas culturas (Figura 2a). O aumento da área foi seguido também por um aumento acentuado na produtividade da cana e da soja e também na produtividade do milho (Figura 2b). Por outro lado, a área colhida de mandioca manteve-se praticamente constante nestas últimas cinco décadas, enquanto as áreas colhidas com feijão e arroz entraram em declínio no final dos anos 70 e início dos anos 80 (Figura 2c). Somente para a cultura do arroz foi observado um aumento considerável de produtividade nos últimos 20 anos, enquanto a produtividade de feijão teve um aumento modesto e uma estagnação na produtividade da mandioca (Figura 2d). Finalmente, a área coberta com pastagens aumentou também significativamente nas últimas 4 décadas, atingindo cerca de 200 milhões de ha; sendo que o rebanho bovino brasileiro tem aproximadamente 200 milhões de cabeças, resultando em uma lotação média de aproximadamente uma cabeças por hectare (Figura 3).

3. A produtividade das culturas brasileiras comparadas àquela de outros países[4]

A produtividade média de arroz e feijão do Brasil é uma das mais baixas em relação aos países comparados e apenas intermediária para o caso da mandioca (Figura 4a, c). O mesmo ocorre com a produtividade do milho, que apesar da grande área coberta por esta cultura, sua produtividade encontra-se dentre as mais baixas (Figura 4d). No entanto, enfatiza-se que a baixa produtividade desta cultura no Brasil em parte justifica-se pela inclusão de áreas produzidas fora da época ideal como segundo cultivo (safrinha).

Somente a produtividade da soja e da cana, no Brasil, é comparável às produtividades alcançadas nos outros países considerados

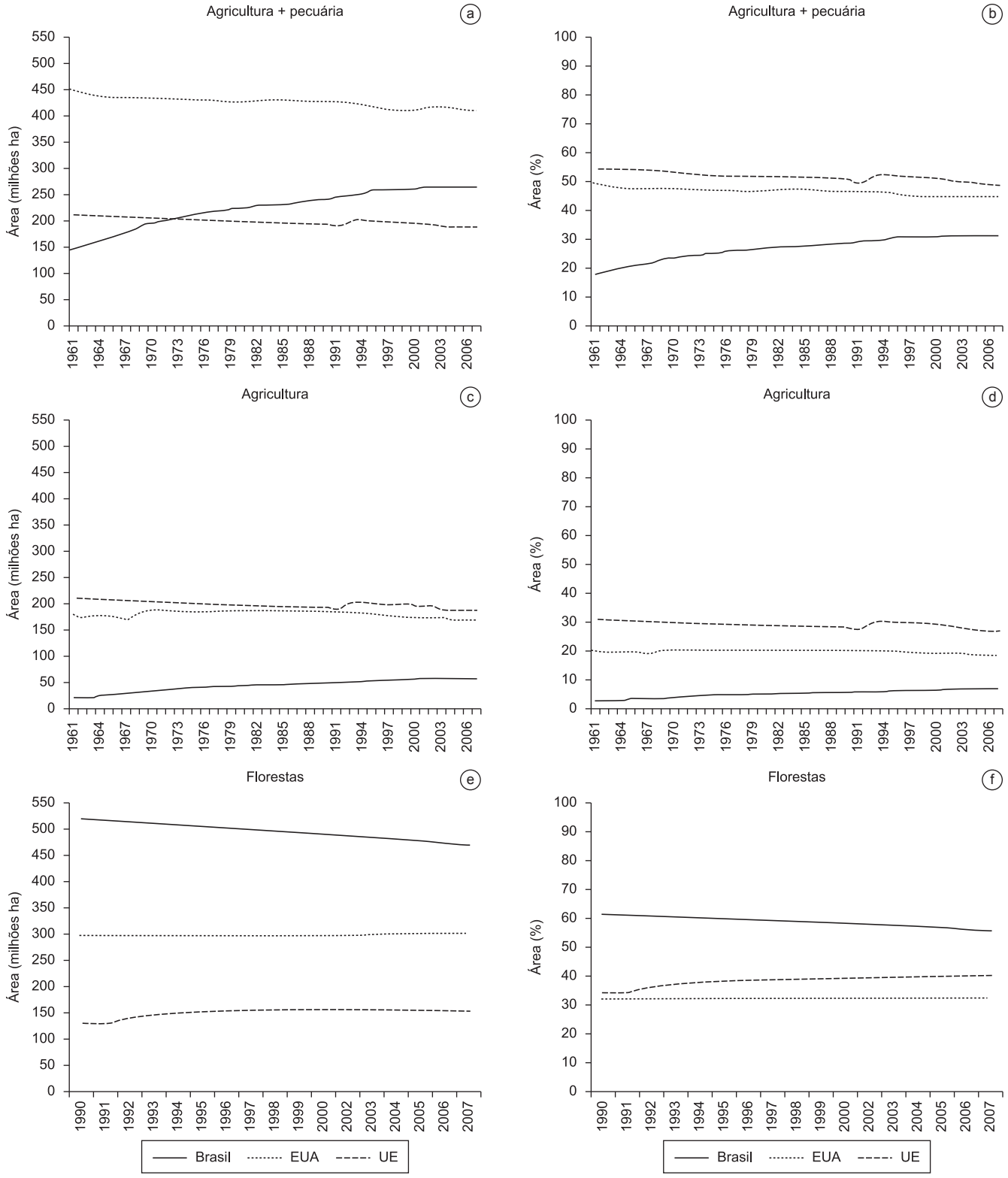


Figura 1. a) Área utilizada pela agricultura e pecuária expressa em milhões de ha; b) percentualmente em relação à área total do Brasil, Estados Unidos e União Europeia; c) área utilizada somente pela agricultura em milhões de hectares; d) percentualmente em relação à área total do Brasil, Estados Unidos e União Europeia; e) Área ocupada por florestas em milhões de ha; f) percentualmente em relação à área total do Brasil, Estados Unidos e União Europeia.

Figure 1. a) Agricultural and cattle livestock areas (million of ha); b) percent in relation to the total area of Brazil, United States, and European Union; c) agricultural area only (million of ha); d) percent in relation to the total area of Brazil, United States and European Union; e) Forest area (million ha); f) percent in relation to the total area of Brazil, United States and European Union.

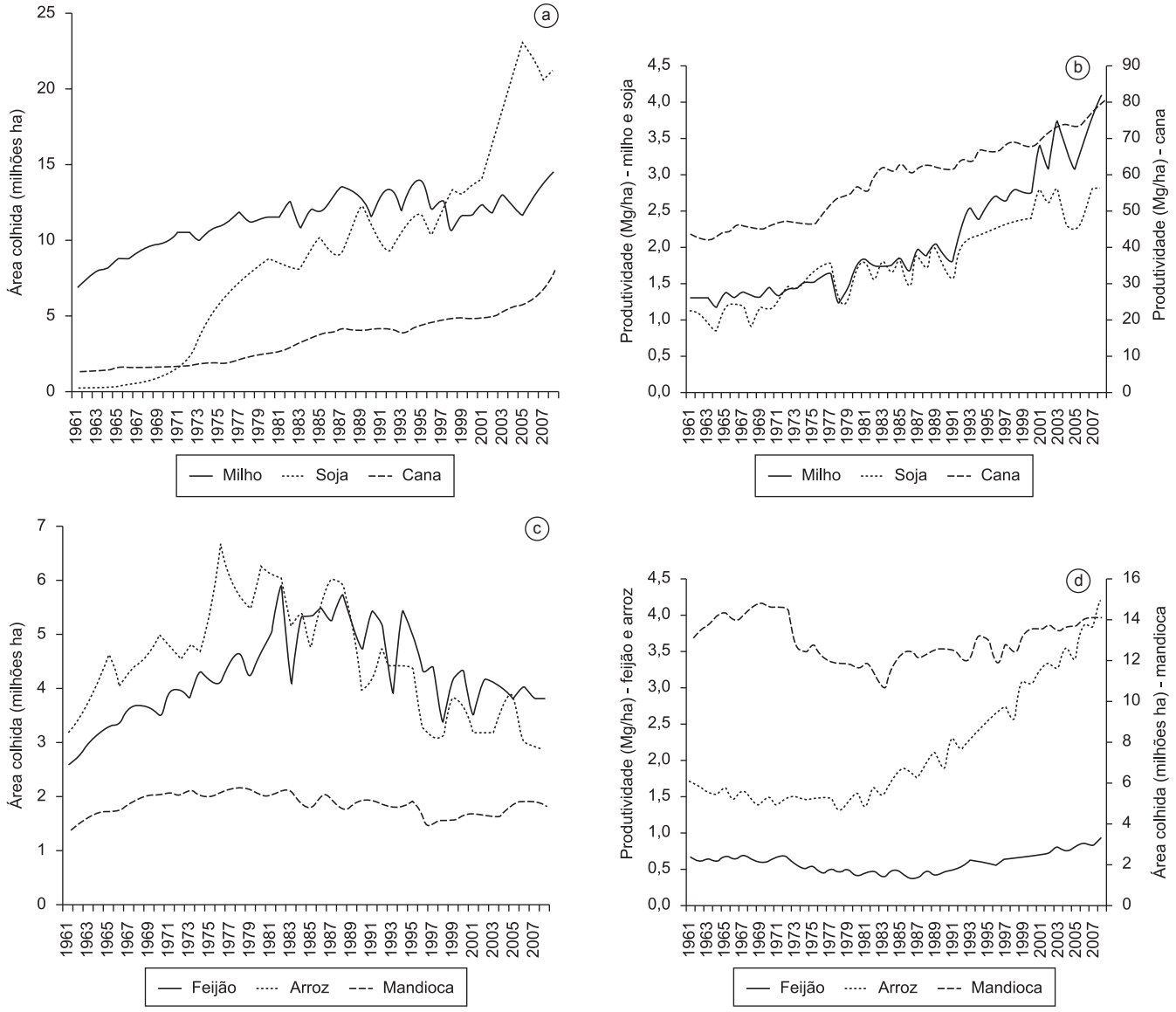


Figura 2. a) Área colhida em milhões de ha; b) produtividade agrícola das culturas de milho, soja e cana-de-açúcar; c) área colhida em milhões de ha; d) produtividade agrícola das culturas feijão, arroz e mandioca.

Figure 2. a) Harvested area (million ha); b) productivity of corn, soybean and sugarcane; c) harvested area (million ha); d) productivity of beans, rice and cassava.

(Figura 4e). Analisando apenas as regiões mais produtivas do país para cada cultura, nota-se uma melhora considerável em comparação a outros países em relação ao arroz, mais produtivo na região sul, provavelmente devido ao fato de nesta região do país predominar o plantio nas várzeas e não arroz de sequeiro; ao feijão, mais produtivo na região centro-oeste, e a mandioca, mais produtiva na região norte do país (Figura 4a, c). No caso do milho, houve pouca diferença entre a produtividade média do país a produtividade média da região geográfica mais produtiva (Figura 4d). As demais culturas, cana e soja, já se encontravam com produtividades comparáveis aos países mais produtivos; mesmo assim, no caso da soja, o Brasil passa a ser o segundo país em produtividade quando consideradas as altas produtividades médias alcançadas na região centro-oeste do país (Figura 4e).

4. A distribuição de terras no país e a produção agrícola em função dos tamanhos das propriedades

Utilizando-se os dados da Tabela 1 produziu-se a Figura 5, que mostra haver uma grande desigualdade na distribuição da posse de terras no país. Nota-se um grande afastamento da curva em relação à linha 1:1, a qual representa uma situação hipotética de absoluta igualdade de sua distribuição em relação às classes de tamanho. Outra forma de interpretar este gráfico seria, por exemplo, que cerca de 80% do número de proprietários detêm somente 20% da área agrícola do país. É interessante notar que há décadas que esta desigualdade não muda, apesar do país ser um dos únicos países do mundo que mantém um expressivo programa de Reforma Agrária, combinando mecanismos públicos (desapropriação, aquisição pelo

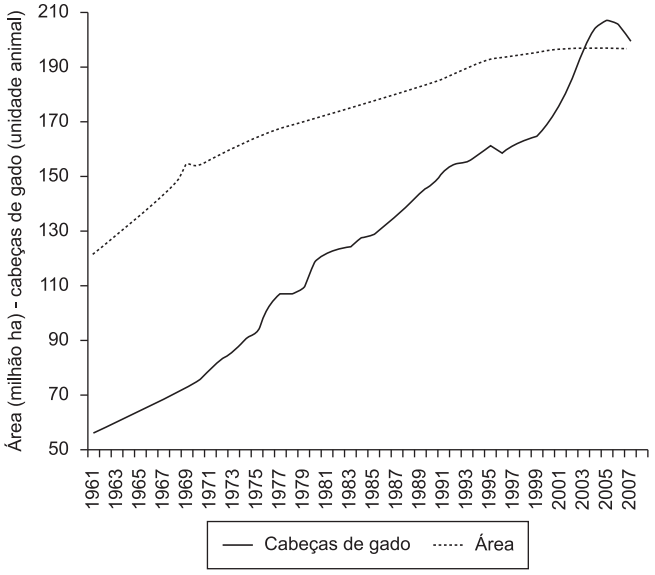


Figura 3. Área (em milhão de ha) ocupada por pastagens e número de cabeças de gado no país.

Figure 3. Area (million ha) of cattle livestock and stocking rates.

estado...) e de mercado, como é o caso do Crédito Fundiário. Portanto, a tendência de concentração da propriedade das terras é constante e intensa; contrabalançando o efeito distributivo da reforma agrária e da natural fragmentação da propriedade rural por herança e partilha de bens. As causas disto incluem a consolidação do mercado agrícola, com a recente onda de transferência da produção agrícola de famílias para corporações e a tradicioanl concepção da terra como reserva patrimonial e não como um dos fatores necessários à produção.

Essa desigualdade apresentada na distribuição de terras não é homogênea quando se examina as diferentes culturas agrícolas do país (Figura 6). Nota-se claramente que a produção arroz, feijão e mandioca é feita principalmente em propriedades até 300 ha (Figura 6). O exemplo mais marcante é o da mandioca, onde mais de 90% da área colhida desta cultura advém de propriedades com menos de 300 ha (Figura 6). Semelhantemente, 80% da área colhida com feijão no Brasil também advêm de pequenas e médias propriedades. O inverso ocorre nas culturas da cana e da soja, onde menos de 35% da área colhida de soja são originadas em pequenas e médias propriedades e menos de 25% no caso da cana. Nestes casos as grandes propriedades são as maiores responsáveis pela produção (Figura 6).

Discussão

A análise destes dados indica com clareza que a área colhida de alimentos de consumo direto no mercado nacional como o arroz e o feijão – tem diminuído e a área colhida de mandioca tem se mantido constante há quarenta anos A produtividade da mandioca tem se mantido inalterada por todo este longo período, evidenciando uma falta crônica e antiga de atenção a um dos mais importantes alimentos da dieta nacional (Pastore 1977). A produtividade do feijão e do arroz tiveram aumentos modestos não comparáveis aos aumentos observados nas culturas ligadas à agro-indústria, como a cana-de-açúcar e a soja. Paralelamente, é importante notar que estas duas últimas culturas somaram em 2007 cerca de 27 milhões de ha, (20 milhões de ha de soja e 7 milhões de ha de cana) enquanto arroz, feijão e mandioca, juntas, somaram somente cerca 8 milhões de ha. Assim, conclui-se que a alegação defendida pelo deputado Aldo Rebelo para mudança do Código Florestal, baseada no argumento que falta área para a produção de alimentos não se sustenta frente à análise feita neste estudo. Pois, a área ocupada com alimentos consumidos diretamente pela população tem diminuído e existe uma área significativa ocupada por pastagens ineficientes.

Além de ocupar uma área maior, a produção de soja e cana-de-açúcar concentra-se em grandes propriedades (Figura 6), enquanto a produção de culturas destinadas à alimentação como arroz e, especialmente, mandioca e feijão são produzidas em pequenas e médias propriedades (Figura 6). A industrialização e o destino final da produção diferenciam o segmento dedicado à sua produção.

Apesar de serem importantes produtores de alimento, segundo dados do SIDRA, cerca de 40% destes pequenos produtores, não obtiveram por diversos motivos financiamento para suas plantações, dentre eles: por não saber como conseguir financiamento, falta de garantia pessoal, medo de contrair dívidas, burocracia e falta de pagamento do empréstimo anteriores. Adicionalmente, segundo a mesma fonte de informação, existem cerca de quase 800 mil proprietários, que somados equivalem a uma área expressiva, que não possuem títulos de suas terras, sendo esta uma fonte importantíssima de insegurança jurídica no meio rural; provavelmente muito mais importante como limitante da produção do que a alegada falta de área para se produzir alimento no país e, consequentemente, induzir mudanças no atual Código Florestal.

Vale ressaltar que o país ainda tem cerca de quase 60% de sua vegetação nativa preservada e conta com cerca de 250 milhões de ha em áreas agrícolas, incluindo-se a pecuária que sozinha ocupa cerca de 200 milhões de ha. Infelizmente, esta imensa área ocupada pela pecuária é aproveitada de forma pouco intensiva já que a lotação dos pastos brasileiros é baixíssima – cerca de somente uma cabeça por hectare! Esta forma de aproveitamento exige grandes áreas, por consequência muito desmatamento, para se sustentar e crescer. Por comparação, nas áreas mais úmidas dos Estados Unidos a lotação média de pastagens compostas por gramíneas do gênero *Cynodon* e *Paspalum* é de quase três animais por hectare (Glen Aiken, USDA, com. pess.).

Como consequência, a área agrícola do país vem continuamente crescendo nas últimas quatro décadas, devido principalmente ao aumento de áreas de pastagens utilizadas de forma extensiva e da expansão da soja e cana-de-açúcar. Estas duas últimas apresentam uma produtividade compatível com as maiores alcançadas no mundo. Na medida em que estas culturas produtivas avançam e substituem pastagens extensivas acabam gerando uma demanda de expansão da pastagens em áreas de fronteira agrícola, caso já comprovado para a soja (Lapola et al. 2010, Morton et al. 2006, Nepstad et al. 2009). O aumento da lotação das pastagens brasileiras de uma cabeça por hectare para 1,5 cabeças por hectare tornaria disponível para a agricultura o equivalente a 50 milhões de ha, o que corresponde a quase o total da área aproximada ocupada pela agricultura no país. Várias tecnologias simples, de baixo custo e baixo impacto ambiental encontram-se já disponíveis (Cantarutti et al. 2002, Boddey et al. 2004, Pereira et al. 2009), inclusive na região Amazônica, onde a taxa de lotação das pastagens é uma das mais baixas (Rueda et al. 2003). Outra questão é o baixo desfrute do rebanho que é de apenas 22%. Aumentando a lotação para 1,5 cabeças por hectare e o desfrute para 30% manteríamos o abate anual de 40 milhões de cabeças, e reduziríamos a área de pastagem necessária ainda mais em cerca de 70 milhões de ha.

Assim, é nosso entender que não há falta de área já convertida para a expansão agrícola brasileira, portanto não é verdadeira a dicotomia da preservação versus produção de alimentos. Os maiores entraves para a produção de alimentos no Brasil não se devem a restrições supostamente impostas pelo Código Florestal ou de outra forma de

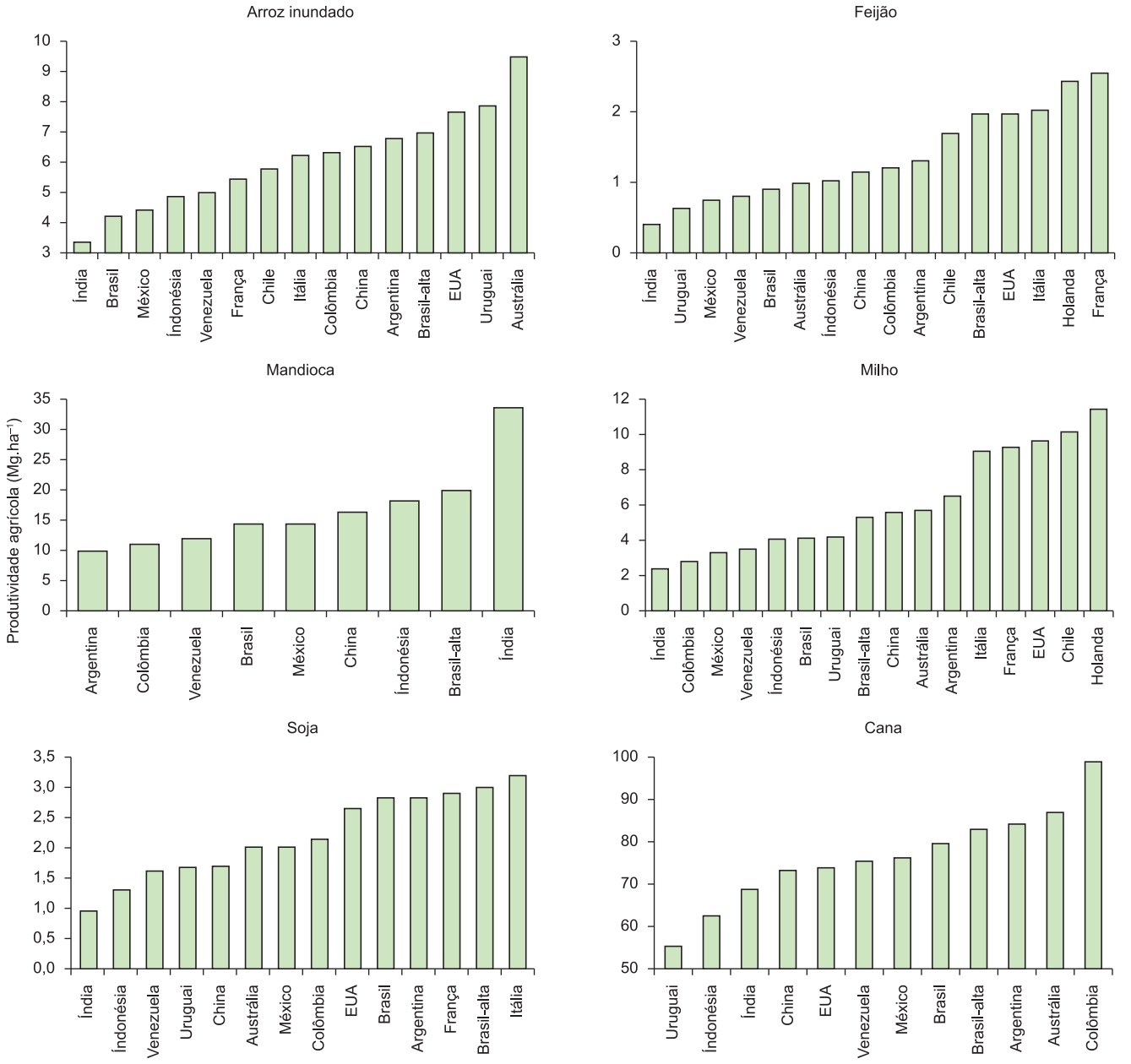


Figura 4. Comparação da produtividade agrícola de algumas culturas entre vários países do mundo. Para o caso específico do Brasil, foram consideradas a produtividade média de todo o país e da região geográfica com maior produtividade média (Brasil-Alta).

Figure 4. Comparison of the productivity among crops cultivated in several countries. For Brazil is was considered the average country productivity and the highest productivity by geographical region (Brasil-Alta).

conservação da vegetação natural, mas, sim, à enorme desigualdade na distribuição de terras, a restrição de crédito agrícola ao agricultor que produz alimentos de consumo direto, a falta de assistência técnica que o ajude a aumentar a sua produtividade, a falta de investimentos em infraestrutura para armazenamento e escoamento da produção agrícola, a restrições de financiamento e priorização do desenvolvimento e tecnologia que permita um aumento expressivo na lotação de nossas pastagens, na pouca ênfase da pesquisa dos setores públicos e privados no aumento da produtividade de itens alimentares importantes para o mercado nacional, e no direcionamento dos investimentos e pesquisas para o modelo industrial da produção agrícola desconsiderando a importância da pequena agricultura tradicional em questões de segurança alimentar, geração e distribuição de renda e ocupações. Em suma, são esses os verdadeiros entraves para a produção de alimentos no Brasil. Assim, como qualquer lei, o Código Florestal pode ser revisto de forma abrangente para se adequar à realidade rural brasileira, mas principalmente, baseando-se também em avanços científicos que podem contribuir no aprimoramento permanente do processo de regulamentação ambiental.

Notas

[1]Editorial publicado no Jornal Estado de São Paulo em 30/06/2010.

[2]Vinte e sete países compõem a União Europeia de acordo com a definição em www.faostat.org.br.

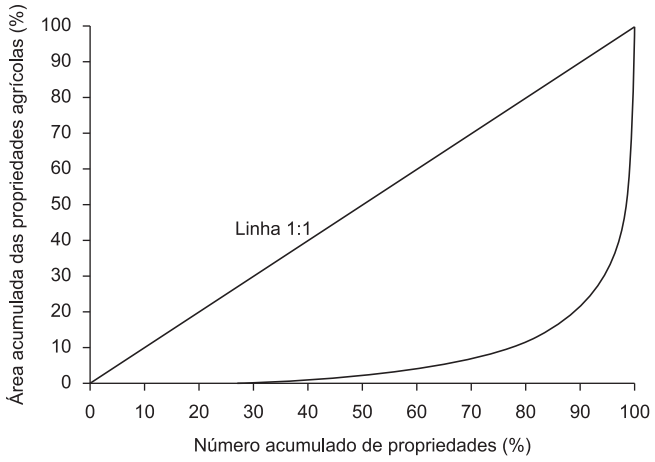


Figura 5. Área acumulada de todas as propriedades rurais do país em percentual versus a área do total de propriedades em ha. A linha mais forte contínua na ordenada indica propriedades com 300 ha, valor que representa aproximadamente quatro módulos fiscais em algumas regiões do país, onde o módulo fiscal é maior. A linha pontilhada na ordenada indica propriedades com 2,500 ha, valor que representa a última classe de área na coleta de dados do SIDRA. Esta classe representa propriedades com, no mínimo, 2,500 ha sem estabelecer o limite máximo.

Figure 5. Percent cumulative area of rural properties in Brazil versus the total area of rural properties expressed in ha. The continuous vertical black line indicates 300 ha-properties, which represents approximately four fiscal rural modules in some regions of the country.

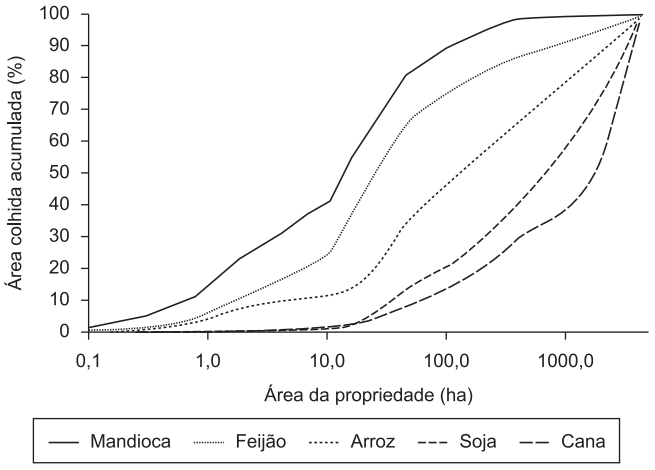


Figura 6. Área colhida acumulada em percentual versus a área das propriedades em ha para as culturas da mandioca, feijão, arroz, soja e cana. A linha mais forte na ordenada indica propriedades com 300 ha, valor que representa aproximadamente quatro módulos fiscais em algumas regiões do país, onde o módulo fiscal é maior. A linha pontilhada na ordenada indica propriedades com 2,500 ha, valor que representa a última classe de área na coleta de dados do SIDRA. Esta classe representa propriedades com, no mínimo, 2,500 ha sem estabelecer o limite máximo.

Figure 6. Percent cumulative area of rural properties in Brazil versus the total area of rural properties expressed in ha for cassava, beans, rice, soybean and sugar cane. The continuous vertical black line indicates 300 ha-properties, which represents approximately four fiscal rural modules in some regions of the country.

[3]Para estimativa de percentuais foram consideradas as seguintes área totais de cada país ou bloco: Brasil – 846 milhões ha; EUA – 916 milhões de ha; UE – 418 milhões de ha. Fonte: www.faostat.org.br.

[4]Os autores reconhecem a dificuldade em se comparar a produtividade de culturas agrícolas dentre diferentes países, pois uma série de fatores, como, por exemplo, climáticos, edáficos, genéticos e econômicos, os quais influenciam na produtividade e variam entre países. No entanto, essas comparações são úteis para estabelecer o potencial de aumento em produtividade de uma determinada cultura.

Referências Bibliográficas

BARROS G. 2008. Brazil: the challenges in becoming an agricultural superpower. In Brazil as an economic superpower? Understanding Brazil's changing role in the global economy (L. Brainard & L. Martinez-Diaz, ed.). Brookings Institution Press, Washington, D.C., p.2-35.

BODDEY, R.M., MACEDO, R., TARRE, R.M., FERREIRA, E., OLIVEIRA, O.C. & REZENDE, C.P. 2004. Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: the key to understanding the process of pasture decline. Agric. Ecosyst. Environ. 103:389-403.

CANTARUTTI, R.B., TARRE, R., MACEDO, R., CADISCH, G., REZENDE, C.D., PEREIRA, J.M., BRAGA, J.M., GOMIDE, J.A., FERREIRA, E., ALVES, B.J.R., URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. (2002) The effect of grazing intensity and the presence of a forage legume on nitrogen dynamics in Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. Nutr Cycl Agroecosys 64:257-271.

FAOSTAT. 2010. http://www.faostat.org/ (último acesso em 23/07/2010).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Sistema IBGE de recuperação automática - SIDRA. 2010. http://www.ibge.br/sidra/ (último acesso em 25/07/2010).

LAPOLA, D.M., SCHALDACH, R., ALCAMO, J., BONDEAU, A., KOCH, J., KOELKING, C. & PRIESS, J.A. 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. Proc. Natl. Acad. Sci. doi/10.1073/pnas.0907318107.

MORTON, D.C., DEFRIES, R.S., SHIMABUKURO, Y.E., ANDERSON, L.O., ARAI, A., DEL BON ESPIRITO-SANTO, F., FREITAS, R. & MORISETTE, J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the Southern Brazilian Amazon. PNAS 103:14637-14641.

NEPSTAD, D., SOARES-FILHO, B., MERRY, F., LIMA, A., MOUTINHO, P., CARTER, J., BOWMAN, M., CATTANEO, A., RODRIGUES, H., SCHWARTZMAN, S., McGRATH, D.G., STICKLER, C.M., LUBOWSKI, R., PIRIS-CABEZAS, P., RIVERO, S., ALENCAR, A., ALMEIDA, O. & STELLA, O. 2009. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. Science 326:1350-1351.

PASTORE, J. 1977. Brazilian agriculture research – export vs nutrition. Food Policy 217-227.

PEREIRA, J.M., TARRE, R.M, MACEDO, R., PAULA REZENDE, C., ALVES, B.J.R., URQUIAGA, S., BODDEY, R.M. 2009. Productivity of Brachiaria humidicola pastures in the Atlantic forest region of Brazil as affected by stocking rate and the presence of a forage legume. Nutrient Cycling in Agroecosystems 83:179-196.

RUEDA, B.L., BLAKE, R.W., NICHOLSON, C.F., FOX, D.G., TEDESCHI, L.O., PELL, A.N., FERNANDES, E.C.M., VALENTIM, J.F. & CARNEIRO, J.C. 2003. Production and economic potentials of cattle in pasture-based systems of the western Amazon region of Brazil. J. Anim. Sci. 81:2923-2937.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 15/09/2010
Publicado em 01/10/2010

Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil

Mauro Galetti[1,6], Renata Pardini[2], José Maurício Barbanti Duarte[3],

Vera Maria Ferreira da Silva[4], Alexandre Rossi[1] & Carlos Augusto Peres[5]

[1]Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil
[2]Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo – USP,
Rua do Matão, Travessa 14, n. 101, CEP 05508-090, São Paulo, SP, Brasil
[3]Departamento de Zootecnia,
Universidade Estadual Paulista – UNESP, CEP 14884-900, Jaboticabal, SP, Brasil
[4]Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA,
CP 471, CEP 69081-001, Manaus, AM, Brasil
[5]Centre for Ecology Evolution and Conservation, School of Environmental Sciences,
University of East Anglia, Norwich, NR4 7TJ, UK
[6]Autor para correspondência: Mauro Galetti, e-mail: mgaletti@rc.unesp.br

GALETTI, M., PARDINI, R., DUARTE, J.M.B., SILVA, V.M.F., ROSSI, A. & PERES, C.A. **Forest legislative changes and their impacts on mammal ecology and diversity in Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00710042010.

Abstract: Forest ecosystems within Brazil host one of the highest levels of mammalian diversity on Earth, much of which within legally required forest set-asides in private landholdings. The Legal Reserves (RLs) and Permanent Protected Areas (APPs) of the Brazilian Forest Code provide an important strategy to maintain this diversity. Yet a proposed amendment to Brazil's 1965 forestry code would reduce protection of Brazil's forests, including the Amazon and the Atlantic forest, and bring irreversible detrimental effects to mammal diversity. Mammals are key components of forest ecosystem, providing important environmental services as pollinators, seed dispersers and ecosystem engineers. The local extinction of some species will negatively affect forest ecosystem service provisioning throughout the country. Another important effect of forest conversion within private properties, should the proposed changes happen, will be the emergence of new diseases, bringing serious public health problems in Brazil.
Keywords: *edge effects, flooded forests, riverine forests, corridors, landscape connectivity, human-dominated landscapes, ecosystem services.*

GALETTI, M., PARDINI, R., DUARTE, J.M.B., SILVA, V.M.F., ROSSI, A. & PERES, C.A. **Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00710042010.

Resumo: Os ecossistemas florestais do Brasil abrigam um dos mais altos níveis de diversidade de mamíferos da Terra, e boa parte dessa diversidade se encontra nas áreas legalmente protegidas em áreas de domínio privado. As reservas legais (RLs) e áreas de proteção permanente (APPs) representam estratégias importantes para a proteção e manutenção dessa diversidade. Mudanças propostas no Código Florestal certamente trarão efeitos irreversíveis para a diversidade de mamíferos no Brasil. Os mamíferos apresentam papéis-chave nos ecossistemas, atuando como polinizadores e dispersores de sementes. A extinção local de algumas espécies pode reduzir os serviços ecológicos nas RLs e APPs. Outra consequência grave da redução de áreas de vegetação nativa caso a mudança no Código Florestal seja aprovada será o aumento no risco de transmição de doenças, trazendo sério problemas a saúde pública no Brasil.
Palavras-chave: *efeito de borda, várzea, matas ciliares, corredores, conectividade de paisagens, paisagens antropizadas, serviços ecossistêmicos.*

Introdução

Cerca de um terço dos mamíferos se encontram ameaçados de extinção em nosso planeta, sendo que a sobre-exploração resultante da caça, perseguição e comércio ilegal, introdução de espécies exóticas, e principalmente a perda e degradação de hábitat, são as principais ameaças às espécies (Schipper et al. 2008). O Brasil detém a segunda maior diversidade de mamíferos do mundo (Vié et al. 2009) com 652 espécies nativas (Reis et al. 2006), das quais a grande maioria depende de habitats florestais. O futuro dessa diversidade dependerá de como o homem do século XXI pretende utilizar os recursos do planeta.

A grande maioria das espécies de mamíferos neotropicais depende das áreas de vegetação nativa preservadas para se manter em paisagens dominadas pelo homem, com exceção de algumas poucas espécies que proliferam e são capazes de manter populações em ambientes urbanos ou agrícolas, como alguns roedores e marsupiais (Umetsu & Pardini 2007) ou morcegos (Sazima et al. 1994). Os mamíferos desempenham papéis fundamentais na dinâmica dos ecossistemas, seja como predadores de topo de cadeia alimentar que regulam herbívoros generalistas (Terborgh et al. 2001), seja como polinizadores (Sazima et al. 1982), dispersores e predadores de sementes que influenciam a regeneração da vegetação (Jordano et al. 2006) ou provendo recursos que mantêm espécies que exercem funções ecológicas importantes (Nichols et al. 2009). Por outro lado, algumas espécies de mamíferos generalistas que tendem a proliferar nos ambientes antrópicos, podem se tornar importantes reservatórios de doenças infecciosas ao homem (Owen et al. 2010) ou pragas na agricultura (Stenseth et al. 2003). Portanto, se quisermos manter a sustentabilidade dos ambientes naturais nas paisagens modificadas pelo homem, certamente temos que levar em conta o papel dos mamíferos nos ecossistemas.

A preservação de remanescentes de habitats nativos nos diferentes biomas brasileiros depende da manutenção de ecossistemas naturais, seja em áreas de domínio público, como em muitas Unidades de Conservação (UCs) e territórios indígenas, seja em áreas de domínio privado, como algumas das que devem ser protegidas inclusive por proprietários particulares como define a Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965, mais conhecida como Código Florestal (CF).

Se por um lado cientistas apontam a importância do CF em proteger a biodiversidade em áreas de domínio privado como Áreas de Proteção Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs) (Metzger 2010); de outro lado, setores da agricultura e pecuária tem sistematicamente tentado modificar ou protelar a aplicação dessa lei, visando diminuir ou desfigurar, e em alguns casos eliminar, as APPs ou RLs. As recentes propostas de modificação do CF, especialmente aquelas que venham a reduzir a área de APP e RL trarão sérios impactos negativos nos serviços ecossistêmicos que essas áreas prestam; como os recursos renováveis e não renováveis bióticos (proteção da biodiversidade), geológicos, hídricos (proteção de nascentes e corpos d'água), atmosféricos (sequestro de carbono) e recursos da terra (Chan et al. 2006). Neste artigo, nós procuramos analisar estas questões, discutindo possíveis efeitos que permitem sustentar ou refutar as reformulações propostas no Código Florestal. Dado a nossa especialidade, nós vamos nos ater as discussões de alguns pontos em relação às mudanças nas APPs e RLs para os quais a ecologia de mamíferos tem importantes contribuições.

Em relação às mudanças nas APPs discutiremos os impactos das seguintes propostas de mudança no CF: 1) redução da largura das APPs, 2) acesso de pessoas e animais domésticos as APPs e o uso sustentável dessas áreas, 3) eliminação de APPs abrangendo topos de morros, montanhas e serras e 4) eliminação de áreas de várzeas como APP. No que tange as RLs: 1) eliminação da exigência de RLs para pequenas propriedades rurais, e 2) descaracterização da composição florística das RLs com o plantio de espécies exóticas.

Impacto nas Áreas de Preservação Permanente (APP)

1. Redução da largura das APP

O atual Código Florestal estipula uma série de larguras mínimas de áreas de proteção ao longo de cursos d'água, reservatórios e nascentes. No entanto, a menor largura em vigor hoje é de 30 m de cada lado dos rios e córregos d'água. Para a maioria das espécies de plantas e vertebrados, a faixa de no mínimo 30 m ao lado de cursos d'água geralmente não é suficiente para assegurar a manutenção dessa biodiversidade em longo prazo e promover a conectividade da paisagem por dois motivos principais: 1) efeito de borda e 2) redução de hábitat (Metzger 2010).

Efeito de Borda. O efeito de borda é resultante das rápidas alterações estruturais e micro-climáticas associadas à transição abrupta entre dois ecossistemas adjacentes (Murcia 1995). Essas mudanças podem ser percebidas por organismos florestais até 400 m em relação à borda mais próxima. Porém a maioria dos efeitos negativos, como invasão de espécies generalistas e invasoras, aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa do ar, ressecamento do solo, alta mortalidade de árvores, redução da altura do dossel, entre outros efeitos deletérios à biota, ocorrem principalmente nos primeiros 100 m de distância da borda (Laurance et al. 2002). Além disso, estudos que avaliam a erosão do solo em margens de rios sugerem que larguras mínimas de 52 m ao lado de corpos d'água sejam mantidas para retenção de >50% do total de sedimentos nas margens (Sparovek et al. 2002).

A redução das larguras das APPs proposta na reformulação do código florestal acarretará um efeito de borda mais acentuado, levando a uma maior taxa de predação de sementes (Fleury & Galetti 2006), maior recrutamento de espécies ruderais (Tabarelli & Peres 2002), aumento da mortalidade de árvores de grande porte (Laurance et al. 1997) que são especialmente importantes na produção de frutos para os mamíferos, aves e peixes (Reys et al. 2009) e, consequentemente, menor diversidade de espécies de aves e mamíferos florestais (Lees & Peres 2008). O empobrecimento das APPs afetará também a produtividade primária da floresta (flores, frutos e folhas), tendo efeitos negativos sobre várias espécies de mamíferos associados às matas ciliares, como bugios (*Alouatta* spp.), macacos-prego (*Cebus* spp.), mãos-pelada (*Procyon cancrivorus*), quatis (*Nasua nasua*), queixadas (*Tayassu pecari*), pacas (*Cuniculus paca*), assim como espécies semi-aquáticas, como lontras (*Lontra longicaudis*), ariranhas (*Pteronura brasiliensis*), ratões-do-banhado (*Myocastor coypus*), capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e cuícas d'água (*Chironectes minimus*) e aquáticas como o peixe-boi (*Trichechus inunguis*).

Redução de hábitat. A redução das APPs terá implicação direta na redução de habitats disponível para os mamíferos. Uma das teorias mais conhecidas na biologia da conservação é a relação espécie-área (MacArthur & Wilson 1967), que enfatiza a relação não-linear entre a área do remanescente de vegetação nativa e o número de espécies que esta área pode sustentar.

As APPs são fundamentais para a persistência de populações de mamíferos, pois criam na paisagem corredores que permitem a conectividade de populações previamente isoladas. Esse estreitamento generalizado das APPs, porém, poderá levar a ruptura da conectividade garantida pelos corredores de florestas ripárias. Várias espécies de mamíferos são relutantes em atravessar áreas abertas como plantações ou pastagens, dado o risco elevado de mortalidade, causado pela

predação por cães domésticos (Galetti & Sazima 2006), perseguição pela população humana (Baker et al. 2008) e atropelamentos em estradas (Coelho et al. 2008). Outras não são tolerantes aos distúrbios antrópicos e dependem diretamente das matas ciliares, como é o caso das ariranhas (Rosas et al. 2008) e outras espécies aquáticas ou semi-aquáticas.

Além de favorecer o deslocamento de indivíduos entre manchas de vegetação nativa, os corredores servem como habitat, abrigando populações de espécies nativas de mamíferos de menor porte (Lima & Gascon 1999), mas não de espécies exóticas ou invasoras (Naxara 2008). Pela influência direta dos rios e córregos e consequente minimização dos efeitos microclimáticos associados a bordas, os corredores ripários associados às RLs parecem ser particularmente adequados como habitat para espécies de pequenos mamíferos florestais (Naxara 2008). Desta maneira, a presença de corredores em paisagens fragmentadas leva ao aumento da abundância e riqueza destas espécies em pequenos fragmentos (Pardini et al. 2005), contribuindo para a persistência destas populações no médio e longo prazo. No cerrado, as matas de galerias são fundamentais como abrigos para os pequenos mamíferos, pois funcionam como refúgios para as espécies durante as queimadas (Vieira & Marinho-Filho 1998). O mesmo ocorre em áreas incendiadas sazonalmente, como pastos e plantações de cana de açúcar, onde a mata ciliar é usada como abrigo e refúgio pelos mamíferos.

Portanto, a redução da largura das APPs deve acelerar o empobrecimento biológico dessas áreas e acarretar num maior número de extinções locais de espécies. O estreitamento das APPs ripárias implica também na perda ou degradação de serviços ecossistêmicos florestais, tais como a proteção e regulagem dos corpos d'água e a manutenção da conectividade da paisagem mesmo para as espécies florestais que não estão diretamente associadas a ambientes ripários.

2. Acesso de pessoas e animais domésticos as APPs

A permissão de acesso das APPs a animais domésticos afetará o recrutamento das espécies florestais e modificará substancialmente o sub-bosque dessa vegetação (Ramirez-Marcial et al. 2001). Estudos mostram que ocorre um aumento na predação de sementes em áreas pastadas por gado, com aumento da abundância de formigas que se alimentam de sementes (Meeson et al. 2002). Muitas espécies de marsupiais e roedores que ocupam o sub-bosque poderão ser extintos localmente caso o pisoteio por animais domésticos suprima essa vegetação (Vieira & Monteiro-Filho 2003). Na Amazônia meridional, por exemplo, o pisoteio crônico e excesso de herbivoria pelo gado bovino e bubalino em pastos adjacentes estão associados a uma degradação da estrutura dos remanescentes de florestas ripárias, assim como um empobrecimento da diversidade de aves e mamíferos (Lees & Peres 2008).

Como os animais domésticos (Pereira et al. 2000), animais selvagens (Szabó et al. 2007, 2009) e o próprio homem compartilham inúmeras enfermidades, o acesso livre desses três elementos às APPs facilitará a transmissão de doenças, podendo causar grandes danos à fauna (Szabó et al. 2003, Tiemann et al. 2005), problemas econômicos para as criações animais (Araújo Júnior et al. 2010) e o surgimento de zoonoses emergentes em humanos (Machado et al. 2006).

3. Eliminação de topos de morros, montanhas e serras como APPs

As zonas montanhosas são habitat de uma grande diversidade de mamíferos, muitos ameaçados de extinção e endêmicos. Por exemplo, o sagui da serra, *Callithrix aurita*, possui suas maiores populações em zonas de encosta da Serra do Mar (D. Norris et al. dados não publicados). O veado-mão-curta (*Mazama nana*), espécie ameaçada típica da Floresta Ombrófila Mista do Sul do Brasil, ocupa ambientes montanhosos desse bioma (Abril et al. 2010). Hoje a espécie sobrevive em poucos remanescentes desse habitat que sobraram nas encostas e serras do Paraná e Santa Catarina, e seria seriamente impactado pela modificação desse ambiente. O mesmo acontece com o veado-mateiro-pequeno (*Mazama bororo*) da Floresta Ombrófila Densa das Serras do Mar e de Paranapiacaba (Vogliotti & Duarte 2009, 2010).

Essas áreas não apenas abrigam uma alta diversidade de espécies de mamíferos endêmicos, como também servem de trampolins ecológicos e corredores. Algumas espécies de mamíferos, como os queixadas (*Tayassu pecari*), apresentam grandes deslocamentos sazonais ao longo de gradientes altitudinais em resposta aos padrões de frutificação de algumas espécies de frutos carnosos (M. Galetti dados não publicados).

4. Eliminação da várzea como APP

Hess et al. (2003) estimou que 17% de uma área de 1.77 milhões de km^2 da Amazônia central é sazonalmente inundada e que as várzeas constituem quase 70% dessa área inundável. As comunidades de mamíferos das florestas sazonalmente inundadas na Amazônia são bastante diferenciadas das comunidades de mamíferos de florestas de terra firme adjacentes, em termos de composição, abundância e biomassa, com um predomínio de mamíferos arborícolas (Haugaasen & Peres 2005). Além disso, várias espécies de primatas, roedores e marsupiais ocorrem preferencialmente ou exclusivamente nas florestas de várzea (Peres 1997, Malcolm et al. 2005), cuja produtividade pode ser 2 a 4 vezes mais alta que florestas de terra firme adjacentes (Haugaasen & Peres 2005).

Além disso, muitas espécies de mamíferos ocorrem apenas ou preferencialmente em várzeas, como micos-de-cheiro (*Saimiri* spp.), uacaris (*Cacajao* spp.) e preguiça-de-dois-dedos (*Choloepus* spp.) (Ayres 1993), outras usam as várzeas em seus ciclos anuais e habitats complementares, como o peixe-boi da Amazônia, cujo ciclo de vida está diretamente associado às várzeas, onde se reproduzem e se alimentam durante os períodos de enchente e cheia, quando ocorre maior abundância de macrófitas aquáticas (da Silva et al. 2008). Indiretamente essas alterações podem afetar as duas únicas espécies de cetáceos de água doce do Novo Mundo (*Inia geoffrensis e Sotalia fluviatilis*) que ocorrem em maior densidade nas áreas de várzea, em função da grande diversidade e abundância de peixes quando comparadas a outras áreas da sua distribuição (Martin et al. 2004, Faustino & da Silva 2006).

No Estado de São Paulo a extinção local do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) está associada à destruição das várzeas pela construção de Usinas Hidrelétricas nas bacias dos Rios Paraná, Tietê, Grande e Paranapanema, bem como drenagem das várzeas para a agricultura (Piovezan et al. 2010). Em estudo realizado na área de inundação da hidrelétrica de Sérgio Motta, no Rio Paraná, Andriolo et al. (2001), Piovezan et al. (2001) e Duarte et al. (2003) estimaram uma redução populacional de 80% dois anos após o enchimento do reservatório.

Impacto nas Áreas de Reserva Legal (RL)

1. Eliminação da exigência de RL para propriedades rurais de até quatro módulos fiscais

As RLs têm um papel importante na paisagem para os mamíferos por dois motivos principais: 1) contribuem para manutenção da diversidade de espécies, aumentando a área de habitat disponível e criando paisagens com maior conectividade entre as populações

remanescentes, e 2) facilitam a movimentação da fauna de maior porte funcionando como "trampolins ecológicos". Áreas de vegetação nativa protegida como RLs são fundamentais para complementar as Unidades de Conservação no seu papel de conservação da diversidade brasileira, permitindo que animais de maior porte movam-se entre grandes fragmentos de vegetação nativa através de "trampolins ecológicos" (Ribeiro et al. 2009, Cullen Jr. et al. 2003), e criando paisagens modificadas pelo homem que possam, em grande escala, diminuir o isolamento das grandes UCs.

A redução da cobertura florestal nativa tem sido particularmente impactante na Mata Atlântica onde restam menos de 16% da cobertura florestal, sendo que somente 2% dessa área é protegida como unidades de conservação (Ribeiro et al. 2009). Muito da biodiversidade da Mata Atlântica ainda está em áreas privadas, especialmente protegidas na forma de RLs, APPs e RPPNs. A grande maioria dos fragmentos florestais existentes (~80%) nesse bioma é de pequena extensão (<50 ha), mas dependendo da quantidade total de floresta remanescente na paisagem, muitas espécies de mamíferos podem persistir, graças a fluxos entre as populações remanescentes, facilitados pela pequena distância entre fragmentos, e pela presença de trampolins ecológicos e corredores. Nesse sentido, mesmo RLs pequenas tem um papel importante em paisagens fragmentadas, principalmente aquelas com uma baixa proporção de cobertura florestal remanescente.

Na Mata Atlântica do Planalto Paulista, um estudo recente indica que em paisagens muito desmatadas, com menos de 30% da cobertura florestal original onde, portanto, o Código Florestal atual já não é cumprido, há uma queda brusca do número de espécies de pequenos mamíferos especialistas de florestas, que é de 3 a 5 vezes menor do encontrado em paisagens com porcentuais mais altos de florestas remanescentes (Pardini et al. no prelo). Não só a maioria das espécies florestais já foram extintas, como os remanescentes destas paisagens altamente desmatadas são dominadas por espécies generalistas, como *Oligoryzomys nigripes* (Pardini et al. no prelo), principal reservatório do vírus responsável pela hantavirose humana na Mata Atlântica (Suzuki et al. 2004). Não por coincidência, alguns casos de hantavirose fatais em humanos têm sido registrados em áreas onde houve recente desmatamento (Silva et al. 1997). Este estudo indica que a mudança do Código Florestal e a consequente redução das RLs levarão a perdas bruscas, provavelmente não reversíveis, de biodiversidade nas paisagens modificadas pelo homem com consequências graves para serviços ecossistêmicos mediados por essa biodiversidade, como o controle do risco de doenças (Pardini et al. no prelo).

2. Descaracterização da composição da RL com a inclusão de espécies exóticas

Plantações de espécies exóticas utilizadas como recurso madeireiro, como *Eucalyptus* e *Pinus*, geralmente abrigam uma fauna bastante depauperada. Diversos estudos têm encontrado que plantações de eucalipto abrigam um menor número de espécies de mamíferos que florestas primárias e secundárias nativas, sejam na Amazônia (Barlow et al. 2007), sejam na Mata Atlântica (Umetsu & Pardini 2007). A descaracterização das RL acarretará em quedas populacionais e extinções locais de diversas espécies de mamíferos.

Conclusão

O não cumprimento do Código Florestal vigente certamente tem tido consequências severas não apenas para a diversidade dos mamíferos, mas também para os serviços ambientais, com repercussões na qualidade de vida humana e saúde pública. Essas consequências serão agravadas ainda mais caso as propostas legislativas de redução e descaracterização das APPs e RLs em áreas de domínio privado em todo o Brasil sejam aceitas por aprovação do Congresso Nacional. Todas as informações científicas atuais indicam a importância da manutenção das reservas legais e áreas de proteção permanente do atual Código Florestal, como medida pró-ativa para prevenir que irreversivelmente os biomas brasileiros atinjam os níveis de funcionamento e perda de diversidade biológica irreversíveis.

Agradecimentos

Nós gostaríamos de agradecer a Carlos A. Joly e Carlos A. Brocardo pelos comentários e sugestões no manuscrito. MG, RP e JMBD recebem bolsa de produtividade de pesquisa do CNPq. A FAPESP (especialmente ao programa BIOTA) pelo financiamento de parte dos estudos apresentados nesse trabalho.

Referências Bibliográficas

ABRIL, V.V., VOGLIOTTI, A., VARELA, D.M., DUARTE, J.M.B. & CARTES, J.L. 2010. Brazilian Dwarf Brocket Deer *Mazama nana* (Hensel 1872). In: Neotropical cervidology: neotropical cervidology biology and medicine of Latin American deer. (J.M.B. Duarte & S. Gonzales). Funep, Jaboticabal, IUCN, Gland, p.160-165.

ANDRIOLO, A., PIOVEZAN, U., PARANHOS DA COSTA, M.J.R., LAAKE, J. & DUARTE, J.M.B. 2001. Estimativa aérea de abundância e distribuição do cervo do pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na bacia do rio Paraná, entre as barragens de Porto Primavera e Jupiá em avaliações pré e pós enchimento da primeira cota da UHE Sérgio Motta. In: O cervo-do-pantanal de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisa. (J.M.B., Duarte). Funep, 2001, 1 CD-ROM.

ARAÚJO Jr., J.P., NOGUEIRA, M.F. & DUARTE, J.M.B. 2010. Survey for Foot-and-mouth Disease in the Endangered Marsh Deer (*Blastocerus dichotomus*) from Marshlands of the Paraná River Basin, Brazil. J. Wild. Dis. 46:939-943.

AYRES, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá. CNPq-Sociedade Civil Mamirauá, Brasília.

BAKER, P.J., BOITANI, L. & HARRIS, S. 2008. Terrestrial carnivores and human food production and management. Mammal Rev. 38:123-166.

BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAUJO, I.S., AVILA-PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ESPOSITO, M.C., FERREIRA, L.V., HAWES, J., HERNANDEZ, M.M., HOOGMOED, M.S., LEITE, R.N., LO-MAN-HUNG, N.F., MALCOLM, J.R., MARTINS, M.B., MESTRE, L.A.M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A.L., OVERAL, W.L., PARRY, L., PETERS, S.L., RIBEIRO-JUNIOR, M.A., DA SILVA, M.N., MOTTA, C.D. & PERES, C.A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. PNAS 104:18555-18560.

CHAN, K.M.A., SHAW, M.R., CAMERON, D.R., UNDERWOOD, E.C. & DAILY, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. Plos Biol. 4:2138-2152.

COELHO, I.P., KINDEL, A. & COELHO, A.V.P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic forest Biosphere Reserve, Southern Brazil. Eur. J. Wild. Res. 54:689-699.

CULLEN Jr., L., BELTRAME, T.P., LIMA, J.F., VALLADARES-PADUA, C. & PADUA, S.M. 2003. Trampolins ecológicos e zonas de benefício múltiplo: ferramentas agroflorestais para a conservação de paisagens rurais fragmentadas na Floresta Atlântica Brasileira. Nat. & Conserv. 1:93-102.

DA SILVA, V.M.F., ROSAS, F.C.W. & CATANEDE, A.M. 2008. Peixe-boi da Amazônia, *Trichechus inunguis* (Natterer, 1883). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia). Ministério do Meio Ambiente, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, p.816-818.

DUARTE, J.M.B., TORRES, H.A., RAMOS H.G.C., & LEMES, M.R.S. 2003. Efeito de uma usina hidrelétrica sobre a mortalidade de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In Relatório Final do Projeto cervo-do-pantanal de Porto Primavera. Unesp, Jaboticabal, 1 CD-ROM.

FAUSTINO, C. & DA SILVA, V.M.F. 2006. Seasonal use of Amazon floodplains by the tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais 1853), in the Central Amazon, Brazil. Latin Am. J. Aquatic Mammals, 5:95-104.

FLEURY, M. & GALETTI, M. 2006. Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. Biol. Conserv. 131:1-13.

GALETTI, M. & SAZIMA, I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. Nat. & Conserv. 4:146-151.

HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. J. Trop. Ecol. 21:133-145.

HESS, L.L., MELACK, J.M., NOVO, E.M.L.M., BARBODA, C.C.F. & GASTIL, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. Rem. Sens. Environ. 87:404-428.

JORDANO, P., GALETTI, M., PIZO, M.A. & SILVA, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In Biologia da conservação: essências. (C.D.F. Rocha, H.D. Bergallo, M. Van Sluys & M.A.S. Alves, ed.). Rima Editora, São Carlos, p.411-436.

LAURANCE, W.F., LAURANCE, S.G., FERREIRA, L.V., MERONA, J.M.R., GASCON, C. & LOVEJOY, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. Science 278:1117-1118.

LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.K., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O., LAURANCE, S.G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conserv. Biol. 16:605-618.

LEES, A.C. & PERES, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. Conserv. Biol. 22:439-449.

LIMA, M.G. & GASCON, C. 1999. The conservation of linear forest remnants in central Amazonia. Biol. Conserv. 91:241-247.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, New Jersey.

MACHADO, R.Z., DUARTE, J.M.B., DAGNONE, A.S. & SZABO, M.P.J. 2006. Detection of *Ehrlichia chaffeensis* in Brazilian marsh deer (*Blastocerus dichotomus*). Vet. Parasitol. 139:262-266.

MALCOLM, J.R., PATTON, J.L. & DA SILVA, M.N.F. 2005. Small mammal communities in upland and floodplain forests along an Amazonian white water river. Univ. Calif. Publ. Zool. 133:335-380.

MARTIN, A.R., DA SILVA, V.M.F. & SALMON, D.L. 2004. Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the Central Amazon. Mar. Mammal Scien. 20:189-200.

MEESON, N., ROBERTSON, A.I. & JANSEN, A. 2002. The effects of flooding and livestock on post-disersal seed predation in river red gum habitats. J. Appl. Ecol. 39:247-258.

METZGER, J.P. 2010. O Código Florestal tem base científica? Nat. & Conserv. 8:1-5.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. TREE 10:58-62.

NAXARA, L. 2008. Importância dos corredores ripários para a fauna – pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo.

NICHOLS, E., GARDNER, T.A., PERES, C.A. & SPECTOR, S. 2009. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. Oikos 118:481-487.

OWEN, R.D., GOODIN, D.G., KOCH, D.E., CHU, Y.-K. & JONSSON, C.B. 2010. Spatiotemporal variation in *Akodon montensis* (Cricetidae: Sigmodontinae) and hantaviral seroprevalence in a subtropical forest ecosystem. J. Mammal. 91:467-481.

PARDINI, R., DE SOUZA, S.M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. Biol. Conserv. 124:253-266.

PARDINI R, BUENO AA, GARDNER TA, PRADO PI, METZGER JP, 2010 Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. PLoS ONE 5(10): e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666

PEREIRA, M.C., SZABÓ, M.P.J., BECHARA, G.H., MATUSHIMA, E.R., DUARTE, J.M.B., RECHAV, Y., FIELDEN, L. & KEIRANS, J. 2000. Ticks (Acari; Ixodidae) associated with wild animals in the Pantanal region of Brazil. J. Med. Entomol., 37:979-983.

PERES, C.A. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. J. Trop. Ecol. 13:381-405.

PIOVEZAN, U., ANDRIOLO, A., JACOB, A.A., RAMOS, H.G.C., PARANHOS DA COSTA, M.J.R. & DUARTE, J.M.B. 2001. Caracterização das reações do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) ao impacto causado pelo enchimento parcial do reservatório da usina hidrelétrica Sérgio Motta (porto primavera). In O cervo-do-pantanal de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisa (J.M.B. Duarte). FUNEP, 2001. 1 CD-ROM.

PIOVEZAN, U., TIEPOLO, L.M., TOMAS, W.M., DUARTE, J.M.B., VARELA, D., & MARINHO FILHO, J.S. 2010. Marsh Deer *Blastocerus dichotomus* (Illiger 1815). In Neotropical cervidology: biology and medicine of latin american deer (J.M.B. Duarte & S. Gonzáles). Funep, Jaboticabal, IUCN, Gland, p.66-76.

RAMIREZ-MARCIAL, N., GONZALES-ESPINSA, M. & WILLIANS-LINERA, G. 2001. Antropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in Chiapas, Mexico. For. Ecol. Manag. 154:311-326.

REIS, N.R., PERACHI, A.L., PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. 2006. Mamíferos do Brasil. Editora da Universidade de Londrina, Londrina.

REYS, P., SABINO, J. & GALETTI, M. 2009. Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. Acta Oecol. 35:136-141.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biol. Conserv. 142:1141-1153.

SAZIMA, I., FISCHER, W.A., SAZIMA, M. & FISCHER, E.A. 1994. The fruit bat *Artibeus lituratus* as a forest and city dweller. Ciênc. e Cult. 46:164-168.

SAZIMA, M., FABIÁN, M.E. & SAZIMA, I. 1982. Polinização de *Luehea speciosa* (Tiliaceae) por *Glossophaga soricina* (Chiroptera, Phyllostomidae). Rev. Brasil. Biol. 42:505-513.

SCHIPPER, J., CHANSON, J.S., CHIOZZA, F., COX, N.A., HOFFMANN, M., KATARIYA, V., LAMOREUX, J., RODRIGUES, A.S.L., STUART, S.N., TEMPLE, H.J., BAILLIE, J., BOITANI, L., LACHER, T.E., MITTERMEIER, R.A., SMITH, A.T., ABSOLON, D., AGUIAR, J.M., AMORI, G., BAKKOUR, N., BALDI, R., BERRIDGE, R.J., BIELBY, J., BLACK, P.A., BLANC, J.J., BROOKS, T.M., BURTON, J.A., BUTYNSKI, T.M., CATULLO, G., CHAPMAN, R., COKELISS, Z., COLLEN, B., CONROY, J., COOKE, J. G., DA FONSECA, G.A.B., DEROCHER, A.E., DUBLIN, H.T., DUCKWORTH, J.W., EMMONS, L., EMSLIE, R.H., FESTA-BIANCHET, M., FOSTER, M., FOSTER, S., GARSHELIS, D.L., GATES, C., GIMENEZ-DIXON, M., GONZALEZ, S., GONZALEZ-MAYA, J.F., GOOD, T.C., HAMMERSON, G., HAMMOND, P.S., HAPPOLD, D., HAPPOLD, M., HARE, J., HARRIS, R.B., HAWKINS, C.E., HAYWOOD, M., HEANEY, L.R., HEDGES, S., HELGEN, K.M., HILTON-TAYLOR, C., HUSSAIN, S.A., ISHII, N., JEFFERSON, T.A., JENKINS, R.K.B., JOHNSTON, C.H., KEITH, M., KINGDON, J., KNOX, D. H., KOVACS, K.M., LANGHAMMER, P., LEUS, K., LEWISON, R., LICHTENSTEIN, G., LOWRY, L.F., MACAVOY, Z., MACE, G.M., MALLON, D.P., MASI, M., MCKNIGHT, M.W., MEDELLIN, R.A., MEDICI, P., MILLS, G., MOEHLMAN, P.D., MOLUR, S., MORA, A., NOWELL AND, K., OATES, J.F., OLECH, W., OLIVER, W.R.L., OPREA, M., PATTERSON, B.D., PERRIN, W.F., POLIDORO, B.A., POLLOCK, C., POWEL, A., PROTAS, Y., RACEY, P., RAGLE, J., RAMANI, P., RATHBUN, G., REEVES, R.R., REILLY, S.B., REYNOLDS, J.E., RONDININI, C., ROSELL-AMBAL, R.G., RULLI, M., RYLANDS, A.B., SAVINI, S., SCHANK, C.J., SECHREST, W., SELF-SULLIVAN, C., SHOEMAKER, A., SILLERO-ZUBIRI, C., DE SILVA, N., SMITH, D.E., SRINIVASULU, C., STEPHENSON, P.J., VAN STRIEN, N., TALUKDAR, B.K., TAYLOR, B.L., TIMMINS, R., TIRIRA, D.G., TOGNELLI, M.F., TSYTSULINA, K., VEIGA, L.M., VIE, J.C., WILLIAMSON, E.A., WYATT, S.A., XIE, Y. & YOUNG, B.E. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. Science 322:225-230.

SILVA, A., VASCONCELOS, M.J., HIDALGO, N.T.R., VEIGA, A.P.R., CANZIAN, M., MAROTTO, P.C.F. & LIMA, V.C.P. 1997. Hantavirus pulmonary syndrome: report of the first three cases in São Paulo, Brazil. Rev. Instit. Med. Trop. São Paulo 39:231-234.

SPAROVEK, G., RANIERI, S.B.L., GASSNER, A., DE MARIA, I.C., SCHNUG, E., DOS SANTOS, R.F. & JOUBERT, A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. Agr. Ecosyst. & Environ. 90:169-175.

STENSETH, N.C., LEIRS, H., SKONHOFT, A., DAVIS, S.A., PECH, R.P., ANDREASSEN, H.P., SINGLETON, G.R., LIMA, M., MACHANG'U, R.S., MAKUNDI, R.H., ZHANG, Z., BROWN, P.R., SHI, D. & WAN, X. 2003. Mice, rats, and people: the bio-economics of agricultural rodent pests. Front. Ecol. Environ. 1: 367-375.

SUZUKI, A., BISORDI, I., LEVIS, S., GARCIA, J., PEREIRA, L.E., SOUZA, R.P., SUGAHARA, T.K.N., PINI, N., ENRIA, D. & SOUZA, L.T.M. 2004. Identifying rodent hantavirus reservoirs, Brazil. Emer. Infect. Dis. 10:2127-2134.

SZABÓ, M.P.J., LABRUNA, M.B., PEREIRA, M.C. & DUARTE, J.M.B. 2003. Ticks (Acari: Ixodidae) on Wild Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) from Southeast Brazil: infestations before and after habitat loss. J. Med. Ent. 40:268-274.

SZABÓ, M.P.J., BOTELHO, M.C., RAMOS, H.G.C., GARCIA, M., CASTAGNOLLI, K., PINTER, A. VERONEZ, V., MAGALHAES, G., DUARTE, J.M.B. & LABRUNA, M.B. 2007. Species diversity and seasonality of free-living ticks (Acari: Ixodidae) in the natural habitat of wild Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in Southeastern Brazil. Vet. Parasitol., 143:147-154.

SZABÓ, M.P.J., LABRUNA, M.B., GARCIA, M., PINTER, A., CASTAGNOLLI, K., CASTRO, M.B., VERONEZ, V., MAGALHAES, G., VOGLIOTTI, A., & DUARTE, J.M.B. 2009. Ecological aspects of the free-living ticks (Acari: Ixodidae) on animal trails within Atlantic rainforest in south-eastern Brazil. Ann. Trop. Med. Parasitol. 103:57-72

TABARELLI, M. & PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. Biol. Conserv. 106:165-176.

TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUNEZ, P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., RIVEROS, M., ASCANIO, R., ADLER, G.H., LAMBERT, T.D. & BALBAS, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. Science 294:1923-1926.

TIEMANN, J.C.H., SOUZA, S.L.P., RODRIGUES, A.A.R., DUARTE, J.M.B. & GENNARI, S.M. 2005. Environmental effect on the occurrence of anti-Neospora caninum antibodies in pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). Vet. Parasitol. 134:73-76.

UMETSU, F. & PARDINI, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. Lands. Ecol. 22:517-530.

VIÉ, J.C., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. 2009. Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species. IUCN, Gland, Switzerland.

VIEIRA, E.M. & MARINHO-FILHO, J. 1998. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from Central Brazil. Biotropica 30:491-496.

VIEIRA, E.M. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of South-eastern Brazil. J. Trop. Ecol. 19:501-507.

VOGLIOTTI, A. & DUARTE, J.M.B. 2009. Discovery of the first wild population of the small red brocket deer *Mazama bororo* (Artiodactyla-Cervidae). Mastozool. Neotrop. 16:499-503.

VOGLIOTTI, A. & DUARTE, J.M.B. 2010. Small Red Brocket Deer *Mazama bororo* (Duarte 1996) In Neotropical cervidology, biology and medicine of latin american deer. Funep, Jaboticabal, IUCN, Gland, p.172-176.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 10/10/2010
Publicado em 15/10/2010

Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude

***Katia Torres Ribeiro*[1] *& Leandro Freitas*[2,3]**

[1]*Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, EQSW 103/104, Bloco D, 2º Andar, CEP 70670-350, Brasília, DF, Brasil*
[2]*Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, n. 915, CEP 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil*
[3]*Autor para correspondência: Leandro Freitas, e-mail: leandro@jbrj.gov.br*

RIBEIRO, K.T. & FREITAS, L. **Potential impacts of changes to Brazilian Forest Code in campos rupestres and campos de altitude**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn04310042010.

Abstract: The Brazilian campos rupestres and campos de altitude are characterized by mosaics of vegetation types and are better represented above 900 m in the Espinhaço Range and above 1500-2000 m in the Serra do Mar and Serra da Mantiqueira. They bear high species richness at local and regional scales and numerous relicts and endemisms. These montane refuges, which are of particular interest to conservation in various ways, such as recharge and water regulation, control of erosion and sedimentation, biological singularity and recreational and spiritual values, are facing various threats such as erosion and soil instability, urban and agriculture sprawl, fires, removal of ornamental plants and mining. Moreover, these refuges are among the most vulnerable Brazilian ecosystems to global climate change, because the simple fact that with increasing temperature there is no possibility to migrate to higher altitudes. This paper discusses the potential impacts of the proposed new Brazilian Forest Code, currently under discussion in the Congress, for the conservation of biodiversity in these environments. Particularly we analyze the consequences of the removal of areas above 1800 m and on the hill tops as Permanent Preservation Areas (APPs), the reducing on the minimum width of the riparian vegetation and the exemption to smallholders of the conservation of native vegetation on their lands ("Legal Reserves"). Such proposals seem to assume that there is great individual injury on behalf of a very diffuse collective benefit, but do not consider the direct benefits of the current instruments of the Code to rural land owners. The losses of biodiversity and ecosystem services (e.g., water supply, presence of pollinators, natural pest control and timber and non-wood resources) with the conversion of habitat that may result from those changes are disproportionate to the potential economic benefit. The instruments proposed on the new Code, ultimately, lead to a model of space occupation with strong contrasts, it means, fully protected areas, such as parks and biological reserves, alternated with extensive areas devoid of vegetation except thin riparian forests. Such a scenario is detrimental to the conservation of biodiversity and for agricultural production, especially to smallholders, who benefit directly from environmental services.
Keywords: *endemism, environmental legislation, legal reserve, rural properties, grasslands.*

RIBEIRO, K.T. & FREITAS, L. **Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn04310042010.

Resumo: Campos rupestres e campos de altitude se caracterizam por mosaicos de tipologias vegetais e são mais bem representados acima de 900 m na Cadeia do Espinhaço e acima de 1500-2000 m nas Serras do Mar e Mantiqueira. Apresentam alta riqueza de espécies em escala local e regional e numerosos relictos e endemismos. Esses refúgios montanos, que são de especial interesse para a conservação sob vários aspectos, como recarga e regulação hídrica, contenção da erosão e do assoreamento, singularidade biológica e valores recreativos e espirituais, enfrentam diversas ameaças, como erosão e instabilidade do solo, expansão urbana e agropecuária, queimadas, retirada de plantas ornamentais e mineração; além de estarem entre os ecossistemas brasileiros mais vulneráveis às mudanças climáticas globais, pelo simples fato que com o aumento da temperatura não haverá possibilidade de migração para altitudes mais altas. Neste artigo discutimos impactos potenciais das alterações propostas no substitutivo ao Código Florestal, atualmente em discussão no Congresso Nacional, para a conservação da biodiversidade nesses ambientes. Particularmente analisamos as consequências da supressão de áreas em topos de morros e em altitudes acima de 1800 m como Áreas de Preservação Permanente (APPs), da redução da largura de APPs de matas ciliares e da dispensa de Reserva Legal em pequenas propriedades. Tais propostas parecem partir do princípio de que há grande prejuízo individual em nome de um benefício coletivo muito difuso, mas não consideram os benefícios diretos dos atuais instrumentos do Código aos proprietários, sendo que as perdas de biodiversidade e serviços ambientais (e.g., oferta de água, presença de polinizadores, controladores naturais de pragas e recursos madeireiros e não-madeireiros) com a conversão de habitat que pode advir dessas mudanças são desproporcionais ao potencial benefício econômico. Os instrumentos propostos pelo substitutivo, em última instância, conduzem a um modelo de ocupação do espaço com fortes contrastes, ou seja, áreas integralmente protegidas, como parques e reservas biológicas, alternadas a extensas áreas desprovidas de vegetação nativa, exceto magras matas ciliares. Tal cenário é prejudicial tanto para a conservação da biodiversidade como para a produção agropecuária, principalmente dos pequenos produtores, que se beneficiam diretamente dos serviços ambientais.
Palavras-chave: *endemismo, legislação ambiental, reserva legal, módulo rural, vegetação campestre.*

Introdução

O mais recente relatório da ONU acerca das metas acordadas em 2002 na Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) concluiu que a diversidade de seres vivos no planeta continua a ser desgastada, como resultado das atividades humanas e que as cinco principais pressões que levam à perda da biodiversidade (mudança de habitat, sobrexplotação, poluição, espécies exóticas e mudanças climáticas) se mantêm constantes ou estão aumentando (SCDB 2010). Nenhum país alcançará o cumprimento das metas de conservação da biodiversidade para 2010 e a manutenção das tendências atuais indica potenciais pontos de ruptura na provisão de serviços ecossistêmicos fundamentais, como produção de alimentos e fornecimento de água potável, afetando todas as sociedades, sendo que os pobres tendem a sofrer desproporcionalmente mais, devido a alterações potencialmente catastróficas (SCDB 2010) e pela maior dependência por recursos locais. O conjunto de metas para conservação da biodiversidade é compromisso de todos os governos, incluindo aqueles que não fazem parte da CDB e, portanto, novas propostas ou revisões da legislação ambiental de cada país devem refletir este compromisso.

O Brasil é signatário da CDB e um de seus maiores defensores. A revisão do Código Florestal (instituído pela Lei 4771/1965, alterado pela Lei 7803/1989 e regulamentado pelo Decreto 5975/2006), que tramita no Congresso Nacional, teve o substitutivo relatado pelo deputado Aldo Rebelo aprovado pela Comissão Especial em julho de 2010. Discutir o Código e propor mudanças é pertinente e válido, uma vez que há normas de significado controverso, como a definição de topo de morro (Cortizo 2007), e dificuldades crônicas, por exemplo, as situações em que as únicas áreas com fertilidade de solos propícia à agricultura estão próximas a riachos. No entanto, como destacado em numerosos fóruns e com ênfase em diferentes grupos biológicos ou regiões e habitats, não é aceitável que alterações na legislação ambiental levem a perda ainda maior da biodiversidade. Para isso é fundamental o envolvimento dos vários setores da sociedade em tais discussões, particularmente da comunidade científica, a qual é geradora de conhecimento relevante para a sustentação dos critérios e parâmetros definidos pelo Código Florestal (Metzger 2010).

Neste artigo procuramos analisar impactos potenciais das alterações propostas no substitutivo ao Código Florestal em discussão no Congresso Nacional sobre a vegetação de campos de altitude e campos rupestres. Os efeitos potenciais das seguintes alterações ao Código são aqui discutidos:

- As áreas com vegetação natural situadas em topo de morros, montes, montanhas e serras e em altitude superior a 1800 m deixam de ser consideradas como áreas de preservação permanente (APPs). As APPs foram estabelecidas com a função de 'preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas', como citado na lei. Nos termos da legislação atual, a supressão de vegetação em APP somente pode ocorrer em caso de utilidade pública ou de interesse social, devidamente, caracterizados e motivados e quando inexistir alternativa técnica e locacional ou em casos de baixo impacto ambiental e sempre dependente de autorização do órgão ambiental competente e sujeita a medidas mitigadoras e compensatórias;
- Uma nova classe de faixa marginal de vegetação nativa para cursos d'água é estabelecida, a saber, 15 m de largura para cursos d'água com menos de 5 m de largura em seu leito menor (i.e., desconsiderando várzea de inundação) (Art. 3º, Ia), reduzindo em 50% o que vem sendo aplicado até o momento para cursos com estas características;
- A Reserva Legal, reconhecida na legislação atual como 'necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas' (MP 2166-67/2001), deixa de ser obrigatória nas propriedades com extensão de até quatro módulos fiscais (caput Art. 14). Para as demais propriedades, quando a área de reserva legal for inferior ao disposto no Art. 14, pode haver a compensação desta área, na forma de doação de terra dentro de unidade de conservação de proteção integral (Art. 25) ou aquisição de Cota de Reserva Ambiental (Art. 37). As duas possibilidades resultam em proteção a porções territoriais fora da propriedade em questão; e
- Outros dois itens do substitutivo reforçam a pouca importância dada à conservação das formações savânicas e campestres. O primeiro mantém os percentuais para reserva legal, conforme a fisionomia da vegetação, em 80% para formações florestais, 35% para formações savânicas e 20% para formações campestres na Amazônia Legal e em 20% para qualquer formação na Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Pantanal e Pampas. Já em termos de utilidade econômica, são estabelecidas normas para uso das formações florestais (capítulo VII), mas há tênue menção aos recursos não-madeireiros nestas formações, assim como às formações não-florestais, desconsiderando a riqueza de oportunidades de uso sustentável dos recursos naturais destes ambientes (Ribeiro 2005).

1. A vegetação dos campos rupestres e campos de altitude

Formações campestres são encontradas em diferentes regiões do Brasil, por exemplo, nos altos das montanhas que se distribuem de forma longilínea acompanhando o litoral (Serras do Mar e da Mantiqueira no sul-sudeste e Serra Geral no sudeste-nordeste), nos pampas sulinos, os campos cerrados e vegetação sobre as chapadas no centro-oeste e as vegetações abertas do norte, como as campinaranas inseridas nas formações florestais amazônicas e os campos altimontanos do escudo das Guianas. Especificamente sobre as montanhas situadas nos terrenos antigos dos planaltos centrais e das serranias costeiras brasileiras, estas alcançam altitudes pouco expressivas (poucas acima de 2000 m) em comparação com outras cadeias ainda em elevação, tais como Andes e Himalaia. Tais montanhas apresentam topografias e geologias muito diversas, por exemplo, imensos blocos rochosos aflorados e de distribuição isolada, como os pontões rochosos e "pães de açúcar" capixabas e fluminenses, que podem ultrapassar 1000 m de desnível, relevos residuais de escarpas alongadas como a Serra do Mar, estruturações alcalinas singulares como o Itatiaia e a extensa cordilheira de cristas quartzíticas do Espinhaço, com suas cimeiras plano-onduladas e vertentes dissecadas (Ab'Saber 1996).

As noções sobre as variações na vegetação dessas montanhas em muito refletem a bem difundida idéia de que o zoneamento da vegetação ao longo do gradiente de altitude repete o zoneamento latitudinal trópico-temperado, culminando na transição de florestas para campos. De fato, em certas escalas, particularmente nos grandes maciços de maior altitude, tal zoneamento vertical ocorre. Além disso, o gradiente altitudinal, por exemplo, é um dos fatores determinantes da elevada diversidade da Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Geise et al. 2004). Entretanto, a configuração espacial da flora nas montanhas centro-costeiras brasileiras apresenta numerosas combinações e variações fisionômicas em resposta aos tipos de solo e rocha matriz e características topográficas locais, como continuidade das cimeiras, grau de declividade das escarpas, exposição das encostas e profundidade dos grotões (Giulietti & Pirani 1988, Ab'Saber 1996, Schaefer et al. 2008). Tais características, somadas aos contatos com

diferentes domínios (e.g., a face oeste do Espinhaço mineiro voltado para o Cerrado e a face leste para a Mata Atlântica), acarretam em alta diversidade florística e complexa zonação da vegetação, que não se explica apenas pelos gradientes verticais (Ab'Saber 1996, Conceição & Pirani 2005).

Dessa forma, mais que formações homogêneas, os chamados campos rupestres e campos de altitude (Ferri 1980) se caracterizam por mosaicos de tipologias vegetais e são mais bem entendidos como Complexos Rupestres de Altitude (Benites et al. 2003). Esses complexos estão relacionados à dinâmica paleoclimática quartenária e estão mais bem representados nas elevações acima de 900 m na Cadeia do Espinhaço e acima de 1500-2000 m nas Serras do Mar e Mantiqueira (Complexos Rupestres de Quartzito e de Granito, sensu Semir 1991), onde se distinguem das formações savânicas ou florestais adjacentes. Grosso modo, incluem matas higrófilas em margens de corpos d'água; cerrado ou matas nebulares e de *Araucaria*; platôs mais ou menos extensos com arbustais densos e campos compostos por ervas e arbustos de numerosas famílias em matriz graminóide; e plantas epilíticas e "tapetes de monocotiledôneas" (sensu Porembski 2007), com ervas e arbustos associados, sobre as rochas expostas. Tal variabilidade de fitofisionomias contribui fortemente para valores de diversidade beta (i.e., diferença entre habitats) desses complexos.

Campos de altitude e campos rupestres apresentam alta riqueza de espécies em escala local e regional, numerosos relictos e endemismos (Giulietti & Pirani 1988, Martinelli 1996, Safford 1999a, b, Rapini et al. 2008), incluindo endemismos restritos ou microendemismos, em que são conhecidas apenas populações reduzidas que ocorrem em pequenas áreas com determinadas peculiaridades microambientais (Martinelli 1996, Ribeiro & Fernandes 2000, Coelho et al. 2007, Rapini et al. 2008). Valores precisos sobre a riqueza de espécies em campos rupestres e campos de altitude como um todo ainda não são disponíveis, mas para exemplo da magnitude dessa biodiversidade, se destaca o fato que das 13708 espécies de angiospermas listadas para o Domínio Mata Atlântica, cerca de ¼ (3592) ocorrem em formações campestres e 918 dessas são endêmicas desse domínio (Stehmann et al. 2009), em que pese a pequena proporção de área de ocorrência dos campos em relação às formações florestais. Além disso, das 995 espécies ocorrentes em afloramentos rochosos, 416 são endêmicas (Stehmann et al. 2009). Tomados em conjunto, esses números indicam que cerca de 20% dos endemismos do Domínio Mata Atlântica ocorrem em formações campestres e/ou em afloramentos rochosos.

Como exemplo da dimensão da diversidade taxonômica dos campos rupestres, se estima que a flora da Cadeia do Espinhaço detenha mais de 4000 espécies (Giulietti et al. 1997), sendo que esse valor parece marcadamente subestimado, ao se confrontar com os valores apresentados para as poucas localidades que foram inventariadas extensivamente (Rapini et al. 2008). Além disso, muitas das novas descrições taxonômicas são para estes ambientes, estimando-se que ¼ das espécies novas descritas no Brasil entre 1997-2002 foi proveniente dos campos rupestres (Zappi et al. 2002). Outro aspecto é que via de regra inventários em áreas próximas resultam em novidades taxonômicas expressivas, por exemplo, sete espécies novas de Asteraceae foram descritas para uma área de campos rupestres na Bahia, distante apenas 80 km de outra em que já haviam sido descritas 42 espécies desta família (Rapini et al. 2008). Isso exemplifica a alta diversidade regional encontrada nos campos rupestres, assim como nos campos de altitude.

Tais características, em muito influenciadas pela distribuição disjunta dessas formações, significam alta vulnerabilidade da flora dos complexos rupestres como um todo, o que se reflete em muitas espécies sob ameaça de extinção. Apesar de aparentemente apresentarem alta resistência a fatores de impacto e estresse como pastoreio pelo gado, incêndios recorrentes e a outras condições, que inclusive explicam sua ocorrência, como escassez de água e nutrientes (Giulietti et al. 1997, Ribeiro & Fernandes 2000, Safford 2001, Benites et al. 2007), as vegetações e espécies dos complexos rupestres de altitude são fortemente sensíveis à conversão de habitat. As principais ameaças incidentes sobre estas vegetações são partilhadas por outros ecossistemas de montanhas tropicais e foram agrupadas por Martinelli (2007) em erosão e instabilidade do solo devido atividades antropogênicas; desmatamento de áreas tampão adjacentes, facilitando a invasão biológica; baixa competitividade da flora local em relação aos invasores; queimadas; retirada de espécies ornamentais; mineração e infraestrutura de energia e comunicações; expansão urbana e alta susceptibilidade às mudanças climáticas. Devido a áreas de distribuição naturalmente pequenas, a simples instalação de um condomínio ou de uma monocultura de pinheiros (*Pinus* spp.) ou pasto de braquiária, por exemplo, em uma vertente montanhosa pode deixar espécies de campos rupestres e de altitude vulneráveis ou mesmo levá-las à extinção.

2. Espécies ameaçadas de extinção nos campos rupestres e campos de altitude

A mais recente lista oficial brasileira de espécies de plantas ameaçadas de extinção (Instrução Normativa MMA nº 06, setembro de 2008) incluiu 472 espécies como ameaçadas e outras 1079 como potencialmente ameaçadas, mas sem dados suficientes para avaliação objetiva (categoria DD – dados deficientes). Os dois componentes da lista estão certamente subestimados, se considerarmos, por exemplo, as cerca de 100 espécies descritas anualmente para a Mata Atlântica (Stehmann et al. 2009) e a quantidade de espécies novas descritas nos últimos 10 anos em ambientes extremamente ameaçados por atividades impactantes, como as cangas do Quadrilátero Ferrífero (Jacobi & Carmo 2008). Além disso, a lista oficial não é consensual na comunidade científica e outras fontes listam até três vezes mais espécies de plantas sob ameaça no país. Como exemplo para a situação dos campos rupestres, das 472 espécies oficialmente reconhecidas como ameaçadas, 126 ocorrem no Estado de Minas Gerais, sendo a grande maioria destas associadas às elevações quartzíticas. Já em relação às plantas do Domínio Mata Atlântica, das 238 espécies reconhecidas como ameaçadas, 42 ocorrem em formações campestres e afloramentos e considerando os Anexos I e II, um total de 187 espécies encontram-se nestes ambientes, sendo que 148 (ca. 80%) são exclusivas de campos e afloramentos (q.v., Stehmann et al. 2009).

Existem numerosos casos bem documentados de espécies desses ambientes com distribuição bastante restrita e que são encontradas em parte ou integralmente fora de unidades de conservação de proteção integral (e.g., *Coccoloba cereifera* Schw. (Ribeiro & Fernandes 2000); *Encholirium agavoides* Forzza & Zappi (Forzza & Zappi 2010); *Vellozia gigantea* N.L. Menezes & Mello-Silva (Mello-Silva & Menezes 1999)). A conservação dessas espécies em muito depende, direta ou indiretamente, das proteções atualmente conferidas pelo Código Florestal e, portanto, seriam severamente afetadas pela inexigibilidade de reserva legal em propriedades pequenas e pela redução de APPs. Casos assim envolvem, inclusive, espécies que embora não tenham sido listadas oficialmente como ameaçadas estão sob forte risco, tal como *Gaultheria sleumeriana* Kin.-Gouv., que é endêmica dos campos da Serra da Bocaina e cuja população registrada não ultrapassa 50 indivíduos adultos (Freitas et al. 2006), sendo que apenas três destes dentro do Parque Nacional da Serra da Bocaina (L. Freitas, obs. pess.). Outro caso emblemático é *Worsleya rainieri* (J.D.Hooker) Traub. & Moldenke, espécie endêmica dos campos de altitude da Serra dos Órgãos (Martinelli 1996), com hábitat altamente específico e populações geneticamente únicas (Moraes

2009). Apenas quatro dos 21 sítios de ocorrência dessa espécie são bem preservados e mais de 50% dos remanescentes populacionais estão expostos a diferentes tipos de ameaça, afetando a persistência da espécie na natureza; apesar de todos os sítios estarem em unidades de conservação, até recentemente todos eles se localizavam em unidades de uso sustentável (Moraes 2009 - três sítios de ocorrência foram abarcados com a expansão da ReBio Araras, M. A. Moraes, com. pess.).

A ocorrência disjunta das vegetações dos campos rupestres e campos de altitude faz com que a distribuição de suas espécies seja naturalmente fragmentada, situação em que se recomenda estratégias de conservação com base na teoria de metapopulações (Hanski & Simberloff 1997). Assim, o conceito do tamanho mínimo viável para uma população (i.e., número mínimo de indivíduos em uma população para sua persistência em um período de tempo amplo) é complementado com a ideia do número mínimo de populações (i.e., número mínimo de populações para a persistência da metapopulação a longo prazo). Ambos conceitos exigem conhecimento da história de vida de cada espécie em particular e monitoramento de sua dinâmica populacional em diferentes fragmentos, inclusive naqueles com condições adequadas para ocorrência da espécie, mas que não a apresenta em determinado momento. Para a grande maioria das espécies dos campos, em destaque para as espécies raras, não se dispõem de dados para estimativas que permitam indicar, mesmo que com baixa precisão, um número mínimo e quais populações precisam ser protegidas para a persistência das metapopulações. Os poucos estudos sobre estrutura genética de populações de espécies de afloramentos e campos mostram alta estruturação, o que indica baixo fluxo gênico (Barbará et al. 2008) e necessidade de proteção a um grande número de populações. Assim, a retirada da proteção dada pelas APPs aos topos de morros e altas elevações pode trazer danos sérios ou irreversíveis à perpetuação de numerosas espécies.

As montanhas abrigam muitas das unidades de conservação do sudeste e sul do país. No entanto, largas extensões são atualmente protegidas por Áreas de Proteção Ambiental (APA), cuja efetividade para a conservação da biodiversidade se baseia, em grande parte, na aplicação cotidiana do Código Florestal, como na delimitação das Zonas de Proteção da Vida Silvestre. São exemplos de extensas APAs que embarcam regiões montanhosas, as APA da Mantiqueira (Serra da Mantiqueira, SP, MG, RJ, com 422 mil ha), APA Morro da Pedreira (Serra do Espinhaço, MG, com 112 mil ha) e a APA Sul (Serra do Espinhaço - Quadrilátero Ferrífero, MG, com 166 mil ha). Silva et al. (2008) analisaram a representatividade das áreas protegidas na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, que cobre a porção mineira desta extensa cadeia e em que se inserem as duas últimas APAs citadas. Verificaram que 271 objetos de conservação (41,8% do total, entre espécies da flora e da fauna e tipos de vegetação) não estão adequadamente protegidos na região. Segundo esses autores, por meio de modelagem que otimiza o desenho de áreas protegidas, para que houvesse uma proteção minimamente adequada, seria necessário incluir outras 27 áreas no sistema de áreas protegidas do Espinhaço (que tem apenas 2,6% de seu território em unidades de conservação de proteção integral). Esta situação se agrava, ou a estratégia de conservação se tornará ainda mais custosa, se as APAs se tornarem menos efetivas na proteção das espécies ali presentes.

3. Dispensa de reserva legal para pequenas propriedades

Dada a imensa heterogeneidade espacial das regiões montanhosas em geral, que se reflete no elevado número de endemismos, ganho expressivo em conservação se daria com a adequada distribuição das reservas legais, de modo a abarcar parte desta variação. Enquanto as APPs têm certa rigidez locacional, isto é, sua relação com a paisagem é pré-definida em lei, a reserva legal pode ser localizada na propriedade de modo a harmonizar produção (e.g., evitando porções mais férteis) com estratégias de otimização da conservação, somando-se outras reservas legais ou protegendo ambientes específicos. Assim, as reservas legais têm grande potencial como instrumento de salvaguarda da diversidade de ambientes encontrados nas montanhas, mesmo antes de conhecê-los em detalhe, como proposto por Nascimento (2010) para os campos rupestres da Serra do Espinhaço. A partir de mapas geológicos, pedológicos e de tipos fisionômicos pode-se propor uma distribuição das reservas legais de modo a aumentar a representatividade de cada uma das unidades de paisagem reconhecidas para uma dada porção territorial (i.e., 'regime de condomínio'). Neste sentido, a proposta de obrigatoriedade de reservas legais apenas em propriedades com mais de quatro módulos fiscais tem implicações severas para a conservação das espécies dos complexos rupestres de altitude.

Os módulos fiscais são definidos a partir das zonas típicas de módulo (ZTMs), que são regiões delimitadas pelo INCRA com características ecológicas e econômicas homogêneas e considerando a divisão micro-regional do IBGE a partir de influências demográficas e econômicas de grandes centros urbanos. De acordo com a Lei 8629 de 1993, o imóvel rural com área inferior a um módulo fiscal é classificado como minifúndio e com área compreendida entre um e quatro módulos fiscais como pequena propriedade. O INCRA (2010) define o módulo mínimo rural por região de acordo com as atividades predominantes desenvolvidas (lavouras temporárias, lavouras permanentes, criação de animais, reflorestamentos, ou ainda atividades indefinidas). O tamanho do módulo leva também em consideração a fertilidade do solo, a proporção de terras consideradas impróprias e/ou protegidas pela legislação ambiental, e a distância para os mercados consumidores (Tabela 1).

Tabela 1. Distribuição de tamanho dos módulos fiscais conforme Zonas Típicas de Módulo (ZTMs), considerando a região e o tipo de exploração. Valores em ha.

Table 1. Size distribution of the "land tax units" according to "Typical Module Zones" (ZTMs), considering the region and type of land use. Figures in ha.

Código da ZTM	ZTM	Hortifruti-granjeira	Lavoura permanente	Lavoura temporária	Pecuária	Imóvel inexplorado/florestal
1	A1	2	10	13	30	45
2	A2	2	13	16	40	60
3	A3	3	15	20	50	60
4	B1	3	16	20	50	80
5	B2	3	20	25	60	85
6	B3	4	25	30	70	90
7	C1	4	30	35	90	110
8	C2	5	35	45	110	115
9	D	5	40	50	110	120

As ZTMs são definidas caracterizando municípios inteiros, de modo a facilitar a aplicação da lei. Para os municípios das regiões sul e sudeste, não há casos que chegam ao extremo de ZTMs de 100 ha, mas é bastante comum o valor de 30 ha, resultando em propriedades com mais de 100 ha que são entendidas como pequenas (Figura 1). Especificamente para os municípios mineiros na Serra da Mantiqueira que abrigam campos de altitude e na Serra do Espinhaço com campos rupestres, o módulo fiscal é de até 30 ha na maioria dos casos (Tabela 2). Por exemplo, em Conceição do Mato Dentro, na Serra do Espinhaço, município com grande pressão de silvicultura, pastagens de braquiária e criação de bubalinos, o módulo fiscal é de 30 ha e o tamanho médio das propriedades era de 91,7 ha em 1996 (SEBRAE 2000). Assim, nesse caso, a proposta de dispensa de reserva legal em propriedades com até quatro módulos (i.e., até 120 ha) descaracteriza todo o sistema de proteção da biodiversidade com base na ideia da paisagem em mosaico e fortalece o modelo de paisagem de contrastes, que leva a uma exigência de criação de numerosas novas unidades de conservação de proteção integral, com multiplicação de custos para o estado, acirramento de conflitos e redução tanto da proteção da biodiversidade como da sustentabilidade da produção agropecuária.

Nas áreas montanhosas do país, com vegetação predominantemente campestre, é comum o uso da terra para criação extensiva de gado e, crescentemente, para silvicultura (e.g., *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.), atividades que correspondem aos maiores módulos fiscais, que podem chegar, respectivamente, a 100 e 110 ha (INCRA 2010). Criação extensiva de gado em campos com espécies nativas é um uso que em certa medida mantém a diversidade de espécies nos campos. Porém, a substituição por pastos de espécies exóticas e o plantio de pinheiros ou eucaliptos têm efeitos desastrosos sobre a biota campestre, potencializados com a eliminação das pequenas manchas de vegetação nativa, no caso de dispensa de implementação de reserva legal. Nos estados do sul do país é comum o arrendamento das áreas de diversos proprietários para plantio de *Pinus* spp., resultando em extensas áreas com monocultura de um mesmo empreendedor, apesar das propriedades não serem tão grandes (S. Ziller, com. pess.). Espécies desse gênero já vêm causando severos danos nas regiões campestres do sul do país e em outros países do Cone Sul e de outros continentes (Richardson et al. 2008). Pastagens também têm representado conversão de habitat, com plantio de forrageiras exóticas, substituindo o antigo manejo dos chamados 'campos nativos', muitos deles campos de espécies nativas manejados com fogo para evitar a recuperação das matas originais (Behling & Pillar 2007).

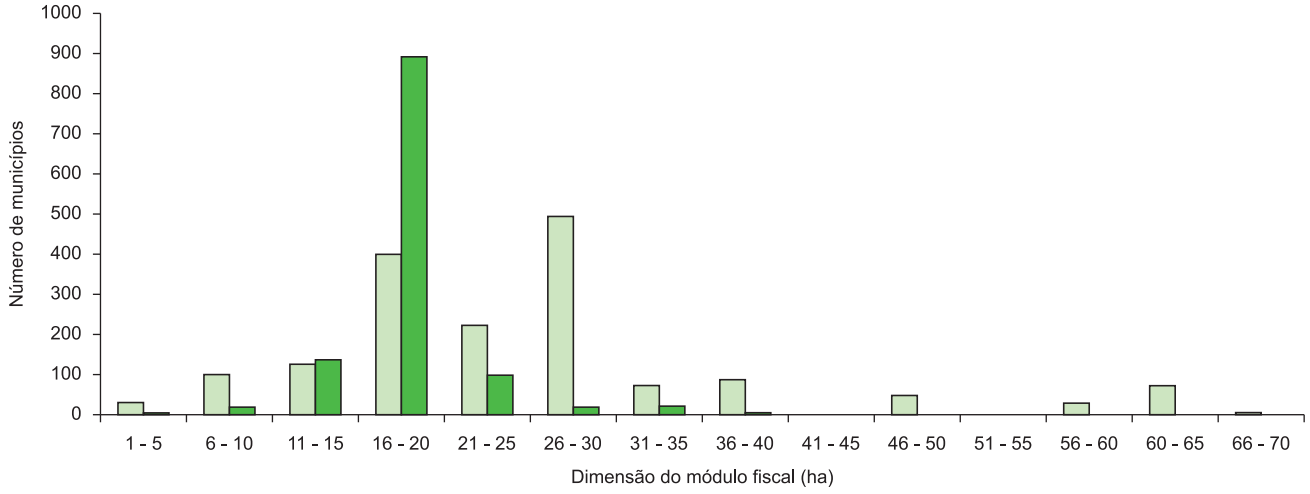


Figura 1. Número de municípios por dimensão da zona típica de módulo na região sudeste (barras verde claro) e na região sul (barras em verde escuro) brasileiras. Na região sul a moda está em 20 ha, i.e., em torno de 1000 municípios com pequenas propriedades entendidas como aquelas com áreas de até 80 ha. Na região sudeste a maior frequência é de municípios com zona tipica de módulo de 30 ha.

Figure 1. Number of counties arranged by size of the "Typical Module Zones" in southeastern (light green bars) and southern (dark green bars) Brazil. In the southern, the mode is 20 ha, i.e., about 1000 counties, which small properties are those with areas up to 80 ha. In the southeastern, counties with "Typical Module Zones" of 30 ha are the most frequent.

Tabela 2. Tamanho de módulo fiscal de onze municípios em região montanhosa do Estado de Minas Gerais (fonte: www.faemg.org.br).

Table 2. Size of the "land tax units" of eleven counties in the montane region of Minas Gerais State (source: www.faemg.org.br).

Município	Dimensão do módulo fiscal (ha)	Vegetação campestre presente no município
Conceição do Mato Dentro	20	Rupestre
Itabira	20	Rupestre
Itambé do Mato Dentro	20	Rupestre
Jaboticatubas	20	Rupestre
Alto Caparaó	24	Altitude
Aiuruoca	30	Altitude
Passa Quatro	30	Altitude
Itamonte	30	Altitude
Diamantina	40	Rupestre
Serro	40	Rupestre
Grão Mogol	50	Rupestre

A proposta de dispensa de exigência de reserva legal para pequenas propriedades tem claramente um viés social, mas pode ter elevado custo para estes mesmos supostos beneficiários da dispensa, que deixam de contar com os diversos aportes da biodiversidade que não são computados na contabilidade tradicional, como a trivial água limpa, a contenção da erosão, as plantas medicinais e a polinização das culturas. A contabilização deste PIB que não passa diretamente pelo fluxo de caixa do país (com incorporação destes benefícios em cálculos de IDH, por exemplo) tem sido proposto por diversos economistas (revisão em Scarano 2007), como forma de inserir este componente na avaliação da sustentabilidade do modelo de desenvolvimento escolhido.

4. Supressão das APPs em topos de morros e elevações e redução da faixa de mata ciliar

As áreas acima de 1800 m no Brasil estão basicamente restritas à região sudeste e aos Estados do Amazonas e Roraima (além dos picos da Serra do Ibitiraquire no Paraná, da Serra Geral em Santa Catarina e da Serra dos Barbados e Serra das Almas na Bahia). A partir dos dados de elevação obtidos junto ao SRTM ("Shuttle Radar Topography Mission") - (Hijmans et al. 2005), a área total dessas elevações no Brasil representa aproximadamente 1100 km^2 apenas (M.F. Siqueira, com. pess.). Os solos associados aos campos rupestres e de altitude são em geral rasos, arenosos, com alta saturação de alumínio e teores variados de matéria orgânica (Benites et al. 2007). Dadas as condições topográficas e de baixa fertilidade dos solos, as áreas em topos de morro e em altas elevações são inadequadas para a agricultura, com baixo nível de rentabilidade e sustentabilidade das culturas. Apesar disso, algumas atividades vêm se expandindo nas regiões montanhosas do país, além dos já citados plantios de espécies forrageiras e madeireiras exóticas. Por exemplo, a criação de ovinos e o plantio de frutíferas de ambientes temperados e alto valor de mercado (como 'berries') têm gerado a conversão de habitat em campos de altitude na Serra da Mantiqueira, inclusive em áreas acima de 1800 m de altitude. Soma-se a isso a pressão de parcelamento do solo e loteamentos, como mais evidente nas proximidades dos grandes centros urbanos (Moraes 2009).

A criação de uma faixa de APP de 15 m de largura para os córregos com leito de até 5 m de largura, busca atender a uma demanda de produtores, principalmente daqueles com terras pouco férteis, para quem os terrenos próximos aos rios são de especial valor. Nas montanhas, com muitas nascentes e rios, faixas largas de APP podem confinar significativamente a área passível de conversão de uma propriedade. No entanto, a soma dos efeitos da redução em 50% das faixas de APPs na maioria dos rios de montanha com a dispensa de reserva legal para muitas propriedades e a eliminação da figura da APP para áreas acima de 1800 m e em topos de morros resultaria em perdas potenciais excessivas para os complexos rupestres de altitude. Essa porção territorial é de especial interesse para a conservação sob vários aspectos, como recarga e regulação hídrica, contenção da erosão e do assoreamento, riqueza de espécies e endemismos e valores recreativos e espirituais, sendo que as perdas com a conversão de habitat que pode advir das mudanças no Código Florestal são desproporcionais ao potencial benefício econômico, mesmo a curto e médio prazo. Além disso, as elevações nas temperaturas médias previstas para este século no Brasil (Marengo 2007) podem implicar em pronunciado aumento nas taxas de extinção nas vegetações de campos rupestres e campos de altitude, pelo simples fato que não haverá possibilidade de migração para altitudes mais altas em que as temperaturas equivalham às encontradas nas atuais áreas de distribuição. Isso coloca os refúgios montanos entre os cinco ecossistemas terrestres brasileiros mais vulneráveis às mudanças climáticas globais (CONABIO 2007). Soma-se a isso, a projeção de ocupação de áreas mais elevadas por culturas como o café com o aumento da temperatura (Assad et al. 2004), o que ampliaria as pressões sobre as vegetações de áreas montanhosas de ambientes em altitudes. Tal cenário exige ações e mecanismos que fortaleçam a proteção desses ambientes (CONABIO 2007) e não o oposto como proposto no substitutivo ao Código Florestal.

As características ambientais das áreas de topo de morros e altas elevações bem como nas adjacências de rios (i.e., APPs) diferem daquelas encontradas em áreas menos elevadas ou mais distantes dos rios, e consequentemente determinam a ocorrência de fisionomias vegetais diferentes, com composição distinta de flora e fauna. Assim, com a redução das APPs, áreas em propriedades médias e grandes que até então são mantidas preservadas devido a seu status de APP, podem ser contabilizadas como áreas de reserva legal e isso levaria a um aumento na pressão sobre os remanescentes de formações florestais montanas e altomontanas adjacentes às vegetações campestres, bem como sobre o cerrado e florestas semidecíduas, por exemplo, que hoje restam com reserva legal. Além das perdas mais evidentes devido à composição de espécies distinta que as diferentes formações abrigam, tal cenário é prejudicial do ponto de vista de funcionamento ecossistêmico, uma vez que diferentes formações desempenham funções complementares. Por exemplo, os recursos florais (néctar) produzidos pelas espécies de campos de altitude na Serra da Bocaina são insuficientes para manter as populações de beija-flores o ano todo (Freitas & Sazima 2006). Assim, a fonte de alimento dos beija-flores nessa área é formada por um conjunto de espécies dos campos e das florestas de *Araucaria* e altomontanas. Nesse caso, mesmo com a preservação das áreas de campo, a redução das áreas de floresta poderia ter um efeito cascata na reprodução sexual de plantas ornitófilas dos campos e na dinâmica populacional dos beija-flores, sendo que ao menos para *Stephanoxis lalandi* (Vieillot, 1818) isso poderia ser catastrófico, já que no sudeste esta espécie é endêmica das partes mais elevadas da Serra da Mantiqueira e Serra do Mar. Em suma, a supressão das APPs em topos de morros e em elevações e sua redução nas matas ciliares afetariam a importante distinção entre APPs e reservas legais como instrumentos complementares para manutenção da heterogeneidade biológica em escala de paisagem (Metzger 2010).

Considerações Finais

"A conservação em países de megadiversidade enfrenta o desafio de evitar a perda de espécies que sequer conhecemos" - esta frase de Lewinsohn & Prado (2005, pag. 41) orienta as considerações aqui feitas. Muitas das mudanças propostas no substitutivo ao Código Florestal parecem partir do princípio de que há grande prejuízo individual em nome de um benefício coletivo muito difuso, por exemplo, a dispensa de criação de reserva legal em propriedades com área aquém de quatro módulos fiscais. Essas alterações não consideram os benefícios diretos aos proprietários advindos, no médio e longo prazo, da manutenção de porções de vegetação nativa no interior de cada propriedade e não são compreendidos os benefícios de uma paisagem em mosaico.

Com os instrumentos propostos pelo substitutivo opta-se, em última instância, por paisagem de fortes contrastes (i.e., áreas integralmente protegidas, como parques e reservas biológicas, com implementação beneficiada pela figura da compensação da reserva legal, pontuando extensas áreas de propriedades desprovidas de vegetação nativa, exceto magras matas ciliares). Com isso, se aniquila as possibilidades de manter níveis adequados de fluxo de espécies nativas através dos fragmentos preservados na paisagem. Tal cenário é prejudicial tanto para a conservação da biodiversidade como para a produção agropecuária, principalmente dos pequenos produtores, que se beneficiam dos serviços ambientais, tais como oferta de água, presença de polinizadores, controladores naturais de pragas e recursos madeireiros e não-madeireiros, incluindo espécies medicinais.

O texto do substitutivo tem diversos trechos em que se descrevem possibilidades de maior proteção quando a atividade prevista afeta espécies ameaçadas de extinção. Por exemplo, no Art. 21, §2°, tem-se: "Nas áreas passíveis de uso alternativo do solo, a supressão da vegetação que abrigue espécies da fauna ou da flora ameaçadas de extinção, segundo lista oficial publicada pelos órgãos federal ou estadual competentes do SISNAMA, dependerá da adoção de medidas compensatórias ou mitigadoras que assegurem a conservação da espécie". Essas possibilidades de maior proteção seriam adequadas se tivéssemos amplo conhecimento de nosso território e de nossa biota, mas somos país extremamente biodiverso. Como estimado por Lewinsohn & Prado (2005), com uma taxa de descrição de 1500 espécies por ano, levaríamos ao menos oito séculos para ter um catálogo completo das espécies do país, o que não considera o esforço necessário para ter conhecimentos que subsidiassem análises do estado de conservação e prioridades de conservação destas mesmas espécies.

Analisando a lista oficial da flora ameaçada do país (Instrução Normativa MMA nº 06, 2008), vemos que de uma primeira proposta de aproximadamente cinco mil espécies candidatas à categorização como ameaçadas de extinção, elaborada com base em conhecimento de campo dos pesquisadores que as sugeriram, 472 foram oficialmente reconhecidas como ameaçadas de extinção. Porém, para um alarmante conjunto de 1079 espécies entendeu-se que se tinha uma percepção da ameaça, mas falta de dados objetivos que dessem substância a tal classificação, de acordo com parâmetros internacionais de categorização de risco de extinção de espécies, como os propostos pela IUCN (Mace et al. 2008). Estes números evidenciam as imensas lacunas de conhecimento que não serão superadas no curto ou médio prazo, e talvez nem mesmo no longo prazo, e tornam inquestionável o acionamento do 'princípio da precaução', que não aparece neste substitutivo.

A distribuição do esforço de proteção na sociedade é benéfica para toda a sociedade, mesmo que não aparente no curto prazo. A correta aplicação do Código Florestal vigente teria reduzido a necessidade de criação de unidades de conservação de proteção integral, que são indispensáveis no quadro de crise da biodiversidade, mas que têm um custo imediato de implementação que não é baixo para a sociedade e é alto para as pessoas diretamente afetadas, que muitas vezes são justamente as que menos contribuíram para o processo de descaracterização que motivou a criação da unidade de conservação. A distribuição dos esforços de proteção nas muitas propriedades pode ser vista como uma ferramenta de distribuição de benefícios bem como de prejuízos, ou seja, uma importante política pública.

Caso não se venha a reverter esta tendência de redução ainda maior das áreas protegidas, um caminho a percorrer será o do reforço no investimento em conhecimento da biodiversidade e graus de ameaça, de modo a subsidiar decisões de proteção caso a caso, que são custosas para a sociedade, não pelo investimento em conhecimento, mas pela geração de numerosos instrumentos normativos e legais que dificultam a vida do cidadão, das entidades e das instituições.

Agradecimentos

Ao Henri Dubois Collet por ter chamado à atenção do primeiro autor para a relação entre módulos rurais e fiscais e conservação da biodiversidade; à Marinez Ferreira de Siqueira pela confecção de mapa, cálculo de área do território brasileiro acima de 1800 m e esclarecimentos. LF é bolsista de produtividade do CNPq.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. 1996. Introdução. In Campos de altitude (G. Martinelli). 2ª ed. Editora Index, Rio de Janeiro, p.15-29.

ASSAD, E.D., PINTO, H.S., ZULLO JR, J. & AVILA, A.M.H. 2004. Impacto das mudanças climáticas no zoneamento agroclimático do café no Brasil. Pesq. Agropec. Bras. 39:1057-1064.

BARBARÁ, T., LEXER, C., MARTINELLI, G., MAYO, S., FAY, M.F. & HEUERTZ, M. 2008. Within-population spatial genetic structure in four naturally fragmented species of a neotropical inselberg radiation, *Alcantarea imperialis*, *A. geniculata*, *A. glaziouana* and *A. regina* (Bromeliaceae). Heredity 101:285-296.

BEHLING, H. & PILLAR, V.P. 2007. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazil highland and their implication for conservation and management of modern araucaria forest and grassland ecosystems. Phil. Trans. Soc. B 362:243-251.

BENITES, V.M., CAIAFA, A.N., MENDONÇA, E.S., SCHAEFER, C.E. & KER, J.C. 2003. Solos e vegetação nos Complexos Rupestres de Altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. Flor. Amb. 10:76-85.

BENITES, V.M., SCHAEFER, C.E.G.R., SIMAS, F.N.B. & SANTOS, H.G. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. Rev. Bras. Bot. 30:569-577.

COELHO, F.F., CAPELO, C., NEVES, A.C.O. & FIGUEIRA, J.E.C. 2007. Vegetative propagation strategies of four rupestrian species of *Leiothrix* (Eriocaulaceae). Rev. Bras. Bot. 30:687-694.

Comissão Nacional de Biodiversidade – CONABIO. 2007. Sugestões do Conselho Nacional de Biodiversidade para medidas de adaptação de biodiversidade às mudanças climáticas. CONABIO, Brasília, (Resolução do CONABIO em 25/abr/2007).

CONCEIÇÃO, A.A. & PIRANI, J.R. 2005. Delimitação de hábitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substrato, composição florística e aspectos estruturais. Bol. Bot. Univ. São Paulo 23:85-111.

CORTIZO, S. 2007. Topo de morro na resolução CONAMA nº 303. http://www.isfx.com.br/artigos/topo.pdf (último acesso em 30/01/2010).

FERRI, M.G. 1980. Vegetação brasileira. 1ª ed. USP, São Paulo.

FORZZA, R.C. & ZAPPI, D. 2010. Side by side: two remarkable new species of *Encholirium* Mart. ex Schult. & Schult.f. (Bromeliaceae) found in the Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. Kew Bull. (no prelo).

FREITAS, L. & SAZIMA, M. 2006. Pollination biology in a tropical high-altitude grassland in Brazil: interactions at the community level. Ann. Miss. Bot. Gard. 93:465-516.

FREITAS, L., GALETTO, L. & SAZIMA, M. 2006. Pollination by hummingbirds and bees in eight syntopic species and a putative hybrid of Ericaceae in southeastern Brazil. Pl. Syst. Evol. 258:49-61.

GEISE, L., PEREIRA, L.G., BOSSI, D.E.P. & BERGALLO, H.G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 64:599-612.

GIULIETTI, A.M. & PIRANI, J.R. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço range, Minas Gerais and Bahia. In Proceedings of a Workshop of a Neotropical Distribution Patterns (W.R. Heyer & P.E. Vanzolini, eds). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.39-69.

GIULIETTI, A.M., PIRANI, J.R. & HARLEY, R.M. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. In Centres of plant diversity. The Americas (S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton, eds.). World Wide Fund For Nature, Oxford, vol.3, p.397-404.

HANSKI, I. & SIMBERLOFF, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In Metapopulation Biology (I.A. Hanski & M.E. Gilpin, eds.). Academic Press, San Diego, p.5-26.

HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G. & JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. Int. J. Climat. 25:1965-1978.

Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. 2010. Indicadores cadastrais. http://200.252.80.30/_htm/serveinf/_htm/indic.htm#indic3. (último acesso em 05/11/2010).

JACOBI, C.M. & Carmo, F.F. 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. AMBIO 37:324-326.

LEWINSOHN, T. & PRADO, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? Megadiversidade 1:36-42.

MACE, G.M., COLLAR, N.J., GASTON, K.J., HILTON-TAYLOR, C., AKÇAKAYA, H.R., LEADER-WILLIAMS, N., MILNER-GULLAND, E.J. & STUART, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. Cons. Biol. 22:1424-1442.

MARENGO, J.A. 2007. Mudanças climáticas e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Série Biodiversidade No. 26, MMA, Brasília.

MARTINELLI, G. 1996. Campos de altitude. 2ª ed. Editora Index, Rio de Janeiro.

MARTINELLI, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. Rev. Bras. Bot. 30:587-597.

MELLO-SILVA, R. & MENEZES, N.L. 1999. Two new Brazilian Velloziaceae, *Vellozia auriculata* and *Vellozia gigantea*, and a key to the related Dracenoid species of *Vellozia*. Novon 9:536-541.

METZGER, J.P. 2010. O Código Florestal tem base científica? Natur. Cons. 8:92-99.

MORAES, M.A. 2009. Conservação e manejo de *Worsleya rayneri* (Amaryllidaceae): uma espécie de campos de altitude ameaçada de extinção. Dissertação de mestrado, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

NASCIMENTO, J.S. 2010. Estudo da paisagem como base para o desenvolvimento e monitoramento de estratégias de conservação, com uso de análise multicriterial, em ambiente SIG, no mosaico de Unidades de Conservação da Serra do Cipó, MG. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. Biotropica 32:793-810.

POREMBSKI, S. 2007. Tropical inselbergs: habitats types, adaptive strategies and diversity patterns. Rev. Bras. Bot. 30:579-586.

RAPINI, A., RIBEIRO, P.L., LAMBERT, S. & PIRANI, J.R. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. Megadiversidade 4:16-24.

RIBEIRO, K.T. & FERNANDES, G.W. 2000. Patterns of abundance of a narrow endemic species in a tropical and infertile habitat. Pl. Ecol. 147:205-218.

RIBEIRO, R.F. 2005. Florestas anãs do sertão: o Cerrado na história de Minas Gerais. Autêntica Editora, Belo Horizonte.

RICHARDSON, D.M., VAN WILGEN, B.W. & NUNEZ, M.A. 2008. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? Biol. Invas. 10:573-577.

SAFFORD, H.D. 1999a. Brazilian Páramos. I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude*. J. Biogeogr. 26:693-712.

SAFFORD, H.D. 1999b. Brazilian Páramos. II. Macro- and mesoclimate of the campos de altitude and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. J. Biogeogr. 26:713-737.

SAFFORD, H.D. 2001. Brazilian Páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. Biotropica 33:282-302.

SCARANO, F.R. 2007. Perspectivas das ciências da biodiversidade no Brasil. Sci. agric. 64:439-447.

SCHAEFER, C.E.R., MICHEL, R.F.M., CHAGAS, C.S., FERNANDES FILHO, E.I., VALENTE, E.L., SOUZA, E., VASCONCELOS, B.N.F. & RIBEIRO, A.S.S. 2008. Relatório do levantamento pedológico, geomorfológico e geológico para o Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Cipó e APA Morro da Pedreira. UFV/DPS, Viçosa.

Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica – SCDB. 2010. Panorama da biodiversidade global 3. MMA, Brasilia.

SEMIR, J. 1991. Revisão taxonômica de *Lychnophora* Mart. (Vernoniaeae: Compositae). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas – SEBRAE. 2000. Diagnóstico Municipal: Conceição do Mato Dentro. http://www.sebraemg.com.br/arquivos/programaseprojetos/Desenvolvimentolocal/diagnosticosmunicipais/Concei%C3%A7%C3%A3o%20do%20Mato%20Dentro.pdf. (último acesso em 11/11/2010).

SILVA, J.A., MACHADO, R.B., AZEVEDO, A.A., DRUMOND, G.M., FONSECA, R.L., GOULART, M.F., JUNIOR, E.A.M., MARTINS, C.S. & RAMOS-NETO, M.B. 2008. Identificação de áreas insubstituíveis para conservação da Cadeia do Espinhaço, estados de Minas Gerais e Bahia, Brasil. Megadiversidade 4:270-309.

STEHMANN, J.R., FORZZA, R., SALINO, A., SOBRAL, M., COSTA, D.P. & KAMINO, L.H.Y. 2009. Plantas da Floresta Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ZAPPI, D.C., LUCAS, E., STANNARD, B.L., LUGHADHA, E., PIRANI, J.R., QUEIROZ, L.P., ATKINS, S., HIND, N., GIULIETTI, A.M., HARLEY, R.M., MAYO S.J. & CARVALHO, A.M. 2002. Biodiversidade e conservação na Chapada Diamantina, Bahia: Catolés, um estudo de caso. In Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil (E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinári & J.M.T. Carneiro, eds.). Imprensa Universitária, Recife, p.87-89.

Recebido em 16/11/2010
Versão reformulada recebida em 20/12/2010
Publicado em 23/12/2010

Sessile and sedentary macrofauna from the Pirapama Shipwreck, Pernambuco, Brazil

Simone Maria de Albuquerque Lira[1,3], Cristiane Maria Rocha Farrapeira[2], Fernanda Maria Duarte Amaral[2] & Carla Alecrim Colaço Ramos[2]

[1]Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Prof. Moraes Rego, n. 1235, CEP 50670-901, Cidade Universitária, Recife, PE, Brasil
[2]Área de Zoologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, CEP 52171-900, Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil
[3]Corresponding author: Simone Maria de Albuquerque Lira, e-mail: simonealira@gmail.com

LIRA, S.M.A., FARRAPEIRA, C.M.R., AMARAL, F.M.D. & RAMOS, C.A.C. **Sessile and sedentary macrofauna from the Pirapama Shipwreck, Pernambuco, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03310042010.

Abstract: Shipwrecks are considered artificial reef environments – structures immersed in aquatic environments (especially marine ones) that provide fauna with shelter, hard substrates, food and nursery areas. This study aimed to survey the benthic animal biodiversity of the Pirapama shipwreck, located 23 m deep and six miles off Recife harbor. From 2001 to 2007, species were observed, photographed and collected through scuba diving. The material was later sorted and identified in the laboratory. A total of 76 sessile and sedentary animal taxa were recorded belonging to the following phyla: Porifera (Demospongiae and Calcarea), Cnidaria (Hydrozoa and Anthozoa), Mollusca (Bivalvia and Gastropoda), Annelida (Polychaeta), Arthropoda (Cirripedia), Bryozoa (Gymnolaemata), Echinodermata (Asteroidea and Echinoidea), and Chordata (Ascidiacea). The greatest richness was for Porifera and Bryozoa – 13 listed species for each. Eleven new occurrences were recorded for the state of Pernambuco, the hydroid *Halopteris polymorpha* and ten bryozoan species, one of them being the first record for Brazil (*Scrupocellaria curacaoensis*). The Pirapama's biodiversity was considered typical when compared to other shipwrecks that have been studied around the world.
Keywords: *artificial reefs, biofouling, benthic fauna inventory, marine invertebrates, biodiversity.*

LIRA, S.M.A., FARRAPEIRA, C.M.R., AMARAL, F.M.D. & RAMOS, C.A.C. **Macrofauna séssil e sedentária do Naufrágio Pirapama, Pernambuco, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn03310042010.

Resumo: Naufrágios são classificados como ambientes recifais artificiais, estruturas imersas em ecossistemas aquáticos (principalmente marinhos) que fornecem abrigo, substratos consolidados, áreas de crescimento, alimentação e de berçário. Este estudo objetivou pesquisar a biodiversidade bentônica animal do Naufrágio Pirapama, localizado a 23 m de profundidade e a seis milhas do Porto de Recife. Entre 2001 e 2007 mergulhos autônomos foram realizados para coletar, observar e fotografar as espécies. No laboratório, o material foi posteriormente classificado e identificado. Um total de 76 táxons foi registrado para a fauna séssil e sedentária, pertencentes aos seguintes filos: Porifera (Demospongiae e Calcarea), Cnidaria (Hydrozoa e Anthozoa), Mollusca (Bivalvia e Gastropoda), Annelida (Polychaeta), Arthropoda (Cirripedia), Bryozoa (Gymnolaemata), Echinodermata (Asteroidea e Echinoidea), e Chordata (Ascidiacea). A maior quantidade de espécies foi de Porifera e Bryozoa, com 13 espécies listadas para cada um. Onze novas ocorrências foram registradas para o Estado de Pernambuco, o hidróide *Halopteris polymorpha* e dez espécies de briozoários, uma deles sendo o primeiro registro para o Brasil (*Scrupocellaria curacaoensis*). A biodiversidade do Pirapama foi considerada típica quando comparada com a de outros naufrágios que foram estudados no mundo.
Palavras-chave: *recifes artificiais, biofouling, inventário da fauna bentônica, invertebrados marinhos, biodiversidade.*

Introduction

The concept of "artificial reef" defines a group of activities that aim to remodel the marine ecosystem by offering new habitats (Seaman 2000). They are also commonly used in underwater leisure activities; the development of local marine life promoted by such submersed structures makes these environments favorable sites for recreational diving, for example (Dowling & Nichol 2001). Oceanic platforms, docks, dikes, jetties and sea walls are some of the environments that fit this definition and that essentially function as artificial rocky coasts (Pickering et al. 1998). Shipwrecks are also classified as artificial reefs and are structures that have been accidentally or deliberately sunk in aquatic environments, especially marine ones. Similarly to natural reef environments, they provide substrate for benthic fauna, shelter from predation and tidal currents, growth and food areas, nursery space for fauna, and recruitment habitats for individuals that would otherwise lose themselves from the rest of the population (Hixon & Beets 1989, Pickering & Whitmarsh 1997, Pickering et al. 1998, Amaral et al. 2006, Krohling et al. 2006, Walker et al. 2007). Additionally, there is high biodiversity and increased connectivity between natural and artificial reefs, the former which occupy less than 0.25% of the ocean (Knowlton 2008).

In these areas the biological encrustations observed (referred to as "fouling") include sessile fauna and flora communities that attach themselves to hard substrates (epifauna and epiflora), as well as boring species (infauna) or free-living species that hide in crevices (sedentary) (Whoi 1952, Floerl et al. 2004). The benthic fauna carries out an essential ecological role in aquatic ecosystems, since most of these organisms participate in organic matter decomposition and in cycling the substrate's nutrients. Thus, such fauna occupies an important position within the food web and is the main food item of many nektonic animals (Nybakken 1993, Snelgrove 1998).

Researches related to the benthic organisms found in different submerged artificial structures have been carried out in several regions of the world (Woodhead & Jacobson 1985, Wendt et al. 1989, Bull & Kendall 1994, Zintzen et al. 2006, 2008). In Brazil, pioneering studies with artificial reefs began in 1985, in Rio de Janeiro, as an attempt to prevent predatory fishing with bottom trawls used to capture shrimp (Santos & Passavante 2007). From the 1990's on, other states initiated partnerships with universities and nongovernmental organizations in order to develop projects to implement artificial reefs on their continental platforms. The submerged structures used vary from tires to ship hulls and aim to act as biological fish attractors (Conceição et al. 1997). Presently other studies are being carried out to test different types of artificial substrates and evaluate the recruitment and colonization of encrusting species on artificial reefs; their purpose is to determine the role of structural complexity and benthos for fish community habitats (Scheffer 2001, Zalmon & Gomes 2003, Azevedo et al. 2006, Brotto et al. 2006, Krohling et al. 2006).

Only two studies have been carried out with benthic communities associated with shipwrecks in Brazil. One of them was undertaken off the coast of Espírito Santo State (southeastern region) and focused on the Victory 8B shipwreck, which was sunk in 2003 at an average depth of 32 m (Almeida 2007). The other study was carried out at two shipwrecks with different ages – Vapor de Baixo and Servemar X – sunk in 1850 and 2002, respectively, at an average depth of 23 m at the coast of Pernambuco State (Amaral et al. 2010). The Pirapama shipwreck is part of a group of approximately 70 shipwrecks – some of which date to the 18th century, when Brazil was still a colony – which explains why the city of Recife is called "the shipwreck capital". The so-called "shipwreck park" located in this area serves an expanding underwater tourism market by providing favorable areas for visiting sunken ships (Santos & Passavante 2007, Santos et al. 2008).

Massin et al. (2002) justify that technical issues are the main reasons why this community is not better studied. Yet the fauna that inhabits structures such as shipwrecks is a part of the biological community that cannot be neglected (Zintzen et al. 2006). Thus, the aim of this study was to uncover the benthic animal biodiversity with emphasis on sessile and sedentary macrofauna of the Pirapama shipwreck.

Material and Methods

The Pirapama shipwreck was sunk as scrap in 1889 and is located six miles off Recife harbor (08º 03' 23" S and 034º 46' 58" W) and from natural hard bottom communities of coastal reef environments (Figure 1). It is presently settled on a sandy bottom at an average depth of 23 m; its iron hull – about 60 m long and 8 m wide – is in good condition and is only worn due to weathering (Carvalho 1997, 2010) (Figure 2). The deck is now partially covered by sediment, out of which some of its structures emerge vertically (Figure 3). There are two seasons in the area: a dry season (September to February) and a rainy season (March to August). Average precipitation is high and reaches approximately 2.500 mm per year. Water temperature varies from 27 to 29 ºC, while salinity averages 29 and 37, respectively, in the rainy and dry months; water transparency goes up to 23 m (Carvalho 2010, Costa et al. 2010).

The biological data was collected through a series of 43 scuba dives conducted from 2001 to 2007 by groups of two or three divers. Some species of sponges, corals and echinoderms were identified in the field. The remaining sessile and sedentary invertebrates were collected taking only a few samples per morphospecies to minimize environmental impact. Species' spatial distribution and abundance in the different habitats (subjected to direct/indirect light, sedimentation and hydrodynamism) were recorded in situ on PVC plates and complemented by photographs.

In the laboratory, the organisms were fixed in 4% formaldehyde or 70% alcohol, following specifications for each taxonomic group. The material was later sorted and classified into functional groups with the aid of a stereomicroscope and relevant bibliography or sent to specialists.

Results

The benthic macrofauna found in the Pirapama shipwreck encompassed 76 taxa distributed among eight phyla. Mollusca was the dominant phylum in terms of species richness (22%), followed by Porifera (20%) and Bryozoa (17%). The remaining groups added up to 16% (Cnidaria), 8% (Arthropoda: Cirripedia), 7% (Chordata: Ascidiacea), 5% (Echinodermata), and 5% (Annelida: Polychaeta) (Table 1).

Fifteen sponge species were found (Table 1), which stood out as they covered great part of the shipwreck surfaces – especially the sheltered areas (see Figure 4). The sponges *Monanchora arbuscula* and *Desmapsamma anchorata,* associated with the octocoral *Carijoa riisei,* occupied almost the entire shaded area and indentations available on the shipwreck (Figure 5). This octocoral was found in several areas, especially those that were less exposed to light and sedimentation, always with epibiont organisms.

Six hydroid species were found (Table 1), all widely distributed over the shipwreck's hull. Some colonies had an epibiotic relationship with sponges, bivalves, ascidians, and algae. The most prominent organisms on the deck's horizontal surface were the sponges, corals *Montastraea cavernosa* and *Siderastrea stellata*, and their associated fauna. This last coral species was the only one with bleached specimens in the studied period (Figure 6) and occurred in continuous extensions all over the shipwreck hull – including

Figure 1. Location of the Pirapama shipwreck, Recife, Pernambuco, Brazil.

Figura 1. Localização do Naufrágio Pirapama, Recife, Pernambuco, Brasil.

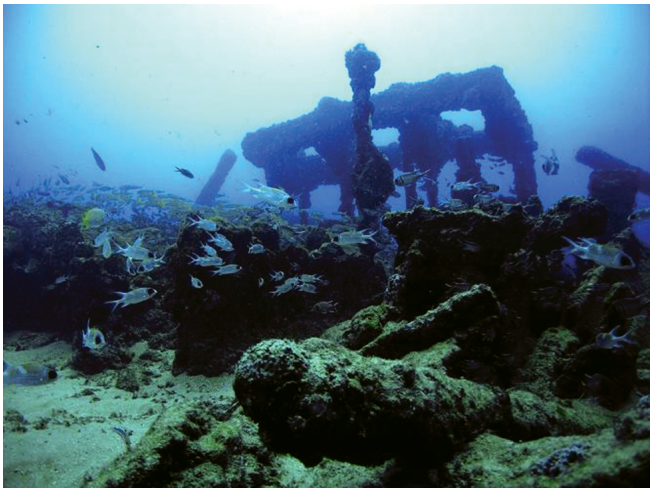


Figure 2. The Pirapama Shipwreck, Recife, Pernambuco, Brazil. Photo by Simone Albuquerque Lira.

Figura 2. Naufrágio Pirapama, Recife, Pernambuco, Brasil. Fotografia de Simone Albuquerque Lira.

the bow – in areas of higher hydrodynamism. The corals *Astrangia solitaria, Montastraea cavernosa* and *Mussismilia hispida* occupied a smaller area in relation to the other cnidarians, at the protected region near the stern, on surfaces exposed to light and sheltered from turbulence. The species *Meandrina braziliensis* was only found on the sandy areas adjacent to the shipwreck.

Molluscs constitute the most characteristic group found at the Pirapama Shipwreck, the 17 species found were represented by six gastropods and eleven bivalves (Table 1). The so-called jewel box bivalves, *Chama* spp., were the most numerous amongst the bivalves, and were basibionts organisms to hydroids, serpulid polychaetes, the barnacle *Balanus trigonus*, bryozoans (especially *Hippothoa flagellum*, *Trypostega striatula* and *Nolella stipata*) and ascidians. Some sessile Sabellidae and Serpulidae polychaetes were found, yet only the Christmas tree worm *Spirobranchus* sp. was identified to the generic level, associated with colonies of corals. One nestling polychaete was observed amongst the sessile comunity, the bearded fireworm *Hermodice carunculata*.

In relation to the Cirripedia, *Amphibalanus amphitrite* and *A. improvisus* were only found as empty shells, directly attached to the hull's lateral surfaces. The most abundant species among the barnacles were *Balanus trigonus* and *Megabalanus tintinnabulum*, found on the exposed sides of the hull and on what remains of the mast. Some specimens of *Newmanella radiata* and *Verruca minuta* were found as epibionts of *M. tintinnabulum*.

The arborescent bryozoan colonies were represented by *Catenicella uberrima*, *Caulibugula hastingsae*, *C. dendrograpta*, *Scrupocellaria curacaoensis*, *S. maderensis* and *Scrupocellaria* sp. They predominated on the lateral surfaces of the shipwreck's hull and on sheltered places, generally associated with other arborescent organisms, and forming tangled masses with hydroids. The encrusting bryozoans *Hippothoa flagellum*, *Steginoporella magnilabris* and *Trypostega striatula* along with the creeping stolonate colonies of *Aetea ligulata*, *Beania kuglei*, *Buskia socialis* and *Nolella stipata* did not seem to prefer any particular type of substrate and were found as

Table 1. Sessile and sedentary macrobenthic invertebrates in the Pirapama shipwreck (Brazil) and their geographical distribution., # = new occurrence to Pernambuco State. Brazilian locations: ASPSP = Saint Peter and St. Paul Archipelago, FN = Fernando de Noronha Archipelago, RO = Rocas Atoll, and Regions/ States: North (AP = Amapá, PA = Pará), Northeast (MA = Maranhão, CE = Ceará, RN = Rio Grande do Norte, PE = Pernambuco, AL = Alagoas, BA = Bahia), Southeast (ES = Espírito Santo, RJ = Rio de Janeiro, SP = São Paulo), and South (PR = Paraná, SC = Santa Catarina, RS = Rio Grande do Sul).

Taxon	Distribution
Porifera	-
Agelas clathrodes (Schmidt, 1870)	W Atlantic, Brazil: RO, FN, AP to RJ
Aiolochroia crassa (Hyatt, 1875)	W Atlantic, Brazil: ASPSP, RO, FN, AP to RJ
Aplysina fistularis (Pallas, 1766)	W Atlantic, E Pacific, Brazil: AP to BA
Aplysina fulva (Pallas, 1766)	W Atlantic, Brazil: ASPSP, FN, AP to SC
Aplysina sp.	-
Chondrilla nucula Schmidt, 1862	Cosmopolitan, Brazil: RO, FN, AP to SC
Cliona cf. *delitrix* Pang, 1973	-
Desmapsamma anchorata (Carter, 1882)	Widespread, Brazil: RN to RJ
Dysidea sp.	-
Ircinia strobilina (Lamarck, 1816)	W Atlantic, Brazil: RO, FN, AP to ES
Monanchora arbuscula (Duchassaing & Michelotti, 1864)	W Atlantic, Brazil: FN, AP to SC
Mycale microsigmatosa Arndt, 1927	Widespread, Brazil: PE to SC
Scopalina ruetzleri (Wiedenmayer, 1977)	W Atlantic, Brazil: ASPSP, RO, FN, RN to SC
Tedania ignis (Duchassaing & Michelotti, 1864)	W Atlantic, Brazil: ASPSP, FN, AP to SC
unidentified Sycettidae sp.1	-
Cnidaria	
Astrangia solitaria (Lesueur, 1817)	Brazil: FN, PE to RJ
Carijoa riisei (Duchassaing & Michelotti, 1860)	Cosmopolitan, Brazil: ASPSP, MA to SC
Clytia sp.	-
Dynamena crisioides Lamouroux, 1824	Cosmopolitan, Brazil: PE to SC
Halopteris polymorpha (Billard, 1913)	Cosmopolitan, Brazil: FN, PE (#), BA to SP
Macrorhynchia philippina Kirchenpauer, 1872	Cosmopolitan, Brazil: PE to SP
Macrorhynchia sp.	-
Meandrina braziliensis (Milne Edwards & Haime, 1848)	Brazil: RO, FN, MA to BA
Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)	W Atlantic, Brazil: RO, FN, PE to BA
Mussismilia hispida (Verrill, 1868)	Brazil: RO, FN, MA to SP
Sertularella diaphana (Allman, 1885)	Cosmopolitan, Brazil: FN, PE to BA
Siderastrea stellata Verrill, 1868	Brazil: RO, FN, MA to RJ
Mollusca	
Aliger gallus (Linnaeus, 1758)	Amphi-Atlantic, Brazil: FN, MA to ES
Carditamera micella Penna, 1971	Brazil: RO, FN, PE to SP
unidentified Cephalaspidea sp.1	-
Chama sp.	-
Chama congregata Conrad, 1833	W Atlantic, Brazil: FN, PE to SC
Chama macerophylla Gmelin, 1791	Cosmopolitan, Brazil: RO, FN, AP to SC
Chama sinuosa Broderip, 1835	W Atlantic, Brazil: RO, FN, PA to RJ
Charonia variegata (Lamarck, 1816)	Amphi-Atlantic, Brazil: CE to RJ
Eustrombus goliath (Schröter, 1805)	Brazil: CE to ES
Gouldia cerina (C. B. Adams, 1845)	W Atlantic, Brazil: AP to RS
Hyotissa hyotis (Linnaeus, 1758)	Cosmopolitan, Brazil: ASPSP, PE, ES

Table 1. Continued...

Taxon	Distribution
Macrocypraea zebra (Linnaeus, 1758)	W Atlantic, Brazil: RN to SC
Papyridea semisulcata (Gray, 1825)	W Atlantic, Brazil: AP to PE
Pinctada imbricata Roding, 1798	Cosmopolitan, Brazil: PA to SC
Pinna carnea Gmelin, 1791	W Atlantic, Brazil: FN, CE to SC
Spondylus ictericus Reeve, 1856	W Atlantic, Brazil: FN, PE to SC
Strombus sp.	-
Polychaeta	
unidentified Sabellidae	-
unidentified Serpulidae	-
Hermodice carunculata (Pallas, 1776)	Widespread, Brazil: ASPSP, FN, RO RN to SP
Spirobranchus sp.	-
Cirripedia	
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)	Cosmopolitan, Brazil: AP to RS
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	Cosmopolitan, Brazil: MA to RS
Balanus trigonus Darwin, 1854	Cosmopolitan, Brazil: AP to RS
Megabalanus tintinnabulum (Linnaeus, 1758)	Cosmopolitan, Brazil: PA to RS
Newmanella radiata (Bruguière, 1789)	W Atlantic, Brazil: PE to SC
Verruca minuta Young, 2000	Brazil: PE, BA, ES
Bryozoa	
Aetea ligulata (Couch, 1844)	Cosmopolitan, Brazil: PE (#), BA, SP
Beania kuglei Cook, 1968	Cosmopolitan, Brazil: PE to SP
Buskia socialis Hincks, 1887	Cosmopolitan, Brazil: PE (#), RJ
Catenicella uberrima (Harmer, 1957)	widespread, Brazil: PE (#), AL, SP
Caulibugula dendograpta (Waters, 1913)	Cosmopolitan, Brazil: PE (#), BA, SP
Caulibugula hastingsae Marcus, 1941	Brazil: PE (#), SP
Hippothoa flagellum Manzoni, 1870	Cosmopolitan, Brazil: RO, PE (#), BA to SP
Nolella stipata Gosse, 1855	Cosmopolitan, Brazil: RN to SC
Scrupocellaria curacaoensis Fransen, 1986	W Atlantic, Brazil: PE (#)
Scrupocellaria maderensis Busk, 1860	Cosmopolitan, Brazil: ASPSP, PE (#)
Scrupocellaria sp.	-
Steginoporella magnilabris (Busk, 1854)	Cosmopolitan, Brazil: CE, PE (#) to RJ
Trypostega striatula (Smitt, 1873)	Cosmopolitan, Brazil: PE (#), AL to PR
Echinodermata	
Astropecten sp.	-
Diadema antillarum (Philippi, 1845)	Amphi-Atlantic, Brazil: PE to SP
Linckia guildingii Gray, 1840	Amphi-Atlantic, Brazil: PE to RJ
Oreaster reticulatus (Linnaeus,1758)	W Atlantic, Brazil: CE to RS
Ascidiacea	
Ascidia sp.	-
Aplidium lobatum Savigny, 1816	Cosmopolitan, Brazil: CE to BA
Didemnum sp.	-
Lissoclinum sp.	-
Microcosmus exasperatus Heller, 1878	Cosmopolitan, Brazil: FN, CE to SC

Figure 3. Internal portion of the Pirapama Shipwreck, Pernambuco, Brazil. Photo by Simone Albuquerque Lira.

Figura 3. Parte interna do Naufrágio Pirapama, Pernambuco, Brasil. Fotografia de Simone Albuquerque Lira.

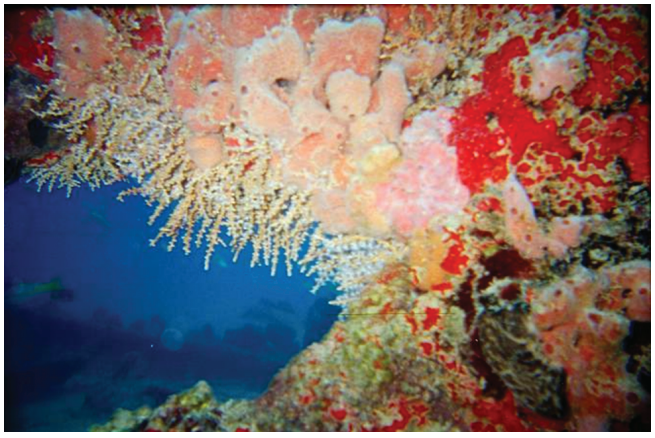


Figure 4. Lateral Pirapama Shipwreck surface covered by sponges. Photo by Simone Albuquerque Lira.

Figura 4. Superfície lateral do Naufrágio Pirapama coberta por esponjas. Fotografia de Simone Albuquerque Lira.

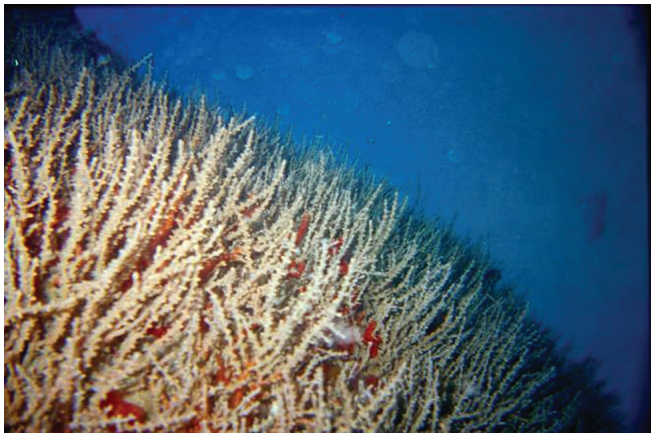


Figure 5. Association between *Monanchora arbuscula* and *Desmapsamma anchorata* and the octocoral *Carijoa riisei*. Photo by Simone Albuquerque Lira.

Figura 5. Associação entre *Monanchora arbuscula* e *Desmapsamma anchorata* e o octocoral *Carijoa riisei*. Fotografia de Simone Albuquerque Lira.

epibionts to a great variety of calcareous animals such as bivalves, barnacles, and other bryozoans. Among the sampled bryozoans, the most conspicuous encrusting species was *Steginoporella magnilabris*. It stood out due to the large amount of colonies and was found on several specimens of the barnacles *Balanus trigonus* and *Newmanella radiata* as well as on Chamidae bivalves.

Four echinoderm species were recorded. A small number of starfish – *Oreaster reticulatus*, *Linckia guildingii* and *Astropecten* sp. – were observed. The sea urchin *Diadema antillarum* was recorded as the most abundant.

Colonies of the ascidians *Didemnum* sp., *Lissoclinum* sp. and *Aplidium lobatum* were observed growing over other animal species, especially barnacles and bivalves. Two solitary species were also recorded, *Ascidia* sp. and *Microcosmus exasperatus*, this last one commonly found in the shipwreck indentations.

Discussion

Solely considering the sessile and macrofauna species reported for the Pirapama, as well as the statement of Bortone et al. (2000) that marine artificial reef assemblages may have well over 50 different species, the faunal diversity of the Pirapama' shipwreck was considered typical when compared to other shipwrecks that have been studied around the world. For the Brazilian coast, Almeida (2007) recorded 31 species for the Victory 8b shipwreck in Espírito Santo State, which had been sunk at 32 m two years before the study. Amaral et al. (2010), in turn, found 57 species on two shipwrecks (Servemar X and Vapor de Baixo) off the Pernambuco coast, near the wreck studied here.

Considering other localities in the Atlantic Ocean, Wendt et al. (1989) while carrying out research with five shipwrecks located between South Carolina and Georgia (22-31 m deep and 3.5-10 years old) reported a total of 89 species; Baynes & Szmant (1989) recorded 52 macrofaunal taxa on the Biscayne shipwreck, located in Florida 20 m deep; and Zintzen et al. (2006) found 49 macrofauna species on the Birkenfels (42 m depth) and Bourrasque (16 m) shipwrecks, sunk for at least 10 years off the Belgian coast. Later, these same authors (Zintzen et al. 2008) investigated the cover, community structure and abiotic environment of nine shipwrecks from Belgian coastal waters; the vessels had been sunk for at least 40 years (3-22 m above the seabed) and a total of 90 species were found. Similarly,

Figure 6. Bleached colonies of the coral *Siderastrea stellata*. Photo by Simone Albuquerque Lira.

Figura 6. Colônias branqueadas do coral *Siderastrea stellata*. Fotografia de Simone Albuquerque Lira.

Hiscock et al. (2010) found 263 taxa while analyzing the community that colonized the frigate HMS Scylla' shipwreck, after five years on the seabed off the English coast. In the Indian Ocean, Dipper (1991) studied a shipwreck in the Arabian Gulf (20 m deep), and recorded 56 sessile and sedentary animals. In the Indo-Pacific Ocean, another report done by Walker et al. (2007) recorded 31 epifaunal taxa on the ex-HMAS Brisbane shipwreck, after the ship had been scuttled, which rests 27 m deep in the waters of Australia.

The differences in relation to the findings of those surveys might be explained by the great difference in the age of the shipwrecks when compared to the Pirapama, as well as distinctions in depth, distance from the coast, local diversity, and in the methods used to evaluate the fauna's diversity. For this reason, it is hard to confirm which factors determine the number of species found on this and in other studies.

Regarding the distribution of species found in this study and their ecological preferences, all sponge species cited are common for the Brazilian coast (Muricy & Hajdu 2006). On two nearby shipwrecks, Amaral et al. (2010) observed that Porifera was the main group in terms of number of species and space occupation, with seven coincident species: *Aplysina fulva, Chondrilla nucula, Cliona cf. delitrix, Desmapsamma anchorata, Dysidea* sp., *Ircinia strobilina, Monanchora arbuscula*, and *Mycale microsigmatosa*. Studying the Biscayne shipwreck, Baynes & Szmant (1989) observed that approximately half of the living cover consisted of sponges (mostly encrusting forms). From the compiled list, these authors found four species also reported from the Pirapama shipwreck: *A. fistularis, D. anchorata*, *Monanchora arbuscula*, and *Scopalina ruetzleri.* These species were found growing on the deck and on most of the side sections of the shipwreck. *Chondrilla nucula* was also recorded on artificial reefs at shallow depths (2.3-2.4 m) in Florida (Cummings 1994).

Commensalism among *Carijoa riisei* and the sponges *Monanchora arbuscula* and *Desmapsamma anchorata* may even be considered a pattern among these species, whereas this same association was also observed by Mothes et al. (2003), Cerrano et al. (2006), and Amaral et al. (2010). Calcinai et al. (2004) had considered this a symbiotic association, with the two partners supporting each other by giving rise to a more rigid structure: the sponge grows vertically, stressing its own growth strategies and therefore avoiding competition for space; in return, its covering protects the octocoral from predation.

According to Bayer (1961), the way *Carijoa riisei* grows, by creeping stolons with an arborescent structure, is an ideal structure for epibiotic association; this fact was also verified by Neves et al. (2007) when investigating the ophiuroid epibionts of this octocoral present on a seawall in Pernambuco. This octocoral occurs throughout the entire occidental Atlantic Ocean, from Florida (USA) to the Brazilian State of Santa Catarina (Silva & Pérez 2002) and is cited as common on natural substrata of Pernambuco (Laborel 1969, Pérez 2002, Neves et al. 2007). It has also been reported on other artificial substrata, such as shipwrecks (Baynes & Szmant 1989, Wagner et al. 2009, Amaral et al. 2010), oil platforms (Bull & Kendall Jr. 1994), artificial reefs (Cummings 1994) and integrating the fouling community of harbors, usually on pier pilings that are not exposed to direct sunlight (DeFelice et al. 2001).

With the exception of *Halopteris polymorpha*, with the nearest occurrence in the Fernando de Noronha Archipelago (Amaral et al. 2009a) and the State of Bahia (Kelmo et al. 2003), all remaining hydroid species compiled had already been mentioned for Pernambuco by Mayal et al. (2002). The hydroids *Macrorhynchia philippina* and *Sertularella diaphana* were also recorded on Vapor de Baixo shipwreck by Amaral et al. (2010) in the Pernambuco coast. The coral species had all been previously listed by Laborel (1969) for the coast of Pernambuco. It is worth mentioning that only the massive starlet coral *Siderastrea stellata* was found on the Vapor de Baixo shipwreck for the coast of this state – an equally old wreck in Pernambuco (Amaral et al. 2010). Wendt et al. (1989), in their study of sunken vessels in South Carolina, found that stony and soft corals comprised a much greater proportion of the total biomass on older shipwrecks (8-10 years) than on younger ones (3.5-4.5 years). Perkol-Finkel & Benayahu (2004), while studying unplanned vertical artificial reefs in Eilat (Red Sea), found that soft corals (mainly Nephtheidae) accounted for up to 90% of the total living coverage, which was attributed to physical and biological features associated of the artificial reefs.

In relation to molluscs records, all species have been cited for Pernambuco by Tenório et al. (2000) and Rios (2009). The bivalves *Pinna carnea*, *Hyotissa hyotis,* and the gastropods *Aliger gallus*, *Charonia variegata*, and *Eustrombus goliath* have been cited for the Northeast region in compatible depths, on hard substrata (Rios 2009). The giant coxcomb oyster, *Hyotissa hyotis*, now has its second record for the Brazilian coast. It had been previously reported only for the Saint Peter and St. Paul Archipelago, at a depth of 45 m to at least 60 m (Edwards & Lubbock 1983). This species is usually found below the low tide mark and on offshore wrecks (Abbott 1974, Bieler et al. 2004), yet has also been found on a buoy investigation station 29 m deep and on a stationary oil platform (38 m) (Yan et al. 2006). It is possible that *H. hiotis* has a broader distribution along the Brazilian shelf – the absence of other citations might be due to the lack of studies in the depths where it tends to settle.

Another interesting record is the occurrence of *Pinna carnea* for the Pirapama shipwreck. It is considered an endopsammic species, which lives on sand bottoms of the Brazilian coast, from Ceará to Santa Catarina States, including the Fernando de Noronha Archipelago (Matthews & Kempf 1970, Wiggers & Magalhães 2003, Rios 2009). Its presence in the examined shipwreck was probably only possible due to the accumulation of sediments on the deck of the vessel.

As for the sessile species, emphasis should be given to species of the *Chama* genera, whereas they were the most numerous amongst the bivalves. They are usually found on any hard, shallow substrata (Rios 2009). *Chama congregata* and *C. macerophylla*, for example, were found on five shipwrecks located between the American states of South Carolina and Georgia, at an average depth of 25 m (Wendt et al. 1989). *C. macerophylla* and *C. sinuosa* are common foulers on oil platforms, from the intertidal to 20 m deep (Lewbel et al. 1987). These three *Chama* species were also recorded on the other two near shipwrecks (Amaral et al. 2010*)*. Another bivalve species reported for the shipwreck, *Pinctada imbricata*, is usually found attached to corals, rocks, and mangrove roots sometimes associated to sponge in, shallow waters (Farrapeira et al. 2009, Rios 2009); however, it was also recorded on oil platforms located 6 m deep off the Rio de Janeiro coast (Ferreira et al. 2006) and on concrete blocks up to 43 m deep in Florida (Cummings 1994).

In relation to Polychaeta, only one species was identified, *Hermodice carunculata*, a typical predator of corals and octocorals (Souza et al. 2007). The presence of this polychaete on the shipwreck follows its ecological requirements. In Brazil, this worm has been found at the Saint Peter and St. Paul Archipelago, where it is common between 45-60 m (Edwards & Lubbock 1983, Amaral et al. 2009b); at the Fernando de Noronha Archipelago (Eston et al. 1986); and at the Rocas Atoll (Barroso & Paiva 2007). Its distribution also covers the area between the Brazilian States of Rio Grande do Norte and São Paulo, particularly in association with hard substrata, but also near the surface on flotsam or swimming freely (Barroso & Paiva 2007). Lewbel et al. (1987) mentioned it on oil platforms off Louisiana, 30 m deep.

All barnacle species had already been cited for the coast of Pernambuco by Young (1998) and Farrapeira (2009, 2010). Among the species collected and considering only those that were sampled alive, three of them are usually found on artificial substrata in shallow coastal areas. Ross (1969) and Amaral et al. (2010) mentioned *Newmanella radiata* as an encrusting component common on hulls of wrecked ships. *Balanus trigonus* has been observed in greater depths (Wirtz et al. 2006) and occupies a variety of biogenic and abiogenic substrata (Farrapeira 2010), including artificial reefs in New Zealand (Russell 1975) and Florida (Nelson et al. 1994), and shipwrecks between 20 and 30 m deep (Wendt et al. 1989, Ponti et al. 2002, Amaral et al. 2010) *Megabalanus tintinnabulum* has been reported up to 38 m deep on offshore oil platforms (Lewbel et al. 1987, Yan et al. 2006), and on a shipwreck that lay in 27 m of water (Walker et al. 2007).

For bryozoans, with the exception of *Scrupocellaria curacaoensis*, which represents the first record for the country and was originally described for Curaçao (Fransen 1986), the remaining species found in this study had all been previously cited for Brazil (Vieira et al. 2008). Excepting for *Beania kuglei* and *Nolella stipata*, which were already recorded for Pernambuco, all remaining species are being recorded for the first time for this state. Three species had the second record for the country: *Buskia socialis, Caulibugula hastingsae,* and *Scrupocellaria maderensis.* The first two were previously reported for the Southeast region (Vieira et al. 2008) and *S. maderensis* had only been recorded once in Brazil, at Saint Peter and Saint Paul Archipelago (Busk 1884, Edwards & Lubbock 1983). It is possible that their distribution along the Brazilian shelf is broader, yet the absence of other citations might be due to the small amount of studies for this taxonomic group and for the depths where they usually are found.

The most conspicuous bryozoan present on the hard surfaces of the shipwreck, *Steginoporella magnilabris*, is reported mainly in shallow waters, on piles, shells, sponges, and corals, up to 25 m deep (Osburn 1914). It was also found on experimental rubber and concrete modules, which were immersed up to 9 m deep in Rio de Janeiro State (Zalmon & Gomes 2003) and reported for two shipwrecks in Pernambuco State (Amaral et al. 2010) The habit observed for the bryozoan *Nolella stipata*, previously cited for Pernambuco by Marcus (1955) and Farrapeira et al. (2009), is commonly reported elsewhere. It has a cryptic habit and creeps over shells, algae, and the stems of hydroids and other bryozoans (Winston 1982), and was already found on shipwrecks (Wendt et al. 1989).

Among the echinoderms found, all of them cited for Pernambuco by Fernandes et al. (2002), the species *Linckia guildingii* and *Oreaster reticulatus* deserve to be highlighted as they might become extinct in the near future (MMA... 2004). The occurrence of both species in the wreck demonstrates the importance of these artificial environments, which create niches for their development. It also signals the need for preserving these areas in order to facilitate the restoration of their stocks in the natural environment.

Finally, on the ascidians species, *Aplidium lobatum* and *Microcosmus exasperatus* had already been cited for Pernambuco by Millar (1977) and had recently been mentioned on two shipwrecks of Pernambuco coast (Amaral et al. 2010). *Microcosmus exasperatus* lives on gravel (Millar 1977), on mangrove roots, on coral reefs (Collin et al. 2005), in aggregations or clusters with other ascidians, or attached to various other invertebrates on wharves and bridges (Cole & Vorontsova 1998). This species seems to be well adapted to live on artificial substrata; it has been mentioned on drill ship hulls (Ferreira et al. 2006) and on experimentally placed plates in harbor areas (Marins et al. 2010), both in Rio de Janeiro State, as well as on a shipwreck, in Australia (Walker et al. 2007).

Regarding the distribution of the organisms found we believe one of the decisive factors is the different gradation of light and water speed. The corals were predominant in the areas most sheltered from the currents and with greater light exposure; i.e., the external surface on the western side of the hull and the internal surface of the eastern side. Glasby & Connell (2001) summarized several studies which showed species strongly affected by substrate orientation, levels of light exposure, sedimentation rate, and degree of protection from physical and chemical disturbances. Bachtiar (2000) stated that one of the variables that can interfere in the number of species is the rate of sediment accumulation, which can influence recruitment and development. Moreover, for epifauna there is a significant difference between environments with and without light, as observed by Walker et al. (2007) for an Australian shipwreck.

The Pirapama shipwreck can be compared to an island because it contributes to the success of the settlement of larvae that were previously being lost due to the scarcity of appropriate substrates. The situation found in the shipwreck studied, settled on a sandy bottom, is similar to what was observed by Dokken et al. (2000) when researching the fouling communities of oil platforms from the Gulf of Mexico; these are located in areas of fine sediment where natural hard substrates are not abundant topographical features. Those authors believe that offshore oil/gas production structures provide "islands of opportunity" for organisms that require hard surfaces on which to settle, and eventually create dynamic artificial reefs that meet the habitat needs of mobile reef organisms – both invertebrate and vertebrate. Any new substrate with characteristics favorable to larval settlement in adequate environments is rapidly occupied by epibenthic communities that increment the local trophic chain and promote the development of higher trophic levels (Bruno & Bertness 2001, Witman & Dayton 2001).

Artificial reefs can become genuine biodiversity reservoirs and help conserve species threatened by anthropogenic interferences. Conversely, Work et al. (2008) observed that artificial substrates favored the emergence of invasive species that eliminated native reef species – similar to what happened in Rio de Janeiro with the introduction of *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 and *T. tagusensis* Wells, 1982 and their negative interference on natural coral and octocoral communities (DePaula & Creed 2005, Creed 2006) – and suggested that these structures should be removed from natural environments. Thus, it is extremely important to continuously carry out qualitative and quantitative biological monitoring of artificial reefs, for which the ecological role in the maintenance of natural coastal reefs is still unknown.

Acknowledgments

We thank the CNPq for providing a two-year scholarship for the first author and a research scholarship to the third author; Joel Calado and Projeto Mar for sponsorship and infrastructure; Jonata Arruda for identifying the mollucs; Eduardo Esteves, Josivete Pinheiro, and Cecília Pascelli for aid in sponge identification; Tito Lotufo and Gledson Fabiano Ferreira for identifying the ascidians; Vanessa Almeida and Leandro Vieira for identifying the bryozoans and Alvaro Migotto and Danilo Oliveira for helping with hydroid identification. Special thanks are due to Andrea Steiner for her help with the English version and to the anonymous reviewers, who provided valuable comments on the manuscript.

References

ABBOTT, R.T. 1974. American seashells. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

ALMEIDA, L.G. 2007. Levantamento taxonômico dos organismos macrobentônicos incrustantes em um recife artificial marinho, Guarapari – ES. In: Proceedings of the 12th Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, Florianópolis, abril de 2007. Florianópolis: Associação Brasileira de Oceanografia, p. 1-4.

AMARAL, F.D., FARRAPEIRA, C.M.R. LIRA, S.M. & RAMOS, C.A. 2010. Benthic macrofauna inventory of two shipwrecks from Pernambuco coast, Northeastern of Brazil. Rev. Nordest. Zool. 4(1):24-41.

AMARAL, F.M.D., RAMOS, C.A.C., LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P., LIMA, K.K.M., LONGO, L.L., CORDEIRO, R.T.S., LIRA, S.M.A. & VASCONCELOS, S.L. 2009a. Checklist and morphometry of benthic cnidarians from the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Cah. Biol. Mar. 50:277-290.

AMARAL, F.M.D., ROCHA, C., FARRAPEIRA, C.M.R., ALVES, M.S., PINTO, S.L., LIRA, S.M.A., LIMA, K.K.M., RAMOS, C.A.C., SANTOS, E.C.L., MOURA, J.R., OLIVEIRA, D.A.S., VERÇOSA, M.M., MELO, A.V.O.M., OLIVEIRA, A.P.A., GONÇALVES, E.F. 2009b. Distribuição espacial de invertebrados bentônicos infralitorais. In O Arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de Estação Científica. (D. L. Viana, F.H.V. Hazin & M.A.C. Souza, Org.). SECIRM, Brasília, p. 148-156.

AMARAL, F.D., SILVEIRA, S.E.M., VASCONCELOS, S.L. & RAMOS, C.A.C. 2006. Biodiversidade de cnidários bentônicos. In Arquipélago de São Pedro e São Paulo: histórico e recursos naturais (T. Vaske Jr., R.P. Lessa, M.F. Nóbrega, F.M.D. Amaral & S.E.M. Silveira, eds.). Livro Rápido, Olinda, p. 42-55.

AZEVEDO, F.B.B., CARLONI, G.G. & CARVALHEIRA, L.V**.** 2006. Colonization of benthic organisms on different artificial substratum in Ilha Grande bay, Rio de Janeiro, Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol. 49(2):263-275. doi: 10.1590/S1516-89132006000300012.

BACHTIAR, I. 2000. Promoting recruitment of scleractinian corals using artificial substrate in the Gilli Indah, Lombok Barat, Indonesia. In: Proc. 9th Int. Coral Reef Symp Bali, 2000. Bali: International Society for Reef Studies, p. 425-430.

BARROSO, R. & PAIVA, P.C. 2007. Amphinomidae (Annelida: Polychaeta) from Rocas Atoll, Northeastern Brazil. Arq. Mus. Nac. 65(3):357-362.

BAYER, F.M. 1961. The shallow-water Octocorallia of the West Indian region: a manual for marine biologists. Stud. Fauna Curaçao Carib. Is. 12:1-373.

BAYNES, T.W. & SZMANT, A.M. 1989. Effect of current on the sessile benthic community structure of an artificial reef. Bull. Mar. Sci. 44(2):545-566.

BIELER, R., MIKKELSEN, P.M., LEE, T. & Ó FOIGHIL, D. 2004. Discovery of the Indo-Pacific oyster *Hyotissa hyotis* (Linnaeus, 1758) in the Florida Keys (Bivalvia: Gryphaeidae). Molluscan Res. 24:149-159.

BORTONE, S.A., SAMOILYS, M.A. & FRANCOUR, P. 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation methods. In: Artificial reef evaluation; with application to natural marine habitats (W. Seaman Jr., ed.). CRC Press, Boca Raton.

BROTTO, D.S., KROHLING, W & ZALMON, L.R. 2006. Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro - Brazil. Braz. J. Oceanogr. 54(4):205-212. doi: 10.1590/S1679-87592006000300004.

BRUNO, J.F. & BERTNESS, M.D. 2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. In Marine community ecology (M.D. Bertness, S.D. Gaines & M.E. Hay, eds.). Sinauer Associates, Sunderland.

BULL, A.S. & KENDALL, J.J. JR. 1994. An indication of the process: offshore platforms as artificial reefs in the Gulf of Mexico. Bull. Mar. Sci. 55(2-3):1086-1098.

BUSK, G. 1884. Report on the Polyzoa collected by H.M.S. Challenger during the years 1873-1876. Part I. The Cheilostomata. Rept. Challenger Exped. Zool. 10(30):1-216.

CALCINAI, B., BAVESTRELLO, G. AND CERRANO, C. 2004. Dispersal and association of two invasive species in the Indonesian coral reefs: the octocoral *Carijoa riisei* and the demosponge *Desmapsamma anchorata*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 84(5):937-941. doi: 10.1017/S0025315404010227h.

CARVALHO, M. 1997. 4 Naufrágios. Rev. Mergulho 2(11):1-2.

CARVALHO, M. 2010. Naufrágios do Brasil. Disponível em: <http://www.naufragiosdobrasil.com.br>. [01 de maio de 2010].

CERRANO, C., CALCINAI, B., PINCA S. & BAVESTRELLO, G. 2006. Reef sponges as hosts of biodiversity: cases from North Sulawesi. In: Proc. 10th Int. Coral Reef Symposium, Okinawa, 2006. International Society for Reef Studies, Okinawa, p. 405-427.

COLE, L. & VORONTSOVA, M. 1998. Species of Pyuridae (Ascidiacea) from South Vietnam. Bull. Mar. Sci. 62(1):1-6.

COLLIN, R., DIAZ, M.C., NORENBURG, J.L., ROCHA, R.M., SANCHEZ, J.A., SCHULZ, A., SCHWARTZ, M.L. & VALDÉS, A. 2005. Photographic identification guide to some common marine invertebrates of Bocas Del Toro, Panama. Caribb. J. Sci. 41(3): 638-707.

CONCEIÇÃO, R.N.L., FRANKLIN-JUNIOR, W. & BRAGA, M.S.C. 1997. Recifes artificiais: um incremento na produtividade em comunidades costeiras do Estado do Ceará. In: Proceedings of the Seminário Internacional sobre Pesca Artesanal, Fortaleza, 1997. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, p. 99-111.

COSTA, M.B.S.F., MALLMANN, D.L.B. & GUERRA, N.C. 2010. Caracterização sedimentológica da área de fundeio de dois naufrágios na Plataforma Continental Pernambucana. Rev. Gest. Cost. Integ. 10(1):49-64.

CREED, J.C. 2006. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. Coral Reefs 25:350.

CUMMINGS, S. L. 1994. Colonization of a nearshore artificial reef at Boca Raton (Palm Beach County) Florida. Bull. Mar. Sci. (55):1193–1215.

DEFELICE, R.C., ELDREDGE, L.G. & CARLTON, J.T. 2001. Nonindigenous invertebrates. In A guidebook of introduced marine species in Hawaii (L.G. Eldredge & C.M. Smith, eds.) Bishop Mus. Tech. Rep. 21:1-70.

DePAULA, A.F. & CREED, J.C. 2005. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. Braz. J. Biol. 65(4):661-673. doi: 10.1590/S1519-69842005000400014.

DIPPER, F. 1991. Colonisation and natural changes in a newly established artificial reef in Gulf waters. In Estuaries and coast: Spatial and temporal intercomparison (M. Ellot & J. P. Ducrotoy, eds.). Olsen and Olsen press, p. 259-264.

DOKKEN, Q.R., WITHERS, K., CHILDS S. & RIGGS, T. 2000. Characterization and comparison of platform reef communities off the Texas coast. Texas Parks and Wildlife Department Artificial Reef Program, Houston.

DOWLING, R.K. & NICHOL, J. 2001. The HMAS Swan artificial dive reef. Ann. Tourism Res. 28:226-229.

EDWARDS, A. & LUBBOCK, R. 1983. The ecology of Saint Paul's Rocks (Equatorial Atlantic). J. Zool. 200:51-69.

ESTON, V.R. MIGOTTO, A.E., OLIVEIRA FILHO, E.C., RODRIGUES, S.A. & FREITAS, J.C. 1986. Vertical distribution of benthic marine organisms on rocky coasts of the Fernando de Noronha Archipelago (Brazil). Bolm. Inst. Oceanogr. 34:37-53.

FARRAPEIRA, C.M.R. 2009. Barnacles (Crustacea: Cirripedia) of the estuarine and marine areas of the Port of Recife (Pernambuco-Brazil): a monitoring study for bioinvasion. Cah. Biol. Mar. 50(1):119-129.

FARRAPEIRA, C.M.R. 2010. Shallow water Cirripedia of the northeastern coast of Brazil: the impact of life history and invasion on biogeography. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 392(1-2):210–219. Doi 10.1016/j.jembe.2010.04.021.

FARRAPEIRA, C.M.R., RAMOS, C.A.C., BARBOSA, D.F., MELO, A.V.O.M., PINTO, S.L., VERÇOSA, M.M., OLIVEIRA, D.A.S. & FRANCISCO, J.A. 2009. Zonación vertical de la macrofauna de sustratos sólidos del estuario del Río Massangana, Bahía de Suape - Pernambuco, Brasil. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/fullpaper?bn01609012009+es (last access in 20/03/2010). doi: 10.1590/S1676-06032009000100011.

FERNANDES, M.L., TOMMASI, L.R. & LIMA, E.J.B. 2002. Filo Echinodermata de Pernambuco. In Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco (M. Tabarelli & J.M.P. Silva, eds.), vol. 2. Massangana, Recife, p.375-384.

FERREIRA, C.E.L., GONÇALVES, J.E.A. & COUTINHO, R. 2006. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine exotic introduction. J. Coast. Res. 39:1340-1345.

FLOERL O., POOL, T.K. & INGLIS G.J. 2004. Positive interactions between nonindigenous species facilitates transport by human vectors. Ecol. Appl. 14(6):1724-1736. doi: 10.1890/03-5399.

FRANSEN, C.H.J.M. 1986. Caribbean Bryozoa: Anasca and Ascophora Imperfecta of the inner bays of Curaçao and Bonaire. Stud. Fauna Curaçao Carib. Is. 68(118):1-119.

GLASBY, T.M. & CONNELL, S.D. 2001. Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. Mar. Ecol. Prog. Ser. 214:127-135. doi: 10.3354/meps214127.

HISCOCK, K., SHARROCK, S., HIGHFIELD, J. & SNELLING, D. 2010. Colonization of an artificial reef in south-west England—ex-HMS 'Scylla'. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 90(1):69-94. doi: 10.1017/S0025315409991457.

HIXON, M.A. & BEETS, J.P. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. Bull. Mar. Sci. 44(2):666-680.

KELMO, F., ATTRILL, M.J. & JONES, M.B. 2003. Effects of the 1997–1998 El Niño on the cnidarian community of a high turbidity coral reef system (northern Bahia, Brazil). Coral Reefs 22:541-550.

KNOWLTON, N. 2008. Coral reefs. Curr. Biol. 18(1):18-21.

KROHLING, W., BROTTO, D.S. & ZALMON, I.R. 2006. Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. Braz. J. Oceanogr. 54(4):183-191. doi: 10.1590/S1679-87592006000300002.

LABOREL, J.L. 1969. Les peuplements de madreporaires des côtes tropicales du Brésil. Ann. Univ. d'Abidjan – Ser. E- II (3):1-261.

LEWBEL, G.S., HOWARD, R.L. & GALLAWAY, B.J. 1987. Zonation of dominant fouling organisms on northern Gulf of Mexico petroleum platforms. Mar. Environ. Res. 21(3):199-224. doi: 10.1016/0141-1136(87)90066-3.

MARCUS, E. 1955. Notas sobre briozoos marinhos brasileiros. Arq. Mus. Nac. 42(1):273-341.

MARINS, F.O., NOVAES, R.L.M., ROCHA, R.M. & JUNQUEIRA, A. 2010. Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. Zoologia 27(2):213-221. doi: 10.1590/S1984-46702010000200009.

MASSIN, C.L., NORRO, A. & MALLEFT, J. 2002. Biodiversity of a wreck from the Belgian Continental Shelf: Monitoring using scientific diving. Preliminary results. Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg. Biol. 72:67-72.

MATTHEWS, H.R. & KEMPF, M. 1970. Moluscos marinhos do Norte e Nordeste do Brasil. II. Moluscos do Arquipélago de Fernando de Noronha (com algumas referências ao Atol das Rocas). Arq. Ciênc. Mar 10(1):1-53.

MAYAL, E.M., PENNA, O. & RODRIGUES, E. 2002. Hidróides do Estado de Pernambuco. In Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco (M. Tabarelli & J.M.P. Silva, eds.), vol. 2. Massangana, Recife, p.375-384.

MILLAR, R.H. 1977. Ascidians (Tunicata: Ascidiacea) from the northern and north-eastern Brazilian shelf. J. Nat. Hist. 11(2):169-223. doi: 10.1080/00222937700770131.

M.M.A. 2004. Instrução normativa Nº 5, de 21 de maio de 2004 - Lista nacional das espécies de invertebrados aquáticos e peixes ameaçadas de extinção. Ministério de Meio Ambiente, Brasília.

MOTHES, B., LERNER, C. & SILVA, C.M.M. 2003. Guia ilustrado - esponjas marinhas - costa sul-brasileira. USEB, Pelotas.

MURICY, G. & HADJU, E. 2006. *Porifera Brasilis*; guia de identificação das esponjas marinhas mais comuns do sudeste do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

NELSON, W. G., SAVERCOOL, D.M., NEFF, T., NAVRATIL, P. & RODDA, J. 1994. Disturbance effects on marine infaunal near stabilised oil-ash reefs: spatial and temporal alteration of impacts. Bull. Mar. Sci. 55(2-1):1303-1315.

NEVES, B.M., LIMA, E.J.B. & PÉREZ, C.D. 2007. Brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea) associated with the octocoral *Carijoa riisei* (Cnidaria: Anthozoa) from the littoral of Pernambuco, Brazil. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 87(5):307-312. doi: 10.1017/S0025315407056263.

NYBAKKEN, J.W. 1993. Marine biology: an ecological approach. 3rd ed. Harper Collins, New York.

OSBURN, R.C. 1914. Bryozoa of the Tortuga Island, Florida. Carnegie Inst. Washington Publ., 5(182):181-222.

PÉREZ, C.D. 2002. Octocorais (Cnidaria, Octocorallia) do litoral pernambucano (Brasil). In Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco (M. Tabarelli & J.M.P. Silva, eds.), vol. 2. Massangana, Recife, p.365-368.

PERKOL-FINKEL, S. & BENAYAHU, Y. 2004. Community structure of stony and soft corals on vertical unplanned artificial reefs in Eilat (Red Sea): comparison to natural reefs. Coral Reefs, 23: 195-205. doi: 10.1007/s00338-004-0384-z.

PICKERING, H. & WHITMARSH, D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. Fish. Res. 31:39-59.

PICKERING, H., WHITMARSH, D. & JENSEN, A. 1998. Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: Investigating the potential. Mar. Pollut. Bull. 37:505-514. doi: 10.1016/S0025-326X(98)00121-0.

PONTI, M., ABBIATI, M. & CECCHERELLI, V.U. 2002. Drilling platforms as artificial reefs: Distribution of macrobenthic assemblages of the ''Paguro'' wreck (northern Adriatic Sea). Icea J. Mar. Sci. 59(Suppl.):S316-S323. doi:10.1006/jmsc.2002.1225.

RIOS, E.C. 2009. Compendium of Brazilian sea shells. Evangraf, Porto Alegre.

ROSS, A. 1969. Studies on the Tetraclitidae (Cirripedia: Thoracica). Revision of *Tetraclita*. Trans. San Diego Soc. Nat. Hist., 15(15):237-251.

RUSSELL, B.C. 1975. The development and dynamics of a small artificial reef community. Helgol. wiss. Meeresunters. 27(3):298-312. doi: 10.1007/BF01611698.

SANTOS, D.H.C & PASSAVANTE, J.Z.O. 2007. Recifes artificiais marinhos: modelos e utilizações no Brasil e no Mundo. Bol. Tec. Cient. CEPENE 15(1):113-124.

SANTOS, D.H.C., HAZIN, F.V., FISHER, A.F., FEITOSA, F.N. & ARAÚJO, M.E. 2008. The creation of a shipwreck park off the coast of Pernambuco, Brazil. Repesca. 3(1):90-97.

SEAMAN, W. (ED) 2000. Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press, Boca Raton.

SCHEFFER, A. 2001. Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do Estado do Paraná. Dissertation, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil.

SILVA, B.T. & PÉREZ, C.D. 2002. Diagnosis del conocimiento de la fauna de octocorales (Cnidaria, Anthozoa) de la región Nordeste de Brasil. Trop. Oceanogr. 30:15-22.

SNELGROVE, P.V.R. 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. Biodivers. Conserv. 7:1123-1132.

SOUZA, J.R.B., RODRIGUES, H.A., NEVES, B.M. & PEREZ, C.D. 2007. First report of bristleworm predator of the reef octocoral *Carijoa riisei*. Coral Reefs 26(4):1033. doi: 10.1007/s00338-007-0290-2.

TENÓRIO, D.O., LUZ, B.R.A. & MELO, W.R. 2000. Moluscos marinhos do litoral do Estado de Pernambuco. In Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco (M. Tabarelli & J.M.P. Silva, eds.), vol. 2. Massangana, Recife, p.493-528.

VIEIRA, L.M., MIGOTTO, A.E. & WINSTON, J.E. 2008. Synopsis and annotated checklist of recent marine Bryozoa from Brazil. Zootaxa 1810:1-39.

WAGNER, D., KAHNG, S.E. & TOONEN, R.J. 2009. Observations on the life history and feeding ecology of a specialized nudibranch predator (*Phyllodesmium poindimiei*), with implications for biocontrol of an invasive octocoral (*Carijoa riisei*) in Hawaii. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 372(1-2):64-74. doi: 10.1016/j.jembe.2009.02.007.

WALKER, S.J., SCHLACHER, T.A. & SCHLACHER-HOENLINGER, M.A. 2007. Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. Mar. Ecol. 28(4):435-445. doi:10.1111/j.1439-0485.2007.00193.x.

WENDT, P.H., KNOTT, D.M. & VAN DOLAH, R.F. 1989. Community structure of the sessile biota on five artificial reefs of different ages. Bull. Mar. Sci. 44(3):1106-1122.

WHOI 1952. Marine fouling and its prevention. Woods Hole Oceanographic Institution – WHOI, Annapolis.

WIGGERS, F. & MAGALHÃES, A.R.M. 2003. Novas ocorrências de moluscos no litoral de Santa Catarina, Brasil. Biotemas 16(1):81-89.

WINSTON, J.E. 1982. Marine bryozoans (Ectoprocta) of the Indian River area, Florida. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 173:99-176.

WIRTZ, P., ARAÚJO, R. & SOUTHWARD, A.J. 2006. Cirripedia of Madeira. Helgol. Mar. Res. 60(3):207-212. doi: 10.1007/s10152-006-0036-5.

WITMAN, J.D. & DAYTON, P.K. 2001. Rocky subtidal communities. In Marine community ecology (M.D. Bertness, S.D. Gaines & M.E. Hay, eds.). Sunderland, Massachusetts.

WOODHEAD, P.M.J. & JACOBSON, M.E. 1985. Epifaunal settlement, the processes of community development and succession over two years on an artificial reef in the New York Bight. Bull. Mar. Sci. 37(1):364-376.

WORK, T.M., AEBY, G.S. & MARAGOS, J.E. 2008. Phase shift from a coral to a corallimorph-dominated reef associated with a shipwreck on Palmyra Atoll. PLoS One 3(8):e2989. doi: 10.1371/journal.pone.0002989.

YAN, T., YAN, W.-X., DONG, Y., WANG, H.-J., YAN, Y. & LIANG, G.-H. 2006. Marine fouling of offshore installations in the northern Beibu Gulf of China. Int. Biodeterior. Biodegrad. 58(2):99-105.

YOUNG, P.S. 1998. Maxillopoda. Thecostraca. In Catalogue of Crustacea of Brazil (P.S. Young, ed.). Museu Nacional do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.263-285.

ZALMON, I.R. & GOMES F.A. 2003. Comunidade incrustante em diferentes materiais de um recife artificial no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. Biotemas 16(1):57-80.

ZINTZEN, V., MASSIN, C.L., NORRO, A. & MALLEFET, J. 2006. Epifaunal inventory of two shipwrecks from the Belgian Continental Shelf. Hydrobiologia 555(1):207-219. doi: 10.1007/s10750-005-1117-1.

ZINTZEN, V., NORRO, A., MASSIN, C. & MALLEFET, J. 2008. Spatial variability of epifaunal communities from artificial habitat: Shipwrecks in the Southern Bight of the North Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 76(2):327-344. doi: 10.1007/s00227-007-0819-5.

Received 05/05/2010
Revised 14/10/2010
Accepted 24/11/2010

A revisão do Código Florestal Brasileiro: impactos negativos para a conservação dos anfíbios

Luís Felipe Toledo[1,6], Sergio Potsch de Carvalho-e-Silva[2], Celso Sánchez[3],

Marina Amado de Almeida[4] & Célio Fernando Baptista Haddad[5]

[1]Museu de Zoologia "Prof. Adão José Cardoso", Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-863, Campinas, SP, Brasil
[2]Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ,
CP 68044, CEP 21944-970, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[3]Departamento de Didática, Escola de Educação, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO
[4]Rua Alves Guimarães, 1354, apt. 71, CEP 05410-002, Pinheiros, São Paulo, SP, Brasil
[5]Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
CP 199, CEP 13506-970, Rio Claro, SP, Brasil
[6]Autor para correspondência: Luís Felipe Toledo, e-mail: toledolf2@yahoo.com

TOLEDO, L.F., CARVALHO-E-SILVA, S.P., SÁNCHEZ, C., ALMEIDA, M.A. & HADDAD, C.F.B. **The review of the Brazilian Forest Act: harmful effects on amphibian conservation**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00410042010.

Abstract: In the last months there is a growing discussion in Brazil about a new Brazilian Forest Act (Código Florestal). This new proposal, in substitution to the current Act, includes modifications which will affect negatively natural populations of amphibians. Besides the deleterious impacts upon amphibians, it will also harm the national and international human populations. Among the possible effects, in consequence of the associate amphibian population declines or complete loss, we cite the increase of agricultural production costs, loss of primary sources of compounds for the medical industry, generalized ecological disequilibrium, eutrofication of water bodies, increase in the costs of water (for humans) treatment, increase of agricultural plagues, and increase of insect borne diseases. All these effects are of high relevance, even more if we consider the population declines of amphibians, the most threatened terrestrial vertebrate group in the world. Therefore, we propose that if a new Forest Act must be prepared, that it should be based, besides in unlikely immediate economical benefits to farm owners, in scientific knowledge which benefits nature conservancy, economy, health, and human welfare.
Keywords: *conservation, threats, law, amphibians, Brazil.*

TOLEDO, L.F., CARVALHO-E-SILVA, S.P., SÁNCHEZ, C., ALMEIDA, M.A. & HADDAD, C.F.B. **A revisão do Código Florestal Brasileiro: impactos negativos para a conservação dos anfíbios**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00410042010.

Resumo: Nos últimos meses está em efervescente discussão uma proposta para que um novo código florestal (Projeto de Lei nº 1876/99) substitua o vigente instaurado por meio da Lei Federal nº 4771/65 e modificado recentemente por Medidas Provisórias. Este novo código proposto, todavia, propõe alterações legais que devem afetar negativamente as populações naturais de anfíbios do Brasil. O declínio de anfíbios deve gerar impactos negativos tanto para a população (humana) nacional, como para a comunidade internacional. Entre os possíveis efeitos dessa lei, em consequência da perda de diversidade de anfíbios, podemos citar o aumento nos custos de produção agrícola, perda de matéria prima para produção de remédios, descontrole ecológico, eutrofização de corpos d'água, encarecimento do custo do tratamento de água para abastecimento humano, aumento de pragas agrícolas e aumento de doenças transmitidas por insetos vetores. Isto tudo é bastante preocupante ainda mais se levarmos em conta a própria perda da biodiversidade de anfíbios, o grupo de vertebrados terrestres mais ameaçado do planeta. Sendo assim, ressaltamos a necessidade de que, caso um novo código florestal seja elaborado, este tenha embasamento também em questões técnicas e científicas que impreterivelmente afetam, não só a conservação da natureza, mas também a economia, saúde e bem estar das populações humanas.
Palavras-chave: *conservação, ameaças, legislação, anfíbios, Brasil.*

Introdução

Anfíbios estão em declínio no mundo todo, provavelmente por um sinergismo de fatores (Hayes et al. 2010), o que os torna o grupo de tetrápodes (vertebrados terrestres) mais ameaçados da atualidade (Stuart et al. 2004; mas ver Pimenta et al. 2005). A taxa de declínio dos anfíbios é de no mínimo 211 vezes maior do que a predita pelo registro fóssil (McCallum 2007) e certamente a degradação ambiental causada pelo homem é o fator que mais tem incrementado as taxas de declínio e extinção destes animais. Sendo assim, Wake & Vredenburg (2008) sugerem que estamos entrando na sexta onda de extinção em massa dos anfíbios. As cinco anteriores foram naturais e esta sexta é, provavelmente, acelerada pelos impactos causados pela sociedade (McCallum 2007). Declínios catastróficos são ainda mais preocupantes quando ocorrem nas regiões de alta riqueza e endemismo de espécies do planeta. Este é justamente o caso do Brasil, detentor absoluto do maior número de espécies, abrigando aproximadamente 17% da diversidade global, e o maior número de espécies endêmicas do mundo (Frost 2010, SBH 2010). Esta riqueza ainda está em constante ascensão e deve aumentar significativamente nos próximos anos, por meio de descrições de novas espécies e rearranjos taxonômicos (e.g., Araújo et al. 2009).

Dentre as diversas causas de declínio dos anfíbios, a principal provavelmente é a perda de hábitats (Stuart et al. 2004, Toledo 2009). Sendo assim, os países devem preservar ao máximo as áreas de vegetação nativa para conservação da fauna associada. Com isto em mente, nos voltamos ao Código Florestal Brasileiro, cunhado em 1965 (Lei Federal nº 4.771, 15 de setembro de 1965) e desde então alterado diversas vezes por variados instrumentos legais (e.g., Lei Federal nº 7.803/89, Medida Provisória nº 1956-50/00, Medida Provisória nº 2.166-67/01). Este é considerado um dos melhores códigos de proteção ambiental governamental do mundo, incorporando percepções bastante avançadas para a época e que se perseveram na atualidade.

No entanto, uma parcela de políticos e da população brasileira indica a necessidade de revisão e atualização deste código em prol da economia e da sustentabilidade. Então, um novo código está sendo proposto e já tramita em instâncias governamentais com possível aprovação (Projeto de Lei nº 1.876/99). Entretanto, as alterações propostas para o código pecam em diversos aspectos conceituais e práticos, colocando em risco a conservação dos anfíbios e da biodiversidade em geral (Metzger et al. 2010, Michalski et al. 2010). Sendo assim, constituem uma grande ameaça à conservação e caminha em direção oposta às diretrizes e compromissos assumidos pelo estado brasileiro em tratados e convenções nacionais e internacionais no campo ambiental, como a Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio 92 ou Eco 92) e a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), entre outros. Esta mesma previsão está sendo feita para outros grupos da fauna e flora do Brasil pela comunidade científica (ver outros artigos deste número), nos estimulando à produção do presente artigo, que deve compor um compêndio de informações que virá a contribuir para a formulação de um código florestal sustentado sobre bases científicas.

Métodos

Nós examinamos o código florestal vigente (Lei Federal nº 4.771/65 e alterações subsequentes) e a nova proposta (Projeto de Lei nº 1.876/99). Assim, elencamos algumas das possíveis alterações que poderiam afetar a conservação de anfíbios no Brasil. Ademais, reunimos informação sobre o número de espécies de anfíbios da Mata Atlântica que habita riachos e qual o tamanho (em largura) dos riachos que estas espécies ocupam.

Resultados e Discussão

Identificamos algumas alterações do substitutivo aprovado pela comissão especial da câmara dos deputados que devem ser as principais à luz da conservação de anfíbios em território nacional. Estas estão listadas e comentadas a seguir:

- Anistia geral aos proprietários que desrespeitaram os limites legais em termos das Reservas Legais e/ou das Áreas de Preservação Permanente.
  - Medidas como esta incentivarão o desmatamento, gerando as principais causas de declínios de anfíbios no mundo: redução e fragmentação de hábitat (Stuart et al. 2004, Becker et al. 2007). Estas ações levam também a consequências derivadas, como endogamia (perda de diversidade genética e todos seus efeitos associados) por causa do isolamento (Dixo et al. 2009), perda de microhábitats (inviabilizando a permanência de espécies especializadas, como aquelas que vivem em bromélias; e.g., Haddad et al. 2008), aumento da radiação UV-B pela insolação direta sobre ovos, larvas e pós-metamórficos e aquecimento global, sendo este com múltiplas consequências para os anfíbios, como aumento da letalidade de doenças pré-existentes, redução do tempo de corpos d'água temporários e mortalidade dos ovos e larvas, etc. (Pounds 2001, Pounds et al. 2006, Hayes et al. 2010). Ressaltamos aqui que o aquecimento global, não só afeta a fauna do Brasil, como a de todo o planeta.
  - Ademais, a nova legislação poderia criar precedentes legislativos que possibilitariam estados e municípios a reverem suas legislações de proteção ambiental em consonância com o novo código, podendo criar um efeito em cascata aumentando o risco e a vulnerabilidade de conservação da biodiversidade.
- Redução da área da Reserva Legal no Cerrado de 50 para 20%.
- Redução da área de Reserva Legal da Amazônia de 80 para 50%.
  - Não existe indicação de que as espécies de anfíbios necessitem de menos área preservada no Cerrado quando em comparação com a Amazônia ou qualquer outro Bioma. Portanto, sob a ótica de conservação dos anfíbios, não há evidência de que as áreas de RL devam ser distintas entre os biomas. Estudos regionais devem determinar qual a faixa ideal para cada grupo taxonômico e deve-se basear as medidas pelo grupo mais restritivo (i.e., que necessita de maior área). De qualquer maneira, estas proposições implicam em redução de hábitat que, como já dito anteriormente, é a principal causa de declínio de anfíbios.
- Redução, de 30 para 15 m, das áreas de APP que margeiam cursos d'água com largura inferior a 5 m.
  - O número de espécies de anfíbios que ocupam riachos (para reprodução e, consequentemente, sobrevivência) é inversamente proporcional à largura do riacho (Figura 1). Tendo como base os anuros da mata atlântica que reproduzem exclusivamente em riachos de interior de mata (n = 136 espécies), notamos que 100% das espécies habitam riachos menores do que 5 m de largura, cerca de 7,5% das espécies (n = 10) podem também ocorrer em riachos de até 10 m de largura, e apenas uma espécie pode ocorrer em riachos entre 10 e 20 m de largura. Nenhuma espécie é registrada em riachos ou rios maiores. Sendo assim, a faixa prioritária para conservação de anfíbios é justamente a de menor proteção segundo o código (Figura 1). Além disso, embora os anfíbios se reproduzam no riacho propriamente

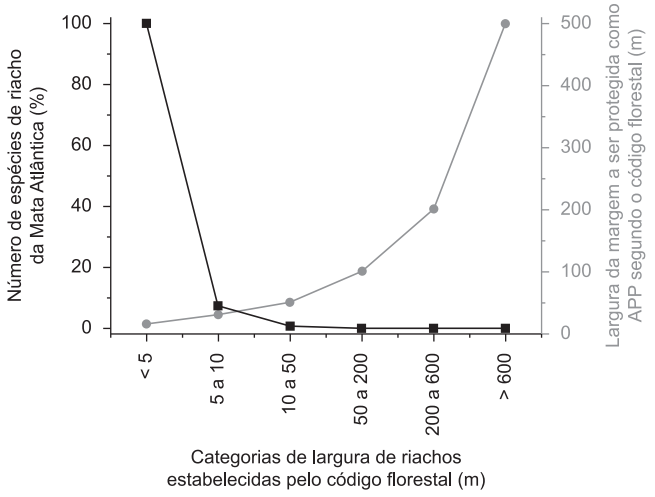


Figura 1. Número de espécies que reproduzem exclusivamente em riachos de áreas florestadas da mata Atlântica (quadrados e linhas pretas, eixo da esquerda) e largura da Área de Proteção Permanente (APP: círculos e linhas cinza, eixo da direita) para cada faixa de largura de riacho. O código atual considera a faixa de APP de 30 m para riachos até 10 m de largura e o novo código propõe a distinção dos riachos de menos de 5 m com APPs de 15 m. Em raríssimas ocasiões alguns indivíduos de algumas espécies de anuros se reproduzem em rios com mais de 20 m de largura.

Figure 1. Number of species that reproduces exclusively in streams inside forested areas within the Atlantic forest (black squares and lines, left axis) and Permanent Protected Areas (APP: gray circles and lines, right axis) for each stream width. The current Forest Act indicates that APPs must have at least 30 m of width for streams up to 10 m width; the new proposal indicates that for streams with less than 15 m of width the APP must be of 15 m width. Some anuran species rarely reproduce in streams larger than 20 m width.

dito, muitas espécies utilizam as matas ciliares como abrigo e sítio de alimentação. Desta forma, é certo que esta redução de metragem causará declínios populacionais e eventualmente extinções de espécies reofílicas (que vivem em riachos) de anfíbios. Ademais, existem ainda aquelas espécies que vivem na zona de várzea e que também serão fortemente afetadas.

- Alteração da demarcação da faixa de APP às margens de corpos d'água para o leito menor (nas secas) e não o maior (nas cheias).
  - Além de inúmeras espécies de anfíbios que reproduzem diretamente em riachos, existem aquelas que utilizam lagoas temporárias no interior de matas, surgidas na época das chuvas e muitas vezes na região de várzea dos riachos (justamente por se tratar de uma região de várzea). Desta maneira, a destruição destes ambientes, deve acarretar em declínio de espécies terrestres ou aquelas adaptadas a reprodução em corpos de água temporários. Mais uma vez, muitas espécies podem apresentar declínios populacionais caso esta medida seja incorporada ao código florestal.
- Locais com altitudes superiores a 1800 m também deixarão de ser considerados APP.
- Topos de morros, montes, montanhas e serras deixarão de ser considerados APP.
  - É de conhecimento científico que áreas de elevada altitude, bem como serras e topos de morros, são regiões de alto endemismo para anfíbios no mundo e também no Brasil, seja por condições climáticas específicas ou por questões relativas a barreiras geográficas (Cruz & Feio 2007). Sendo assim, a perda de proteção nesta quota altitudinal acarretará em impacto negativo sem precedentes aos anfíbios: muitas espécies, ou mesmo gêneros inteiros, deverão ser extintos, já que não possuem populações em regiões de mais baixa altitude.
- Permite revegetação com espécies exóticas em áreas de Reserva Legal.
  - Muitas espécies dependem de plantas específicas. Por exemplo, algumas espécies depositam seus ovos especificamente em bromélias (e.g., *Scinax* spp., *Dendrophryniscus* spp., *Phyllodytes* spp.), outras em ocos de árvores (e.g., *Trachycephalus* spp. e *Osteocephalus* spp.), ou de bambus (*Flectonotus* spp.) e algumas (e.g., *Phyllomedusa* spp., *Hyalinobatrachium* spp., *Dendropsophus* spp. e *Vitreorana* spp.) depositam ovos em folhas às margens de corpos d'água que devem ter um tamanho e maleabilidade adequados. Portanto, o uso de espécies exóticas na revegetação de áreas de Reserva Legal poderá impactar negativamente a reprodução de espécies de anfíbios com estas características.
  - Ademais, mesmo que feita com espécies nativas, a revegetação não implica necessariamente na reposição total da comunidade de fauna, criando um ecossistema incompleto que não necessariamente assegura a permanência e sobrevivência de anfíbios. O ideal, em projetos de recuperação ambiental é que se busque recompor a vegetação o mais próximo possível da condição original, na tentativa de se restaurar o ecossistema.
- Permite compensação (recomposição de matas) em áreas do mesmo bioma, mesmo que distantes.
  - Esta proposição ignora por completo a biogeografia de espécies de anfíbios neotropicais. Anfíbios encontrados ao Norte da Mata Atlântica não são os mesmos encontrados ao sul; as espécies do Leste da Amazônia não são as mesmas que ocorrem no oeste amazônico; e assim por diante. Neste contexto, esta proposta não é justificável e acarretará em perdas de espécies nas áreas desmatadas.

1. O que implicaria a perda dos anfíbios?

Além de interesses puramente científicos, a perda de diversidade de anfíbios pode acarretar em muitos danos para a população brasileira e mundial, dentre os quais destacamos:

- Prejuízos quantitativos e qualitativos na agricultura e poluição ambiental.
  - Anfíbios se alimentam fundamentalmente de insetos e consomem uma quantidade massiva destes organismos por ano. A remoção dos anfíbios em um ambiente deve, portanto, acarretar em desequilíbrio ecológico, gerando surtos de pragas agrícolas. Esta situação já foi registrada na Índia, gerando necessidade de uso extensivo de inseticidas, causando prejuízos ao agronegócio e aumentando a poluição ambiental (Oza 1990). Um grande número de pessoas vem buscando cada vez mais produtos orgânicos que só podem ser produzidos com auxílio de controle biológico feito pelos predadores como os anfíbios.
- Eutrofização de corpos d'água.
  - Uma boa parcela dos girinos (fase larval dos anfíbios) se alimenta de algas e a extirpação destas larvas dos ambientes aquáticos pode levar à eutrofização de rios e principalmente de reservatórios de água. Isto pode prejudicar o abastecimento de água potável para a população, além de encarecer o valor do seu tratamento para o consumo humano.

- Desequilíbrio de redes tróficas.
  - Anfíbios muitas vezes correspondem à maior biomassa de vertebrados terrestres em um ambiente e constituem a base da dieta de diversos organismos terrestres e aquáticos. Ademais, se alimentam de uma grande quantidade de invertebrados, proporcionando seu controle. Logo, a extinção ou declínio dos anfíbios de um ambiente deverá acarretar desequilíbrios em diversos níveis tróficos, prejudicando o ecossistema como um todo. Um dos possíveis efeitos é o aumento de epidemias de doenças transmitidas por insetos vetores (Raghavendra et al. 2008), tais como dengue, malária, febre amarela, dentre inúmeras outras.
- Indústria farmacêutica afetada.
  - Anfíbios produzem uma miríade de substâncias por suas glândulas cutâneas, para defesa contra predadores, contra microorganismos e patógenos, ou mesmo para permitir trocas gasosas adequadas (já que boa parte da respiração é cutânea). Muitos destes compostos químicos estão sendo utilizados para produção de fármacos no Brasil e no mundo (Camargo 2005, Pukala et al. 2006). Sendo assim, a perda de biodiversidade de anfíbios implica diretamente na perda de inúmeros fármacos potenciais para benefício da humanidade.

Conclusões

Por fim, concluímos que a nova proposta para o código florestal: i) promoverá perda de biodiversidade na região com maior riqueza de espécies do planeta; ii) ignora princípios básicos da biologia da conservação (como a biogeografia, teoria de redes tróficas e estudos de impacto ambiental); iii) causará prejuízos à economia, saneamento básico, saúde pública, reduzindo a qualidade de vida da população; iv) poderão ser abertos precedentes para legislações estaduais e municipais que coloquem ainda mais em risco a preservação e a conservação da natureza; e v) terá efeitos prejudiciais não só restritos ao Brasil, mas que também impactarão comunidades internacionais (e.g., aquecimento global e produção de fármacos).

Acreditamos que as propostas de alteração do código florestal devam ser revistas, para que estejam em consonância com os princípios do estado de direito ambiental assegurados pelos compromissos já firmados no país e pela Constituição Federal. Salienta-se ainda que esse processo deva ser feito com participação de membros da comunidade científica para que realmente atinja seu objetivo primário: a conservação dos recursos naturais do Brasil.

Agradecimentos

Carlos Alfredo Joly revisou versões preliminares do artigo. FAPESP concedeu financiamento (proc. no. 2008/50325-5) e uma bolsa de estudos (proc. no. 2008/52847-9) para LFT. FAPESP e CNPq concederam suporte financeiro para CFBH. FAPERJ concedeu financiamento para SPCS.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, O.G.S., TOLEDO, L.F., GARCIA, P.C.A. & HADDAD, C.F.B. 2009. Lista de anfíbios do Estado de São Paulo. Biota Neotrop. 9(4):1-13.

BECKER, C.G., FONSECA, C.R., HADDAD, C.F.B., BATISTA, R.F. & PRADO, P.I. 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. Science 318:1775-1777.

CAMARGO, A.C.M. 2005. Perspective for pharmaceutical innovation in Brazil – Center for Applied Toxinology (CEPID- Center for Research, Innovation and Dissemination - FAPESP). J. Venom. Anim. Toxins incl. Trop. Dis. 11(4):384-390.

CRUZ, C.A.G. & FEIO, R.N. 2007. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In Herpetologia no Brasil II (L.B. Nascimento & M.E. Oliveira, ed.). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, p.117-126.

DIXO, M., METZGER J.P., MORGANTE, J.S. & ZAMUDIO, K.R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. Biol. Cons. 142:1560-1569.

FROST, D.R. 2010. Amphibian Species of the world: an online reference. Version 5. 4. American Museum of Natural History, New York, USA. http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/.

HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F. & PRADO, C.P.A. 2008. Atlantic Forest Amphibians. Editora Neotropica, São Paulo.

HAYES, T.B., FALSO, P., GALLIPEAU, S. & STICE, M. 2010. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's Perspective. J. Exp. Biol. 213:921-933.

McCALLUM, M. 2007. Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. J. Herpetol. 41(3):483-491.

METZGER, J.P., LEWINSOHN, T.M., JOLY, C.A., VERDADE, L.M., MARTINELLI, L.A. & RODRIGUES, R.R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? Science 329:276-277.

MICHALSKI, F., NORRIS, D., PERES, C.A. 2010. No return from biodiversity loss. Science 329:1282.

OZA, G.M. 1990. Ecological effects of the frog's legs trade. Environmentalist 10(1):39-42.

PIMENTA, B.V.S., HADDAD, C.F.B., NASCIMENTO, L.B., CRUZ, C.A.G. & POMBAL Jr., J.P. 2005. Comment on "status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide". Science 309(5743).

POUNDS, J.A. 2001. Climate and amphibian declines. Nature 410:639-950.

POUNDS, J.A., BUSTAMANTE, M.R., COLOMA, L.A., CONSUEGRA, J.A., FOGDEN, M.P.L., FOSTER, P.N., LA MARCA, E., MASTERS, K.L., MERINO-VITERI, A., PUSCHENDORF, R., RON, S.R., SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A., STILL, C.J. & YOUNG, B.E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. Nature 439:161-167.

PUKALA, T.L., BOWIE, J.H., MASELLI, V.M., MUSGRAVE, I.F. & TYLER, M.J. 2006. Host-defense peptides from the glandular secretions of amphibians: structure and activity. Nat. Prod. Rep. 23:368-393.

RAGHAVENDRA, K., SHARMA, P. & DASH, A.P. 2008. Biological control of mosquito populations through frogs: opportunities & constrains. Indian J. Med. Res. 128:22-25.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA - SBH. 2010. Brazilian amphibians – List of species. http://www.sbherpetologia.org.br (ultimo acesso em 1/07/2010).

STUART, S.N., CHANSON, J.S., COX, N.A., YOUNG, B.E., RODRIGUES, A.S.L., FISCHMAN, D.L. & WALLER, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science 306:1783-1786.

TOLEDO, L.F. 2009. Anfíbios como bioindicadores. In: Bioindicadores da qualidade ambiental (S. Neumann-Leitão & S. El-Dier, org.). Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife, p.196-208.

WAKE, D.B. & VREDENBURG, V.T. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. PNAS 105(1):11466-11473.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 30/09/2010
Publicado em 15/10/2010

Do Código Florestal para o Código da Biodiversidade

***Aziz Nacib Ab'Sáber*[1,2]**

[1]Departamento de Geografia, Instituto de Estudos Avançados, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo – USP, Av. Prof. Lineu Prestes, n. 338, Cidade Universitária, CEP 05508-000, São Paulo, Brasil
[2]Autor para correspondência: Aziz Nacib Ab'Sáber, e-mail: absaber@usp.br

AB'SÁBER, A.N. **Evolving from a Forest Code to a Biodiversity Code**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?point-of-view+bn01210042010.

Abstract: Given the enormity of the territory and the actual situation of the Brazilian macro biomes – Brazilian Amazonia, Brazilian Tropical Atlantic Forest, Cerrados of Central Brazil, *Araucaria* Plateau, and the Mixed Subtropical Grasslands of Brazil – and its numerous mini-biomes, transition areas and remnants of ecosystems, any attempt to change the Brazilian Forest Code has to be conducted by competent and bioethical sensitive persons. Any movement to improve the current Forest Code would have to broaden its scope and move towards a Biodiversity Code, to be able to consider properly the complexity of ecosystems and vegetation mosaics of our territory. While the whole world is working towards a radical reduction of CO_2 emissions, the changes in the Forest Code approved by the Special Commission of the Brazilian Congress advocates a process that will result in a wave of deforestation and uncontrolled emissions of carbon dioxide, a fact already registered by many critics in several papers and interviews. The utopia of economic development with a maximum of standing forests can not be destroyed by radical changes in the Forest Code. It is necessary to think in the complexity of the whole territory, working with an expanded Biodiversity Code based in correct principles of development with environmental protection and biodiversity conservation. That means thinking about our great forests (Amazon and Atlantic Rain Forest), the domain of Caatingas and Agrestes; the Central Plateau covered by Cerrado, Cerradões and native grasslands; the highlands of Southern Brazil covered by Araucaria Forest; the mixed grasslands of the Pampas in Rio Grande do Sul; the refuge and mini-biomes from the Brazilian Cost and from the Pantanal, as well as al the transition zones between "core areas" of all morphoclimatic and phytogeographic Brazilian domains.
Keywords: *Brazilian macro biomes, refuge and mini-biomes, complexity of ecosystems, vegetation mosaic.*

AB'SÁBER, A.N. **Do Código Florestal para o Código da Biodiversidade**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?point-of-view+bn01210042010.

Resumo: Em face do gigantismo do território e da situação real em que se encontram os seus macro biomas – Amazônia Brasileira, Brasil Tropical Atlântico, Cerrados do Brasil Central, Planalto das Araucárias, e Pradarias Mistas do Brasil Subtropical – e de seus numerosos mini-biomas, faixas de transição e relictos de ecossistemas, qualquer tentativa de mudança no "Código Florestal" tem que ser conduzido por pessoas competentes e bioeticamente sensíveis. Por muitas razões, se houvesse um movimento para aprimorar o atual Código Florestal, teria que envolver o sentido mais amplo de um Código de Biodiversidades, levando em conta o complexo mosaico vegetacional de nosso território. Enquanto o mundo inteiro trabalha para a diminuição radical de emissão de CO_2, o projeto de reforma proposto na Câmara Federal de revisão do Código Florestal defende um processo que significará uma onda de desmatamento e emissões incontroláveis de gás carbônico, fato observado por muitos críticos em diversos trabalhos e entrevistas. A utopia de um desenvolvimento com o máximo de florestas em pé não pode ser eliminada por princípio em função de mudanças radicais do Código Florestal, sendo necessário pensar no território total de nosso país, sob um ampliado e correto Código de Biodiversidade. Ou seja, um pensamento que envolva: as nossas grandes florestas (Amazônia e Matas Tropicais Atlânticas); o domínio das caatingas e agrestes sertanejos; planaltos centrais com cerrados, cerradões e campestres; os planaltos de araucárias sul-brasileiros; as pradarias mistas do Rio Grande do Sul; e os redutos e mini-biomas da costa brasileira e do Pantanal mato-grossense, e faixas de transição e contrato (*core-áreas*) de todos os domínios morfoclimáticos e fitogeográficos brasileiros).
Palavras-chave: *macro biomas brasileiros, refúgios e mini-biomas, complexidade de ecossistemas, mosaico vegetacional.*

Código da Biodiversidade

Em face do gigantismo do território e da situação real em que se encontram os seus macro-biomas – Amazônia Brasileira, Brasil Tropical Atlântico, Cerrados do Brasil Central, Planalto das Araucárias, e Pradarias Mistas do Brasil Subtropical – e de seus numerosos mini-biomas, faixas de transição e relictos de ecossistemas, qualquer tentativa de mudança no "Código Florestal" tem que ser conduzido por pessoas competentes e bioeticamente sensíveis. Pressionar por uma liberação ampla dos processos de desmatamento significa desconhecer a progressividade de cenários bióticos, a diferentes espaços de tempo futuro. Favorecendo de modo simplório e ignorante os desejos patrimoniais de classes sociais que só pensam em seus interesses pessoais, no contexto de um país dotado de grandes desigualdades sociais. Cidadãos de classe social privilegiada, que nada entendem de previsão de impactos. Não tem qualquer ética com a natureza. Não buscam encontrar modelos tecnico-cientificos adequados para a recuperação de áreas degradadas, seja na Amazônia, seja no Brasil Tropical Atlântico, ou alhures. Pessoas para as quais exigir a adoção de atividades agrárias "ecologicamente auto-sustentadas" é uma mania de cientistas irrealistas.

Por muitas razões, se houvesse um movimento para aprimorar o atual Código Florestal, teria que envolver o sentido mais amplo de um Código de Biodiversidades, levando em conta o complexo mosaico vegetacional de nosso território. Remetemos essa idéia para Brasília, e recebemos em resposta que essa era uma idéia boa, mas complexa e inoportuna (...). Entrementes, agora outras personalidades trabalham por mudanças estapafúrdias e arrasadoras no chamado Código Florestal. Razão pela qual ousamos criticar aqueles que insistem em argumentos genéricos e perigosos para o futuro do país. Sendo necessário, mais do que nunca, evitar que gente de outras terras, sobretudo de países hegemônicos, venha a dizer que fica comprovado que o Brasil não tem competência para dirigir a Amazônia (...). Ou seja, os revisores do atual Código Florestal não teriam competência para dirigir o seu todo territorial do Brasil. Que tristeza, gente minha!

Os Erros da Revisão do Código Florestal

O primeiro grande erro dos que no momento lideram a revisão do Código Florestal brasileiro – a favor de classes sociais privilegiadas – diz respeito à chamada estadualização dos fatos ecológicos de seu território especifico. Sem lembrar que as delicadíssimas questões referentes à progressividade do desmatamento exigem ações conjuntas dos órgãos federais específicos, em conjunto com órgãos estaduais similares, uma Policia Federal rural, e o Exercito Brasileiro. Tudo conectado ainda com autoridades municipais, que tem muito a aprender com um Código novo que envolve todos os macro-biomas do país, e os mini-biomas que os pontilham, com especial atenção para as faixas litorâneas, faixas de contato entre as áreas nucleares de cada domínio morfoclimatico e fitogeográfico do território. Para pessoas inteligentes, capazes de prever impactos, a diferentes tempos do futuro, fica claro que ao invés da "estadualização", é absolutamente necessário focar para o zoneamento físico e ecológico de todos os domínios de natureza dos pais. A saber, as duas principais faixas de Florestas Tropicais Brasileiras: a zonal amazônica e a azonal das matas atlânticas o domínio dos cerrados, cerradoes e campestres: a complexa região semi-árida dos sertões nordestinos: os planaltos de araucárias e as pradarias mistas do Rio Grande do Sul, além de nosso litoral e o Pantanal Mato-grossense.

Seria preciso lembrar ao honrado relator Aldo Rabelo, que a meu ver é bastante neófito em matéria de questões ecológicas, espaciais e em futurologia – que atualmente na Amazônia Brasileira predomina um verdadeiro exercito paralelo de fazendeiros que em sua área de atuação tem mais força do que governadores e prefeitos. O que se viu em Marabá, com a passagem das tropas de fazendeiros, passando pela Avenida da Transamazônica, deveria ser conhecido pelos congressistas de Brasília, e diferentes membros do executivo. De cada uma das fazendas regionais passava um grupo de cinqüenta a sessenta camaradas, tendo a frente em cavalos nobres, o dono da fazenda e sua esposa, e os filhos em cavalos lindos. E, os grupos iam passando separados entre si, por alguns minutos. E, alguém a pé, como se fosse um comandante, controlava a passagem da cavalgada dos fazendeiros. Ninguém da boa e importante cidade de Marabá saiu para observar a coluna amedrontadora dos fazendeiros. Somente dois bicicletistas meninos, deixaram as bicicletas na beira da calçada olhando silentes a passagem das tropas. Nenhum jornal do Pará, ou alhures, noticiou a ocorrência amedrontadora. Alguns de nós não pudemos atravessar a ponte para participar de um evento cultural.

Será certamente, apoiados por fatos como esse, que alguns proprietários de terras amazônicas deram sua mensagem, nos termos de que "a propriedade é minha e eu faço com ela o que eu quiser, como quiser e quando quiser". Mas ninguém esclarece como conquistaram seus imensos espaços inicialmente florestados. Sendo que, alguns outros, vivendo em diferentes áreas do cetro-sul brasileiro, quando perguntados sobre como enriqueceram tanto, esclarecem que foi com os "seus negócios na Amazônia" (...). Ou seja, através de loteamentos ilegais, venda de glebas para incautos em locais de difícil acesso, os quais ao fim de um certo tempo, são libertados para madeireiros contumazes. E, o fato mais infeliz é que ninguém procura novos conhecimentos para re-utilizar terras degradadas. Ou exigir dos governantes tecnologias adequadas para revitalizar os solos que perderam nutrientes e argilas, tornando-se dominadas por areias finas (siltização).

Entre os muitos aspectos caóticos, derivados de alguns argumentos dos revisores do Código, destaca-se a frase que diz que se deve proteger a vegetação até sete metros e meio do rio. Uma redução de um fato que por si já estava muito errado, porém agora está reduzido genericamente a quase nada em relação aos grandes rios do país. Imagine-se que para o Rio Amazonas, a exigência protetora fosse apenas sete metros, enquanto para a grande maioria dos ribeirões e córregos também fosse aplicada a mesma exigência. Trata-se de desconhecimento entristecedor sobre a ordem de grandeza das redes hidrográficas do território intertropical brasileiro. Na linguagem amazônica tradicional, o próprio povo já reconheceu fatos referentes à tipologia dos rios regionais. Para eles, ali existem, em ordem crescente: igarapés, riozinhos, rios e parás. Uma última divisão lógica e pragmática, que é aceita por todos os que conhecem a realidade da rede fluvial amazônica.

Por desconhecer tais fatos os relatores da revisão aplicam o espaço de sete metros da beira de todos os cursos d'água fluviais sem mesmo ter ido lá para conhecer o fantástico mosaico de rios do território regional.

Mas o pior é que as novas exigências do Código Florestal proposto têm um caráter de liberação excessiva e abusiva. Fala-se em sete metros e meio das florestas beiradeiras (ripario-biomas), e, depois em preservação da vegetação de eventuais e distantes cimeiras. Não podendo imaginar quanto espaço fica liberado para qualquer tipo de ocupação do espaço. Lamentável em termos de planejamento regional, de espaços rurais e silvestres. Lamentável em termos de generalizações forçadas por grupos de interesse (ruralistas).

Já se poderia prever que um dia os interessados em terras amazônicas iriam pressionar de novo pela modificação do percentual a ser preservado em cada uma das propriedades de terras na Amazônia. O argumento simplista merece uma critica decisiva e radical. Para eles, se em regiões do centro-sul brasileiro a taxa de proteção interna da vegetação florestal é de 20%, porque na Amazônia a lei exige

80%. Mas ninguém tem a coragem de analisar o que aconteceu nos espaços ecológicos de São Paulo, Paraná, Santa Catarina, e Minas Gerais com o percentual de 20%. Nos planaltos interiores de São Paulo a somatória dos desmatamentos atingiu cenários de generalizada derruição. Nessas importantes áreas, dominadas por florestas e redutos de cerrados e campestres, somente o tombamento integrado da Serra do Mar, envolvendo as matas atlânticas, os solos e as aguadas da notável escarpa, foi capaz de resguardar os ecossistemas orográficos da acidentada região. O restante, nos "mares de morros", colinas e várzeas do Médio Paraíba e do Planalto Paulistano, e próparte da Serra da Mantiqueira, sofreram uma derruição deplorável. É o que alguém no Brasil – falando de gente inteligente e bioética – não quer que se repita na Amazônia Brasileira, em um espaço de 4.200.000 km².

Os relatores do Código Florestal, falam em que as áreas muito desmatadas e degradadas poderiam ficar sujeitas a "(re)florestamento" por espécies homogêneas pensando em eucalipto e pinus. Uma prova de sua grande ignorância, pois não sabem a menor diferença entre reflorestamento e florestramento. Esse último, pretendido por eles, é um fato exclusivamente de interesse econômico empresarial, que infelizmente não pretende preservar biodiversidades. Sendo que, eles procuram desconhecer que para áreas muito degradadas, foi feito um plano de (re)organização dos espaços remanescentes, sob o enfoque de revigorar a economia de pequenos e médios proprietários: Projeto FLORAM. Os eucaliptologos perdem éticos quando alugam espaços por 30 anos, de incautos proprietários, preferindo áreas dotadas ainda de solos tropicais férteis, do tipo dos oxissolos, e evitando as áreas degradadas de morros pelados reduzidas a trilhas de pisoteio, hipsométricas, semelhantes ao protótipo existente no Planalto do Alto Paraíba, em São Paulo. Ao arrendar terras de bisonhos proprietários, para uso em 30 anos, e sabendo que os donos da terra podem morrer quando se completar o prazo. Fato que cria um grande problema judicial para os herdeiros, sendo que ao fim de uma negociação as empresas cortam todas as árvores de eucaliptos ou pinos, deixando miríades de troncos no chão do espaço terrestre. Um cenário que impede a posterior reutilização das terras para atividades agrárias. Tudo isso deveria ser conhecido por aqueles que defendem ferozmente um Código Florestal liberalizante.

Por todas as razões somos obrigados a criticar a persistente e repetitiva argumentação do deputado Aldo Rebelo, que conhecemos há muito tempo, e de quem sempre esperávamos o melhor, no momento somos obrigados a lembrar a ele que cada um de nós tem que pensar na sua biografia, e, sendo político, tem que honrar a história de seus partidos. Mormente, em relação aos partidos que se dizem de esquerda e jamais poderiam fazer projetos totalmente dirigidos para os interesses pessoais de latifundiários.

Insistimos que em qualquer revisão do Código Florestal vigente, se deve enfocar as diretrizes através das grandes regiões naturais do Brasil, sobretudo domínios de natureza muito diferentes entre si, tais como a Amazônia, e suas extensíssimas florestas tropicais, e o Nordeste Seco, com seus diferentes tipos de caatingas. Tratam-se de duas regiões opósitas em relação à fisionomia e à ecologia, assim como em face das suas condições socioambientais. Ao tomar partido pelos grandes domínios administrados técnica e cientificamente por órgãos do executivo federal, teríamos que conectar instituições específicas do governo brasileiro com instituições estaduais similares. Existem regiões como a Amazônia que envolve conexões com nove estados do norte brasileiro. Em relação ao Brasil Tropical Atlântico os órgãos do Governo Federal – IBAMA, IPHAN, FUNAI e INCRA – teriam que manter conexões com os diversos setores similares dos governos estaduais de norte a sul do Brasil. E assim por diante.

Enquanto o mundo inteiro repugna para a diminuição radical de emissão de CO_2, o projeto de reforma proposto na Câmara Federal de revisão do Código Florestal defende um processo que significará uma onda de desmatamento e emissões incontroláveis de gás carbônico, fato observado por muitos críticos em diversos trabalhos e entrevistas.

Parece ser muito difícil para pessoas não iniciadas em cenários cartográficos perceber os efeitos de um desmatamento na Amazônia de até 80% das propriedades rurais silvestres. Em qualquer espaço do território amazônico, que vem sendo estabelecidas glebas nas quais se poderia realizar um desmate de até 80%, haverá um mosaico caótico de áreas desmatadas e faixas inter-propriedades estreitas e mal preservadas. Lembrando ainda que, nas propostas de revisão, propriedades de alguns até 400 ha, teriam o direito de um desmate total em suas terras, vejo-me na obrigação de que a médio e longo prazo existiria um infernal caleidoscópio no espaço total de qualquer área da Amazônia. Nesse caso, as bordas dos restos de florestas, inter-glebas, ficarão à mercê de corte de árvores dotadas de madeiras nobres. E, além disso, a biodiversidade animal, certamente será a primeira a ser afetada de modo radical.

A Cartografia da Reserva Legal

Uma cartografia simbólica dos desmates, em propriedades de diferentes tamanhos, permite uma previsão visual do que seria a dinâmica do cenário do desmatamento regional, antevisto a médio prazo. Baseados em fatos reais já acontecidos no vale do Tocantins (Pará) e nos planaltos interiores de São Paulo e Minas Gerais.

No caso da Amazônia (o que mais nos preocupa), machadeiros e motoserristas – acompanhados de queimadas sincopadas – o roteiro dos desmatamentos seguiu por rodovias, ramais e sub-ramais, atingindo radicalmente as "espinhelas de peixe" dos loteamentos feitos em quarteirões especulativos no interior das matas biodiversas. Lotes de 50 a 100 ha, considerados pequenos na Amazônia, foram vendidos a incautos moradores de regiões distantes. Nesse último caso, os numerosos aquisidores, que nem mesmo puderam chegar ao sítio das terras compradas à distância, cederam o espaço para madeireiras espertas e persistentes. Fato que pode ser visto e analisado em imagens de satélite na região norte do Mato Grosso, no médio Tocantins, na Bragantina, Acre sul-oriental, Rondônia, Oeste-noroeste do Maranhão, e diversos outros setores das terras amazônicas.

Insistimos em prever que se houver um Código que limite a área de proteção das florestas a apenas 20% do espaço total de cada propriedade, seja qual for o seu tamanho, de 400 a 1.000.000 de ha – o arrasamento a médio prazo será inimaginavelmente grande e progressivo.

Uma das justificativas mais freqüentes, para os que são favoráveis para a ampliação de áreas desmatáveis, – em cada propriedade de terra firme na Amazônia – é de que, assim, haverá mais emprego para trabalhadores amazonidas. Pouca gente lembra, entretanto, que em numerosas fazendas e fazendinhas da Amazônia Brasileira predomina o trabalho semi-escravo. Desde o início da ampliação das chamadas fronteiras ditas agrícolas, predominaram o trabalho braçal periódico ou temporário, para machadeiros, criadores de gado, madeireiros e plantadores de eucaliptos. Sendo que, nas raras áreas de solos melhores, estabeleceu-se o vai-e-vem tradicional de empregos no preparo da terra e plantio, em períodos limitados. E, mais tarde, diversas atividades na época da colheita. Caminhoneiros fizeram penetrações esdrúxulas para atingir locais de madeiras nobres ou transportar troncos de árvores para serrarias ou para o transporte de produtos das raras commodities. Agora, em espaços da soja, da cana, e muito eventualmente do arroz. Sendo que somente os capatazes mandonistas ganham razoavelmente.

Quem procura um emprego qualquer, em uma fazenda, ainda que temporário, sofre um drama trágico e muito cansativo. Para chegar

à fazenda escolhida, marcham a pé com sua matulinha mirrada de roupas singelas, caminhando por quilômetros nas estreitas trilhas das florestas, até atingir as propriedades onde conseguirão um emprego braçal. Seja o preparo do solo para plantações; seja ampliação dos capinzais para o gado; seja no corte de árvores para ampliação dos espaços ditos produtivos; seja no trabalho rápido e esgotante nas épocas de colheitas. Quando despedidos são obrigados a voltar para áreas de beira de estradas onde existem rústicas aldeias ou "ruas" pseudo-comerciais.

Temos acompanhado, desde 1972, os problemas criados por capatazes autoritários em propriedades amazônicas, pertencentes a pessoas ou grupos de pessoas alienígenas. Conflitos dos mais diferentes tipos acontecem entre pobres trabalhadores silvos-rurais e os donos de propriedades dos mais diferentes tipos. Há uma resistência permanente em face à remuneração dos que vem de fora em face dos minguados preços pagos aos que nasceram na própria Amazônia. Reciprocamente, o comportamento dos proprietários em relação aos poucos tratos de terras férteis pertencentes a reservas indígenas, é catastrófico e quase insolúvel. Um dia encontrei em um aeroporto um proprietário de uma fazenda, que ia viajar para a Amazônia no Noroeste da Roraima, onde possuía suas terras. Perguntei-lhe, qual era a relação entre seus camaradas e os índios yanomamis da região, e a resposta infeliz veio rápida e antiética: "Para eles, é o meu capataz que responde, erguendo seu perigoso facão".

Numa ocasião, ao término de uma visita a uma fazenda dedicada à pecuária, nos pediram que em nossa volta levássemos para uma farmácia um camarada doente, que estava passando muito mal. Na realidade, era alguém que contraiu uma malária radical, designada por "tersã maligna". Não dá para falar sobre o triste estado do pobre trabalhador, sentado no banco detrás do meu carro. Na farmácia, tomamos conhecimento que em casos similares a única providencia era um coquetel de remédios agressivos, através dos quais, o pobre doente "melhorava ou morria".

Na rodovia entre Rio Branco e Brasiléia (Acre), pudemos sentir o ódio que alguns jovens tinham para o que chamavam de "paulistas", os quais teriam comprado terras durante os trabalhos de construção da estrada. O desmate interfluvial fez com que as cabeceiras de igarapés secassem; e que muitas propriedades da terra firme desmatada, ficassem sem qualquer atividade produtiva. Explicação dos acreanos: inadimplência dos proprietários alienígenas "porque nunca eles quiseram fazer uma parceria conosco, que temos muito mais experiência sobre atividades agrárias em nossa região". Note-se que o termo "paulista" dizia respeito a qualquer pessoa procedente do centro sul do Brasil. Tal como nessa imensa área, todos os migrantes são designados por "baianos", independentemente de onde tenham vindo.

Os Pequenos Produtores

Aqui chegados em nossas considerações, torna-se indispensável referir-se a atividades de pequenos produtores familiares, dotados de terras mais férteis, de dimensões limitadas, tais como várzeas de ricos solos fluvio-aluviais ao longo do Rio Amazonas, ou de pequenas áreas de terra firme dotadas de oxisolos oriundos da decomposição de basaltos ou diabásios (infelizmente porém, essas últimas áreas são bastante raras, envolvendo em seu espaço total menos de oito mil quilômetros quadrados). Ou em um modelo localizado de plantações em praias de estiagem do Rio Acre. Ou, onde vicejam linearmente melancias, melões e algumas plantas alimentares. Ou em bordas de florestas restantes em terrenos de projetos falidos, onde se estabeleceu o importante e famoso projeto RECA. Houve um tempo em que muito se falou em reservas extrativistas, a partir do Acre de Chico Mendes, ampliado para todo o território amazônico. Evidentemente, houve muito exagero nessa campanha, tão simpática quanto inviável. Mas aconteceu felizmente, uma proposta bem mais complexa e diversificada, que pode ter grande aplicação a curto e médio prazo; a qual introduzia atividades mais lógicas e produtivas, sem de tudo eliminar o sentido complementar do extrativismo. Trata-se de um modelo pioneiro, inventado por um ex-padre francês, de origem rural, que após conhecer o Paraná foi para o Acre com a idéia de trabalhar na reutilização de áreas degradadas. Após conversar com o inteligente Bispo Don Grec, em Rio Branco resolveu fazer uma experiência extremamente válida e quase científica porque se utilizou do chamado "efeito de borda" para iniciar plantações com espécies amazônicas, tais como açaí, cupuaçu e pupunha. Seu projeto foi feito em cooperação com amazonidas residentes na fronteira da Rondônia com o Acre, tendo foco inicial na pequena cidade de Nova Califórnia.

Nenhum governo soube perceber o quanto o projeto ali instalado e desenvolvido, poderia ser útil para numerosas outras áreas de borda de matas remanescentes. Sem falar que no seio da floresta continuava o projeto extrativista tão caro aos companheiros do extraordinário acreano Chico Mendes. Além do que, o chamado "reflorestamento econômico concentrado e adensado" (RECA), teve um caráter didático para os cooperados que se integraram no trabalho, produzindo espécies amazônicas e produtos comestíveis importantes para sua alimentação (como açaí, abacaxis, castanhas e, sobretudo mandioca). Na borda das florestas, devido à forte luminosidade e hidratação caída das folhas e galhos poderão ser produzidas muito mais coisas ainda, a favor dos amazonidas, tais como bananeiras e mamoeiros, e diversas outras plantas frutíferas. Muita coisa ainda resta ser analisada, no famoso projeto, que infelizmente foi muito pouco compreendido por técnicos e governantes.

Nas mudanças que se pretendem fazer para o atual Código Florestal existem alguns tópicos extremamente criticáveis. Ao se discutir o tamanho de propriedades familiares definiu-se as mesmas até 400 ha. Fato que significa que todas as pequenas e médias propriedades produtoras, ou parcialmente aproveitadas, até 400 ha poderão ser totalmente desmatadas. O fato de considerar o espaço de propriedades familiares até o nível de 400 ha é um absurdo total. Trata-se de uma excessiva flexibilização que poderá produzir um mosaico derruidor de florestas ao longo de rodovias, estradas, riozinhos e igarapés. Um cenário trágico para o futuro, em processo no interior da Amazônia brasileira. No entanto, propriedade de 100 a 400 ha, que conservassem um razoável percentual de matas no seu entorno, poderiam receber esquemas parecidos com o projeto RECA, na borda dos remanescentes florestais. Fato que não foi considerado nem de passagem pelos idealizadores e relatores de um novo Código Florestal. Razão pela qual deixamos aqui além de uma crítica que julgamos absolutamente necessária, uma proposição de acréscimos de atividades para pequenas e médias propriedade familiares. Lembrando que quem faz críticas tem que elaborar propostas bem planejadas para resolver as situações consideradas negativas.

Anotamos ainda que a idéia de reduzir para 15 m faixas de proteção de florestas beiradeiras (mini-biomas ripários) tem um caráter extremamente genérico e de duvidosa aplicabilidade. A nosso ver não é possível limitar generalizadamente as áreas beiradeiras, em termos de alguns metros de largura. Pelo contrário, é necessário considerar os fatos relacionados a igarapés, riozinhos, rios, e "parás" (grandes rios), utilizando a tipologia popular amazonida. A impressão que se tem é de que, determinando uma largura geral para proteção, estaríamos possibilitando desmates no nível de todos os espaços situados entre a beira de cursos d'água até muito além onde se situam os interflúvios de colinas ou encostas de pequenas serranias amazônicas. Existe toda uma aula a ser dada sobre essa problemática que tende a criar cenários extremamente caóticos em relação ao futuro a diferentes profundidades de tempo.

Considerações Finais

Um comentário quase final: não se faz qualquer projeto de interesse nacional pensando apenas em favorecer de imediato só uma geração do presente, em termos de especulação com espaços ecológicos, mesmo porque, somos de opinião que devemos pensar no sucesso de todos os grupos humanos, ao longo de muito tempo. Uma questão de bioética com o futuro. Sem pensar na grande capacidade que o conjunto das imensas florestas equatoriais zonais preservadas da Amazônia, tem em relação ao clima do planeta Terra; assunto que preocupa todos os pesquisadores sensíveis do mundo. Gente que espera que o Brasil faça uma proteção integrada da maior área de vegetação florestal que ainda resta em regiões equatoriais e sub-equatorias do mundo. Será muito triste, cultural e politicamente falando, que pessoas de diversas partes do mundo ao lerem as mudanças absurdas pretendidas para o Código Florestal, venham a dizer que fica comprovado que "o Brasil não tem capacidade para administrar e gerenciar a Amazônia". Ainda que em outros países haja um interesse permanente em adquirir por preços irrisórios as madeiras do território amazônico. Tristes frases que sempre vem sendo ditas ao sabor de trágicos acontecimentos ocorridos em nossa principal área de vegetação florestal, que se estende por alguns milhões de quilômetros quadrados.

A utopia de um desenvolvimento com o máximo de florestas em pé não pode ser eliminada por princípio em função de mudanças radicais do Código Florestal, sendo necessário pensar no território total de nosso país, sob um ampliado e correto Código de Biodiversidade. Ou seja, um pensamento que envolva: as nossas grandes florestas (Amazônia e Matas Tropicais Atlânticas); o domínio das caatingas e agrestes sertanejos; planaltos centrais com cerrados, cerradões e campestres; os planaltos de araucárias sul-brasileiros; as pradarias mistas do Rio Grande do Sul; e os redutos e mini-biomas da costa brasileira e do Pantanal mato-grossense, e faixas de transição e contrato (*core-áreas*) de todos os domínios morfoclimáticos e fitogeográficos brasileiros).

Seria necessário que os pretensos reformuladores do Código Florestal lançassem sobre o papel os limites de glebas de quinhentos a milhares de hectares, e dentro de cada parcela das glebas colocasse indicações de 20% correspondente às florestas ditas preservadas. E, observando o resultado desse mapeamento simulado, poderiam perceber que o caminho da devastação lenta e progressiva iria criar alguns quadros de devastação similares ao que já aconteceu nos confins das longas estradas e seus ramais, em espaços de quarteirões implantados para venda de lotes de 50 a 100 ha, onde o arrasamento de florestas no interior de cada quarteirão foi total e inconseqüente, decorridos poucos anos.

Recebido em 21/07/2010
Versão reformulada recebida em 28/10/2010
Publicado em 03/11/2010

Girinos de três espécies de *Aplastodiscus* Lutz, 1950 (Anura - Hylidae) ocorrentes no Estado da Bahia, Brasil

Ednei de Almeida Mercês[1] & Flora Acuña Juncá[1,2]

[1]Programa de Pós-graduação em Zoologia, Laboratório de Animais Peçonhentos e Herpetologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Av. Transnordestina, CEP 44036-900, Feira de Santana, BA, Brasil
e-mail: crillbio@yahoo.com.br
[2]Autor para correspondência: Flora Acuña Juncá, e-mail: florajunca@yahoo.com.br

MERCÊS, E.A. & JUNCÁ, F.A. **Tadpoles of three species of *Aplastodiscus* Lutz, 1950 (Anura - Hylidae) occurring in the State of Bahia, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03410042010.

Abstract: We studied the morphology of tadpoles of *Aplastodiscus sibilatus* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003); *Aplastodiscus cavicola* (Cruz & Peixoto, 1985) and *Aplastodiscus ibirapitanga* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003) and compared it with tadpoles of other species of *Aplastodiscus albosignatus* group available in literature. The results reinforce one of the two species groups of *A. albosignatus* complex, which includes *A. cavicola*, *A. ibirapitanga* and *A. leucopygius*. Tadpoles of species of this group have anterior lip gap, three indentations in the posterior lip, labial tooth row formula 2(2)/4(1) and internarial distance greater than the distance between inner margins of the eyes orbits. For another group, in which *A. sibilatus* is included, we did not observe any characteristic in common. Tadpoles of *A. sibilatus* differ from those of other *Aplastodiscus* species by the dental formula variable 4(1,4)/7(1), 4(1,4)/6(1), 4(1,2,4)/6(1) e 3(1,3)/5(1).
Keywords: *Aplastodiscus albosignatus group, morphology, Atlantic Rain Forest, anuran larvae, stream.*

MERCÊS, E.A. & JUNCÁ, F.A. **Girinos de três espécies de *Aplastodiscus* Lutz, 1950 (Anura - Hylidae) ocorrentes no Estado da Bahia, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn03410042010.

Resumo: Nós estudamos a morfologia dos girinos de *Aplastodiscus sibilatus* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003); *Aplastodiscus cavicola* (Cruz & Peixoto, 1985) *Aplastodiscus ibirapitanga* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003) e a comparamos com os girinos de outras espécies do grupo *Aplastodiscus albosignatus* disponíveis na literatura. Os resultados reforçam um dos dois agrupamentos do complexo de *A. albosignatus* propostos na literatura, que inclui *A. cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. leucopygius*. Os girinos das espécies deste grupo apresentam "gap" no lábio anterior, três reentrâncias no lábio posterior, fórmula dentária 2(2)/4(1) e distância internasal maior do que as distâncias entre as bordas internas das órbitas dos olhos. Para outro grupo, no qual *A. sibilatus* está incluído, não observamos nenhuma característica em comum. Girinos de *A. sibilatus* se diferenciaram dos girinos das demais espécies de *Aplastodicus* pela fórmula dentária variável 4(1,4)/7(1), 4(1,4)/6(1), 4(1,2,4)/6(1) e 3(1,3)/5(1).
Palavras-chave: *grupo Aplastodiscus albosignatus, morfologia, Mata Atlântica, larva de anuros, córregos.*

Introdução

Aplastodiscus Lutz, 1950 é um gênero monofilético, cujas 15 espécies se distribuem em três clados resultantes da análise de características exclusivamente moleculares (Faivovich et al. 2005). O clado *Aplastodiscus albofrenatus* é formado por *Aplastodiscus albofrenatus* (Lutz, 1924), *Aplastodiscus arildae* (Cruz & Peixoto, 1987), *Aplastodiscus ehrhardti* (Müller, 1924), *Aplastodiscus eugenioi* (Carvalho e Silva & Carvalho e Silva, 2005), *Aplastodiscus musicus* (Lutz, 1949), *Aplastodiscus weygoldti* (Cruz & Peixoto, 1987), o clado *Aplastodiscus albosignatus* reúne *Aplastodiscus albosignatus* (Lutz & Lutz, 1938), *Aplastodiscus callipygius* (Cruz & Peixoto, 1985), *Aplastodiscus flumineus* (Cruz & Peixoto, 1985), *Aplastodiscus sibilatus* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003), *Aplastodiscus cavicola* (Cruz & Peixoto, 1985), *Aplastodiscus ibirapitanga* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003) e *Aplastodiscus leucopygius* (Cruz & Peixoto, 1985) e finalmente o clado *Aplastodiscus perviridis* é formado por *Aplastodiscus perviridis* Lutz, 1950 e *Aplastodiscus cochranae* (Mertens, 1952).

Faivovich et al. (2005) indicaram algumas características como possíveis sinapomorfias morfológicas para o clado de *A. albosignatus* (presença de ornamentação e tubérculos ao redor da região cloacal). Tais características morfológicas foram aquelas apontadas por Cruz & Peixoto (1984), cujo grupo de espécies indicado por estes autores (grupo *Aplastodiscus albosignatus*) se manteve na análise de Faivovich et al. (2005). Ainda em Cruz & Peixoto (1984) e seguido por Cruz et al. (2003), o grupo *A. albosignatus* pode ser sub-dividido em outros dois grupos, de acordo com as seguintes características: ausência de flap anal e presença de uma área desprovida de grânulos no *milium* anal em torno da abertura cloacal, que reúne *A. albosignatus*, *A. callipygius*, *A. flumineus* e *A. sibilatus*; enquanto flap anal presente e *milium* anal contínuo em torno da abertura cloacal, agrupa *A. cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. leucopygius*. Das sete espécies do clado *A. albosignatus* apenas *A. albosignatus* e *A. leucopygius* têm suas larvas descritas (Peixoto & Cruz 1983, Gomes & Peixoto 2002, respectivamente). Este trabalho apresenta a descrição morfológica dos girinos de *A. sibilatus*; *A. cavicola* e *A. ibirapitanga* e verifica se há características morfológicas larvais que corroborem os grupos propostos por Cruz & Peixoto (1984).

Materiais e Métodos

Os girinos de *A. cavicola* e *A. ibirapitanga* foram coletados em córregos dentro de fragmentos de mata atlântica, na Reserva Ecológica da Michelin (13º 52' 12,5" S e 39º 14' 3,2" W), Município de Igrapiúna, Estado da Bahia, Brasil. Os girinos coletados estavam em diferentes estádios de desenvolvimento e aqueles mais próximos ao estádio 46 (sensu Gosner 1960) foram mantidos em laboratório para identificação. Girinos de *A. ibirapitanga* foram coletados no estádio 25 (sensu Gosner 1960) e foram mantidos em laboratório até os estádios 35-36 (n = 3) e 46 (n = 2). Os girinos de *A. sibilatus* foram coletados num córrego dentro de um fragmento de mata atlântica na Serra da Jibóia (12° 51' S e 39° 28' W), Município de Santa Terezinha, Bahia, localidade de parátipos da espécie (Cruz et al. 2003). Para descrição dos girinos de *A. cavicola* (n = 7), *A. ibirapitanga* (n = 3), *A. sibilatus* (n = 7) foram utilizados indivíduos nos estádios 34-35, 35-36 e 35-36 (sensu Gosner 1960) respectivamente.

A descrição morfológica do corpo e disco oral seguiu McDiarmid & Altig (1999). As medidas morfométricas foram obtidas com auxílio de microscópio estereoscópico Leica MZ6 e lente micrométrica 12 mm (Figura 1). As seguintes medidas foram tomadas: (CT) comprimento Total; (CC) comprimento do corpo; (AC) altura do corpo; (LC) largura do corpo; (CCa) comprimento da cauda; (AMCa) altura da cauda; (AMC) altura da musculatura da cauda; (LMC) largura da musculatura da cauda; (AND) altura da nadadeira dorsal; (ANV) altura da nadadeira ventral; (DNN) distância internasal; (Doo) distância entre o centros dos olhos; (Doo') distância entre as bordas internas das órbitas; (DO) diâmetro do olho; (DN) diâmetro da narina; (DNO) distância narina-olho; (DFN) distância focinho-narina; (DFO) distância focinho-olho; (DFD) distância focinho-nadadeira dorsal; (LD) largura do disco oral; (DEF) distância espiráculo-focinho; e (DEO) distância espiráculo-olho.

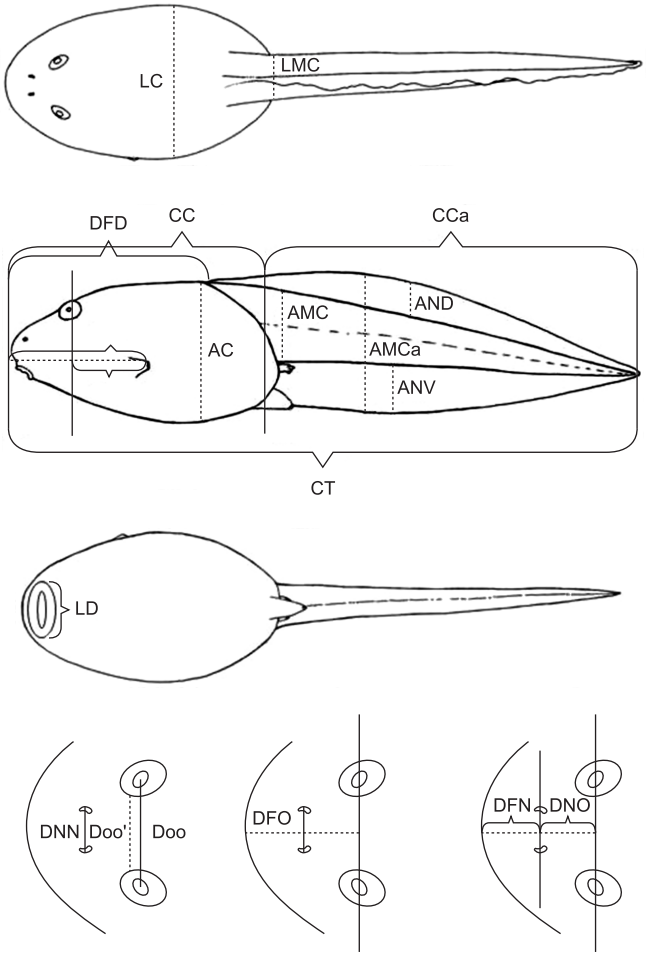


Figura 1. Medidas aferidas nos girinos de *Aplastodiscus cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. sibilatus*. (CT) comprimento total; (CC) comprimento do corpo; (AC) altura do corpo; (LC) largura do corpo; (CCa) comprimento da cauda; (AMCa) altura da cauda; (AMC) altura da musculatura da cauda; (LMC) largura da musculatura da cauda; (AND) altura da nadadeira dorsal; (ANV) altura da nadadeira ventral; (DNN) distância internasal; (Doo) distância entre o centros dos olhos; (Doo') distância entre as bordas internas das órbitas; (DO) diâmetro do olho; (DN) diâmetro da narina; (DNO) distância narina-olho; (DFN) distância focinho-narina; (DFO) distância focinho-olho; (DFD) distância focinho-nadadeira dorsal; (LD) largura do disco oral; (DEF) distância espiráculo-focinho; e (DEO) distância espiráculo-olho. Figura baseada em Altig (1970) e Mijares-Urrutia (1998).

Figure 1. Measurements taken in *Aplastodiscus cavicola*, *A. ibirapitanga* and *A. sibilatus* tadpoles. (CT) total length; (CC) body length; (AC) body height; (LC) body width; (CCa) tail length; (AMCa) tail height; (AMC) tail musculature height; (LMC) tail musculature width; (AND) dorsal fin height; (ANV) ventral fin height; (DNN) internarial distance; (Doo) distance between the eye centers; (Doo') distance between the inside edges of the eyes órbits; (DO) eye diameter; (DN) nostril diameter; (DNO) nostril-eye distance; (DFN) snout-nostril distance; (DFO) snout-eye distance; (DFD) snout-dorsal fin distance; (LD) oral disc width; (DEF) spiracle-snout distance; and (DEO) spiracle-eye distance. Figure based on Altig (1970) and Mijares-Urrutia (1998).

Todos os espécimes examinados encontram-se depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana: *A. cavicola* lote MZUEFS 887 *A. ibirapitanga* lotes MZUEFS 764 e *A. sibilatus* lotes MZUEFS 259 e 321.

Resultados

1. Girino de Aplastodiscus cavicola (Figuras 2a e 3)

Corpo ovóide em vista lateral e elíptico em vista dorsal (Figuras 2a, 3a e 3b), equivalente a 25,5% do comprimento total (Tabela 1), mais largo do que alto; maior largura e altura do corpo no terço médio. Focinho redondo em vista dorsal e lateral. Cauda de terminação afilada, bastante musculosa em seu primeiro terço, altura máxima maior do que a altura máxima do corpo (Figura 3a). Largura da musculatura caudal igual a 58,4% da largura do corpo e altura equivalendo a 85,2% da altura do corpo (Tabela 1). Nadadeiras estreitas pouco arqueadas. Altura máxima da nadadeira dorsal maior do que a da nadadeira ventral. Início da nadadeira dorsal aproximadamente 1,5 mm depois do limite dorsal corpo/cauda, mantendo-se bastante estreita em seu quarto inicial, arqueando-se levemente a partir do terço médio da cauda. Nadadeira ventral estreita também em seu terço inicial. Olhos dorsolaterais, diâmetro igual a 23,3% da largura do corpo (Tabela 1). Narinas dorsais, mais próximas da borda dos olhos do que da ponta do focinho, abertura reniforme e projeção mediana estreita e curta (Figura 3d). Distância internasal 9% maior do que a distância entre as bordas internas dos olhos (Tabela 1). Espiráculo sinistro, abertura redonda e borda transparente (Figura 3e), localizada no terço médio do corpo, coincidindo com linha mediana lateral. Tubo anal mediano com abertura voltada para a direita.

Disco oral ventral, não-emarginado (Figura 3f), largura equivalente a 40,2% da largura do corpo (Tabela 1), circundado por papilas exceto numa pequena região mediana do lábio anterior. Papilas curtas, cônicas, em fileiras duplas e de tamanho similar. Poucas papilas submarginais nas laterais posteriores do disco. Fórmula dentária 2(2)/4(1). Bainhas mandibulares mediamente queratinizadas, finamente serrilhados. Bainha mandibular anterior com processos laterais médios e finos. Três reentrâncias no lábio inferior.

Coloração in vivo (Figura 2a) castanho-marrom, sob fundo creme amarelado a creme alaranjado (na metade final da cauda). Corpo em vista dorsal e lateral castanho-marrom com zonas escuras. Ventre escassamente pigmentado e parede opaca, faixa transparente longitudinal mediana presente na metade posterior do ventre; região oral mais clara do que a região vizinha. Borda do espiráculo despigmentada. Em vista lateral, cauda pontuada de castanho marrom num padrão reticulado com manchas do dorso. Faixa pigmentada sobre o axis da musculatura no primeiro terço da cauda. Faixa pigmentada estreita e descontínua ao longo da margem da musculatura epaxial da cauda. Nadadeira ventral com escassas manchas em seu terço inicial. Ventre da cauda com coloração somente nas laterais. Primeiro terço da cauda mais pigmentado do que os dois terços finais. A coloração em formalina a 10% se mantém, porém esmaecida.

2. Girino de Aplastodiscus ibirapitanga (Figura 2b e 4)

Corpo ovóide em vista lateral e dorsal (Figuras 2b, 4a e 4b), mais largo do que alto, equivalendo a 25,5% do comprimento total (Tabela 1), maior largura no terço médio e altura no terço final. Focinho redondo em vista dorsal e lateral. Altura máxima da cauda equivalente a 94% da altura máxima do corpo (Figura 4a). Musculatura caudal de largura equivalente a 53,2% da largura do corpo e altura equivalente a 72,3% da altura do corpo (Tabela 1). Nadadeiras estreitas (Figura 4a). Nadadeira dorsal mais alta do que a nadadeira ventral. Início da nadadeira dorsal no terço final do corpo, ascendendo levemente até atingir altura máxima no início do terço final da cauda. Início da nadadeira ventral no terço final do corpo, mantendo-se baixa e paralela à musculatura caudal, atingindo sua altura máxima no início terço final cauda. Final da cauda redondo. Olhos dorsolaterais de diâmetro equivalente a 18,6% da largura do corpo. Narinas dorsais, abertura reniforme e projeção mediana pouco pigmentada, larga, alcançando o centro da narina (Figura 4d). Distância internasal maior do que a distância entre as bordas internas dos olhos. Espiráculo sinistro, tubo curto, abertura redonda (Figura 4e), abaixo da linha mediana lateral, no terço médio do corpo. Abertura do tubo anal voltada para a direita.

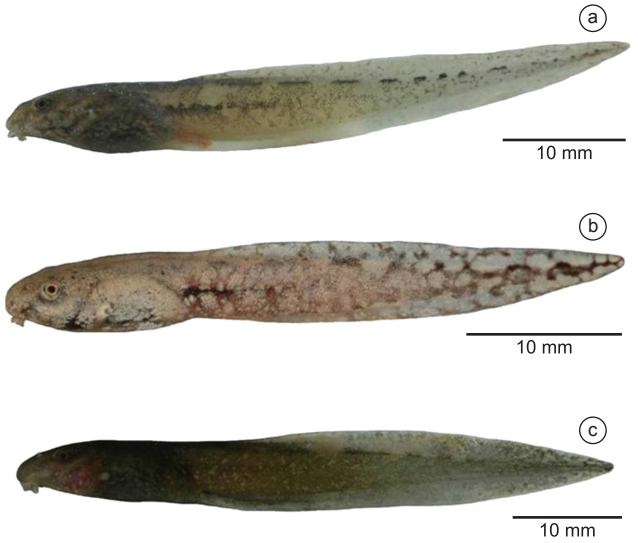


Figura 2. Vista lateral (in vivo) de girinos de a) *Aplastodiscus cavicola*; b) *A. ibirapitanga;* e c) *A. sibilatus* (escala = 10 mm).

Figure 2. Lateral view (in vivo) of tadpoles of a) *Aplastodiscus cavicola*; b) *A. ibirapitanga;* and c) *A. sibilatus* (scale = 10 mm).

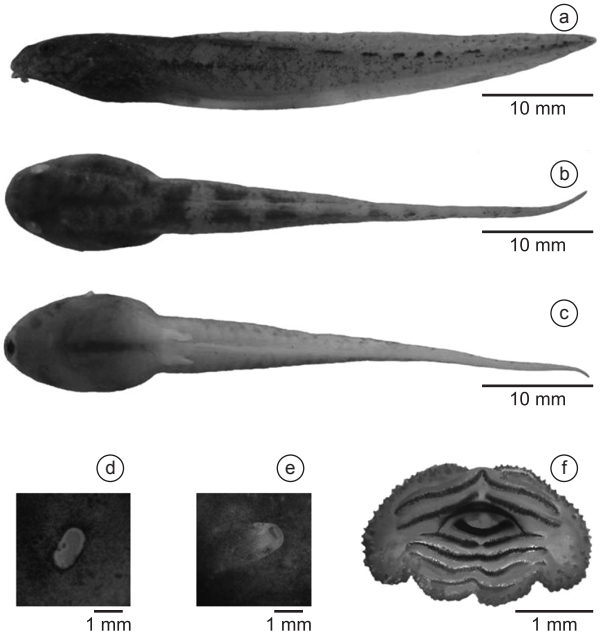


Figura 3. Girinos de *Aplastodiscus cavicola*. a) Vista lateral; b) vista dorsal; c) vista ventral (escala = 10 mm); d) narina esquerda; e) espiráculo; e f) disco oral (escalas = 1 mm).

Figure 3. Tadpole of *Aplastodiscus cavicola*. a) Lateral view; b) dorsal view; c) ventral view (scale = 10 mm); d) left nostril; e) spiracle; and f) oral disc (scales = 1 mm).

Disco oral ventral, não emarginado (Figura 4f), largura equivalente a 31,3% da largura do corpo (Tabela 1), circundado por papilas exceto numa pequena faixa da região mediana do lábio anterior (Figura 4f). Papilas pequenas cilíndrico/cônicas. Papilas do lábio anterior em fileira única. Papilas do lábio posterior em fileira dupla. Papilas submarginais ausentes. Fórmula dentária 2(2)/4(1). Bainhas mandibulares mediamente queratinizadas, finamente serrilhadas. Bainha mandibular anterior com processos laterais médios e finos. Três reentrâncias no lábio posterior.

Coloração em formalina 10% - coloração de fundo creme salpicado de castanho pardacento (Figura 2b). Corpo salpicado de castanho com escassas manchas escuras, parede ventral do corpo transparente, intestino visível. Manchas marrons escuras nas laterais anteriores. Musculatura caudal em vista lateral salpicada de castanho, num padrão reticulado. Manchas marrons escuras distribuídas regularmente na face dorsal da musculatura caudal. Metade final da cauda, em vista lateral, com manchas mais escuras. Nadadeiras salpicadas por manchas castanhas. Face ventral da musculatura caudal também manchada salpicada. Faixa escura na região mediana do primeiro terço da cauda em vista lateral.

3. Girino de Aplastodiscus sibilatus (Figura 2c e 5)

Corpo elíptico em vista dorsal e ovóide em vista lateral, mais largo do que alto (Figuras 5a e b), equivalendo a 27,5% do comprimento total (Tabela 1), maior largura e altura no seu terço final. Focinho redondo em vista dorsal e lateral. Cauda longa, altura máxima levemente maior (5%) que a altura máxima do corpo. Terminação da cauda afilada. Largura da musculatura caudal igual a 56,3% da largura do corpo e altura equivalendo a 80,5% da altura do corpo

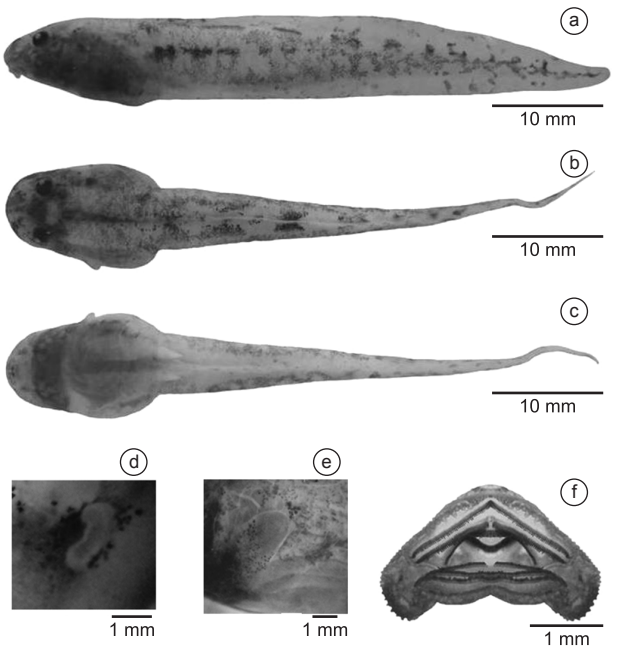


Figura 4. Girinos de *Aplastodiscus ibirapitanga*. a) Vista lateral; b) vista dorsal; c) vista ventral (escala = 10 mm); d) narina esquerda; e) espiráculo; e f) disco oral (escalas = 1 mm).

Figure 4. Tadpole of *Aplastodiscus ibirapitanga;* b) dorsal view; c) ventral view (scale 10 mm); d) left nostril; e) spiracle; and f) oral disc (scales = 1 mm).

Tabela 1. Média ($\bar{x}$), desvio-padrão (DP) e valores mínimo e máximo (Min – Max) das medidas (em mm) dos girinos de *Aplastodiscus cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. sibilatus*.

Table 1. Average ($\bar{x}$), standard deviation (DP) and minimum and maximum values (Min – Max) of measurements (mm) of *Aplastodisucus cavicola*, *A. ibirapitanga* and *A. sibilatus* tadpoles.

	Aplastodiscus cavicola **Estádio 34-35; n = 7**			***Aplastodiscus ibirapitanga*** **Estádio 35-36; n = 3**			***Aplastodiscus sibilatus*** **Estádio 35-36; n = 7**		
	$\bar{x}$	**DP**	**(Min – Max)**	$\bar{x}$	**DP**	**(Min – Max)**	$\bar{x}$	**DP**	**(Min – Max)**
CT	54,5	2,2	(50,4 - 57,2)	51,5	2,8	(48,5 - 54,1)	56,3	2,3	(52,9 - 58,8)
CC	13,9	0,9	(12,6 - 14,9)	14,2	0,6	(13,7 - 14,9)	15,5	0,7	(14,5 - 16,6)
CCa	40,6	2,1	(37,3 - 43,8)	37,3	3,3	(33,6 - 40,1)	40,8	2,0	(38,0 - 43,2)
AMC	5,2	0,2	(4,9 - 5,4)	6,0	0,4	(5,6 - 6,3)	5,8	0,4	(5,1 - 6,3)
AMCa	6,8	0,3	(6,3 - 7,2)	7,8	0,6	(7,2 - 8,2)	7,6	0,3	(7,2 - 8,1)
AC	6,1	0,5	(5,6 - 7,0)	8,3	0,5	(7,7 - 8,8)	7,2	0,3	(6,7 - 7,7)
AND	1,9	0,3	(1,4 - 2,3)	2,0	0,1	(1,9 - 2,1)	2,3	0,1	(2,1 - 2,5)
ANV	1,4	0,3	(0,9 - 1,8)	1,6	0,2	(1,4 - 1,8)	1,9	0,1	(1,8 - 2,1)
LC	7,7	0,5	(7,0 - 8,8)	10,2	0,5	(9,6 - 10,5)	8,7	0,5	(7,9 - 9,3)
LMC	4,5	0,3	(4,0 - 4,9)	5,5	0,1	(5,4 - 5,6)	4,9	0,2	(4,6 - 5,3)
DNN	3,5	0,1	(3,3 - 3,7)	3,4	0,1	(3,3 - 3,5)	3,3	0,2	(3,0 - 3,5)
Doo	5,1	0,3	(4,6 - 5,5)	4,5	0,2	(4,4 - 4,7)	4,6	0,5	(3,9 - 5,3)
Doo'	3,2	0,3	(2,9 - 3,7)	2,9	0,1	(2,8 - 3,0)	3,8	0,3	(3,3 - 4,2)
DO	1,8	0,1	(1,7 - 1,9)	1,9	0,1	(1,8 - 2,0)	1,7	0,1	(1,6 - 1,9)
DN	0,7	0,0	(0,6 - 0,7)	0,8	0,0	(0,8 - 0,8)	0,6	0,0	(0,6 - 0,7)
LD	3,1	0,3	(2,6 - 3,3)	3,2	0,2	(3,0 - 3,3)	3,9	0,4	(3,3 - 4,4)
DEF	9,0	0,5	(8,2 - 9,6)	8,8	0,2	(8,6 - 8,9)	8,9	0,8	(7,5 - 9,8)
DFD	15,3	0,9	(14 - 16,6)	13,2	1,8	(11,4 - 14,9)	19,1	1,7	(15,8 - 21,0)
DFN	1,8	0,1	(1,6 - 2,0)	2,1	0,1	(1,9 - 2,2)	2,5	0,3	(2,2 - 2,8)
DFO	4,0	0,3	(3,7 - 4,6)	4,6	0,2	(4,3 - 4,8)	5,1	0,3	(4,5 - 5,4)
DNO	2,2	0,2	(2,1 - 2,6)	2,6	0,1	(2,5 - 2,7)	2,2	0,9	(2,2 - 2,7)
DEO	5,9	0,3	(5,4 - 6,2)	5,7	0,3	(5,4 - 5,9)	5,6	0,3	(5,3 - 6,1)

(Tabela 1). Nadadeiras estreitas. Nadadeira dorsal mais alta do que a nadadeira ventral iniciando-se a aproximadamente 4,0 mm depois do limite dorsal corpo/cauda, arqueando-se levemente até atingir altura máxima no terço médio da cauda. Nadadeira ventral mantém-se reta até o terço médio onde arqueia levemente atingindo sua maior altura. Olhos dorso-laterais, de diâmetro equivalendo a 19,5% da largura do corpo (Tabela 1). Narinas dorsais, mais próximas dos olhos do que do focinho, abertura reniforme e projeção mediana larga e pigmentada (Figura 5d). Distância internasal menor do que a distância entre as bordas internas dos olhos. Espiráculo sinistro, tubo curto (Figura 5e), abertura no terço médio do corpo, coincidindo com a linha mediana lateral. Tubo anal com abertura voltada para a direita.

Disco oral ventral, não emarginado, totalmente circundado por papilas pequenas cilíndrico-arrendondadas em dupla fileira no lábio anterior e nas laterais, e tripla fileira no lábio posterior (Figura 5f). Largura equivalendo a 44,8% da largura do corpo. Papilas submarginais presentes em grande densidade nas laterais. Reentrância mediana no lábio anterior e três reentrâncias no lábio posterior. Fórmula dentária variável: 4(1,4)/7(1), 4(1,4)/6(1), 4(1,2,4)/6(1) e 3(1,3)/5(1). Bainhas mandibulares fracamente queratinizadas.

Coloração in vivo variando de castanho esverdeado a castanho marrom (Figura 2c). Dorso com pintas pretas, cauda mosqueada de preto em variados graus de acordo com os estádios de desenvolvimento: indivíduos em estádios menos avançados apresentam maior densidade de manchas pretas na cauda do que os indivíduos em estádios mais avançados. Há pequenas zonas despigmentadas e também zonas de coloração alaranjada principalmente nas nadadeiras. Em formalina 10% a coloração se mantém, porém esmaecida.

Ao comparar os girinos descritos neste trabalho com as descrições disponíveis na literatura de girinos das espécies dos subgrupos de *A. albosignatus* propostos por Cruz & Peixoto (1984), observamos que a fórmula dentária 2(2)/4(1), a presença de "gap" no lábio anterior, três reentrâncias no lábio posterior e distância internasal maior do que a distância entre as bordas internas das órbitas dos olhos foram comuns no agrupamento de *A. cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. leucopygius*, enquanto que a distância internasal menor do que a distância entre as bordas internas das órbitas dos olhos em *A. sibilatus* e *A. ibirapitanga*. Outras características variaram como a presença de papilas submarginais, início da nadadeira dorsal (nos dois grupos), fórmula dentária, presença de "gap" no lábio anterior, número de reentrâncias no lábio posterior em *A. albosignatus* e *A. sibilatus* (Tabela 2).

Discussão

Os girinos *de A. cavicola* se diferenciaram daqueles de *A. ibirapitanga* por apresentarem corpo elíptico em vista dorsal, altura máxima da cauda maior do que a altura máxima do corpo, coloração de fundo creme amarelada, face ventral da musculatura caudal despigmentada, ponta da cauda com manchas levemente alaranjadas, nadadeira dorsal com escassas manchas castanhas, papilas em dupla fileira, papilas submarginais presentes, enquanto que os girinos de *A. ibirapitanga* apresentam corpo ovóide em vista dorsal, altura máxima da cauda menor do que a altura máxima do corpo, coloração de fundo creme avermelhada, face ventral da musculatura

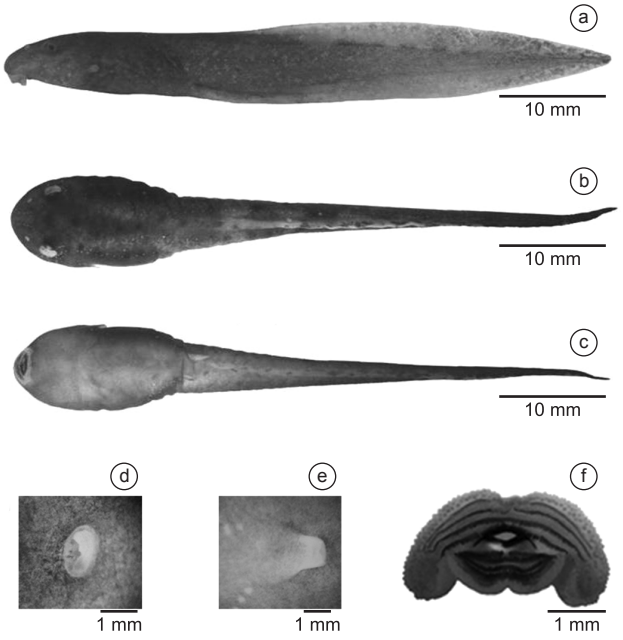


Figura 5. Girinos de *Aplastodiscus sibilatus*. a) Vista lateral; b) vista dorsal; c) vista ventral (escala = 10 mm); d) narina esquerda; e) espiráculo; e f) disco oral (escalas = 1 mm).

Figure 5. Tadpole of *Aplastodiscus sibilatus*. a) Lateral view; b) dorsal; c) ventral (scale = 10 mm); d) left nostril; e) spiracle; and f) oral disc (scales = 1 mm).

Tabela 2. Características morfológicas dos girinos do grupo de *Aplastodiscus albosignatus*.

Table 2. Morphological characteristics of tadpoles of group *Aplastodiscus albosignatus*.

	Espécies com flap anal e milium anal contínuo em torno cloaca			**Espécies sem flap anal e milium anal descontínuo em torno cloaca**	
	A. cavicola **Estádio 34-35; n = 7**	***A. ibirapitanga*** **Estádio 35-36; n = 3**	***A. leucopygius**** **Estádio 28, n = 10**	***A. sibilatus*** **Estádio 35-36; n = 7**	***A. albosignatus**** **Estádio 28, n = 1**
"Gap" no lábio anterior	Presente	Presente	Presente	Ausente	Presente
Papilas submarginais	Presentes	Ausentes	Presentes	Presentes	Ausentes
Número de reentrâncias no lábio posterior	3	3	3	3	2
Fórmula das fileiras de dentículos (LTRF)	2(2)/4(1)	2(2)/4(1)	2(2)/4(1)	4(1,4)/7(1), 4(1,4)/6(1), 4(1,2,4)/6(1) e 3(1,3)/5(1)	2(2)/4
distância internasal × distância entre as bordas internas dos olhos	Maior	Maior	Maior	Menor	Menor
Início da nadadeira dorsal	1,4 mm depois do limite dorsal do corpo	No limite dorsal do corpo	Antes do limite dorsal do corpo	4,0 mm depois do limite dorsal do corpo	No limite dorsal do corpo

*Descrição de Gomes & Peixoto (2002). **Descrição de Peixoto & Cruz (1983).

caudal salpicada de castanho, ponta da cauda com manchas escuras, nadadeira dorsal com manchas pretas, papilas em fileira dupla somente no lábio posterior, papilas submaginais ausentes.

Os girinos de *A. cavicola* e *A. ibirapitanga* se assemelharam aos de girinos de *A. leucopygius* descritos por Gomes & Peixoto (2002) pelas características do disco oral (pequena interrupção no lábio anterior, três reentrâncias no lábio posterior) e pela fórmula dentária 2(2)/4(1).

Os girinos de *A. cavicola* e *A. ibirapitanga* se diferenciaram dos girinos de *A. sibilatus* principalmente por apresentarem fórmula dentária 2(2)/4(1), interrupção na fileira de papilas no lábio superior, pela distância internasal maior do que a distância entre as bordas internas dos olhos, enquanto que os girinos de *A. sibilatus* apresentaram fórmula dentária variável 4(1,4)/7(1), 4(1,4)/6(1), 4(1,2,4)/6(1) e 3(1,3)/5(1), disco oral totalmente circundado por papilas, distância internasal menor do que a distância entre as bordas internas dos olhos.

Os girinos de *A. sibilatus* se assemelharam ao girino de *A. albosignatus* descrito por Peixoto & Cruz (1983) apenas por apresentarem altura máxima da cauda maior do que a altura máxima do corpo e distância internasal menor do que a distância entre as bordas internas dos olhos. Os girinos de *A. sibilatus* se diferenciaram do girino de *A. albosignatus* por apresentarem fórmula dentária variável 4(1,4)/7(1), 4(1,4)/6(1), 4(1,2,4)/6(1) e 3(1,3)/5(1), três reentrâncias no lábio posterior, disco oral sem "gap" e início da nadadeira dorsal depois do limite dorsal do corpo, enquanto que os girinos de *A. albosignatus* apresentam a fórmula dentária 2(2)/4, duas reentrâncias no lábio posterior, disco oral com "gap" e início da nadadeira dorsal no limite dorsal do corpo.

Ao utilizar uma análise fenética para os parâmetros acústicos do canto de anúncio das espécies do clado *A. albosignatus*, Abrunhosa et al. (2005) não corroboraram os agrupamentos propostos por Cruz & Peixoto (1984). Entretanto, a morfologia externa dos girinos destas espécies corrobora ao menos um dos agrupamentos morfológicos propostos, entre as espécies *A. cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. leucopygius*. O outro sub-grupo proposto Cruz & Peixoto (1984) por formado por *A. albosignatus*, *A. callipygius*, *A. flumineus* e *A. sibilatus* não pode ser avaliado devido ao desconhecimento da fase larval de *A. callipygius* e *A. flumineus*.

Haas (2003), ao utilizar a morfologia larval para propor uma filogenia de anuros, incluiu características confiáveis diante de sua ampla utilização por diferentes autores e pouca variação intraespecífica e, entre estas, utilizou características associadas ao "gap" no lábio superior e fórmula dentária, entretanto o autor não utilizou espécies do gênero *Aplastodiscus*. Na proposta de Faivovich et al. (2005) pode-se verificar que no grupo *A. albosignatus*, há um clado terminal formado por *A. cavicola* e *A. leucopygius*. Infelizmente, os autores não incluíram *A. ibirapitanga*. Embora nossos resultados associados aos resultados de Faivovich et al. (2005) indiquem uma relação filogenética próxima entre as três espécies, para o estabelecimento do grupo formado por *A. cavicola*, *A. ibirapitanga* e *A. leucopygius* é necessário um estudo que inclua todas as espécies do gênero *Aplastodiscus* e uma metodologia filogenética apropriada.

Agradecimentos

Agradecemos a Felipe Camurugi Almeida Guimarães pela valiosa contribuição nos trabalhos de campo. À direção da Reserva Michelin (PMB), em especial a Kevin Flesher e Juliana Laufer e à Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS) pelo apoio logístico aos trabalhos realizados no local. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pela licença para realizar o trabalho (IBAMA RAN processo 02010.000026/2007-49, SISBIO n° 14299-1); Ao CNPq Pela bolsa de pesquisa concedida ao segundo autor (Processo 305457/2009-8).

Referências Bibliográficas

ABRUNHOSA, P.A., PIMENTA, B.V.S., CRUZ, A.G.C. & HADDAD, C.F.B. 2005. Advertisement calls of species of the *Hyla albosignata* group (AMPHIBIA, ANURA, HYLIDAE). Arq. Mus. Nac. 63(2):275-282.

ALTIG, R. 1970. A key to the tadpoles of the continental United States and Canada. Herpetologica 26(2):180-207.

CRUZ, C.A.G. & PEIXOTO, O.L. 1984. Espécies verdes de *Hyla*: o complexo "Albosignata" (Amphibia, Anura, Hylidae). Arq. Univ. Fed. Rural Rio J. 7(1):31-47.

CRUZ, C.A.G., PIMENTA, B.V.S. & SILVANO, D.L. 2003. Duas novas espécies pertencentes ao complexo de *Hyla albosignata* Lutz & Lutz, 1938, do leste do Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). Bol. Mus. Nac. Zool. 503:1-13.

FAIVOVICH, J., HADDAD, C.F.B., GARCIA, P.C.O., FROST, D.R., CAMPBELL, J.A. & WHEELER, W.C. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: Phylogenetic analysis and taxonomic revision. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 294:1-240.

GARCIA, P.C.A., CARAMASCHI, U. & KWET, A. 2001. O status taxonômico de *Hyla cochranae* Mertens e recaracterizacão de *Aplastodiscus* A. Lutz (Anura, Hylidae). Rev. Bras. Biol. 18(4):1197-1218.

GOMES, M.R. & PEIXOTO, O.L. 2002. O girino de *Hyla leucopygia* Cruz & Peixoto, 1987 (Amphibia, Anura, Hylidae). Bol. Mus. Mello Leitão 13:17-25.

GOSNER, K.L. 1960. A simplified table for staring anuran embryos and larvae with notes on identification. Herpetologica 16(2):183-190.

HAAS, A. 2003. Phylogeny of frogs as inferred from primarily larval characters (Amphibia: Anura). Cladistics 19:23-89.

McDIARMID, R.W. & ALTIG, R. (ed.). 1999. Tadpoles: the biology of anuran larvae. The University of Chicago Press, Chicago, 444p.

MIJARES-URRUTIA, A. 1998. Los renacuajos de los anuros (Amphibia) altoandinos de Venezuela: morfología externa y claves. Rev. Biol. Trop. 46(1):119-143.

PEIXOTO, O.L. & CRUZ, C.A.G. 1983. Girinos de espécies de *Hyla* do grupo "Albomarginata" do Sudeste Brasileiro (Amphibia, Anura, Hylidae). Arq. Univ. Fed. Rural Rio J. 6(2):155-163.

Recebido em 23/08/2010
Versão reformulada recebida em 16/10/2010
Publicado em 25/11/2010

Playing dead to stay alive: death-feigning in *Liolaemus occipitalis* (Squamata: Liolaemidae)

***Maurício Beux dos Santos*[1,3], *Mauro Cesar Lamim Martins de Oliveira*[1], *Laura Verrastro*[2] & *Alexandro Marques Tozetti*[1]**

[1]*Laboratório de Ecologia de Vertebrados Terrestres, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, Km 8, CEP 96201-900, Rio Grande, RS, Brazil*
[2]*Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brazil*
[3]*Corresponding author: Maurício Beux dos Santos, e-mail: mbeuxs@yahoo.com.br*

SANTOS, M.B., OLIVEIRA, M.C.L.M., VERRASTRO, L. & TOZETTI, A.M. **Playing dead to stay alive: death-feigning in *Liolaemus occipitalis* (Squamata: Liolaemidae)**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?short-communication+bn03110042010.

Abstract: Predation is the major selective force that drives the development of a series of defense mechanisms by the species. These mechanisms are efficient in that it limits the ability of predators to detect, recognize and subdue their prey. In lizards for example, the tail loss and locomotor escape are the most common defensive behavior reported on the literature. Additionally, in response to external stimuli, some lizards exhibit a peculiar defensive behavior: death-feigning or thanatosis. Here we describe the first record of death-feigning in a population of *Liolaemus occipitalis* in a coastal sand dune habitat in Southernmost Brazil. A total of 86 individuals were tested. During handling 75.6% of lizards feigned death. The duration of this behavior was longer when the observer remained closer to the lizards, suggesting the ability of *L. occipitalis* to evaluate the predation risk.
Keywords: *thanatosis, behavior, sand-dune lizard, pampa, restinga.*

SANTOS, M.B., OLIVEIRA, M.C.L.M., VERRASTRO, L. & TOZETTI, A.M. **Simulando a morte para manter-se vivo: tanatose em *Liolaemus occipitalis* (Squamata: Liolaemidae)**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?short-communication+bn03110042010.

Resumo: A pressão exercida pela predação é a principal força seletiva que direciona o estabelecimento de uma série de mecanismos de defesa por parte das espécies. Esses mecanismos são eficientes na medida em que limitam a capacidade dos predadores em detectar, reconhecer ou subjugar suas presas. Em lagartos, por exemplo, os comportamentos defensivos mais frequentemente citados na literatura são a autotomia caudal e a fuga. Além disso, em resposta a estímulos externos, alguns lagartos podem exibir um comportamento peculiar: fingem-se de mortos (tanatose). Neste estudo descrevemos o primeiro registro de tanatose em uma população de *Liolaemus occipitalis* em área de dunas costeiras no extremo Sul do Brasil. Um total de 86 indivíduos foram testados. Durante o manuseio, 75,6% dos lagartos exibiram o comportamento de tanatose. A duração deste comportamento foi maior quando o observador permanecia a distâncias mais curtas dos lagartos, sugerindo uma capacidade de *L. occipitalis* em avaliar o risco de predação.
Palavras-chave: *tanatose, comportamento, lagartixa-das-dunas, pampa, restinga.*

Introduction

In general, animals show a series of traits and defensive mechanisms to avoid predation and stay alive. Organisms reduce the probability of being predated by using many adaptations or behavioral strategies, which may present specific behaviors (displays) that can discourage a predator's attack (Greene 1988). Predation pressure is a fundamental selective force for the development of a series of traits that increase prey survival, by limiting the predator ability to detect, recognize, approach, subjugate or consume the prey (Endler 1986, Greene 1988, Lima & Dill 1990). In general, antipredator mechanisms are an important factor in the evolutionary processes of many animals (e.g., Vermeij 1982, Lima & Dill 1990). Vertebrates, in particular the Squamata, exhibit extremely diverse antipredator tactics (e.g., Pough et al. 2004, Rocha 1993), making this group an interesting model to examine evolutionary mechanisms to avoid predation (e.g., Greene 1988). In snakes, many defensive displays have been characterized including various ways of intimidating or avoiding aggressors (Greene 1988, Tozetti et al. 2009). Unfortunately, much less information is available on the defensive behavior of lizards compared to snakes. The most reported defensive behavior of lizards in the literature is tail loss (autotomy) and locomotor escape (Greene 1988, Roberts et al. 1998, Rocha-Barbosa et al. 2008). Additionally, some lizards exhibit a peculiar defensive behavior: death-feigning. Death-feigning (thanatosis) is a state of immobility assumed by many animals in response to external stimuli. This behavior has been considered a defense mechanism against predators and is shared by mammals (e.g., Francq 1969), birds (e.g., Sargeant & Eberhardt 1975), fishes (e.g., Howe 1991), amphibians (e.g., Gargaglioni et al. 2001, Bertoluci et al. 2007), reptiles (e.g., Greene 1988), and insects (e.g., Acheampong & Mitchell 1997). Death feigning is also known as catalepsy, or tonic immobility. In most cases, animals that exhibit this behavior "play dead" by maintaining a rigid posture or by simulating fully relaxed muscles (e.g. fainting; Greene 1988). Apparently thanatosis is a behavior that rarely occurs spontaneously (Greene 1988). Immobility might discourage sequential attacks, allowing escape, as demonstrated in experiments using invertebrates (Miyatake et al. 2004). While efficiency in this defensive behavior have been poorly tested, its occurrence in several vertebrate groups suggests a favorable evolutionary pressure toward its maintenance (Miyatake et al. 2004). In frogs, for example, the thanatosis was pointed out as an important secondary defense mechanism in *Phillomedusa* (Sazima 1974). In lizards, death-feigning has been reported for several different families, such as Anelytropsidae (Torres-Cervantes et al. 2004), Crotaphytidae (Gluesing 1983), and Scincidae (Langkilde et al. 2003). Among tropidurid lizards, this behavior has been observed in *Eurolophosaurus nanuzae* Rodrigues, 1981 (Galdino & Pereira 2002), *E. divaricatus* Rodrigues, 1984 (Gomes et al. 2004, Kohlsdorf et al. 2004) previously *Tropidurus nanuzae* and *T. divaricatus* (Frost et al. 2001), *T. torquatus* Wied, 1820 and *T. hispidus* Spix, 1825 (Bertoluci et al. 2006). Bertoluci et al. (2006) has also reported anecdotal records for several other species in the tropidurid family. Among Liolaemidae, this behavior has been reported only in *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938 (Rocha 1993). This family consists of 229 species (including subspecies) belonging to the genera *Ctenoblepharys*, *Phymaturus,* and *Liolaemus*. The latter comprises most of the species of the family, with 200 species (Pincheira-Donoso et al. 2008a). Considering the great diversity in ecological specializations and morphology, *Liolaemus* is an important group to study adaptive radiations (Pincheira-Donoso et al. 2008b). The South American *Liolaemus* lizards occurs in Argentina, Bolivia, Brazil, Chile, Paraguay, Peru, and Uruguay, which represents the widest range of environments occupied by a single lizard genus. The *Liolaemus occipitalis* Boulenguer, 1885 is a small sand-dune-lizard associated to coastal habitats and its geographic distribution restricted to Rio Grande do Sul and Santa Catarina States, southern Brazil (Bujes & Verrastro 2008), and Uruguay (Verrastro et al. 2006). It is primarily an insectivorous reptile that reproduces between September and March (Verrastro & Krause 1994). Despite being a threatened species (Marques et al. 2002), available data on its natural history and behavior obtained in the field are scarce. In addition, the impact that sand dune habitats have been enduring highlight the importance of ecological studies on species associated to this environment (Seeliger 2003). Here we report observations of the defensive behavior of *L. occipitalis* in nature and the first record of death-feigning in this species.

Methods

The data presented in this study was collected between November 2009 and January 2010 in the municipality of Rio Grande, RS, in an area known as Balneário Cassino, southernmost Brazil (32º 07' 54.65'' - 32º 17' 35.07'' S and 52º 06' 38.80'' - 52º 20' 53.36'' W) located at sea level. The area consists of well preserved wet habitats formed by meadows with a mosaic of dunes, sand dune vegetation and temporary lagoons. The climate is classified as subtemperate (Maluf 2000), with an average annual maximum temperature of 23.3 °C and average annual minimum temperature of 12.7 ºC. The seasons are well defined, with rainfall homogeneously distributed along the year and averaging 1252 mm between 1931and1990 (INMET 2010). During field surveys of the regional herpetofauna, we captured 86 individuals of *Liolaemus occipitalis* using pitfall traps with drift fences (Brasileiro et al. 2005). The lizards remained a maximum of eight hours in buckets containing water and shelter to protect them against the sunlight, minimizing the stress on captured animals. All lizards were handled carefully during measurements (body size and mass), sex determination, and assessment of the reproductive condition of females by palpation (Fitch 1987). While being held, some individuals feigned death (Figure 1). The animals that exhibited this behavior were immediately placed on the ground and observed from two distances, 1 and 7 m, whose order was set at random. In one of the distances, individuals were observed until recovery. The animal was then captured by hand and if death-feigning was observed again, the observation was repeated from a second distance from the lizard. The duration of the behavior was recorded in each observation. Only animals that exhibited this behavior from the two distances from the observers (treatments) were considered. Because this species exhibit intraspecific agonistic interactions (M.B. Santos, personal observation), we only tested individuals that were alone in the traps. This measure was taken to reduce the stress level of lizards prior to manipulation. Each observation was considered a sample. Comparisons between the durations of the behavior from different distances were conducted with a paired Wilcoxon test (Zar 1999). After recording the behavior, lizards were toe-clipped (Waichman 1992) before being released five meters from traps. Recaptured animals were not included in the behavior assessment.

Results and Discussion

Eighty-six lizards (47 males, 31 females, and 8 juveniles) were captured. The average size of animals was 47.5 ± 9.3 mm SVL (range - females: 37.0 – 66.0 mm; males: 40.0 – 63.0 mm; juveniles: 22.0 – 30.0 mm) and the average body mass was 3.60 ± 1.6 g (range - females: 1.3 – 5.3 g; males: 1.8 – 7.8 g; juvenile: 0.3 – 0.8 g). During handling, 65 lizards (75.6%) feigned death, 35 were males, 23 were females and seven were juveniles (Figure 2). This represents 74.5% of males, 74.2% of females, and 87.5% of juveniles.

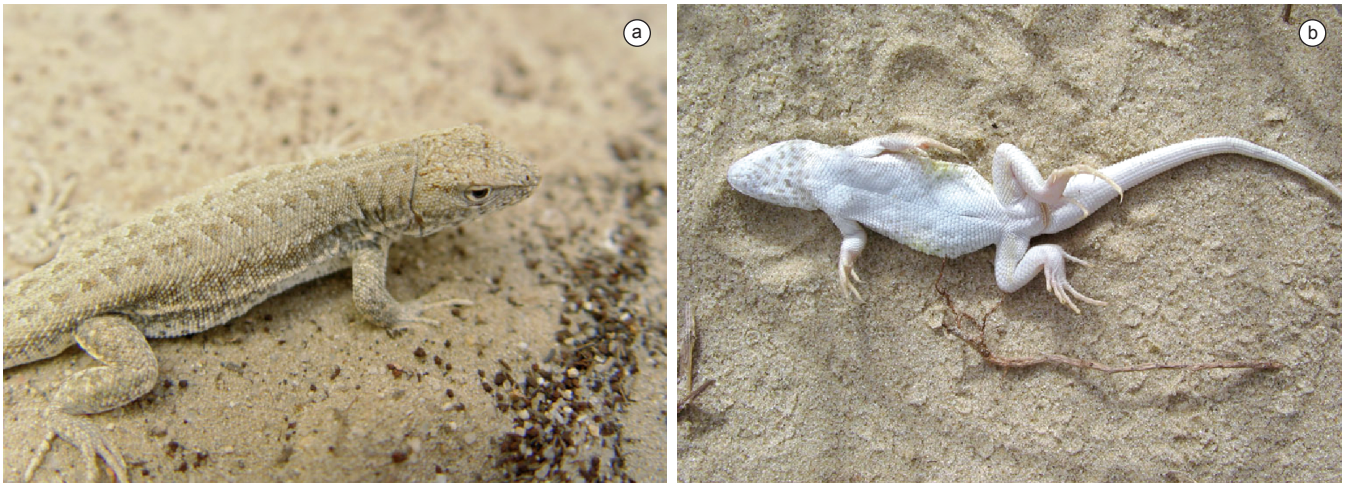


Figure 1. a) general aspect of an individual of *Liolaemus occipitalis* Boulenguer, 1885; and b) an individual feigning death.

Figura 1. a) aspecto geral de um indivíduo de *Liolaemus occipitalis* Boulenguer, 1885; e b) indivíduo exibindo o comportamento de tanatose.

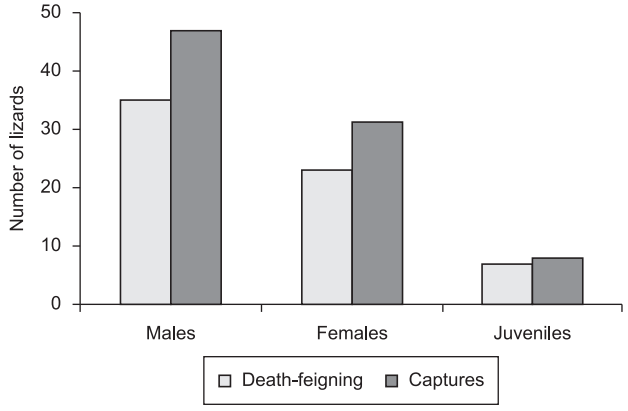


Figure 2. Absolute number of *Liolaemus occipitalis* lizards captured by pitfall traps with drift fence and number of lizards that feigned death during handling.

Figura 2. Número absoluto de indivíduos de *Liolaemus occipitalis* capturados em armadilha de interceptação e queda e que apresentaram o comportamento de tanatose durante a manipulação.

The death-feigning behavior observed in our study was similar to that described in *Tropidurus* species by Bertoluci et al. (2006). During handling, *L. occipitalis* lizards exhibited very relaxed muscles, remained immobile in the observer's hand, and maintained this posture when placed on the ground (Figure 1). During death-feigning, simultaneous slow and lateral tail movements and intermittent movements of opening and closing the eyes were observed. Some studies show that habitat characteristics confer different probabilities of predation of lizards (Shepard 2007). Although *L. occipitalis* is associated with open environments like sand dunes, the presence of shrubs, even sparse ones, provides shelter and protection against predators (Bujes & Verrastro 1998). In addition, the cryptic coloration and the ability of digging burrows are probably its main strategies against predation. Also, *L. occipitalis* is an ambush forager (M.B. Santos, personal observation), which might decrease the time of exposure to visually-oriented predators. Apparently, when a predator is detected, the main active defense strategy of *L. occipitalis* is to escape and the capacity of burying (Bujes & Verrastro 1998). However, the capacity of escape, especially the speed, depends on body temperature as well as reproductive conditions (Shine 1980, Plummer 1997, Miles et al. 2000). As a result of these constraints, a diversification in defense strategies might increase the probability of survival of individuals. Because thanatosis only occurs if stimulated (e.g. handling), this could indicate that this strategy represents an extreme measure used after a first attack by the predator. Thus, escape and cryptic behavior combined represents ways to avoid perception or capture, while death-feigning might be a strategy used when the lizard has been already captured by the predator. It should be pointed out that the duration of thanatosis was significantly longer ($T = 0.0$; $P = 0.028$; $n = 12$) when the observed remained near (average duration = 10.2 $\pm$ 1.99 minutes; range = 7.2 - 12.7 minutes) than when the observed was farther away from lizards (average duration = 2.0 $\pm$ 1.14 minutes; range = 0.5 - 3.83 minutes), suggesting that the animals are capable of evaluating the threat level.

It should be pointed out that during previous studies conducted with other populations of *L. occipitalis,* death-feigning was rarely observed (M.B. Santos, personal observation). The high frequency of records of this behavior in the population of the present study might be associated with a selective process toward this defensive mechanism. Studies on experimental handling demonstrated that the duration of death feigning observed in insects was a result of different selection pressures caused by predation (Prohammer & Wade 1981). However, in our study, this hypothesis still needs to be further investigated with experimental studies in which the actual predation pressure is quantified, as well as the efficacy of death-feigning to avoid the action of predators.

Acknowledgments

We are grateful to Col. Augusto Martins for providing transportation to the study area. The study was conducted with laboratory assistance of several biologists, especially Tatiane Penteado Gonçalves and Alexandre Hartmann. We also thank CNPq (process 476661/2008-0) and FAPERGS (process 0902139) for grants received and ICMBio for collecting permits.

References

ACHEAMPONG, A. & MITCHELL, B.K. 1997. Quiescence in the Colorado potato beetle, *Leptinotarsa decemlineata*. Entomol. Exp. Appl. 82(1): 83-89.

BERTOLUCI, J., CASSIMIRO, J. & RODRIGUES, M.T. 2006. Tropiduridae (tropiduridae lizards). Death-feigning. Herpetol. Rev. 37(4):472-473.

BERTOLUCI, J., BRASSALOTI, R.A., SAWAKUCHI, H.O., RIBEIRO JR., J.W. & WOEHL, G. 2007. Defensive behaviour with stiff-legged posture in the Brazilian tree toads *Dendrophryniscus brevipollicatus* and *D. leucomystax* (Anura, Bufonidae). Alytes 25(1-2):38-44.

BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. &. MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. Biota Neotrop. 2(*5*): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005 (último acesso em 10/04/2010.

BUJES, C.S. & VERRASTRO, L. 1998. Comportamento de *Liolaemus occipitalis* em cativeiro (Sauria:Tropiduridae). Rev. Bras. Zool. 15(4):915-920.

BUJES, C.S. & VERRASTRO, L. 2008. Microhabitat use by the saxicolous lizard, *Liolaemus occipitalis* (Squamata, Tropiduridae), in the coastal sand dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. Iheringia. Ser. Zool. 98(1):156-160.

ENDLER, J.A. 1986. Defense against predators. In Predator–Prey Relationships. Perspectives and approaches from the study of lower vertebrates (M. Feder & G. Lauder, eds). The Univ. Chicago Press, Chicago, IL, p. 109-134.

FITCH, H.S. 1987. Collecting and life history techniques. In Snakes: ecology and evolutionary biology. (R.A. Seigel, J.T. Collins & S.S. Novak, eds.). New York: McMillan Publishing Company, p. 143-164.

FRANCQ, E.N. 1969. Behavioral aspects of feigned death in the opossum Didelphis marsupialis. Am. Midl. Nat. 81(2):556-567.

FROST, D.R., RODRIGUES, M.T., GRANT, T. & TITUS, T.A. 2001 Phylogenetics of the lizard genus *Tropidurus* (Squamata: Tropiduridae): Direct optimization, descriptive efficiency, and sensitivity analysis of congruence between molecular data and morphology. Mol. Phylogenet. Evol. 21(3): 352-371.

GALDINO, C.A.B. & PEREIRA, E.G. 2002. *Tropidurus nanuzae* (NCN). Death feigning. Herpetol. Rev. 33(1):54.

GARGAGLIONI, L.H., PEREIRA, A.S. & HOFFMANN, A. 2001. Basal midbrain modulation of tonic immobility in the toad *Bufo paracnemis*. Physiol Behav. 72(3):297-303.

GLUESING, E.A. 1983. Collared lizard predation: the effects of conspicuous morphology and movement. Copeia 1983(3):835-837.

GOMES, F.R., KOHLSDORF, T., NAVAS, C.A. 2004. Death-feigning in *Eurolophosaurus divaricatus*: temperature and habituation effects. Amphibia-Reptilia. 25(3):321-325.

GREENE, H.W. 1988. Antipredator mechanisms in reptiles. In Biology of the reptilia (C. Gans & R.B. Huey, eds.). Alan R. Liss, New York, vol.16, p.1-152.

HOWE, J.C. 1991. Field observations of death feigning in the convict tang, *Acanthurus triostegus* (Linnaeus), with comments on the nocturnal color pattern in juvenile specimens. J. Aquaricult. Aquat. Sci. 6(4):13-15.

INMET 2010. Normais climatológicas. http://www.inmet.gov.br/html/clima.php?lnk/html/clima/mapas (accessed on August 2010).

KOHLSDORF, T., RODRIGUES, M.T. & NAVAS, C.A. 2004. *Eurolophosaurus divaricatus* (NCN). Death feigning. Herpetol.l Rev. 35(4):390-391.

LANGKILDE, T., SCHWARZKOPF, L. & ALFORD, R. 2003. An ethogram for adult male rainbow skinks, *Carlia jarnoldae*. Herpetol. J. 13(3):141-148.

LIMA, S.L. & DILL, L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. Can. J. Zoolog. 68(4):619-640.

MALUF, J.R.T. 2000. Nova classificação climática do estado do Rio Grande do Sul. Rev. Bras. Agromet. 8(1):141-150.

MARQUES, A.A.B., FONTANA, C.S., VÉLEZ, E., BENCKE, G.A., SCHNEIDER, M. & REIS, R. E. 2002. Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. Publicações avulsas Fundação Zoobotânica, 11, Porto Alegre, FZB/MCT- PUCRS/PANGEA. 52p.

MILES, D.B., SNERVO, B. & ANTHONY, F.W. 2000. Reproductive burden, locomotor performance, and the cost of reproduction in free ranging lizards. Evolution. 54(4):1386-1395.

MIYATAKE, T., KATAYAMA, K., TAKEDA, Y., NAKASHIMA, A., SUGITA, A. & MIZUMOTO, M. 2004. Is death-feigning adaptive? Heritable variation in fitness difference of death-feigning behaviour. Proc. R. Soc. B. 271:2293-2296.

PINCHEIRA-DONOSO, D., SCOLARO, J.A. & SURA, P. 2008a. A monographic catalogue on the systematics and phylogeny of the South American iguanian lizard family Liolaemidae (Squamata, Iguania). Zootaxa. 1800:3-85.

PINCHEIRA-DONOSO, D., HODGSON, D.J. & TREGENZA, T. 2008b. Comparative evidence for strong phylogenetic inertia in precloacal signaling glands in a species-rich lizard clade. Evol. Ecol. Res. 10:11-28. Zootaxa 1800:1-85.

PLUMMER, M.V. 1997. Speed and endurance of gravid and nongravid green snakes, Opheodrys aestivus. Copeia. 1997:191-194.

POUGH, F.H., ANDREWS, R.H., CADLE, J.E, CRUMP, M.L., SAVITZKY, A.H. & WELLS, K.D. 2004. Herpetology. 3. ed. Pearson Pretince Hall, Upper Saddle River.

PROHAMMER, L.A. & WADE, M.J. 1981. Geographic and genetic variation in death-feigning behavior in the flour beetle, Tribolium castaneum. Behav. Genet. 11:395-401.

ROBERTS, T.J., KRAM, R., WEYAND, P.G. & TAYLOR, C.R. 1998. Energetics of bipedal running I. Metabolic cost of generating force. J. Exp. Biol. 201(19):2745-2751.

ROCHA, C.F. 1993. The set of defense mechanisms in a tropical sand lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. Rev.Ciênc. Cult. SBPC 45:116-122.

ROCHA-BARBOSA, O., LOGUERCIO, M.F.C., VELLOSO, A.L.R. & BONATES, A.C.C. 2008. Bipedal locomotion in *Tropidurus torquatus* (Wied, 1820) and *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938. Braz. J. Biol. 68(3):649-655.

SARGEANT, A.B. & EBERHARDT, L.E. 1975. Death feigning by ducks in response to predation by red foxes (Vulpes fulva). Am. Midl. Nat. 94:108-119.

SAZIMA, I. 1974. Experimental predation on the leaf-frog *Phyllomedusa rohdei* by the water snake *Liophis miliaris*. J. Herpetol. 8(4):376-377.

SEELIGER, U. 2003. Response of southern Brazilian coastal foredunes to natural and human-induced disturbance. J. Coastal. Res. 35:51-55.

SHEPARD, D.B. 2007. Habitat but not body shape affects predator attack frequency on lizard models in the Brazilian cerrado. Herpetologica 63:193-202.

SHINE, R. 1980. ‘‘Costs’’ of reproduction in reptiles. Oecologia 46:92-100.

TORRES-CERVANTES, R.J., HERNANDEZ-IBARRA, X. & RAMIREZ-BAUTISTA, A. 2004. Anelytropsis papillosus (Mexican blind lizard). Death feigning and autotomy. Herpetol. Rev. 35(4):384.

TOZETTI, A.M., OLIVEIRA, R.B. & PONTES, G.M.F. 2009. Defensive repertoire of *Xenodon dorbignyi* (Serpentes, Dipsadidae). Biota Neotrop. 9(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn03409032009 (último acesso em 25/02/2010).

VERMEIJ, G.J. 1982. Unsuccessful predation and evolution. Am. Nat. 120:701-720.

VERRASTRO, L. & KRAUSE, L. 1994. Analysis of growth in a population of *Liolaemus occipitalis* Boul.1885, from the coastal sand-dunes of Tramandaí, RS, Brazil. (Reptilia-Tropiduridae). Stud. Neotrop. Fauna E. 29:99-111.

VERRASTRO, L., SILVA, C.M. & SCHOSSLER, M. 2006. A new distribution of *Liolaemus occipitalis* (sand lizard). Uruguay: Departamento de Rocha. Herpetol. Rev. 37:495.

WAICHMAN, A.V. 1992. An alphanumeric code for toe clipping amphibians and reptiles. Herpetol. Rev. 23(1):19-21.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 2nd ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River (NJ), 718p.

Received 27/04/2010
Revised 03/11/2010
Accepted 19/11/2010

Diversidade de ácaros (Arachnida: Acari) em *Hymenaea martiana* (Leguminosae) em gradiente de tamanho de plantas

Reinaldo José Fazzio Feres[1,3], Vimael Russo[2] & Rodrigo Damasco Daud[2]

[1]Departamento de Zoologia e Botânica, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas – IBILCE, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Pesquisador bolsista do CNPq, Rua Cristóvão Colombo, n. 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal
[3]Autor para correspondência: Reinaldo José Fazzio Feres, e-mail: reinaldo@ibilce.unesp.br

FERES, R.J.F., RUSSO, V. & DAUD, R.D. **Diversity of mites (Arachnida: Acari) on *Hymenaea martiana* (Leguminosae) in gradient of plant size**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn02210042010.

Abstract: The mite communities on plants with different sizes of *Hymenaea martiana* Hayne (Leguminosae) were studied in a remnant of Mata Estacional Semidecidual in transition to Cerrado forest. The plants were selected according to the height and perimeter of trunk at 10 cm from the soil. Biweekly samples from March 2007 to March 2008 were performed, with three leaves collected from the outer and three from the inner branches at level of median canopy region for each plant selected. Diversity indexes were applied in order to verify the ecological patterns of mite community among the plants. We recorded 109,445 mites belonging to 28 species and 14 families on *H. martiana*. The population density of nine species of mites, among 19 classified as frequent and accessory, varied according to the plant size. While the population densities of *Chiapacheylus edentatus* De Leon, 1962, *Euseius* cf. *errabundus*, *Pronematus* sp., *Brevipalpus phoenicis* (Geijskes, 1939) and *Tarsonemus* sp. had positive correlation with the plant size, the densities of *Aberoptus* aff. *cerostructor*, *Euseius sibelius* (De Leon, 1962), *Typhlodromalus aripo* De Leon, 1967 and *Phytoseius nahuatlensis* De Leon, 1959 had negative correlation. There was no influence of the plant height on the species richness and total density of mites between leaves from the inner and outer branches sampled in plants with different sizes. The physiological variations between individuals of *H. martiana* in different ontogenetic stages, in addition to abiotics traits, might have influenced the occurrence and distribution of mites on this plant.
Keywords: *community ecology, height gradient, jatobá, species richness.*

FERES, R.J.F., RUSSO, V. & DAUD, R.D. **Diversidade de ácaros (Arachnida: Acari) em *Hymenaea martiana* (Leguminosae) em gradiente de tamanho de plantas**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn02210042010.

Resumo: Foram estudadas as comunidades de ácaros em indivíduos de *Hymenaea martiana* Hayne (Leguminosae) com diferentes tamanhos, localizados em fragmento de Mata Estacional Semidecidual com transição para o Cerrado. As plantas analisadas foram selecionadas com base no gradiente de altura e perímetro do tronco a 10 cm acima do solo. Foram realizadas coletas quinzenais no período de março de 2007 a março de 2008. Em cada amostragem foram retiradas três folhas dos ramos externos e três dos ramos internos, ao redor da região mediana da copa de cada planta selecionada. Para comparar os padrões ecológicos das comunidades de ácaros entre as plantas, foram aplicados índices descritores da diversidade. Em *H. martiana*, foram registrados 109.445 ácaros pertencentes a 28 espécies de 14 famílias. Nove espécies de ácaros, dentre as 19 classificadas como frequentes e acessórias, tiveram sua densidade populacional influenciada pelo tamanho da planta. Enquanto a densidade populacional de *Chiapacheylus edentatus* De Leon, 1962, *Euseius* cf. *errabundus*, *Pronematus* sp., *Brevipalpus phoenicis* (Geijskes, 1939) e *Tarsonemus* sp., apresentou correlação positiva com a altura da planta, a de *Aberoptus* aff. *cerostructor*, *Euseius sibelius* (De Leon, 1962), *Typhlodromalus aripo* De Leon, 1967 e *Phytoseius nahuatlensis* De Leon, 1959, apresentou correlação negativa. Não houve influência da altura da planta sobre a riqueza de espécies e densidade total de ácaros entre ramos internos e externos das plantas com diferentes alturas. As variações fisiológicas entre os indivíduos de diferentes estágios ontogenéticos de *H. martiana*, juntamente com fatores abióticos, podem ter influenciado a ocorrência e a distribuição dessas espécies de ácaros sobre essa planta.
Palavras-chave: *ecologia de comunidades, gradiente de altura, jatobá, riqueza de espécies.*

Introdução

A maior ameaça à diversidade biológica é a perda de hábitat ou sua fragmentação. Além da rápida destruição, os hábitats que anteriormente ocupavam grandes áreas são constantemente divididos em pequenos fragmentos pelas estradas, campos, cidades e por um grande número de outras atividades humanas (Primack & Rodrigues 2001).

O estudo da diversidade e ocorrência sazonal da comunidade de ácaros associada a plantas nativas poderá ser de grande importância para aplicação posterior em processos de recuperação de áreas degradadas e avaliação dos danos causados pelas mudanças físicas e biológicas nesses habitates. Estudos neste sentido foram realizados por Feres et al. (2007) e Daud & Feres (2005) que avaliaram a diversidade e ocorrência sazonal da comunidade de ácaros associada a plantas de fragmentos de Mata Estacional Semidecidua no estado de São Paulo.

Além da importância ecológica, plantas nativas podem também servir como reservatórios de ácaros predadores em períodos de escassez de presas. Diversos predadores podem utilizar o pólen e néctar como alimento alternativo, além de certas estruturas vegetais da planta (e.g. domácias, tricomas não glandulares) servirem como abrigos e sítios de oviposição para essas espécies (Altieri et al. 2003, Romero & Benson 2005). Diferentes espécies de ácaros fitófagos e predadores foram registradas por Flechtmann (1967), Aranda (1974) e Lofego et al. (2004, 2005) em plantas nativas de Cerrado, e por Feres & Moraes (1998), Feres et al. (2005) e Buosi et al. (2006) em fragmentos de Mata Estacional Semidecidual.

A eficiência e a qualidade do recurso podem ser alteradas durante a ontogenia de um organismo, o que permite a sucessão de novas interações ecológicas (Fonseca & Benson 2003). Podem ser citadas como exemplo, as interações de espécies de artrópodes fitófagos com suas plantas hospedeiras. Alguns insetos fitófagos estão intimamente associados com plantas de determinada idade ou tamanho (Lawton 1983), enquanto que as atividades de artrópodes polinizadores e exploradores de néctar estão diretamente relacionadas com a idade reprodutiva das plantas visitadas (Barth 1991). Segundo Karban (1987), plantas jovens de algumas espécies são mais propícias para o desenvolvimento de fitófagos, enquanto na fase adulta tornam-se mais resistentes como consequência da defesa induzida pelo ataque desses organismos ao longo de seu desenvolvimento.

Foram amostrados os ácaros presentes na copa de indivíduos de *Hymenaea martiana* Hayne (Leguminosae), considerando-se um gradiente de altura, com o objetivo de verificar possíveis mudanças na estrutura da comunidade desses artrópodes em função das diferentes arquiteturas e estados fisiológicos dos estágios ontogenéticos dessa planta. Plantas do gênero *Hymenaea*, popularmente conhecidas como jatobás, são nativas de Mata Estacional Semidecidual e de Cerrado nas regiões nordeste, centro-oeste e sudeste, sendo sua madeira muito utilizada para construção civil e naval. Além disso, podem ser empregadas na arborização urbana e em programas de recuperação de áreas naturais degradadas (Pestana 2010, Lorenzi 1992).

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em um fragmento de Mata Estacional Semidecidual com transição para o Cerrado, localizado no Sítio Bom Sucesso (20°28' S, 49°22' W, altitude de 541 m), município de Nova Granada, estado de São Paulo. Em uma área de 2,66 ha deste fragmento, possuindo cerca de 200 plantas de diferentes idades de *H. martiana*, foram selecionados e marcados 15 exemplares com distância entre os indivíduos variando de 25 a 380 m. Desses exemplares foram extraídas medidas da altura e do diâmetro do tronco a 10 cm acima do solo de cada uma das plantas, a fim de ordená-los por gradientes de tamanho. Do menor para maior (P1 a P15) as alturas variam de 70 cm a 1.600 cm (Figura 1). Dentre as plantas menores, P1 e P5 eram sombreadas por plantas de outras espécies e de maior porte, enquanto P2 e P6 encontravam-se em locais abertos, totalmente expostas a luz solar.

2. Amostragem e identificação

Foram realizadas coletas quinzenais no período de março de 2007 a março de 2008. Em cada amostragem foram retiradas seis folhas ao redor da região mediana da copa de cada planta marcada, sendo três folhas pertencentes aos ramos externos e três aos ramos internos. As folhas foram transportadas para o Laboratório de Acarologia da UNESP de São José do Rio Preto, acondicionadas em sacos de papel no interior de sacos plásticos, mantidos em caixas isotérmicas de poliestireno com gelo X®. As folhas coletadas foram analisadas sob microscópio estereoscópico e todos os ácaros presentes foram montados em lâminas de microscopia com o meio de Hoyer (Flechtmann 1975). Devido ao seu fácil reconhecimento, os eriofiídeos foram contados diretamente sob estereomicroscópio durante os períodos de grandes infestações, sendo uma parcela de indivíduos montada em lâminas para a confirmação da espécie.

Os ácaros foram identificados e quantificados sob microscópio óptico com contraste de fases. Alguns exemplares foram depositados como material testemunho (lâminas 7490 a 7657) na coleção de Acari (DZSJRP) – http:www.splink.cria.org.br, do Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista (UNESP), São José do Rio Preto, SP.

3. Análises dos dados

Para determinar a densidade populacional de ácaros (número de indivíduos/área foliar) foi calculada a área foliar média de 40 folhas de *H. martiana* selecionadas com base no gradiente de tamanho foliar. O contorno de cada folha foi desenhado sobre papel quadriculado para posterior cálculo da área superficial e da área do retângulo que delimita o mesmo. A relação entre a área foliar e a área do retângulo foi testada através de regressão linear (Zar 1999), obtendo-se uma equação para o cálculo da área superficial das demais folhas. Foi obtida a seguinte equação para o cálculo da área superficial: área foliar = 2 × (–1,4828 + 0,7623 × Área do retângulo) (r^2 = 0,99 e $p < 0,001$).

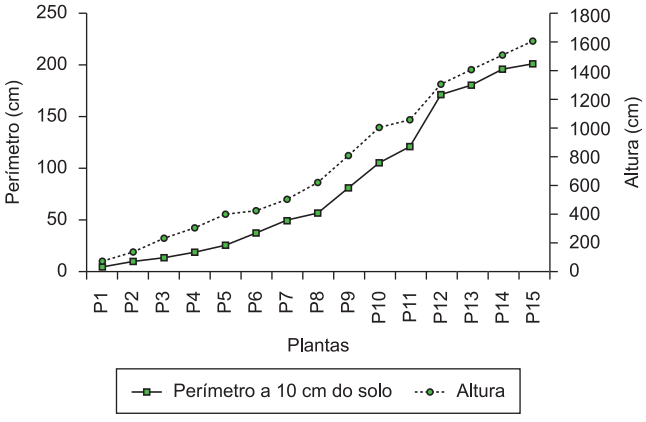


Figura 1. Altura e perímetro do tronco a 10 cm acima do solo (cm) das plantas de *H. martiana* avaliadas no período de março de 2007 a março de 2008.

Figure 1. Height and perimeter of trunk at 10 cm from the soil (cm) of the *H. martiana* plants evaluated in the period from March 2007 to March 2008.

A diversidade e a uniformidade de espécies foram calculadas pelos índices de Shannon-Wiener (H') e de Pielou (J), respectivamente (Odum 1988), através do software PAST® versão 1.36 (Hammer et al. 2001). O método Bootstrap (Krebs 1999) foi utilizado para gerar variância nos valores de diversidade, uniformidade e riqueza de espécies com o intuito de determinar o intervalo de confiança a 95%. Os valores dos índices ecológicos de cada comunidade foram comparados por meio de análise gráfica através do método de sobreposição de barras de erro proposto por Cumming et al. (2007).

A constância (c) foi calculada de acordo com a fórmula de Bodenheimer (1955) apud Silveira-Neto et al. (1976) e as espécies classificadas como frequentes (c > 50%), acessórias (25 < c < 50%) e raras (c < 25%).

Os valores de riqueza, densidade total da comunidade e da densidade média das espécies frequentes e acessórias nas plantas com diferentes tamanhos foram comparados através da análise de co-variância (ANCOVA, Underwood 1997), sendo a altura da planta utilizada como co-variável e os microhábitats (ramos internos e externos) como variáveis categóricas independentes. Devido a sua distribuição não-paramétrica, os dados foram primeiramente transformados pela equação √y, antes da realização da análise estatística.

Resultados

1. Composição de espécies de ácaros

Foram registrados em *H. martiana*, 109.445 ácaros pertencentes a 28 espécies de 25 gêneros e 14 famílias. Metade dessas espécies (46,4%) foi classificada como frequente, enquanto que 29 e 21% foram raras e acessórias, respectivamente (Tabela 1). As espécies classificadas como frequentes foram comuns a todas as plantas avaliadas.

Dentre as espécies fitófagas frequentes, *Aberoptus* aff. *cerostructor* (Eriophyidae), *Lorryia* sp. (Tydeidae) e *Brevipalpus phoenicis* (Geijskes, 1939) (Tenuipalpidae) foram as mais numerosas, com 103.454, 595 e 137 indivíduos coletados, respectivamente. O fitófago *Aceria* sp. (Eriophyidae) foi também abundante, mas pouco

Tabela 1. Ácaros registrados nos ramos foliares internos e externos de *H. martiana*, e constância de espécies registrada no período março de 2007 a março de 2008.

Table 1. Mites recorded on inner and outer branches of *H. martiana* and species constancy in the period from March 2007 to March 2008.

Família	Gênero/Espécie	H.A*	Ramos internos	Ramos externos	Total	Constância
Acaridae	*Caloglyphus* sp.	M	6	0	6	Rara
Ascidae	*Asca* sp.	P	2	2	4	Rara
Camerobiidae	*Neophilobius* sp.	P	3	0	3	Rara
Cheyletidae	*Chiapacheylus edentatus*	P	72	30	102	Frequente
Cunaxidae	*Cunaxoides* sp.	P	0	2	2	Rara
	Pseudobonzia sp.	P	30	20	50	Frequente
Eriophyidae	*Aberoptus* aff. *cerostructor*	F	71,941	31,513	103,454	Frequente
	Aceria sp.	F	1,135	50	1,185	Rara
Iolinidae	*Homeopronematus* sp.	P	26	27	53	Acessória
	Parapronematus sp.	P	4	6	10	Rara
	Pronematus sp.	P	760	666	1,426	Frequente
Phytoseiidae	*Euseius* cf. *errabundus*	P	239	194	433	Frequente
	Euseius plaudus Denmark & Muma 1973	P	53	56	109	Rara
	Euseius sibelius	P	115	126	241	Frequente
	Galendromus annectens (De Leon, 1958)	P	9	7	16	Acessória
	Phytoseius jatoba Demite, Lofego & Feres, 2008	P	6	6	12	Rara
	Phytoseius nahuatlensis	P	114	101	215	Frequente
	Typhlodromalus aripo	P	22	21	43	Acessória
Stigmaeidae	*Agistemus floridanus*	P	127	163	290	Frequente
Tarsonemidae	*Daidalotarsonemus tesselatus*	F	36	14	50	Acessória
	Dendroptus sp.	?	7	10	17	Acessória
	Tarsonemus sp.	M	177	142	319	Frequente
Tenuipalpidae	*Brevipalpus phoenicis*	F	54	83	137	Frequente
Tetranychidae	*Oligonychus* sp.	F	4	0	4	Rara
Tydeidae	*Lorryia formosa* Cooreman, 1958	F	22	59	81	Acessória
	Lorryia sp.	F	358	237	595	Frequente
Winterschmidtiidae	*Czenspinskia* sp.	M	178	242	420	Frequente
	Oulenzia sp.	M	118	50	168	Frequente
Abundância total			75,618	33,827	109,445	
Riqueza de espécies			27	25	28	

*(H.A) Hábito alimentar das espécies: (P) predadoras (Moraes & Flechtmann 2008, Gerson et al. 2003, McMurtry & Croft 1997, Flechtmann 1975, McCoy et al. 1967); (F) fitófagas (Lofego et al. 2005, Moraes & Fletchamnn 2008, Hernandes et al. 2006, Jeppson et al. 1975); (M) micófagas (Lindquist 1986, Krantz 1978, Baker & Wharton 1952); e (?) hábito alimentar não conhecido.

frequente, tendo sido registrada em maio de 2007. As predadoras mais abundantes foram *Pronematus* sp. (Iolinidae), *Euseius* cf. *errabundus* (Phytoseiidae) e *Agistemus* aff. *floridanus* (Stigmaeidae). As espécies micófagas com maior número de indivíduos amostrados foram *Czenspinskia* sp. (Winterschmidtiidae), *Tarsonemus* sp. (Tarsonemidae) e *Oulenzia* sp. (Winterschmidtiidae) (Tabela 1).

2. Tamanho da planta e comunidade de ácaros

Foi observado que a altura da planta influenciou a densidade populacional média de nove espécies de ácaros. Não houve influência do tipo de microhábitat (ramos foliares internos e externos de *H. martiana*) sobre a comunidade, e da altura da planta sobre a riqueza de espécies e densidade total de ácaros (Tabela 2). A densidade populacional do fitófago *Aberoptus* aff. *cerostructor* teve correlação negativa com a altura das plantas, enquanto a de *B. phoenicis* e *Daidalotarsonemus tesselatus* De Leon, 1956 (Tarsonemidae), apresentou correlação positiva. Já a densidade dos predadores *Chiapacheylus edentatus* De Leon, 1962 (Cheyletidae), *Pronematus* sp. e *Euseius* cf. *errabundus* tiveram correlação positiva, enquanto que a de *Euseius sibelius* (DeLeon, 1962), *Phytoseius nahuatlensis* DeLeon, 1959 e *Typhlodromalus aripo* DeLeon, 1967, teve correlação negativa com a altura da planta. Dentre os ácaros micófagos, somente a população de *Tarsonemus* sp. aumentou de acordo com o tamanho da planta (Tabela 2, Figuras 2a, d).

Foram observados menores valores de diversidade e uniformidade de espécies nas comunidades das plantas P1, P3, P4, P5, P7, P12 e P14. Por outro lado, em P2, P6, P13 e P15 foram registradas tendências de maior diversidade e uniformidade de espécies de ácaros. (Figuras 3a, b). Os valores da riqueza de espécies não variaram entre as plantas de diferentes tamanhos (Figura 3c).

Discussão

Nos exemplares estudados de *H. martiana* foram registrados valores similares de riqueza e composição de espécies de ácaros, entretanto, o padrão de colonização e a densidade de cada espécie variaram entre os indivíduos em diferentes estágios ontogenéticos desse hospedeiro vegetal. Provavelmente, os valores nutricionais e a concentração de compostos defensivos foliares de plantas em diferentes fases de desenvolvimento (Pizzamiglio-Gutierrez 2009, Coley & Aide 1991, Kearsley & Whitham 1989), juntamente com outros fatores bióticos e abióticos, influenciaram a quantidade e qualidade de recursos disponíveis, o que determinou os padrões de ocorrência e abundância de algumas espécies de ácaros. Alterações nos processos fisiológicos e morfológicos durante o crescimento das plantas, associado à modificações na estrutura da comunidade de artrópodes, já foram verificadas por outros autores (e.g. Coley & Barone 1996, Coley & Aide 1991, Karban 1987) . De acordo com Larsson & Ohmart (1988), as modificações dos padrões nutricionais e fenológicos, ocorridas durante o desenvolvimento de folhas de *Eucalyptus blakelyi* Maiden, influenciaram o desempenho e seleção das populações de larvas do besouro *Paropsis atomaria* Oliver, 1807 (Coleoptera: Chrysomelidae). Karban & Thaler (1999) verificaram que folhas de algodoeiro, *Gossypium hirsutum* L. (Malvaceae), em diferentes fases de desenvolvimento apresentaram distintas respostas na susceptibilidade ao ataque do ácaro fitófago *Tetranychus urticae*

Tabela 2. Resultados da ANCOVA aplicada para verificar a influência da altura da planta e do microhábitat (ramos foliares internos e externos) na riqueza, densidade total e densidade média das espécies classificadas como frequentes e acessórias em *H. martiana*.

Table 2. Results of ANCOVA applied in order to verify the influence of plant size and microhabitat (inner and outer branches) on the richness species, total density and average density of frequents and accessories mite species on *H. martiana*.

Parâmetros avaliados	Microhábitat		Altura		Altura × Ramos	
	F	*p*	F	*p*	F	*p*
Riqueza	0.906	0.349	3.447	0.074	0.07	0.793
Densidade total	0.376	0.544	0.024	0.877	0.208	0.651
Densidade das espécies						
Chiapacheylus edentatus	0.008	0.929	11.517	0.002*	0.668	0.421
Pseudobonzia sp.	0.143	0.707	0.889	0.354	0.326	0.572
Aberoptus aff. *cerostructor*	0.892	0.353	6.509	0.017*	0.017	0.895
Euseius cf. *errabundus*	0.003	0.957	9.056	0.006*	0.031	0.861
Euseius plaudus	0.014	0.908	1.468	0.236	0.192	0.665
Euseius sibelius	0.14	0.711	38.304	0.001*	0.007	0.935
Phytoseius nahuatlensis	0.003	0.953	6.887	0.014*	0.05	0.824
Typhlodromalus aripo	0.167	0.685	10.89	0.003*	0.09	766
Agistemus aff. *floridanus*	0.059	0.809	3.173	0.065	0.044	0.836
Daidalotarsonemus tesselatus	0.099	0.754	4.112	0.053*	1.904	0.179
Dendroptus sp.	0.566	0.458	0.092	0.763	0.222	0.641
Tarsonemus sp.	0.043	0.838	4.702	0.039*	0.046	0.831
Brevipalpus phoenicis	0.104	0.749	6.457	0.017*	0.407	0.528
Homeopronematus sp.	1.189	0.285	0.096	0.759	2.734	0.11
Pronematus sp.	0.001	0.988	6.505	0.017*	0.004	0.953
Lorryia formosa	0.002	0.966	0.246	0.623	0.341	0.564
Lorryia sp.	0.217	0.644	2.759	0.109	0.022	0.882
Oulenzia sp.	0.47	0.499	0.823	0.372	0.291	0.594
Czenspinspia sp.	1.788	0.192	0.218	0.644	1.023	0.321

* Significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro.

Koch, 1836 (Tetranychidae) e propuseram que isso foi consequência da variação da capacidade fotossintética durante a ontogenia foliar.

A arquitetura da planta é uma característica que também apresenta fundamental importância na modulação da diversidade e abundância de artrópodes (Lawton 1983). A copa da planta pode influenciar a ocorrência da comunidade associada, pois dependendo de seu tamanho, receberá distintos níveis de incidência solar, vento, umidade e de outros fatores abióticos, o que interfere diretamente no desenvolvimento das espécies. As plantas de *H. martiana* mais altas apresentavam copas mais amplas e com maior número de folhas, sendo o inverso observado para aquelas de menor estatura (plantas mais jovens), o que pode também ter contribuído para modular a estrutura da comunidade de ácaros.

A densidade total de ácaros não foi influenciada pelo tamanho da planta. Isto pode ser explicado pelo fato da densidade de *Aberoptus* aff. *cerostructor* e das espécies predadoras *E. sibelius*, *P. nahuatlensis* e *T. aripo* ter diminuído com o aumento do tamanho da planta, enquanto que a densidade populacional de *C. edentatus*, *Pronematus* sp., *E.* cf. *errabundus* e *Tarsonemus* sp. aumentou, mantendo-se portanto uma densidade total relativamente constante entre as plantas.

De acordo com Flechtmann (2001), indivíduos de *Aberoptus cerostructor* Flechtmann, 2001 (Eriophyidae) raspam a epiderme da face abaxial das folhas de *Hymenaea courbaril* L. e formam um abrigo constituído por uma camada de cera. Essa mesma característica foi também observada para *Aberoptus* aff. *cerostructor* em *H. martiana*.

Aberoptus aff. *cerostructor* foi a espécie dominante em todas as plantas estudadas de *H. martiana* e, com isso, pode ter exercido influência na densidade populacional de algumas espécies de ácaros predadores. Nas plantas jovens P1, P3 e P4, com grande densidade de *A.* aff. *cerostructor*, também ocorreu grande densidade populacional de *Agistemus* aff. *floridanus*. Além disso, vários indivíduos de *A.* aff. *floridanus* foram capturados dentro dos abrigos construídos por *A.* aff. *cerostructor* durante as triagens. Isso é sugestivo de que *A.* aff. *floridanus* pode alimentar-se dessa espécie de eriofiídeo. Segundo Ferla & Moraes (2003), *Agistemus floridanus* Gonzalez, 1965 apresentou alta taxa de oviposição quando alimentado com o eriofiídeo *Calacarus heveae* Feres, 1992.

Além de *A.* aff. *floridanus*, outras espécies de ácaros predadores podem ter se alimentado de *A.* aff. *cerostructor*, tais como as pertencentes as famílias Iolinidae (*Homeopronematus* sp, *Parapronematus* sp. e *Pronematus* sp.) e Phytoseiidae (*Euseius* spp.). *Pronematus* e *Euseius* são referidos como predadores de eriofiídeos por Baker & Warton (1952) e McMurtry & Croft (1997), respectivamente.

A densidade populacional de *T. aripo* e das espécies de *Euseius* também pode ter sido modulada pela presença de nectários extraflorais nas folhas das plantas adultas de *H. martiana*. Muitos indivíduos de *Euseius* foram observados alimentando-se em nectários extraflorais (NEFs) durante as triagens e, segundo McMurtry & Croft (1997), *T. aripo* pode se desenvolver e sobreviver quando alimentados com substâncias açucaradas, néctar e exsudados de plantas.

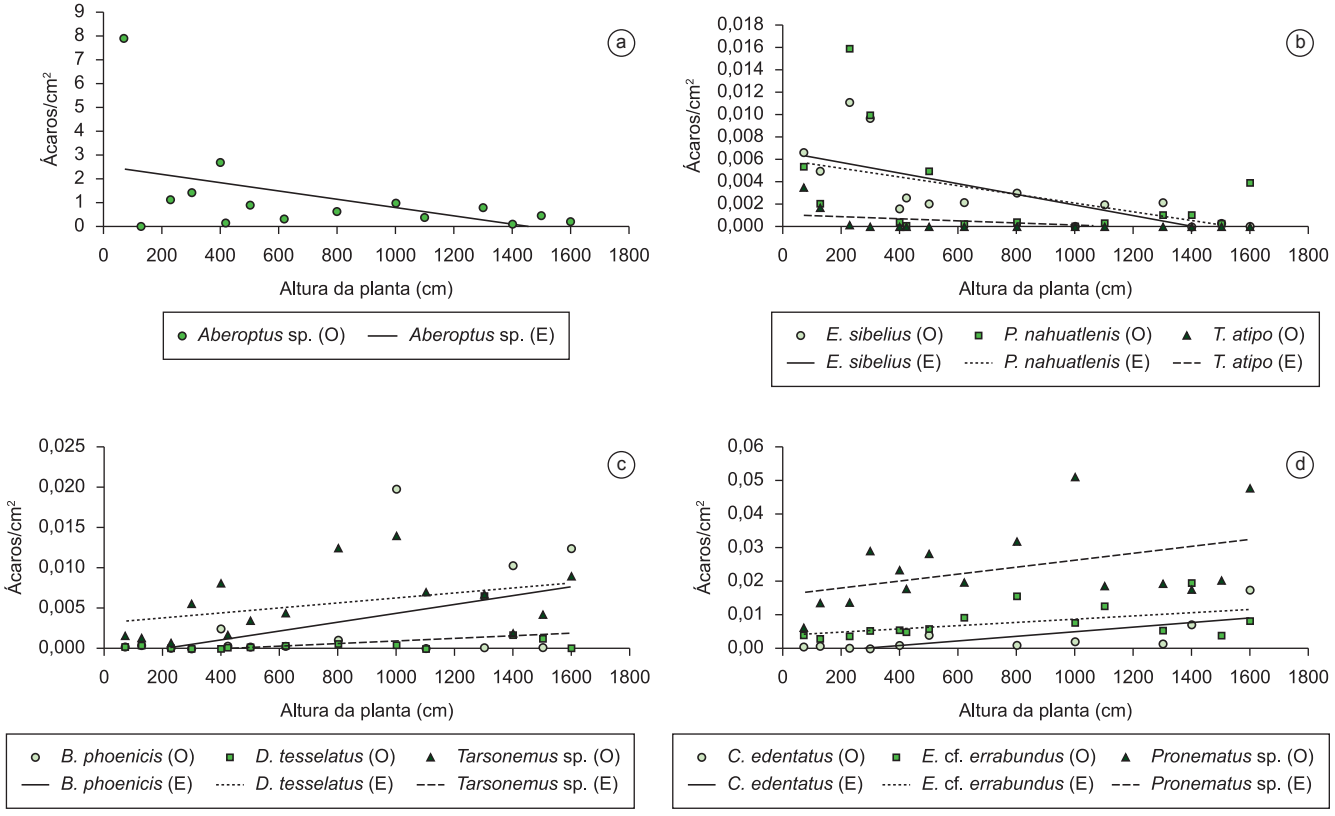


Figura 2. Densidade populacional (número de ácaros por cm²) em relação a altura das plantas de *H. martiana*. a) *Aberoptus* aff. *cerostructor*; b) *E. sibelius*, *P. nahuatlensis* e *T. aripo;* c) *B. phoenicis*, *D. tesselatus* e *Tarsonemus* sp.; e d) *C. edentatus*, *Euseius* cf. *errabundus* e *Pronematus* sp. Legendas: (O) valor observado e (E) valor estimado de densidade populacional.

Figure 2. Populational density (mites per cm²) in relation to plant size of *H. martiana*. a) *Aberoptus* aff. *cerostructor*; b) *E. sibelius*, *P. nahuatlensis* e *T. aripo;* c) *B. phoenicis*, *D. tesselatus* e *Tarsonemus* sp.; and d) *C. edentatus*, *Euseius* cf. *errabundus* e *Pronematus* sp. Legends: (O) observed and (E) estimated values.

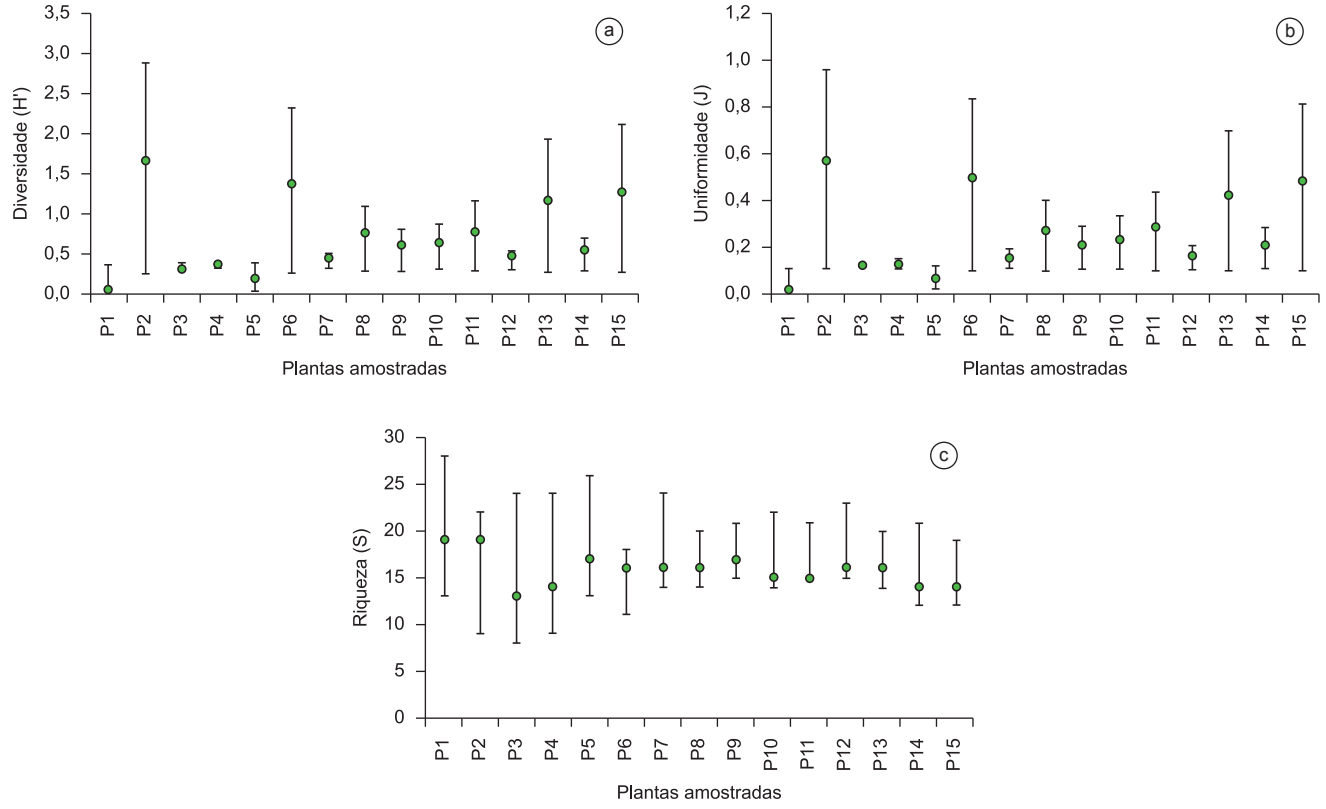


Figura 3. a)Valores de diversidade; b) uniformidade; e c) riqueza de espécies, estimados pelo método Bootstrap, das comunidades de ácaros nas plantas de *H. martiana* de diferentes tamanhos.

Figure 3. a) Diversity; b) evenness; and c) species richness indexes calculated by Bootstrap method for the mite communities on *H. martiana* with different size.

Dessa forma, tanto a arquitetura como as condições fisiológicas dos diferentes estágios de desenvolvimento de *H. martiana* foram determinantes na ocorrência e distribuição de algumas espécies de ácaros. Porém, as relações entre ácaros com a ontogenia de plantas hospedeiras ainda são pouco conhecidas em sistemas tropicais, sendo necessário mais estudos na tentativa de revelar quais os principais fatores que alteram os recursos disponíveis para a comunidade de ácaros no decorrer do desenvolvimento de diferentes plantas nesses ambientes.

Agradecimentos

Aos Drs. Peterson Rodrigo Demite e Fábio Akashi Hernandes (UNESP, São José do Rio Preto) pela identificação dos Phytoseiidae e Stigmaeidae, respectivamente. A Profa. Dra. Neusa Taroga Ranga (UNESP) pela identificação da planta estudada. Aos Profs. Drs. Gustavo Quevedo Romero (UNICAMP, Campinas) e Antônio Carlos Lofego (UNESP, São José do Rio Preto) pelas valiosas críticas e sugestões ao trabalho.

Referências Bibliográficas

ALTIERI, M.A., SILVA, E.N. & NICHOLLS, C.I. 2003. O papel da biodiversidade no manejo de pragas. Holos, Ribeirão Preto.

ARANDA, C.B.R. 1974. Tetranychoidea (Acari) de uma área de Cerrado do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, ESALQ/Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BAKER, E.W. & WHARTON, A.E. 1952. An introduction to acarology. McMillan, New York.

BARTH, F.G. 1991. Insect and flowers: the biology of a partnership. Princepton Science Library, Princepton.

BUOSI, R., FERES, R.J.F., OLIVEIRA, A.R., LOFEGO, A.C. & HERNANDES, F.A. 2006. Ácaros plantícolas (Acari) da "Estação Ecológica de Paulo de Faria", estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 6(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?article+bn02006012006 (último acesso em 10/05/2010).

COLEY, P.D. & AIDE, T.M. 1991. Comparisons of herbivory and plant defenses in temperate and tropical broad-leaved forest. In Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions (P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes & W.W. Benson, eds.). John Wiley & Sons, New York, p.25-48.

COLEY, P.D. & J.A. BARONE. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. Annu. Rev. Ecol. 27:305-335.

CUMMING, G., FIDLER, F. & VAUX, D.L. 2007. Error bars in experimental biology. J. Cel. Biol. 177(1):7-11.

DAUD, R.D. & FERES, R.J.F. 2005. Diversidade e flutuação populacional de ácaros (Acari) em *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae) de dois fragmentos de Mata Estacional Semidecídua em São José do Rio Preto, SP. Neotrop. Entomol. 34(2):191-201.

FERES, R.J.F. & MORAES, G.J. 1998. Phytoseiid mites (Acari: Phytoseiidae) from wood areas in the State of São Paulo, Brazil. Sys. Appl. Acarol. 3:125-132.

FERES, R.J.F., LOFEGO, A.C. & OLIVEIRA, A.R. 2005. Ácaros plantícolas (Acari) da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 5(1):http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN00405012005 (último acesso em 09/05/2010).

FERES, R.J.F., BUOSI, R., DAUD, R.D. & DEMITE, P.R. 2007. Padrões ecológicos da comunidade de ácaros em euforbiáceas de um fragmento de mata Estacional Semidecídual, no Estado de São Paulo. Biota Neotrop. 7(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn04907022007 (último acesso em 10/05/2010).

FERLA, N.J. & MORAES, G.J. 2003. Oviposição dos ácaros predadores *Agistemus floridanus* Gonzáles, *Euseius concordis* (Chant) e *Neoseiulus anonymus* (Chant & Baker) (Acari) em resposta a diferentes tipos de alimento. Rev. Bras. Zool. 20(1):153-155.

FLECHTMANN, C.H.W. 1967. Ácaros de plantas do Cerrado. Anais E.S.A. Luiz de Queiroz 24:315-316.

FLECHTMANN, C.H.W. 1975. Elementos de acarologia. Nobel, São Paulo.

FLECHTMANN, C.H.W. 2001. *Aberoptus cerosconstrutor* n. sp., a deuterogynous species from Brazil (Acari: Eriophyidae). Internat. J. Acarol. 27(3):199-204.

FONSECA, C.R. & BENSON, W.W. 2003. Ontogenetic succession in Amazonian ant tree. Oikos 102(2):407-412.

GERSON, U., SMILEY, R.L. & OCHOA, R. 2003. Mites (Acari) for pest control. Blackwell Science, Oxford.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontol. Electr. 4: http://palaeo-lectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (último acesso em 10/05/2010).

HERNANDES, F.A., FERES, R.J.F. & NOMURA, F. 2006. Biological cycle of *Lorryia formosa* (Acari, Tydeidae) on rubber tree leaves: a case of thelytoky. Exp. Appl. Acarol. 38(4):237-242.

JEPPSON, L.R., KEIFER, H.H. & BAKER, E.W. 1975. Mites injurions to economic plants. Univ. Calif. Press, Los Angeles.

KARBAN, R. 1987. Herbivory dependent on plant age: a hypothesis based on acquired resistance. Oikos 48(3):336-337.

KARBAN, R. & THALER, J.S. 1999. Plant phase change and resistance to herbivory. Ecology 80(2):510-517.

KEARSLEY, J.C. & WHITHAM, T.G. 1989. Development changes in resistance to herbivory: Implications for individuals and populations. Ecology 70(2):422-434.

KRANTZ, G.W. 1978. A manual of acarology. Corvallis, Oregon State University Book Stores, Corvallis.

KREBS, C.J. 1999. Ecological methodology. Adson Wesley Longman, Menlo Park.

LARSSON, S. & OHMART, C.P. 1988. Leaf age and larval performance of the leaf beetle *Parapsis atomaria*. Ecol. Entomol. 13(1):19-24.

LAWTON, J.H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. Ann. Rev. Entomol. 28:23-29.

LINDQUIST, E.E. 1986. The world genera of Tarsonemidae (Acari: Heterostigmata): A morphological, phylogenetic and systematic revision, with a reclassification of familygroup taxa in the Heterostigmata. Mem. Entomol. Soc. Canada 118(136):1-516.

LOFEGO, A.C., MORAES, G.J. & CASTRO, L.A.S. 2004. Phytoseiid mites (Acari: Phytoseiidae) on Myrtaceae in the State of São Paulo, Brasil. Zootaxa 516:1-18.

LOFEGO, A.C., OCHOA, R. & MORAES, G.J. de. 2005. Some tarsonemidae mites (Acari: Tarsonemidade) from the Brazilian "Cerrado" vegetation, with description of three new species. Zootaxa. 823:1-27.

LORENZI, H. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa.

MCCOY, C.W., SELHIME, A.G. & KANAVEL, R.F. 1967. The feeding behavior and biology of *Parapronematus acacie* (Acarina: Tydeidae). Fla. Entomol. 52(1):13-19.

MCMURTRY, J.A. & CROFT, B.A. 1997. Life-styles of phytoseiid mites and their roles in biological control. Annu. Rev. Entomol. 42:291-321.

MORAES, G.J. DE & FLECHTMANN, C.H.W. 2008. Manual de acarologia: acarologia básica e ácaros de plantas cultivadas no Brasil. Holos, Ribeirão Preto.

ODUM, E.P. 1988. Ecologia. Editora Guanabara, Rio de Janeiro.

PESTANA, L.T.C. 2010. Estudo taxonômico de *Hymenea* L.: complexo *H. courbaril*, *H. martiana* e *H. stigonocarpa* (Fabaceae: Caesalpinioidea: Detarieae). Dissertação de mestrado, PPG Biologia Vegetal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande: http://www.scribd.com/doc/32130951/PESTANA-2010-Estudo-taxonomico-de-Hymenaea-L-complexo-H-courbaril-H-martiana-e-H-stigonocarpa-Fabaceae-Caesalpinioideae-Detarieae.

PIZZAMIGLIO-GUTIERREZ, M.A. 2009. Interações inseto-planta. In Bioecologia e nutrição de insetos: Base para o manejo integrado de pragas (A.R. Panizzi & J.R.P. Parra, eds.). Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, p. 211-249.

PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. 2001. Biologia da Conservação. Editora Planta, Londrina.

ROMERO, G.Q. & BENSON, W.W. 2005. Biotic interactions of mites, plants and leaf domatia. Curr. Opin. Plant Biol. 8:436-440.

SILVEIRA-NETO, S., NAKANO, O., BARBIN, D. & NOVA, N.A.V. 1976. Manual de ecologia dos insetos. Agronômica Ceres, Piracicaba.

UNDERWOOD, A.J. 1997. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. Prentice-Hall, New Jersey.

Recebido em 14/05/2010
Versão reformulada recebida em 21/10/2010
Publicado em 28/10/2010

Forced copulation attempt in the Blue-tailed Lizard, *Micrablepharus maximiliani* (Reinhardt & Luetken, 1862) (Squamata, Gymnophthalmidae) in the Caatinga of Northeastern Brazil

Melissa Gogliath[1,2,4], Leonardo Barros Ribeiro[1,3] & Eliza Maria Xavier Freire[1,2,3]

[1]Laboratório de Herpetologia, Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Campus Universitário Lagoa Nova, CEP 59072-970, Natal, Brazil
[2]Programa de Pós-graduação em Psicobiologia, Departamento de Fisiologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Campus Universitário Lagoa Nova, CEP 59078-970, Natal, Brazil
[3]Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Campus Universitário Lagoa Nova, CEP 59072-970, Natal, Brazil
[4]Corresponding author: Melissa Gogliath, e-mail: melbiologa@gmail.com

GOGLIATH, M., RIBEIRO, L.B. & FREIRE, E.M.X. **Forced copulation attempt in the Blue-tailed Lizard, *Micrablepharus maximiliani* (Reinhardt & Luetken, 1862) (Squamata, Gymnophthalmidae) in the Caatinga of Northeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?short-communication+bn02610042010.

Abstract: Forced copulation is characterized by jerky and rapid movements performed by a female in an apparent attempt to escape from a mounting male. This short communication reports a forced copulation attempt by the gymnophthalmid lizard *Micrablepharus maximiliani* in a forest enclave inside the Caatinga biome, Tenente Laurentino Cruz municipality, Rio Grande do Norte, Brazil. The rejection behavior of the female consisted of running, pushing and hiding from the mounting male. Although the causes of female mate rejection remain unclear, it may be possible that on this occasion the female *M. maximiliani* may not have been reproductively active and/or avoided the male deliberately.
Keywords: *female rejection behaviors, forced mating, unsolicited copulation, gymnophthalmid lizard, semi-arid.*

GOGLIATH, M., RIBEIRO, L.B. & FREIRE, E.M.X. **Tentativa de cópula forçada no lagartinho-do-rabo-azul, *Micrablepharus maximiliani* (Reinhardt & Luetken, 1862) (Squamata, Gymnophthalmidae) na Caatinga do Nordeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?short-communication+bn02610042010.

Resumo: A cópula forçada é caracterizada por movimentos bruscos e rápidos realizados por uma fêmea em uma aparente tentativa de escapar de um macho no ato da monta. Esta comunicação relata uma tentativa de cópula forçada pelo lagarto gimnoftalmídeo *Micrablepharus maximiliani* em um enclave de floresta dentro do bioma Caatinga, município de Tenente Laurentino Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil. O comportamento de rejeição da fêmea consistiu de correr, empurrar e se esconder do macho durante a monta. Embora as causas da rejeição do parceiro pela fêmea não sejam claras, pode ser possível que nesta ocasião a fêmea de *M. maximiliani* não estava reprodutivamente ativa e/ou evitou o macho deliberadamente.
Palavras-chave: *comportamentos de rejeição da fêmea, acasalamento forçado, cópula não solicitada, lagarto gimnoftalmídeo, semiárido.*

Introduction

A "forced" copulation is one in which a female animal struggles physically and violently (including jerky, unusual, rapid, or high amplitude movements) in an apparent attempt to escape from a mounting male (Stamps 1983). In contrast, an "ordinary" copulation occurs when a female rests passively or moves slowly without any noticeable effort to escape when mounted (Stamps 1983). In current literature, few taxa have reviewed incidences of forced copulation. Examples can be found in colonially nesting monogamous birds (Gladstone 1979), waterfowl (McKinney et al. 1983) and elephant seals (Cox & Le Boeuf 1977).

For reptiles, a well-known case of violent copulation occurs between snakes of the species *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758), in which the most persistent male eventually achieves copulation (Garstka et al. 1982). In lizards, there is evidence of attempted forced copulation for the *Iguana iguana* (Linnaeus, 1758) (Rodda 1992), *Conolophus subcristatus* (Gray, 1831) (Werner 1982), *Microlophus delanonis* (Baur, 1890) (Werner 1978), *Norops garmani* (Stejneger, 1899) (Trivers 1976), *Norops valencienni* (Duméril & Bibron, 1837) (Hicks & Trivers 1983) and *Enyalius perditus* Jackson, 1978 (Lima & Sousa 2006).

Micrablepharus maximiliani (Reinhardt & Luetken, 1862) is a heliothermic lizard widely distributed from the Brazilian Amazon to Paraguay (Peters & Donoso-Barros 1970, Vanzolini et al. 1980, Vanzolini 1988, Ávila-Pires 1995). It occurs along coastal areas and forest edge. Specimens can also be found in an isolated forest range (known locally as "Brejos de Altitude") in the semi-arid Caatingas in Brazil (Vanzolini 1974, Rodrigues 1990, Freire 1996, Borges-Nojosa & Caramaschi 2003) where it is commonly observed in leaf litter, herbaceous vegetation and in association with social insects such as termites and ants (Vitt 1991, Mesquita et al. 2006).

Herein, we report the first case of forced copulation attempt in the gymnophthalmid lizard *M. maximiliani* in a Caatinga area of northeastern Brazil.

Material and Methods

Our observations were made during fieldwork focusing on the thermoregulatory behavior of *M. maximiliani* in a forest enclave (06° 05' 94" S and 36° 42' 94" W, datum: WGS84, 710 m above sea level) inside the Caatinga biome, in the municipality of Tenente Laurentino Cruz, State of Rio Grande do Norte, Brazil. The local climate is semi-arid (BSHw according to Köppen), hot and dry, with rainfall of 706 mm/year, mean temperature of 26.6 °C and humidity of 65% RH (Beltrão et al. 2005).

The thermoregulatory behavior of *M. maximiliani* was recorded using focal animal sampling on different individuals, with one session from 0800-1100 hours and another from 1400-1700 hours, on two consecutive days. The observations were made in an in situ captive pen construction on sandy soil in enclave forest. The construction comprised a rectangular wooden enclosure (200 × 100 × 30 cm) covered on all sides and the base by plastic canvas to prevent the lizards from escaping. The substrate of the enclosure was enriched with sand and litter leaf (ca. 5 cm deep) to allow the lizards to hide.

Results

A total of five specimens of *M. maximiliani* were housed in the enclosure on 21 June, 2010. At 1420 hours, during focal observations of thermoregulatory behavior, we observed one male engaging in a forced copulation attempt.

Male interaction (35.1 mm Snout-Vent Length [SVL]) with the female (40.5 mm SVL) commenced without courtship display. The male approached the female and grasped her neck with his jaws. The female then ran along the enclosure with the male clinging to her laterally. On five occasions the female stopped in the leaf litter and the male assumed a mating position on the female's dorsum with a neck-bite hold and front leg hold on the female's trunk. A hind leg hold on the base of the female's tail was also applied by the male (Figure 1a). In this position, the male twisted his tail under the female's bringing the cloaca close to hemipenis insertion. Although it was not possible to see the exposed hemipenis, in all of the intromission attempts the female did not show any submissive behavior (for example, remaining still with the tail raised at the base). Instead, the female violently pushed the base of the male's tail away with her hind leg and ran along the enclosure, attempting to escape the male's neck-bite hold. This sequence of behaviors lasted approximately 21 minutes, when the male released his neck-bite hold.

The female remained free for only a few seconds until the male grasped her again, this time biting the tip of her tail (Figure 1b). The male then chased the female through the leaf litter rapidly whilst maintaining the tail bite hold. After pursuing the female for approximately 1 minute, the male again managed to apply a neck grip. This time the male did not attempt hemipenis intromission, and after five minutes the female escaped, pushing the male's torso with her hind leg. The female then hid among leaf litter and was no longer chased by the male, who was unsuccessful in achieving copulation.

Figure 1. a) Male *Micrablepharus maximiliani* attempting copulation by mounting the female's dorsum with a neck-bite hold, front leg hold on the female's trunk, and hind leg hold on the base of female's tail; and b) the male biting the tip of the female's tail during chase.

Discussion

Tokarz (1995), in a review of mate choice in lizards, noted that there was less evidence for female mate choice in reptiles than other biota such as fish, amphibians and birds. Most studies on female choice in lizards have focused on territorial species. It is thought that females of territorial species have little opportunity to assess and compare different males because the latter tend to arrange their territories to encircle that of the female, thereby excluding other males from that area. As such, females rarely encounter more than one male at a time (Stamps 1983). In non-territorial species, however, females have the opportunity to encounter several males in a single day (Anderson & Vitt 1990, Censky 1995). Censky (1996) reports that females of *Ameiva plei* (Duméril & Bibron, 1839) choose large males as mates. However, in this study it was unclear whether female choice was based on male body size or age/experience.

Copulation persistence may be beneficial to males, even those that are not experienced adults, because despite being energetically costly, it may provide fitness benefits. For example, if a female stores sperm between ovarian cycles, as has been observed in *Ctenophorus maculosus* (Mitchell, 1973) (Olsson 1995). In the finding herein, it is possible that male *M. maximiliani* adopts a forced copulation approach to immobilize the female. Alternatively the female may have promoted her own interests by putting the male's physical capability to the test (Rodda 1992). According to Stapley (2008), persistent male courtship may also indicate male quality and therefore be used by females as a cue for mate choice during subsequent ovarian cycles. Furthermore, although rejection may be as energetically costly as copulation, a female may potentially gain indirect genetic benefits from rejecting all but the most persistent males (Chapman et al. 2003, Kokko et al. 2003). However, forced copulation attempts may cause injury or even death for a female as previously observed during a copulation of *C. maculosus*, where the female's spine was penetrated by the male's teeth (Olsson 1995).

Female mate rejections may also occur when she is no longer in her receptive period of ovulation or immediately after copulating with another male. At this point, a female lizard often rejects a male using a characteristic rejection posture (Cogger 1978). Similar behavior has been observed for *E. perditus* in a study where individuals were placed in a terrarium in groups to facilitate manipulated reproductive observations (Lima & Sousa 2006). In Lima & Sousa (2006) study, following courtship, a female that had previously copulated with a first male, rejected a second mate. In this situation, the rejected male adopted tactics of forced copulation, biting the nape to immobilize the female. She aggressively avoided three persistent assaults, fleeing from the male and biting its mouth.

Further investigations are needed to provide a conclusive explanation for forced copulations for many species of lizards, as the benefits of female rejection of non-preferred males are still unclear. Nevertheless, the results from this study confirm the existence of forced copulation attempts in *M. maximiliani*, a behavior previously unknown for this species.

Acknowledgments

We thank the Programa PELD/CNPq – Caatinga: Estrutura e Funcionamento and the municipal government of Tenente Laurentino Cruz for logistical support, and three anonymous reviewers for valuable suggestions on the manuscript. This study was supported by doctorate and postdoctorate fellowships from *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES) awarded to M. Gogliath and L.B. Ribeiro, respectively, and by a research fellowship granted by CNPq to E.M.X. Freire (304077/2008-9).

References

ANDERSON, R.A. & VITT, L.J. 1990. Sexual selection versus alternative causes of sexual dimorphism in teiid lizards. Oecologia 84:145-157.

ÁVILA-PIRES, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). Zool. Verh. Leiden 299:1-706.

BELTRÃO, B.A., ROCHA, D.E.G.A., MASCARENHAS, J.C., SOUZA Jr., L.C., PIRES, S.T.M. & CARVALHO, V.G.D. 2005. Diagnóstico do município de Tenente Laurentino Cruz, Estado do Rio Grande do Norte. Serviço Geológico do Brasil, Programa de Desenvolvimento Energético dos Estados e Municípios, Recife, Brasil.

BORGES-NOJOSA, D.M. & CARAMASCHI, U. 2003. Composição e análise comparativa da diversidade e das afinidades biogeográficas dos lagartos e anfisbenídeos (Squamata) dos Brejos Nordestinos. In Ecologia e conservação da Caatinga (I. Leal, J.M.C. Silva & M. Tabarelli, org.). UFPE, Recife, p.489-540.

CENSKY, E.J. 1995. Mating strategy and reproductive success in the teiid lizard, *Ameiva plei*. Behaviour 132:529-557.

CENSKY, E.J. 1996. The evolution of sexual size dimorphism in the teiid lizard *Ameiva plei*: a test of alternative hypotheses. In Contributions to West Indian Herpetology: a tribute to Albert Schwartz (R. Powell & R.W. Henderson, ed.). SSAR Contrib. Herpetol., Ithaca, New York, p.277-289.

CHAPMAN, T., ARNQVIST G., BANGHAM, J. & ROWE, L. 2003. Sexual conflict. Trends Ecol. Evol. 18:41-47.

COGGER, H.C. 1978. Reproductive cycles, fat body cycles and socio-sexual behavior in the Mallee dragon *Amphibolorus fordi* (Lacertilia: Agamidae). Aus. J. Zool. 26:653-672.

COX, C.R. & LE BOEUF, B.J. 1977. Female incitation of male competition: a mechanism in sexual selection. Am. Nat. 111:317-335.

FREIRE, E.M.X. 1996. Estudo ecológico e zoogeográfico sobre a fauna de lagartos (Sauria) das dunas de Natal, Rio Grande do Norte e da restinga de Ponta de Campina, Cabedelo, Paraíba, Brasil. Rev. Bras. Zool. 13:903-921.

GARSTKA, W.R., CAMAZINE B. & CREWS, D. 1982. Interactions of behavior and physiology during the annual reproductive cycle of the Red-sided Garter Snake (*Thamnophis sirtalis parietalis*). Herpetologica 38:104-123.

GLADSTONE, D.E. 1979. Promiscuity in monogamous colonial birds. Am. Nat. 114:545-557.

HICKS, R.A. & TRIVERS, R.L. 1983. The social behavior of *Anolis valencienni*. In Advances in herpetology and evolution biology (A. Rhodin & K. Miyata, ed.). Museum of Comparative Zoology, Cambridge, p.570-595.

KOKKO, H., BROOKS, R., JENNIONS, M.D. & MORLEY, J. 2003. The evolution of mate choice and mating biases. Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 270:653-664.

LIMA, A.F.B. & SOUSA, B.M. 2006. Court and copulation behaviors of *Enyalius perditus* Jackson, 1978 (Squamata, Leiosauridae) in captivity conditions. Rev. Bras. Zooc. 8:193-197.

McKINNEY, F., DERRICKSON, S.R. & MINEAU, P. 1983. Forced copulation in waterfowl. Behaviour 86:250-294.

MESQUITA, D.O., COLLI, G.R., FRANÇA, F.G.R. & VITT, L.J. 2006. Ecology of a cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. Copeia 460-471.

OLSSON, M. 1995. Forced copulation and costly female resistance behavior in the Lake Eyre dragon, *Ctenophorus maculosus*. Herpetologica 51:19-24.

PETERS, J.A. & DONOSO-BARROS, R. 1970. Catalogue of the Neotropical Squamata: Part II. Lizards and Amphisbaenians. Smithsonian Institution, Washington, D.C.

RODDA, G.H. 1992. The mating behavior of *Iguana iguana*. Smith. Contr. Zool. 534:1-40.

RODRIGUES, M.T. 1990. Os lagartos da Floresta Atlântica brasileira: distribuição atual e pretérita e suas implicações para estudos futuros. In II Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo (S. Watanabe, ed.). ACIESP, São Paulo, p.404-410.

STAMPS, J.A. 1983. Reptilian herbivores, a review of iguanas of the world. Science 220:1145-1146.

STAPLEY, J. 2008. Female mountain log skinks are more likely to mate with males that court more, not males that are dominant. Anim. Behav. 75:529-538.

TOKARZ, R. 1995. Mate choice in lizards: a review. Herpetol. Monogr. 9:17-40.

TRIVERS, R.L. 1976. Sexual selection and resource-accruing abilities in *Anolis garmani.* Evolution 30:253-269.

VANZOLINI, P.E. 1974. Ecological and geographical distribution of lizards in Pernambuco, Northeastern Brasil. Pap. Av. Zool. 28:61-90.

VANZOLINI, P.E. 1988. Distributional patterns of South American lizards. In Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns (P.E. Vanzolini & W.R. Heyer, ed.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.317-342.

VANZOLINI, P.E., RAMOS-COSTA, A.M.M. & VITT, L.J. 1980. Répteis das caatingas. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brasil.

VITT, L.J. 1991. An introduction to the ecology of cerrado lizards. J. Herpetol. 25:79-90.

WERNER, D.I. 1978. On the biology of *Tropidurus delanonis* Baur (Iguanidae). Z. Tierpsychol. 47:337-395.

WERNER, D.I. 1982. Social organization and ecology of land iguanas, *Conolophus subcristatus,* on Isla Fernandina, Galapagos. In Iguanas of the world: their behavior, ecology, and conservation (G.M. Burghardt & A.S. Rand, ed.). Park Ridge, Noyes Publications, p.342-365.

Received 03/08/2010
Revised 09/09/2010
Accepted 05/11/2010

As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro

***Vera Lucia Imperatriz-Fonseca*[1,2,4] *& Patrícia Nunes-Silva*[3]**

[1]*Instituto de Estudos Avançados, Universidade de São Paulo – USP*
[2]*Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA*
[3]*Pós-graduação em Entomologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo – USP*
[4]*Autor para correspondência: Vera Lucia Imperatriz Fonseca, e-mail: vlifonse@ib.usp.br*

IMPERATRIZ-FONSECA, V.L. & NUNES-SILVA, P. **Bees, ecosystem services and the Brazilian Forest Code**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00910042010.

Abstract: Bees are considered the main pollinators in natural and agricultural environments. This ecosystem service is essential to the maintenance of wild plant populations and to food production on agricultural environments and it's threatened in many regions of the world. Deforestation is pointed out as one of the main causes because it affects bee populations. Conservation of forests is necessary for the maintenance of bee populations and pollination services on agricultural landscapes.
Keywords: *bees, ecosystem services, Brazilian Forest Code.*

IMPERATRIZ-FONSECA, V.L. & NUNES-SILVA, P. **As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00910042010.

Resumo: As abelhas são consideradas os principais polinizadores em ambientes naturais e agrícolas. Esse serviço ecossistêmico é essencial para a manutenção das populações selvagens de plantas e para a produção de alimento nos ambientes agrícolas e está ameaçado em várias regiões do mundo. O desmatamento é uma das causas principais porque ele afeta as populações de abelhas. A conservação das florestas é necessária para a manutenção das populações de abelhas e da polinização nas paisagens agrícolas.
Palavras-chave: *abelhas, serviços ecossistêmicos, Código Florestal Brasileiro.*

Introdução

A grande mudança em relação à aceitação do conceito de serviços ecossistêmicos surgiu quando em 1997, Constanza et al. (1997) publicaram um famoso estudo (*O valor dos serviços ecossistêmicos do mundo e o capital natural*) na revista Nature, uma das mais prestigiadas da atualidade, dando um valor para cada um dos 17 serviços ecossistêmicos. Este é o segundo trabalho mais citado da revista Nature na área de meio ambiente nos últimos 10 anos. Uma vez que seria possível quantificar quanto vale a natureza se ela precisasse ser reconstruída, o capital natural passa a ser um ponto central nas discussões relacionadas ao meio ambiente e sua utilização. Outro termo utilizado é o de serviços ambientais: no Brasil já há leis que apóiam o pagamento pelos serviços ambientais de manutenção de mananciais, por exemplo no Estado de São Paulo. A Economia Ecológica desenvolveu o conceito de capital natural (Constanza et al. 1997) para tratar dos recursos não renováveis, os renováveis e os serviços dos ecossistemas para os cientistas sociais.

Há algumas definições para os serviços dos ecossistemas:

- As condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem sustentam a vida humana (Daily 1997).
- Os benefícios das populações humanas derivam, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas (Constanza et al. 1997).
- Os benefícios que os homens obtêm dos ecossistemas (Avaliação do Milênio 2005).

Em 1920, éramos dois bilhões de habitantes na Terra, agora somos mais de 6,5 bilhões de habitantes, que necessitam de alimento, fibras, água, entre outros produtos e serviços. No ano 2000, o Secretário da Organização das Nações Unidas, Kofi Annan, encomendou um grande estudo para avaliar qual é a importância do Meio Ambiente para o bem estar do homem. A base deste trabalho foi o serviço ecossistêmico. A análise, que se iniciou em 2001 e foi até 2005, foi feita por 1300 cientistas além de tomadores de decisão, coordenadores, etc., e ficou conhecida como a Avaliação do Milênio (Millennium Ecosystem Assesment 2005). Muitos documentos foram então produzidos, inclusive disponíveis em português (por exemplo, *Vivendo além de nossos meios - o Capital Natural e o bem estar humano*).

Perdemos 35% dos manguezais, 40% das florestas e 50% das áreas alagadas. A pesca foi super explorada, de modo que os estoques de peixes são 80% menores. Além disso, 60% dos serviços dos ecossistemas foram degradados nos últimos 50 anos. A perda de diversidade é de 100 a 1000 vezes maior do que em outros séculos (Röckstrom et al. 2009). A área cultivada do planeta cobriu 25% da superfície da Terra. O uso da terra é disputado: são muito focalizados os limites entre agricultura e conservação, de tal modo que os novos mapas de preservação da Terra são baseados nos serviços ecossistêmicos (Turner et al. 2007).

Resultados e Discussão

As abelhas e plantas com flores evoluíram juntas há muitos milhões de anos, de modo que existem muitas especializações nas várias espécies de abelhas para a coleta de alimento nas flores. As plantas se beneficiam das visitas das abelhas: estas voam de flor em flor, quando ficam aderidos ao corpo das abelhas os grãos de pólen (gametas masculinos) da flor visitada, que poderão ser depositados no estigma (gameta feminino) da próxima flor, processo chamado de polinização. Assim, as abelhas prestam um serviço às plantas, a polinização e a fertilização cruzada (Figura 1).

A polinização é considerada um serviço ecossistêmico regulatório. Ela é importante para a produção de alimentos (flores bem polinizadas produzem frutos de melhor qualidade, peso e sementes em maior

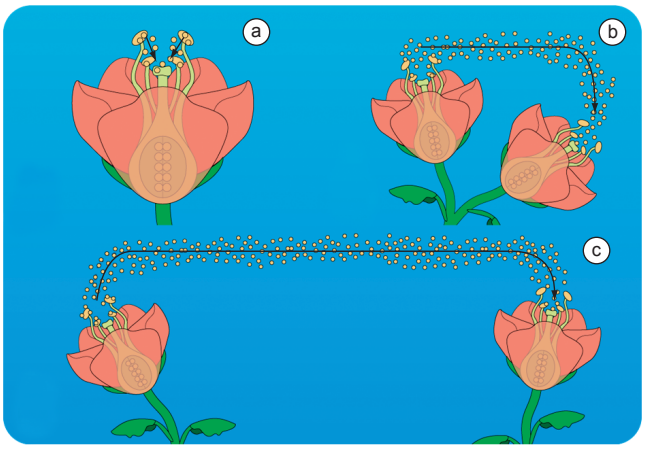


Figura 1. Esquema de autopolinização (a- mesma flor; b- diferentes flores, mesma planta) e de polinização cruzada (c- flores de plantas diferentes). Créditos: Bruno Nunes.

Figure 1. Self pollination (a- same flower; b- different flower, same plant) and cross pollination (c - flowers from different plants). Credits: Bruno Nunes.

número (Ricketts et al. 2008)) de biocombustíveis (Rizzardo et al. 2008, Durán et al. 2010), e principalmente para a manutenção da biodiversidade em áreas naturais, um serviço de valor inestimável. As árvores tropicais dependem em 90% de animais polinizadores (Bawa 1990). A produção de frutos está na base da cadeia alimentar, sendo de fundamental importância para o equilíbrio dos ecossistemas.

A biodiversidade de abelhas no mundo todo é muito grande, são conhecidas cerca de 20.000 espécies (ITIS 2010). Destas, a grande maioria tem hábitos solitários, e cerca de 1000 espécies são sociais.

O Brasil é muito rico em espécies de abelhas. Só no Estado de São Paulo temos mais de 720 espécies (Pedro & Camargo 1999)! O que elas têm em comum, entretanto, é que dependem das flores para ali obterem o seu alimento e o de sua prole: o pólen das flores é a fonte de proteínas, o néctar a fonte de açúcares.

Essa diversidade de abelhas interage com um grande número de espécies de plantas. Por exemplo, em um estudo realizado em uma área do Agreste pernambucano por Milet-Pinheiro & Schlindwein (2008) 79 espécies de abelhas foram coletadas em 87 espécies de plantas. Outro estudo feito por Silva et al. (2010) com quatro espécies de *Xylocopa* (*Xylocopa frontalis*, *X. grisescens*, *X. hirsutissima* e *X. suspecta*) em quatro fragmentos de Cerrado sentido restrito verificaram que essas espécies de abelhas visitam 30 espécies de plantas, sendo 26 delas nativas desse bioma.

Avaliações recentes baseadas nos bancos de dados da FAO (Food and Agricultural Organization) confirmam que 33% da alimentação humana depende em algum grau de plantas cultivadas polinizadas muitas vezes pelas abelhas (Klein et al. 2007). Muitos associam as abelhas à espécie *Apis mellifera*, também conhecida como abelha doméstica e atualmente existente em todos os continentes, pois foi introduzida pelos colonizadores nas Américas e na Austrália. Elas são polinizadores fundamentais para a agricultura, assim como poucos outros que também são criados em escala comercial, e o valor deste serviço da polinização agrícola foi estimado como sendo de 9,5% do valor da agricultura em 2005, ou 153 bilhões de Euros (Gallai et al. 2009). As análises econômicas do valor da polinização e as estimativas de seu impacto na agricultura de países tropicais não pararam por aí.

Dentro desta abordagem mais ampla da ligação entre agricultura e serviços da polinização, foram realizadas outras análises globais, utilizando-se a base de dados de culturas agrícolas da FAO. Dados das exportações de alimentos entre 1961-2006 (Aizen et al. 2009) evidenciaram que o plantio de culturas agrícolas que dependem de polinizadores está crescendo mais rapidamente que o daquelas que não dependem, tanto em países desenvolvidos como nos em desenvolvimento. A demanda crescente do uso de polinizadores para maior rendimento econômico foi evidenciada, para países em desenvolvimento, para frutas e verduras (Aizen et al. 2008). As projeções realizadas foram de que a apicultura está crescendo em ritmo mais lento do que a necessidade dos serviços ecossistêmicos manejáveis que ela presta (Aizen & Harder 2009).

De acordo com a base de dados da FAO, os países em desenvolvimento compreendem os países africanos e latino-americanos, assim como a maioria dos países do Sudoeste da Ásia, China e Índia. O mundo desenvolvido compreende os países europeus, os Estados Unidos, Canadá, Austrália e Nova Zelândia. A agricultura nos países em desenvolvimento representa mais de dois terços da agricultura mundial e é 50% mais dependente da polinização que a agricultura dos países desenvolvidos (Aizen et al. 2008). No caso das culturas dependentes de polinização, na ausência de polinizadores seria necessário plantar uma área seis vezes maior nos países em desenvolvimento para obter a mesma produtividade que os países desenvolvidos apresentam, dado este da maior importância quando o assunto é o uso da terra, visto que essa situação pode acelerar o desmatamento e intensificar a pressão que os fragmentos florestais já sofrem para aumentar a área de plantio a fim de compensar a baixa produtividade (Aizen et al. 2009).

Em 1961 a produção agrícola era semelhante nos países desenvolvidos e em desenvolvimento; entretanto, em 2006 esta produção era 2,2 vezes maior nos países em desenvolvimento. De 1961 a 2002, a dependência dos polinizadores cresceu 50% nos países desenvolvidos (com um déficit de polinização de 3 a 5%) e 62% nos países em desenvolvimento (com déficit de polinização de cerca de 8%). No período de 1961 a 2006 a área cultivada aumentou 25%. Em 1961 a área cultivada nos países em desenvolvimento era 38% maior do que nos países desenvolvidos, mas esta diferença passou para 130% em 2006. O valor dos serviços da polinização na América do Sul é de 11,6 bilhões de euros por ano (Potts et al. 2010). Dessa forma, considerando o aumento da área cultivada e da dependência da agricultura nos serviços de polinização e o valor desse serviço, é necessário tornar as paisagens agrícolas capazes de manter os polinizadores. Uma forma de manter os polinizadores é preservar os locais de nidificação das abelhas, como troncos apodrecidos e barrancos, no caso de abelhas solitárias (Alves-dos-Santos 2009, Freitas & Alves 2009) e árvores com ocos, no caso das abelhas sociais (Cortopassi-Laurino et al. 2009) e isso é possível conservando e melhorando as condições dos fragmentos de matas.

Mencionamos aqui alguns dados de pesquisas recentes efetuadas no Brasil que evidenciam o valor econômico dos polinizadores. Mesmo em espécies onde ocorre a auto-fecundação, e, portanto não há obrigatoriedade da atuação de agentes polinizadores, por exemplo café, canola e soja, que são autopolinizados, há um aumento considerável da produção se a cultura tiver a visita de abelhas polinizadoras (Veddeler et al. 2008). No café, estudos realizados em várias partes do mundo evidenciam um aumento de produtividade de 14% (De Marco & Coelho 2004) a 50% (Ricketts et al. 2008) dependendo da paisagem do entorno ser amigável aos polinizadores, isto é, de haver nas proximidades condições para os polinizadores viverem, construírem seus ninhos e se reproduzirem. No caso da canola, estudos recentes (Durán et al. 2010) mostram um aumento de 53% nas plantas polinizadas. No caso da mamona (Rizzardo et al. 2008), embora o nectário seja extrafloral, os cultivos com abelhas apresentaram um aumento de 5% na produtividade, melhor qualidade do óleo obtido e a produção de mel de boa qualidade como insumo complementar. Para as árvores da floresta, podemos mencionar que sem abelhas pequenas o cupuaçu não frutifica (Gribel 2008), que a castanha do Brasil depende de espécies de abelhas grandes e fortes como polinizadoras (Freitas & Cavalcante 2008) e o açaí é totalmente dependente de polinizadores para produzir seus frutos (Venturieri 2005), de excelente valor comercial. Mesmo o dendê depende de polinização por besouros (Kevan 1995).

Por estes motivos aqui mencionados, a manutenção de área natural nas propriedades agrícolas é um seguro para a maior produção agrícola. Uma vez que estes dados dos serviços ambientais estão sendo divulgados e avaliados, será uma enorme perda para os proprietários rurais desmatarem mais as suas propriedades. Devemos mencionar aqui mais um fator de risco, as projeções de alterações climáticas severas para os próximos anos. Os ambientes mais conservados manterão maior resiliência, isto é, a capacidade de regeneração. Recuperação ambiental é o melhor seguro. É tempo de mudar de paradigma e focalizar as paisagens rurais amigáveis aos serviços ecossistêmicos.

Referências Bibliográficas

AIZEN, M.A. & HARDER, L.D. 2009. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. Curr. Biol. 19:915-918.

AIZEN, M.A., GARIBALDI, L.A., CUNNINGHAM, S.A. & KLEIN, A.M. 2008. Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. Curr. Biol. 18:1572-1575.

AIZEN, M.A., GARIBALDI, L.A., CUNNINGHAM, S.A. & KLEIN, A.M. 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. Ann. Bot. 103:1579-1588.

ALVES-DOS-SANTOS, I. 2009. Por que preservar troncos apodrecidos e barrancos em sua propriedade? Mensag. Doce 100 http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/100/artigo.htm (último acesso em 28/09/2010).

BAWA, K. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain-forests. Ann. Rev. Ecol. Syst. 21:399-422.

CONSTANZA, R., D'ARGE, R., GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387:253-260.

CORTOPASSI-LAURINO, M., ARAUJO, D.A. & IMPERATRIZ-FONSECA, V.L. 2009. Árvores neotropicais, recursos importantes para a nidificação de abelhas sem ferrão (Apidae, Meliponini). Mensagem Doce 100, http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/100/artigo4.htm (último acesso em 28/09/2010)

DAILY, G.C. 1997. Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, DC.

DE MARCO, P. & COELHO, F.M. 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. Biodivers. Conserv. 13:1245-1255.

DURÁN, X.A., ULLOA, R.B., CARRILLO, J.A., CONTRERAS, J.L. & BASTIDAS, M.T. 2010. Evaluation of yield component traits of honeybee pollinated (*Apis mellifera* L.) Rapeseed canola (*Brassica napus* l.). Chil. J. Agr. Res. 70:309-314.

FREITAS, B.M. & CAVALCANTE, M.C. 2008. Visitantes florais e polinização da castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa*) em cultivo comercial na Floresta Amazônica. In Anais do VIII Encontro sobre Abelhas, FUNPEC, Ribeirão Preto, p.58-66.

FREITAS, B. & ALVES, J.E. 2009. Importância da disponibilidade de locais para nidificação de abelhas na polinização agrícola: o caso das mamangavas de toco. Mensag. Doce 100. http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/100/artigo2.htm (último acesso em 28/09/2010).

GALLAI, N., SALLES, J.M., SETTELE, J. & VAISSIERE, B. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture con- fronted with pollinator decline. Ecol. Econ. 68:810-821.

GRIBEL, R. 2008. Pollination ecology and pollinator management in cupuassu (*Theobroma grandiflorum Willd*. Ex Spreng. Schum., Sterculiaceae), an amazonian fruittree of promising economic importance. In Pollinators management in Brazil (C.A.B. Alvarez & M. Landeiro, org.). Ministério de Meio Ambiente, Brasília, p.14-17.

INTERAGENCY TAXONOMIC INFORMATION SYSTEM – ITIS. Catalogue of life: 2010 annual checklist. 2010. http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2010/details/database/id/67 (último acesso em 28/09/2010).

KEVAN, P.G. 1995. Insect pollination of economically important plants of tropical and subtropical Asia. In The Asiatic hive bee: apiculture, biology, and role in sustainable development in tropical and subtropical Asia (P.G. Kevan, ed.). Enviroquest, Cambridge, Canada, p.129-133.

KLEIN, A.M., VAISSIERE, B.E., CANE, J.H., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S.A., KREMEN, C. & TSCHARNTKE, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proc. Roy. Soc. B-Biol. Sci. 274:303-313.

MILET-PINHEIRO, P. & SCHLINDWEIN, C. 2008. Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e plantas em uma área do Agreste pernambucano, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 52(4):625-636.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. AVALIAÇÃO DO MILÊNIO. 2005. http://www.maweb.org/en/index.aspx (último acesso em 28/09/2010).

PEDRO, S.R.M. & CAMARGO, J.M.F. 1999. Apoidea Apiformes. In Biodiversidade do Estado de São Paulo Invertebrados Terrestres. (C.A. Joly, C.E.M. Bicudo, C.R.F. Brandão & E.M. Cancello, ed.). São Paulo, v.5, p.193-211.

POTTS, S.G., BIESMEIJER, J.C., KREMEN, C., NEUMANN, P., SCHWEIGER, O. & KUNIN, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends Ecol. Evol. 25:345-353.

RICKETTS, T., REGETZ, J., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S.A., KREMEN, C., BOGDANSKI, A., GEMMIL-HERREN, B., GREENLEAF, S.S., KLEIN, A.M., MAYFIELD, M.M., MORANDIN, L.A., OCHIENG, A. & VIANA, B.F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? Ecol. Lett. 11:499-515.

RIZZARDO, R.A.G., FREITAS, B.M., MILFONT, M.O. & SILVA, E.M.S. 2008. A polinização de culturas agrícolas com potencial para produção de biodiesel: um estudo de caso com a mamona (*Ricinus communis* L.). In Anais do VIII Encontro Sobre Abelhas, FUNPEC, Ribeirão Preto, p.293-299.

RÖCKSTROM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, Å., CHAPIN, F.S., LAMBIN, E.F., LENTON, T.M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H.J., NYKVIST, B., WIT, C.A., HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P.K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L., CORELL, R.W., FABRY, V.J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, L. CRUTZEN, P. & FOLEY, J.A. 2009. A safe operating space for humanity. Nature 461:472-475.

SILVA, C.I., MELLO, M.A.R. & OLIVEIRA, P.O. 2010. A palinologia como uma ferramenta importante nos estudos das interações entre Xylocopa spp. e plantas no Cerrado. In Anais do IX Encontro Sobre Abelhas, FUNPEC, Ribeirão Preto, p.72-79.

TURNER, W.R., BRANDON, K., BROOKS, T.M., COSTANZA, R., FONSECA, G.B. & PORTELA, R. 2007. Global Conservation of Biodiversity and ecosystem services. Bioscience 57(10):868-873

VEDDELER, D., OLSCHEWSKI, R., TSCHARNTKE, T. & KLEIN, A.M. 2008. The contribution of non managed social bees to coffee production: new insights based on farm-scale yield data. Agroforestry Syst. 73:109-114.

VENTURIERI, G.C., RODRIGUES, S.T. & PEREIRA, C.A.B. 2005. As abelhas e as flores do açaizeiro (*Euterpe oleracea* Mart. - Arecaceae). Mensagem Doce 80:32-33.

Recebido em 29/09/2010
Versão reformulada recebida em 14/10/2010
Publicado em 15/10/2010

Pukuakanga salignea, gênero novo e espécie nova de Dictyopharidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Fulgoromorpha) do Sudeste do Brasil

Marcelo da Silva Baptista[1,3], José Eduardo Serrão[2] & Elidiomar Ribeiro Da-Silva[1]

[1]Laboratório de Insetos Aquáticos, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO, CEP 22290-240, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[2]Departamento de Biologia Geral, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa – UFV, CEP 36571-000, Viçosa, MG, Brasil
[3]Autor para correspondência: Marcelo da Silva Baptista, e-mail: baptistams@gmail.com

BAPTISTA, M.S., SERRÃO, J.E. & DA-SILVA, E.R. ***Pukuakanga salignea*, a new genus and species of Dictyopharidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Fulgoromorpha) from Southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01510042010.

Abstract: *Pukuakanga* gen. nov., a new genus of Dictyopharidae, is established based on adult specimens of a new species, *Pukuakanga salignea* sp.nov., from different municipalities of Minas Gerais State, Brazil. The genus can be determined by a characters combination like: head length 4.8× width of the base; apex of head projection showing the union of marginal carinae of the front and vertex laterally to projection; carina tegulae absence; anteromedian margin of pronotum straight, three rows of cells on membrane of fore wing; aedeagus with the conjunctiva bifurcated forming two pairs of tubes, and the thorn of the penis showing a lateral branch.
Keywords: *Insecta, Fulgoroidea, taxonomy, Neotropics, South America.*

BAPTISTA, M.S., SERRÃO, J.E. & DA-SILVA, E.R. ***Pukuakanga salignea*, gênero novo e espécie nova de Dictyopharidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Fulgoromorpha) do Sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01510042010.

Resumo: *Pukuakanga* gen.nov. (Hemiptera: Dyctiopharidae) é erigido com base em exemplares adultos de uma espécie nova, *Pukuakanga salignea* sp.nov., provenientes de diferentes municípios do Estado de Minas Gerais, Brasil. O gênero pode ser determinado por uma combinação de características como: cabeça com o comprimento 4,8× a largura da base; ápice da projeção da cabeça apresentando a união das carenas marginais da fronte e do vértice lateralmente a projeção; ausência de carena na tégula; margem anteromediana do pronoto reta; três fileiras de células na membrana da asa anterior; edeago com a conjuntiva bifurcada formando dois pares de tubos e o espinho do pênis apresentando um ramo lateral.
Palavras-chave: *Insecta, Fulgoroidea, taxonomia, Neotrópico, América do Sul.*

Introdução

A obra de Melichar (1912), apesar de ser um trabalho que abrange exemplares de todo o mundo, é considerada a maior contribuição para o estudo dos Dictyopharidae (Hemiptera: Fulgoromorpha) neotropicais. Em tal trabalho foram adicionados à fauna neotropical 30 gêneros, dos quais atualmente alguns se encontram sinonimizados. Após Melichar (1912), o trabalho de maior contribuição à taxonomia dos Dictyopharidade neotropicais foi o de Fennah (1944). Dentre os estudos mais recentes realizados com gêneros e espécies neotropicais, destacam-se os de O'Brien (1987, 1999). Emeljanov (1983) elaborou uma chave de identificação para as tribos de Dictyopharinae na qual, os gêneros neotropicais estavam distribuídos em quatro tribos, no entanto, nem todos os gêneros foram incluídos na chave. Emeljanov (2008) considerou Lappidini Emeljanov, 1983 e Taosini Emeljanov, 1983 como subtribos de Nersiini agrupando assim quase todos os gêneros em uma única tribo. Diante da escassez de trabalhos de cunho taxonômico versando sobre o grupo, acredita-se que ainda muitos táxons estejam por descrever, especialmente em relação à fauna brasileira.

No presente trabalho é descrito um novo gênero e uma nova espécie de Dictyopharidae com base em exemplares provenientes de diferentes municípios do Estado de Minas Gerais, Região Sudeste do Brasil. O gênero pertence à subfamília Dictyopharinae e de acordo com Emeljanov (1983, 2008), o gênero deve ser incluído na tribo Nersiini.

Material e Métodos

Esse material é parte de coleções entomológicas das seguintes instituições brasileiras: Museu Regional de Entomologia da Universidade Federal de Viçosa (UFVB), Museu Nacional Universidade Federal do Rio de Janeiro (MNRJ) e Museu de Entomologia Padre Jesus Santiago Moure, Universidade Federal do Paraná – UFPR. As ilustrações são de autoria de Marcelo da Silva Baptista e foram realizadas com o auxílio de uma câmara clara acoplada a um microscópio estereoscópico (aumento de até 250×). Para a observação das características das genitálias foi feita a clarificação em solução aquosa de KOH a 10%.

(DICTYOPHARINAE: NERSIINI)

Pukuakanga gen.nov. (Figuras 1-12, 13b)

Cabeça (Figuras 1, 2) – Comprimento do vértice 4,8× a largura da base; carena mediana presente em toda extensão do vértice, alargada no quarto basal e levemente marcada no restante do vértice; margem anterior do vértice com ângulo de aproximadamente 145°, carenas marginais subparalelas e pouco elevadas na metade basal; ápice aproximadamente 1.9× a largura da base; margem posterior reta; largura da cabeça (incluindo os olhos) 1.9× a largura da base do vértice. Extensão da cabeça em vista lateral com a carena marginal da fronte reta e posicionada mais próxima da carena lateral da fronte; sutura subgenal reta. Carena mediana atravessando o ápice da projeção. Fronte tri-carenada; carenas laterais presentes em toda a extensão e fracamente evidentes próximo à sutura fronto-clipeal; carena mediana fracamente evidente no quarto apical; carenas marginais da fronte fortemente curvadas para cima no ápice da projeção e fusionadas às carenas marginais do vértice. Carenas laterais da fronte curvadas para cima no ápice da projeção da cabeça e fusionadas com a mediana; fronte fortemente côncava na metade apical na região entre as carenas laterais; carenas marginais da fronte subparalelas, com uma pequena expansão abaixo da antena; segundo antenômero com aproximadamente 60 sensilas placóides; sutura frontoclípeal fortemente côncava; sutura transclipeal reta; anteclípeo e pós-clípeo tricarenados (carenas mediana e marginais).

Tórax (Figuras 1, 2) - Pronoto e mesonoto juntos com aproximadamente 1.2× o comprimento do vértice; carenas mediana e laterais alcançando a margem posterior no pronoto e mesonoto; pronoto com região anterodorsal reta, com uma leve reentrância mediana; margem posterior do pronoto com uma pequena reentrância no centro não alcançando a linha entre as fossetas; carenas marginais e pleurais fortemente elevadas; mesoescudo com três carenas subparalelas. Tégula lisa (sem carena).

Asa anterior (Figura 3) - comprimento (linha mediana) 3× a largura (linha nodal); três fileiras de células; estigma com 4-5 células; Sc+R bifurcada próximo à linha nodal; R com 3 ramos; M bifurcada no terço distal do cório; M_{1+2} e M_{3+4} bifurcadas após a linha nodal; M_1 e M_2 com 2 ramos; M_3 com 3 ramos e M_4 simples; CuA bifurcada antes de M; CuA_1 com dois ramos; CuA_2 simples; A_1 e A_2 fusionadas no terço basal do clavo; Sc+R+M bifurcada antes da fusão das nervuras anais.

Asa posterior (Figura 4) com setor radial apresentando quatro ramos; M_{1+2} e M_{3+4} fusionadas até a região apical; CuA_1 com três ramos.

Pernas - Tíbias com sulco apical; tíbia anterior aproximadamente 1,5× o tamanho do fêmur; tíbia posterior cerca de 3× o tamanho do fêmur; tíbia posterior com 4 espinhos laterais; ápice da tíbia com 8 espinhos ($_1^1{}_1^2{}_1^1$). Primeiro tarsômero com 14-16 espinhos; segundo tarsômero com 16-18 espinhos.

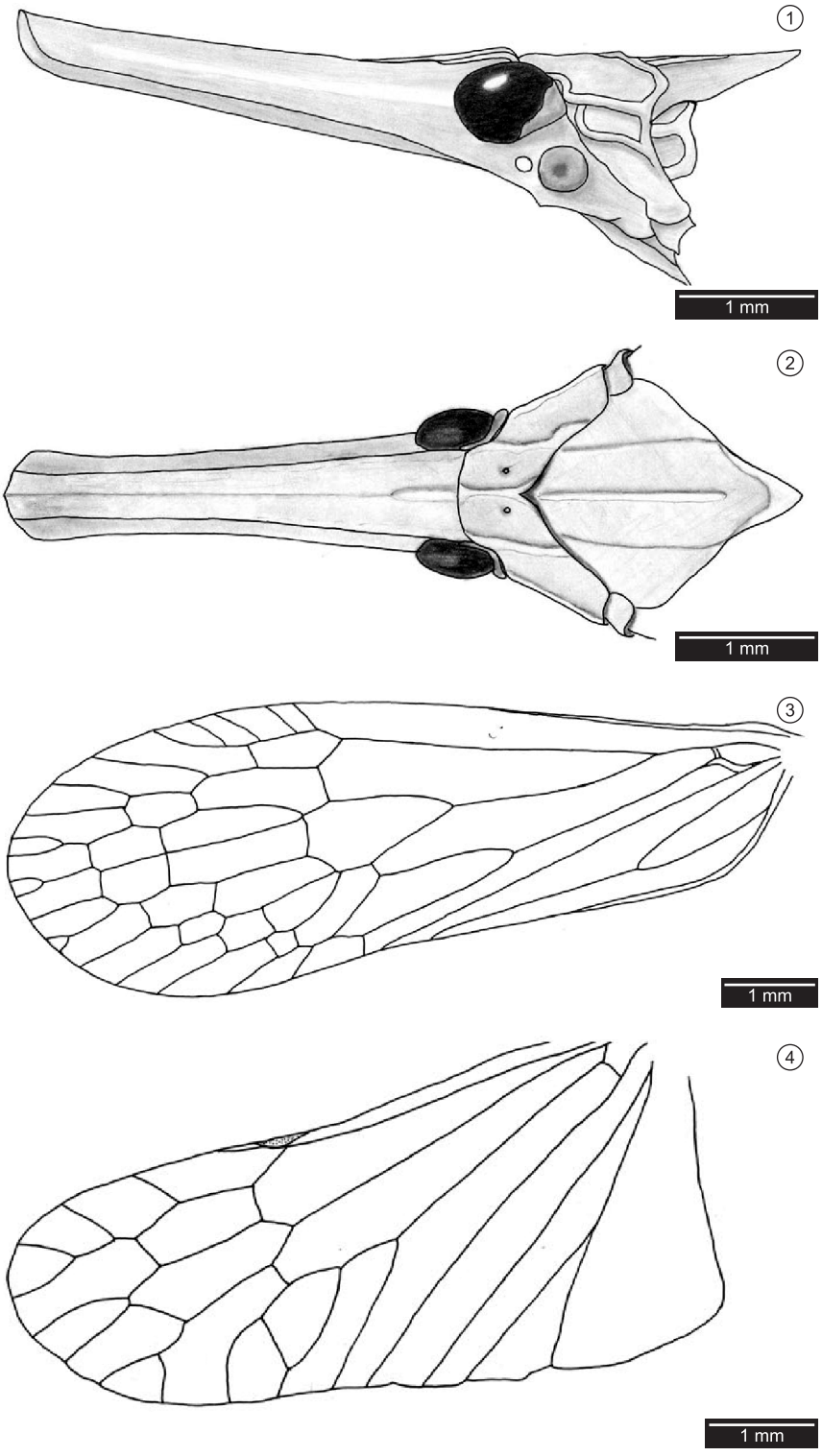
Etimologia: O nome genérico é uma combinação que incorpora as palavras do Tupi-guarani "Puku", que significa comprido, longo, e "akãng", que significa cabeça.

Comentários

Pukuakanga gen.nov. pode ser separado dos demais gêneros de Dictyopharidae neotropicais através da seguinte combinação de características: 1) cabeça com o vértice com o comprimento 4,8× a largura da base; 2) ápice da projeção da cabeça com as carenas marginais da fronte unidas às do vértice lateralmente no ápice da projeção; 3) ausência de carena na tégula; 4) margem anteromediana do pronoto reta; 5) três fileiras de células na membrana da asa anterior; e 6) edeago com a conjuntiva bifurcada formando dois pares de tubos e o espinho do pênis apresentando um ramo lateral.

Pukuakanga gen.nov. apresenta bastante semelhança com *Lappida* Amyot & Serville, 1843, principalmente com relação aos caracteres relacionados ao tamanho da projeção da cabeça, ausência de carena na tégula e o número de fileiras de células na asa anterior. Porém, os gêneros apresentam diferenças bem marcantes com relação à morfologia das carenas da cabeça e da genitália do macho. Alguns estudos realizados com diferentes famílias de Fulgoroidea demonstraram que a morfologia das carenas da cabeça é importante na determinação de gêneros (O'Brien 1998, Asche 2000).

Pukuakanga gen.nov. apresenta o ápice da projeção da cabeça com algumas diferenças com relação ao gênero *Lappida*. Em espécies de *Lappida* (Figura 13a) observa-se que a estrutura das carenas, no ápice da projeção, na transição vértice/fronte, apresenta uma forte dilatação, a qual não é observada em *Pukuakanga* gen.nov. (Figura 13b). Além da dilatação do ápice, em *Lappida* a carena marginal da fronte apresenta uma bifurcação antes da fusão com a carena marginal do vértice, resultando em dois pontos de fusão com a carena marginal do vértice. Em *Lappida* as carenas laterais da fronte também se apresentam bifurcadas no ápice, formando uma pequena área entre a fronte e a transição vértice/fronte. Essa área formada entre os ramos da carena marginal é encontrada somente em *Lappida* e não é provida de carena mediana. Em *Pukuakanga* gen.nov. a dilatação no ápice da projeção não está presente e as carenas laterais e marginais



Figuras 1-4. *Pukuakanga salignea*, macho adulto. 1) Cabeça, pronoto e mesonoto (vista lateral); 2) cabeça, pronoto e mesonoto (vista dorsal); 3) asa anterior esquerda; 4) asa posterior esquerda. (Escalas 1 mm).

Figures 1-4. *Pukuakanga salignea*, Adult male. 1) Head, pronotum and mesonotum (lateral view); 2) head, pronotum and mesonotum (dorsal view); 3) left fore wing; 4) left hind wing. (Scales 1 mm).

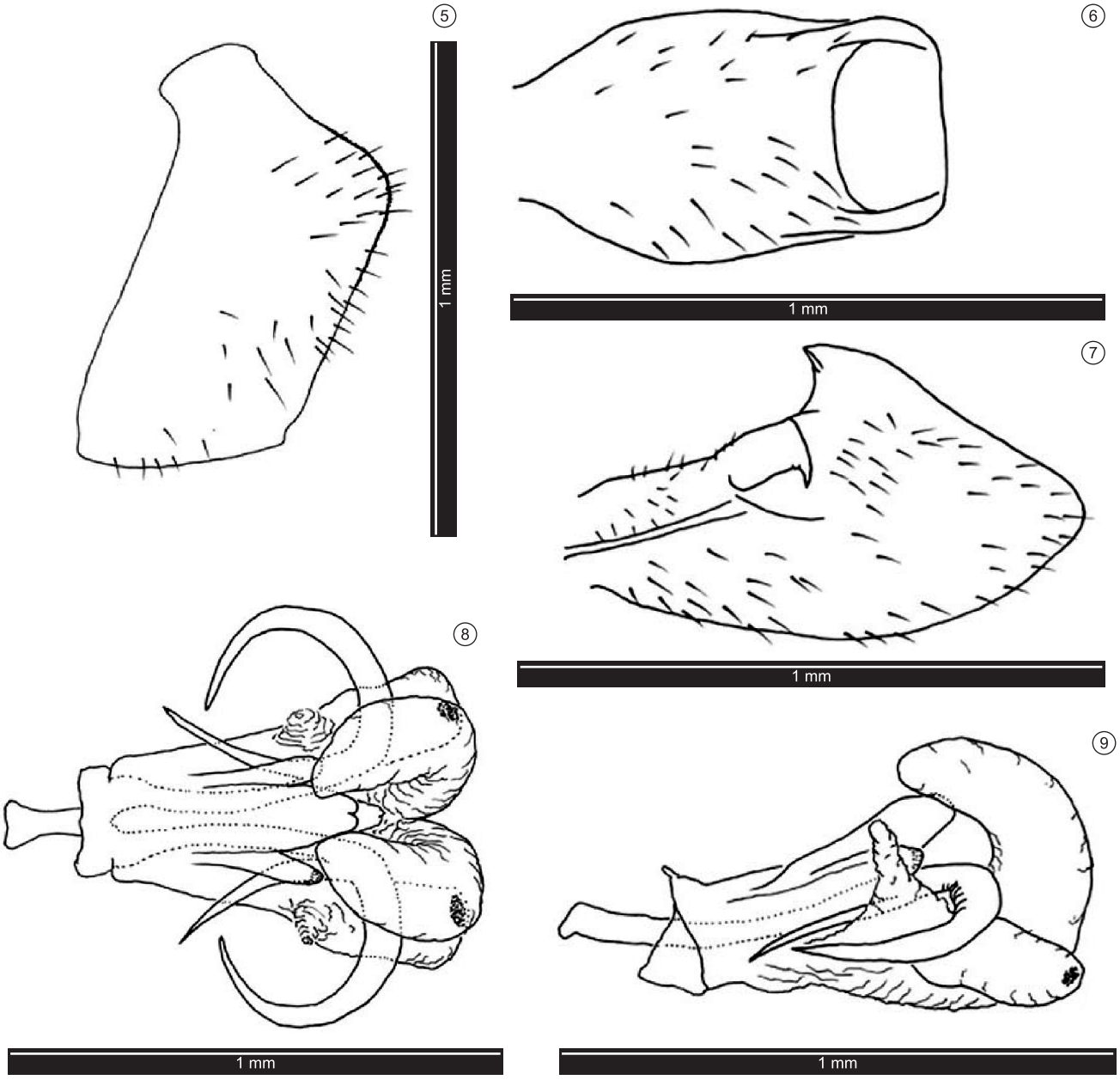
não apresentam bifurcações apicais, portanto também não apresentam a área sem carena mediana entre a fronte e a transição vértice/fronte, além disso, apresentam uma pequena carena subapical que liga a carena lateral da fronte à marginal da fronte.

Em adição às características apresentadas nas carenas da cabeça, também pode-se destacar a diferença morfológica da genitália do macho em ambos os gêneros. Em *Lappida metchroma* O'Brien, 1987 a conjuntiva apresenta uma região tubular única, diferente da forma apresentada em *Pukuakanga* gen.nov., que é bifurcada formando dois pares de tubos. Além da forma da conjuntiva, *L. metchroma* também apresenta o espinho do pênis simples, enquanto em *Pukuakanga* gen. nov. o espinho do pênis apresenta um ramo lateral.

Pukuakanga salignea sp.nov. (Figuras 1-12, 13b)

Comprimento total 12-15 mm. Coloração geral esverdeada, carenas marginais da cabeça esbranquiçadas, carenas mediana e laterais do tórax esbranquiçadas; asa anterior hialina com as nervuras esverdeadas; espinhos laterais da tíbia posterior com a ponta negra.

Genitália do macho (Figuras 5-9) - Pigóforo com margem posterior lateralmente serrilhada; região ventral 2,2× mais larga que a dorsal. Placa anal com margens laterais subparalelas. Parâmeros subovalados, com uma fissura abaixo do espinho lateral; espinho lateral com a base na margem anterior. Edeago com uma conjuntiva tubular e bifurcada formando dois pares



Figuras 5-9. *Pukuakanga salignea*. Macho adulto. 5) Pigóforo (vista lateral); 6) placa anal (vista dorsal); 7) parâmero (vista lateral); 8) edeago (vista dorsal); 9) edeago (vista lateral). (Escalas 1 mm).

Figures 5-9. *Pukuakanga salignea*, Adult male. 5) Pigofer (lateral view); 6) anal plate (dorsal view); 7) paramere (lateral view); 8) aedeagus (dorsal view); 9) aedeagus (lateral view). (Scales 1 mm).

de tubos; o primeiro par posicionado medianamente, com aproximadamente o mesmo comprimento do corpo do edeago, curvado para cima e não apresentando regiões esclerosadas; o segundo par posicionado lateralmente, com 1/3 do comprimento do primeiro, apresentando uma pequena região escurecida no ápice e uma pequena extensão dorsobasal afilada e direcionada para cima; corpo do edeago com a conjuntiva apresentando uma extensão dorsomediana e um par de extensões dorsolaterais, largas e direcionadas para trás. Pênis fusionado em toda extensão e com o ápice arredondado; espinho do pênis longo, curvado lateralmente, com ápice esclerosado e com um ramo subapical posicionado lateralmente e direcionado para frente; ramo subapical com metade da largura da base do espinho.

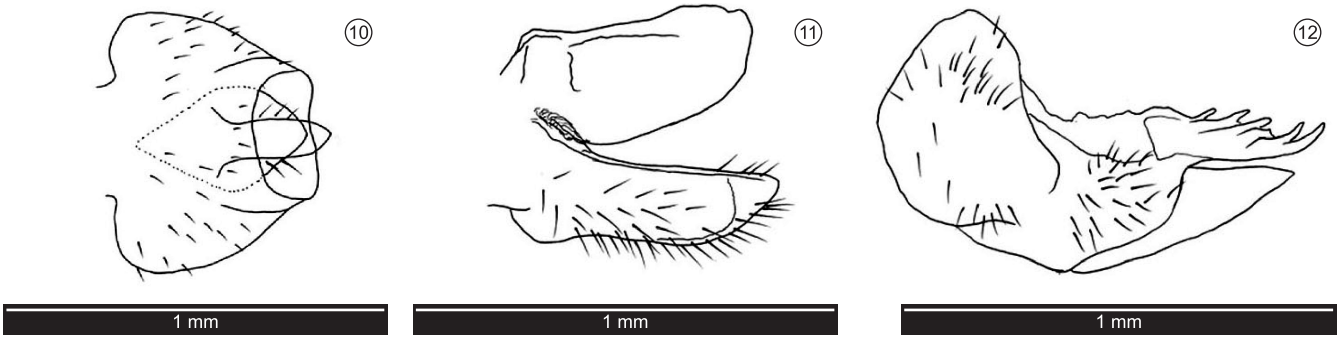
Genitália da fêmea (Figura 10-12) - Placa anal ventralmente côncava e alargada na base e 1,2× mais larga que longa; poucas cerdas nas bordas laterais. Válvula 1 - lâmina conectiva anterior alongada, com seis projeções dorsais delgadas, afiladas no ápice e levemente curvadas lateralmente; quarta projeção reduzida; processo endogonocoxal alargado na base e com ápice agudo. Válvula 2 como nos demais gêneros de Dictyopharidae. Válvula 3 – afilada, levemente côncava e curvada para cima; margem inferior com uma fileira de cerdas grossas na face lateral; região apical sem cerdas. Sétimo esternito típico de Dyctiopharidae.

Etimologia: O nome específico é uma combinação arbitrária de letras incorporando a palavra do latim "saligneus", que significa verde-acinzentado, como uma referência à coloração esverdeada apresentada pela espécie.

Distribuição geográfica: Apesar dos espécimes utilizados neste trabalho terem sido coletados somente no Estado de Minas Gerais, a espécie encontra-se distribuída em diferentes regiões fitogeográficas: Caatinga (Águas Vermelhas); Cerrado e Campo Cerrado (Araxá, Carmo do Rio Claro, Florestal, Paracatu, Varginha); Floresta Atlântica (Passos, Ponte Nova, Viçosa).

Plantas Hospedeiras: Os espécimes utilizados na elaboração deste trabalho são pertencentes a coleções de três instituições nacionais e nas etiquetas dos exemplares não havia nenhuma informação a respeito de plantas hospedeiras.

Material Examinado: Holótipo: Brasil; Estado de Minas Gerais; Viçosa, M.D. Moreira col., 17/vi/1999 (1♂) (UFVB). Parátipos: mesma localidade do holótipo, L.M.R.C. Barreto col., 08/iii/1998 (1♂); O.T. Dall'Oglio col., 23/iii/97 (1♀); M. Fagundes col., 09/vi/1990 (1♀); D.B. Fragoso col., 02/ii/1998 (1♂, 1♀); M.F. Furtado col., 29/vi/1998 (1♀); Lúcio col., 26/iv/1980 (1♀); Martins & Fiuza col., 24/iii/1982 (1♀); M.D. Moreira col., 17/vi/1999 (1♀); M.C. Oliveira col., 06/ii/1997 (1♂, 1♀); R.C. Peruquetti col., 22/iv/1997 (1♀); C.T. Ribeiro



Figuras 10-12. *Pukuakanga salignea*. Fêmea adulto. 10) Placa anal (vista dorsal); 11) válvula 3 (vista lateral); 12) válvula 1 (vista ventral). (Escalas 1mm).
Figures 10-12. *Pukuakanga salignea*. Adult female. 10) Anal plate (dorsal view); 11) valve 3 (lateral view); 12) valve 1 (ventral view). (Scales 1mm).

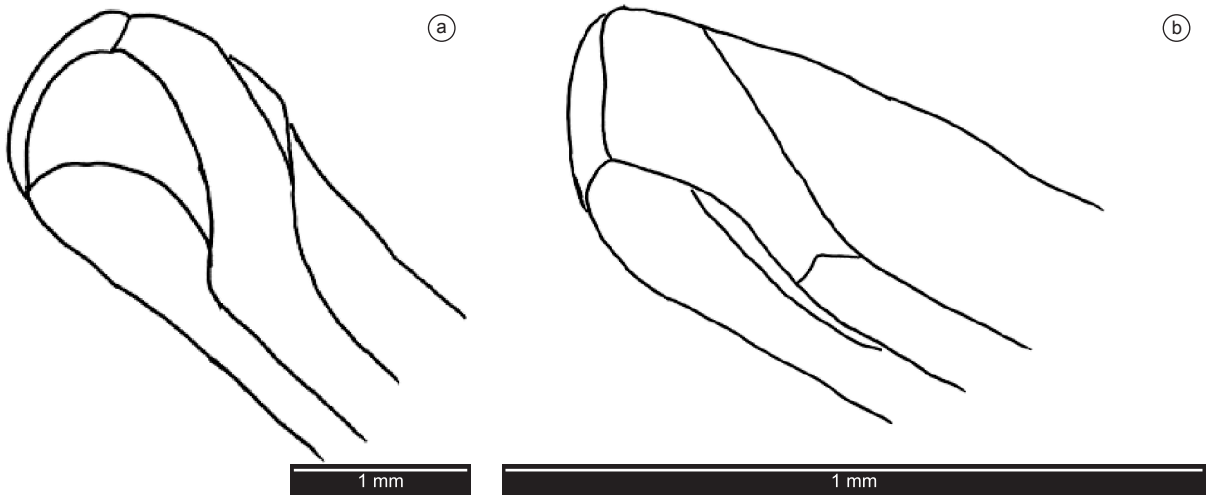


Figura 13. Ápice da projeção da cabeça. a) *Lappida proboscidea* Spinola, 1839; b) *Pukuakanga salignea*. (Escalas 1 mm).
Figure 13. Apex of projection of the head. a) *Lappida proboscidea* Spinola, 1839; b) *Pukuakanga salignea* sp.nov. (Scales 1 mm).

col., 19/iii/1999 (1♂); Shipes col., xii/1938 (1♀); H. Siqueira col., 28/iv/1997 (1♀) (UFVB). Material Adicional: Brasil; Estado de Minas Gerais, Águas Vermelhas - Alvarenga col., xii/1983 (13♂♂, 4♀♀) (UFPR). Araxá – C. Elias col., 29/iii/1965 (4♂♂ 1♀), 10/xii/1965 (1♀), 25/xii/1965 (1♀) (UFPR). Carmo do Rio Claro - Jeme col., (Fazenda Alegria), iii/1975 (1♂) (MNRJ). Florestal - BAN666 col., 23-25/iii/2000 (1♂) (UFVB). Paracatu - C. Elias col., 21/i/1965 (1♀) (UFPR); Exp. Formosa col., vi/1960 (1♂) (MNRJ). Passos - C. Elias col., iii/1961 (2♂♂, 1♀), iv/1961 (1♂, 1♀), v/1961 (1♀), 1961 (3♂♂), 21-28/iii/1962 (1♂), 10-15/xii/1962 (1♂), 17-22/xii/1962 (1♂, 2♀♀), 12/i/1963 (1♀), 23-31/i/1963 (1♂, 1♀), 25-27/ii/1963 (1♀), 16-21/xii/1963 (1♀), 21/i/1965 (1♀) (UFPR). Ponte Nova – Planalsucar col., 08/iv/1980 (1♀) (UFVB). Varginha – M. Alvarenga col., xi/1961 (1♂) (UFPR).

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro. Aos Professores Dr. Paulo Sérgio Fiuza Ferreira (UFV), Dr. Gabriel L.F. Mejdalani (MNRJ) e Dr. Rodney R. Cavichioli (UFPR) pelo empréstimo do material.

Referências Bibliográficas

ASCHE, M. 2000. *Emoloana*, a new genus for the endemic grass-feeding Hawaiian Delphacidae (Homoptera: Fulgoroidea). Proc. Hawaiian Ent. Soc. 34:71-113.

EMELJANOV, A.F. 1983. Dictyopharinae form the Cretaceous deposits on the Taymyr Peninsula (Insecta, Homoptera). Paleont. Jour. 3:77-82.

EMELJANOV, A.F. 2008. New genera and new species of the family Dictyopharidae (Homoptera), with notes on the systematics of the subfamily Dictyopharinae. Entomol. Rev. 88(30):296-328.

FENNAH, R.G. 1944. New Dictyopharidae from the New World (Homoptera: Fulgoroidea). Proc. Biol. Soc. Wash. 57:79-94.

MELICHAR, L. 1912. Monographie der Dictyophorinen (Homoptera). Abhand. K. K. Zool. Bot. Ges. Wien 7(1):1-221.

O'BRIEN, L.B. 1987. Corrections and additions to Metcalf's "The Fulgorina of Barro Colorado and Other Parts of Panama" (Homoptera: Fulgoroidea). Ann. Ent. Soc. Am. 80(3):379-390.

O'BRIEN, L.B. 1998. New World Fulgoridae, Part I: Genera with elongate head processes. Great Bas. Natur. Mem. 12:135-170.

O'BRIEN, L.B. 1999. New species of *Toropa* and *Igava* and new genus, *Trigava* gen.n. (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Fulgoroidea: Dictyopharidae). Reichenbachia 33(1):56-60.

Recebido em 26/06/2010
Versão Reformulada recebida em 22/09/2010
Publicado em 08/10/2010

Fenología reproductiva y productividad de *Oenocarpus bataua* (Mart.) en bosques inundables del Chocó Biogeográfico, Colombia

Lucas Cifuentes[1, 4], Flavio Moreno[2] & Diego Andrés Arango[3]

[1]Maestría en Bosques y Conservación Ambiental, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, calle 59a, n. 63-020, Autopista Norte, bloque 20, piso 2, oficina 20-204, A.A. 1027, Medellín, Colombia
[2]Grupo de Investigación en Ecología y Silvicultura de Especies Forestales Tropicales, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, calle 59a, n. 63-020, Autopista Norte, bloque 14, piso 4, oficina 14-422, A.A. 1027, Medellín, Colombia
[3]Doctorado en Ecología, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, calle 59a, n. 63-020, Autopista Norte, bloque 20, piso 2, oficina 20-204, A.A. 1027, Medellín, Colombia
[4]Autor para correspondencia: Lucas Cifuentes Gómez, e-mail: lcifuen@unal.edu.co

CIFUENTES, L., MORENO, F. & ARANGO, D.A. **Reproductive phenology and fruit productivity of *Oenocarpus bataua* (Mart.) in flooded forests in the Chocó Biogeographic region, Colombia**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01910042010.

Abstract: *Oenocarpus bataua (Mart.)* is a palm species forming highly dense stands in flooded forests of the Chocó Biogeographic region. This species is considered promising because its fruits contain protein and high quality oil; therefore, periodic harvests of fruits are a potential source of food and income to local communities and could contribute to improve their living conditions. We studied the reproductive phenology and productivity of fruits of this species in two forest types: mono-dominant stands, called locally "pure milpesal"-MP (occasionally flooded), and more heterogeneous forests, called "mixed murrapal"-MM (periodically flooded), with specific densities of 278 and 82 individuals.ha^{-1}, respectively. In each forest type, we established a block with 12 plots of 20 × 25 m, where the reproductive palms were labeled (166 in MP and 49 in MM). Every other week, from November 1999 until December 2001 (26 months) and from November 2006 until May 2009 (31 months), the phenological state of each previously labeled palm was recorded. The phenological behavior was quantified using the Activity Index and the observed proportions of each phenophase along time were evaluated with different regression models. According to these models, a phenological cycle of the species at the population level lasts about 4 years. We could not find any relationship between rainfall and phenological variables; therefore, the phenological cycle appears to respond to endogenous factors. The production peak of ripe fruits in the population occurred every 34 months in 47 and 26% in all palms in MP and MM. Fruit productivity per cycle was 3014 and 330 kg.ha^{-1}, respectively.
Keywords: *palm tree, flowering, fruiting, synchrony, reproductive cycle.*

CIFUENTES, L., MORENO, F. & ARANGO, D.A. **Fenología reproductiva y productividad de *Oenocarpus bataua* (Mart.) en bosques inundables del Chocó Biogeográfico, Colombia**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/es/abstract?article+bn01910042010.

Resumen: *Oenocarpus bataua* (Mart.) es una especie de palma que conforma rodales altamente densos en bosques inundables del Chocó Biogeográfico. Es considerada promisoria porque sus frutos contienen proteínas y aceite de alta calidad; por ello, el manejo sostenible de estos bosques y la cosecha periódica de sus frutos pueden proveer alimento e ingresos monetarios a las comunidades locales y, así, mejorar su calidad de vida. Se estudió la fenología reproductiva y la productividad de frutos de esta especie en dos comunidades vegetales: milpesal puro-MP (inundable esporádicamente) y murrapal mezclado-MM (inundable periódicamente), con densidades específicas de 278 y 82 individuos.ha^{-1}, respectivamente. En cada comunidad se estableció un bloque con 12 parcelas de 20 × 25 m, donde se marcaron las palmas reproductivas (166 en MP y 49 en MM). Quincenalmente, entre noviembre de 1999 y diciembre de 2001 (26 meses), y entre noviembre de 2006 y mayo de 2009 (31 meses), se registró el estado fenológico de cada palma. Los patrones reproductivos fueron cuantificados mediante el índice de actividad y las proporciones de ocurrencia de cada fenofase fueron evaluadas mediante diferentes modelos de regresión. De acuerdo con éstos, un ciclo fenológico de la especie a nivel poblacional, desde la aparición del botón floral y posterior exposición de las inflorescencias, hasta el desarrollo, maduración y caída de los frutos dura *ca.* 4 años. No se encontró una relación significativa entre la precipitación y la ocurrencia de las fenofases, por lo que su ciclo fenológico parece responder a factores endógenos. El pico de producción de frutos maduros en la población ocurrió cada 34 meses y se presentó en 47 y 26% de las palmas en MP y MM. La productividad de frutos por ciclo fue 3014 y 330 kg.ha^{-1}, respectivamente.
Palabras-clave: *palma arbórea, floración, fructificación, sincronía, ciclo reproductivo.*

Introducción

O. bataua es considerada como una especie promisoria, tanto por sus frutos ricos en aceite de excelente condición, similar al aceite de oliva y con proteínas de alta calidad, como por su especial adaptación a suelos pobres (Galeano & Bernal 1987, Balick 1992, Morcote-Ríos et al. 1998). Es ampliamente usada en la cuenca amazónica y sus frutos son especialmente importantes en la dieta de poblaciones indígenas (Miller 2002). En la cuenca del Río Atrato (Chocó Biogeográfico), *O. bataua* es una palma dominante en los bosques inundables, y forma densas y extensas poblaciones; los habitantes de la región reconocen la utilidad de la palma y, ocasionalmente, utilizan sus frutos maduros para preparar bebidas o extraer aceite.

Debido a su importancia como fuente alimenticia para el hombre y la fauna silvestre, así como su potencial económico, se han desarrollado varios estudios para establecer los patrones de la fenología reproductiva y la productividad de frutos. En el Pacífico colombiano, Collazos & Mejía (1988) relacionaron la aparición de frutos maduros con el inicio de la época húmeda; estos autores plantearon la existencia de una producción individual alternada: alta en un año y baja o nula al siguiente, con un promedio anual de 236 kg.ha^{-1}. En el occidente de la Amazonía, la floración de *O. bataua* presentó un patrón continuo y se relacionó principalmente con el fotoperíodo (Stevenson et al. 2008), con una productividad de frutos maduros hasta de 262,1 kg/ha/año (Stevenson 2004). En Ecuador, Miller (2002) notó que el ciclo fenológico de la especie, a nivel poblacional, fue bianual; frutos verdes y maduros se presentaron durante todo el año y el pico de producción de frutos maduros ocurrió cada 2 años, al final de la estación seca e inicio de la estación húmeda, con una producción media de 700 kg.ha^{-1}.

Ruiz & Alencar (2004) estudiaron la fenología reproductiva de *O. bataua* en Brasil durante 16 años, al igual que su relación con variables meteorológicas. Estos autores encontraron que las fenofases ocurrían durante todo el año y que la producción de frutos maduros se correlacionó significativamente con la insolación, temperatura y precipitación; sin embargo, no incluyeron análisis sobre sincronía y ciclos reproductivos. Más recientemente, en un bosque de montaña de los Andes colombianos, se realizó un análisis del comportamiento fenológico, a nivel individual y poblacional, durante 4 años (Rojas-Robles & Stiles 2009). Allí se encontró que un evento reproductivo exitoso en un individuo requirió, en promedio, ca. 2 años desde la aparición del botón floral hasta el racimo seco. A nivel poblacional, es decir, cuando se considera el comportamiento fenológico de todos los individuos evaluados, en conjunto, el tiempo transcurrido entre dos picos de floración fue ca. 4 años. La sincronía individual y poblacional fue baja.

Los resultados de estos estudios, los cuales se desarrollaron en distintas regiones geográficas, presentan diferencias en la sincronía y proporción de ocurrencia de los eventos fenológicos, así como en la duración, regularidad y estacionalidad del ciclo fenológico, y en la productividad de frutos de *O. bataua*. Se ha encontrado que la fenología de muchas especies es controlada principalmente por factores ambientales (Borchert 1994, Bach 2002, Schöngart et al. 2002, Wallace & Painter 2002, Borchert et al. 2004, Do et al. 2005, Haugaasen & Peres 2005, McLaren & McDonald 2005) y quizás, por esa causa, muchas especies tropicales de amplia distribución difieren en su comportamiento fenológico entre regiones o ecosistemas (Borchert 1994, Newstrom et al. 1994, Bencke & Morellato 2002a, Williams-Linera 2003). De acuerdo con estos antecedentes, nos planteamos la hipótesis de que los patrones fenológicos de *O. bataua* son diferentes para cada región y entre ecosistemas, pues están asociados con factores ambientales.

En esta investigación se quiere responder las siguientes preguntas: 1) Existen diferencias en la fenología reproductiva de *O. bataua* entre dos ecosistemas diferentes? 2) Se aprecia alguna relación entre los patrones fenológicos y la precipitación? 3) Los eventos fenológicos ocurren de forma sincrónica entre los individuos de la población? 4) Cuál es la duración del ciclo reproductivo de las poblaciones bajo estudio? 5) Cuál es el tiempo medio de desarrollo de cada estructura reproductiva en un individuo? 6) Se presentan diferencias en el tiempo de desarrollo de las estructuras reproductivas entre ecosistemas y períodos de observación? 7) Cuál es la productividad de frutos maduros en los bosques estudiados?

Responder las preguntas anteriores nos permitirá alcanzar los objetivos principales de este estudio, los cuales son: 1) describir el comportamiento de la fenología reproductiva de *O. bataua* en la cuenca media del río Atrato, Colombia; y 2) determinar la productividad de frutos maduros de la especie en los bosques de la región. Este conocimiento es fundamental para el manejo sostenible de *O. bataua* en la zona, ya que las cosechas periódicas de frutos pueden generar alimento e ingresos monetarios a las comunidades locales, y mejorar así sus condiciones de vida.

Materiales y Métodos

1. Área de estudio

Este trabajo se llevó a cabo en la parte media de la llanura de inundación del Río Atrato, Colombia, entre los municipios de Vigía del Fuerte (Antioquia) y Bojayá (Chocó); región que pertenece a la provincia del Chocó Biogeográfico y cuya altitud promedia es 100 msnm. Los numerosos afluentes del Río Atrato, sumados a la alta precipitación y a las características del relieve, generan condiciones de inundabilidad en los suelos cercanos a caños y ríos, por lo que los diferentes tipos de bosque se distribuyen de acuerdo con las características de inundación.

Basados en el diagnóstico sobre el componente arbóreo y el mapa de asociaciones vegetales desarrollado por la Universidad Nacional de Colombia (1996) para la zona, se eligieron dos ecosistemas donde esta especie tiene una presencia importante: 1) Milpesal Puro (MP, 6° 37´ 11" N y 76° 54´ 05" W), dominado por *O. bataua* y con registros significativos de *Campnosperma panamense* (Standl.); los suelos de esta asociación vegetal son poco afectados por las inundaciones. 2) Murrapal Mezclado (MM, 6° 34' 50" N - 76° 52' 09" W), dominado moderadamente por *Euterpe oleracea* (Mart.) y con presencia de *O. bataua*, *Manicaria saccifera* (Gaertn.) y *Swartzia* sp., entre otras; sus suelos están sometidos a inundaciones periódicas.

De acuerdo con la clasificación ecológica de Holdridge (1978), el área corresponde a la zona de vida bosque muy húmedo tropical (bmh-T). Allí se presenta una temperatura media anual de 28 °C, humedad relativa de 89% y precipitación media anual entre 5000 y 7000 mm; esta última exhibe una distribución bimodal a lo largo del año, caracterizada por la presencia alternada de dos temporadas muy lluviosas y dos relativamente menos lluviosas. La época más seca tiene lugar entre diciembre y marzo, con precipitaciones mínimas mensuales superiores a 200 mm, en promedio (Eslava 1993). Los suelos de ambos ecosistemas poseen fertilidad baja, su origen es aluvial y están sometidos a inundaciones frecuentes cuya intensidad depende de la posición fisiográfica (Cortés 1993).

2. Especie bajo estudio

Oenocarpus bataua (Mart.) es una de las especies con mayor presencia en los bosques neotropicales (Galeano & Bernal 1987, Kahn 1991, Balick 1992, Henderson et al. 1995). Es una palma arbórea de estipe solitario, liso y conspicuamente anillado; alcanza

alturas hasta de 25 m. Es monoica, con inflorescencias infrafoliares; cada inflorescencia puede alcanzar hasta 2 m de largo, incluyendo pedúnculos florales hasta de 40 cm (Núñez-Avellaneda & Rojas-Robles 2008). Los frutos inmaduros son de color verde y al madurar se tornan morados a negros (Balick 1992).

3. Trabajo de campo

El seguimiento fenológico de la especie se abordó en MP y MM. En cada asociación vegetal se estableció un bloque rectangular de 100 × 210 m, conformado por 12 parcelas de 20 × 25 m (500 m^2) dispuestas en dos hileras paralelas de 6 y separadas entre sí por corredores de 10 m de ancho; en estas parcelas se adelantaron también otros estudios de dinámica del ecosistema. Se marcaron todas las palmas adultas con evidencias de estructuras reproductivas: 166 en MP y 49 en MM. Los eventos fenológicos se registraron cada 15 días durante dos períodos: I, entre noviembre de 1999 y diciembre de 2001 (26 meses), y II, entre noviembre de 2006 y mayo de 2009 (31 meses). Estos eventos, observados directamente en los individuos marcados con el apoyo de binoculares, se clasificaron así: 1) botón floral o bráctea peduncular leñosa que envuelve la inflorescencia; 2) inflorescencia sin fecundar, cuando se abre el botón floral y se expone la inflorescencia hasta que la flores femeninas se fecundan o caen; 3) inflorescencia fecundada, cuando las flores femeninas son fecundadas hasta que se pueden ver los frutos en formación; 4) infrutescencia con frutos inmaduros, desde que se desarrollan los frutos hasta que cambian de color verde a morado; 5) infrutescencia con frutos maduros, cuando los frutos cambian de color verde a morado hasta que caen o son consumidos; y 6) racimos secos, cuando todos los frutos de la infrutescencia han caído completamente.

4. Análisis de datos

La sincronía intraespecífica, entendida como la ocurrencia simultánea del mismo evento fenológico en los individuos muestreados de la población (Newstrom et al. 1994), se evaluó en ambos ecosistemas mediante el índice de actividad. Este método de análisis es de carácter cuantitativo a nivel poblacional, ya que indica la proporción de individuos observados que manifiesta determinado evento fenológico (Bencke & Morellato 2002a); así, a mayor proporción de individuos que presentan simultáneamente una fenofase, mayor es la sincronía de la población. Un evento fenológico fue considerado como no sincrónico o asincrónico cuando menos de 20% de los individuos presentó la fenofase, poco sincrónico o con sincronía baja cuando la fenofase ocurrió entre 21 y 60% de los individuos, y con sincronía alta cuando más de 60% de los individuos exhibió la fenofase (Bencke & Morellato 2002b). La definición de sincronía se planteó para botón floral, frutos verdes (flores fecundadas y frutos inmaduros conjuntamente) y frutos maduros.

Para establecer la similitud del ciclo fenológico reproductivo de *O. bataua* en ambos tipos de bosque, se calcularon coeficientes de correlación de Pearson entre la proporción mensual de individuos que presentó cada fenofase en cada ecosistema, con desfases en el tiempo (time lag) hasta de 10 meses. Con el propósito de describir la variación temporal y duración de cada fenofase, así como del ciclo fenológico a nivel poblacional, la proporción de individuos que presentó cada fenofase, obtenida a partir del índice de actividad, se ajustó mediante diferentes modelos. La proporción de individuos con frutos verdes se modeló utilizando una función sinusoidal de la forma $Y = A \cos(kt+\varphi)$, donde: Y-proporción de individuos con frutos verdes, A-amplitud de la función, $k = 2\pi/T$ (T, período de la función), t-tiempo (mes), y φ-desfase de la función. Esta función permitió definir el patrón cíclico de la producción de frutos verdes de la población. Para los casos de botón floral y fruto maduro, los mejores ajustes se obtuvieron con modelos de regresión potencial.

Antes de modelar la función sinusoidal, puesto que la función coseno varía entre –1 y 1, fue necesario transformar los valores observados de proporción de individuos con frutos verdes ($Y(t)$) a un índice que oscile entre tales valores, el cual se obtuvo como la diferencia entre la proporción observada en cada tiempo (t) y el promedio general de las proporciones. De esta forma, con la variable transformada, se ajustó el modelo sinusoidal. Luego, los valores modelados (en torno a 0) se transformaron nuevamente a proporción de individuos con frutos verdes, al sumar a cada valor el promedio de las proporciones.

La duración de las estructuras reproductivas individuales se determinó mediante la diferencia de días entre la aparición y desaparición de cada una de ellas. Para esto se utilizó la información de todas las estructuras que alcanzaron su desarrollo con éxito. Posteriormente, a partir de los datos individuales, se calcularon tiempo medio, desviación estándar, coeficiente de variación e intervalos de confianza de la duración de cada una de ellas. Las comparaciones entre ecosistemas, en cada período de observación de esta variable, se realizaron mediante análisis de varianza de una vía. En el período I no se hizo la comparación del tiempo de permanencia de frutos maduros entre ecosistemas debido a que en MM no se registró esta fenofase en ninguna palma; por lo tanto, la comparación de frutos maduros entre ecosistemas sólo se hizo con la información obtenida para el período II.

Las relaciones entre precipitación mensual y la proporción media mensual de individuos con botones florales, frutos verdes o frutos maduros en ambos ecosistemas, se determinaron mediante el coeficiente de correlación de Pearson; además, se evaluaron las relaciones entre cada evento fenológico y la precipitación hasta de 10 meses atrás (time lag). Se ha encontrado que los eventos fenológicos se asocian más con la disponibilidad de agua en el suelo que con la precipitación (Borchert 1994, 1999, Schöngart et al. 2002, Borchert et al. 2004); en estos bosques inundables dicha disponibilidad depende del río Atrato. Desafortunadamente, los datos sobre el nivel del río en la zona de estudio son escasos y se restringen al primer período de registros fenológicos (años 1999 - 2001); por lo anterior, se utilizó la precipitación mensual como variable sustituta de la disponibilidad de agua en el suelo, ya que la relación entre ésta y nivel medio del río fue significativa para ese período (coeficiente de correlación de Pearson = 0,76; p = 0,0000). Al hacer lo mismo con los datos climáticos históricos, para un período de 15 años (1985-2000), encontramos una correlación un poco menor pero aún significativa (r = 0,64; p < 0,0000), lo cual sugiere que la precipitación local ejerce una influencia moderadamente alta sobre los niveles del río en el área de estudio.

5. Productividad

Mediante recorridos de campo, se identificaron y cortaron 30 racimos con frutos maduros en MP; aquí se utilizó un gancho tipo malayo, extensible hasta 15 m de longitud. El gancho malayo consiste en un tubo desplegable en cuyo extremo se encuentra fija una cuchilla en forma de media luna; ésta se engancha en el racimo para hacer el corte. Los racimos cortados cayeron dentro de una malla previamente ubicada en la base del estipe de la palma. Cada racimo cortado se desgranó y los frutos se pesaron en una balanza con capacidad de 25 kg (± 200 g). El número total de frutos por racimo se estimó a partir del peso de una muestra de 100 frutos tomada de cada racimo. Finalmente, para ambas asociaciones vegetales, se calculó el porcentaje de palmas que produjeron racimos con frutos maduros, el número total de racimos y el peso total de frutos por hectárea por ciclo productivo.

Resultados

1. Ciclo reproductivo de la población

Se presentó alta correlación lineal de los valores mensuales de la proporción de individuos que exhibió cada fenofase entre MP y MM en los dos períodos evaluados (Tabla 1); esto sugiere la similitud en la regularidad del ciclo reproductivo de la especie entre ambos ecosistemas.

La ocurrencia de la fenofase botón floral se ajustó a un modelo de regresión potencial de orden 3 (BF = –0,901944 + 0,147176t + 0,008682t^2 + 0,000128t^3, R^2 = 94,89%, p = 0,0000) y su duración se estimó en 28 meses. La función sinusoidal modelada para la ocurrencia de la fenofase fruto verde (Y = 0,262340 cos (0,186079t – 2,768492), R^2=95,59%, p = 0,0000) demostró su comportamiento cíclico; con base en el mismo modelo, se calculó la duración del ciclo de producción de frutos verdes a nivel poblacional en 34 meses. En cuanto a la fenofase fruto maduro, ésta se ajustó a un modelo de regresión potencial de orden 4 (FM = 0,059601 – 0,071716t + 0,022413t^2 – 0,001742t^3 + 0,000039t^4, R^2 = 94,52%, p = 0,0000) y su duración en la población se estimó en ca. 22 meses. Los modelos de estas fenofases se ilustran en las Figuras 1a, b y c, respectivamente, y las duraciones de cada una de ellas en la Figura 1d.

De acuerdo con estos modelos, el ciclo reproductivo completo de la especie a nivel poblacional dura 48 meses. No obstante, existe un traslape de ciclos, de manera que un nuevo ciclo reproductivo inicia a los 34 meses de haber comenzado el ciclo anterior. La producción de frutos verdes inició 12 meses después del comienzo de la producción de botones florales y alcanzó sus valores máximos a los 28-30 meses después de iniciado el ciclo completo. Este pico coincidió con el final de la fenofase botón floral y la aparición de frutos maduros. Finalmente, los frutos maduros desaparecieron a los 48 meses, poco después del final de la fenofase fruto verde (Figura 1d).

2. Sincronía de fenofases

A partir del índice de actividad y con la ayuda de cada modelo seleccionado, se evaluó la sincronía de cada fenofase a nivel poblacional. Así, la fenofase botón floral fue poco sincrónica, dado que la proporción de palmas que presentó el evento fue inferior a 60% durante la mayor parte del tiempo, excepto en los meses siete y ocho desde el inicio de la fenofase, cuando ocurrieron los máximos valores de ocurrencia (cercana a 70%) y, por tanto, una sincronía relativamente alta (Figuras 1a, d). La fenofase fruto verde también fue poco sincrónica la mayor parte del tiempo; su presencia máxima ocurrió durante los meses 16 y 17 después de iniciado el evento, cuando alcanzó una proporción superior a 60% (Figuras 1b, d). La fenofase fruto maduro se comportó de forma asincrónica, ya que se presentó en menos de 20% de los individuos durante casi la totalidad del tiempo de registro. El pico máximo de ocurrencia de frutos maduros ocurrió entre los meses 9 y 11 posteriores al inicio de la fenofase, cuando alcanzó valores por encima de 20% (Figuras 1c, d).

3. Duración de estructuras reproductivas

Cada estructura reproductiva tuvo una duración variable. El valor medio de la fenofase botón floral, desde su aparición hasta que se rompe la bráctea y expone las flores, fue 6,27 meses (DE = 2,52); para la fenofase flor (sin fecundar), el lapso fue 0,80 meses (DE = 0,35). El racimo de frutos verdes tuvo una duración media de 11,56 meses (DE = 2,94), mientras que el valor medio para frutos maduros fue 5,18 meses (DE = 1,75) (Tabla 2). El tiempo transcurrido entre la aparición del botón floral hasta la maduración y caída de frutos fue, en promedio, 23,8 meses. La duración de las estructuras reproductivas en cada período de observación no presentó diferencias significativas entre ecosistemas (Tabla 3).

4. Relación fenología – clima

No se encontró relación significativa alguna entre precipitación y cada una de las fenofases evaluadas; tampoco ocurrió con la precipitación mensual retrasada hasta 10 meses. En la Tabla 4 se presentan los valores del coeficiente de correlación de Pearson evaluados entre cada fenofase y la precipitación hasta de los 4 meses anteriores.

5. Productividad

No todos los botones florales se convirtieron en frutos maduros. En MP, 74% de éstos se convirtió en racimos de frutos verdes y sólo 24% llegó al estado de fruto maduro (33% de frutos verdes); en

Tabla 1. Correlación de los valores mensuales de las fenofases entre ecosistemas de milpesal puro y murrapal mezclado para cada período evaluado (valor superior: coeficiente de correlación de Pearson, valor inferior entre paréntesis: significancia estadística).

Table 1. Correlation of monthly values of phenophases between ecosystems of pure milpesal and mixed murrapal for each period (top of each cell: Pearson´s correlation coefficient, bottom in parenthesis: P value)

Fenofase	Período I			Período II		
	Botón floral	Fruto verde	Fruto maduro	Botón floral	Fruto verde	Fruto maduro
Botón floral	0,8518 (0,0000)	-	-	0,8012 (0,001)	-	-
Fruto verde	-	0,8247 (0,0000)	-	-	0,9101 (0,0000)	-
Fruto maduro	-	-	0,9484 (0,0000)	-	-	0,8783 (0,0000)

Tabla 2. Duración media de las estructuras reproductivas individuales de *O. bataua.*

Table 2. Average length of individual reproductive structures of *O. bataua.*

Estructura reproductiva	Duración (meses)	DE	CV (%)	IC (95%)		max	min	n
				LS	LI			
Botón floral	6,27	2,52	40,20	6,57	5,96	17,50	2,30	249
Flor	0,80	0,35	44,02	0,92	0,69	1,50	0,48	39
Fruto verde	11,56	2,94	25,44	12,09	11,04	16,60	3,30	121
Fruto maduro	5,18	1,75	33,75	5,60	4,76	9,82	2,50	70
Total	23,81	-	-	-	-	-	-	-

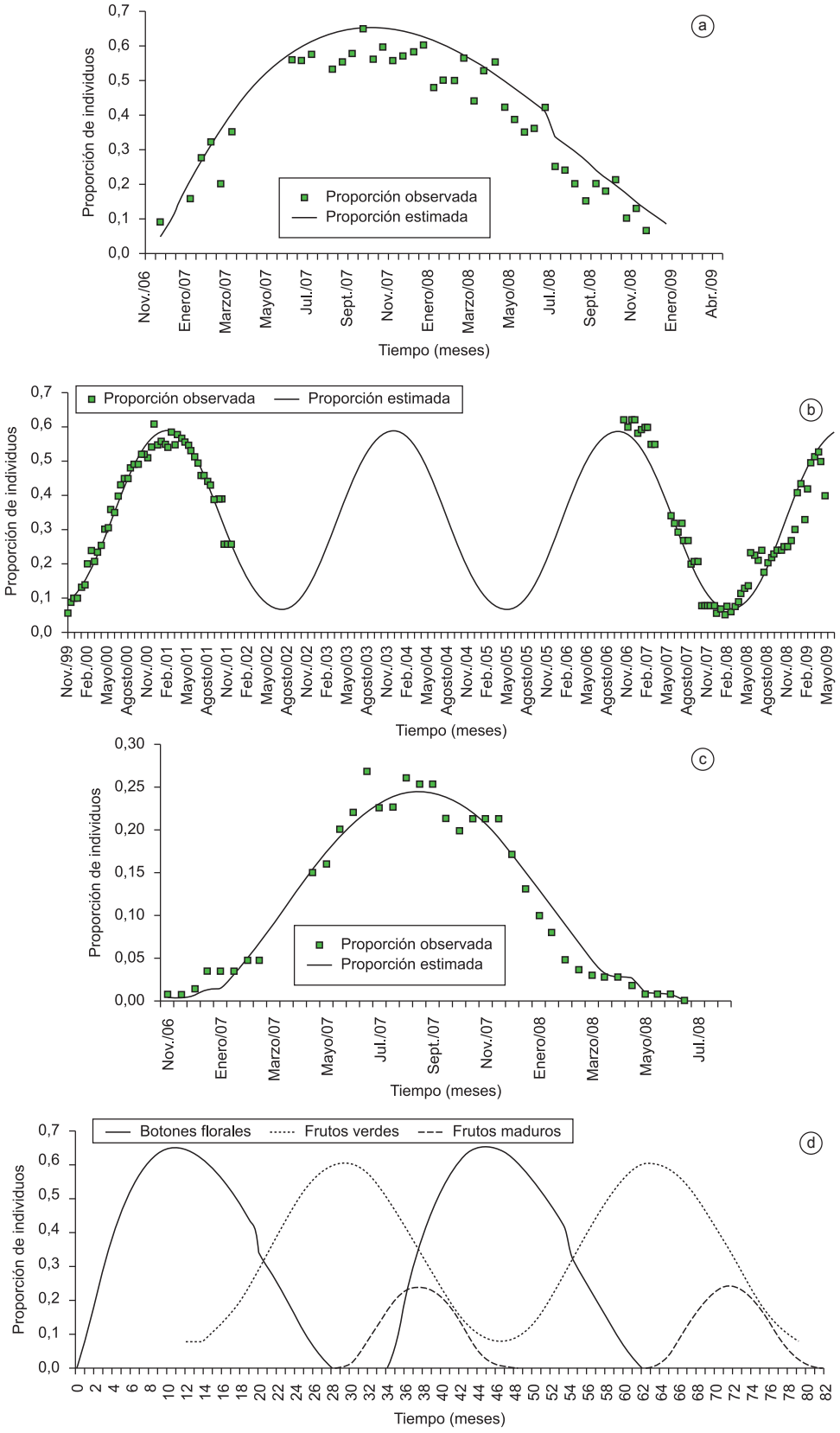


Figura 1. Fenología reproductiva de *O. batuaua*. a) Proporción de individuos de *O. bataua* que presenta la fenofase botón floral; b) Proporción de individuos de *O. bataua* que presenta la fenofase fruto verde y simulación de su patrón de ocurrencia mediante un modelo sinusoidal; c) Proporción de individuos de *O. bataua* que presentan la fenofase fruto maduro; d) Modelación del ciclo fenológico de *O. bataua* en el Milpesal Puro.

Figure 1. Reproductive phenology of *O. batuaua.* a) Observed and estimated values for proportion of individuals of *O. bataua* showing flower buds; b) Observed and estimated values for proportion of individuals of *O. bataua* showing green fruits; c) Observed and estimated values for proportion of individuals of *O. bataua* showing ripe fruits; d) Modelling of the phenological cycle of *O. bataua* in Pure Milpesal.

MM, 75% de los botones florales alcanzó la fase fruto verde y 15% llegó a fruto maduro (25% de frutos verdes). *O. bataua* presentó una densidad poblacional de 278 palmas.ha^{-1} en MP, de las cuales 47% produjo frutos maduros (131 palmas.ha^{-1}): 27% produjo un racimo, 17% produjo dos racimos y 3% produjo tres racimos. En MM, la especie está representada por 82 palmas.ha^{1}, de las cuales 26% produjo frutos maduros (21,3 palmas.ha^{-1}): 20% produjo un racimo y 6% produjo dos racimos.

La producción de frutos maduros ocurrió cada 34 meses, con un estimado de 192 racimos ha^{-1} en MP y 21 racimos.ha^{-1} en MM. El peso medio de un racimo de frutos maduros fue 15,7 kg (DE = 6,02), con un promedio de 1255 frutos por racimo (DE = 515,46). De esta forma, se proyectó una producción de 3014 kg (DE: 1156,5) y 330 kg (DE: 126,5) de frutos maduros.ha^{-1} (por ciclo productivo) en MP y MM, respectivamente. La productividad en MP fue 9,1 veces superior a la de MM; sin embargo, el número de palmas presentes en MP fue sólo 3,4 veces superior, lo que indica una mayor productividad individual en el ecosistema donde *O. bataua* es dominante.

Discusión

1. Ciclo reproductivo de la población

El grado de sincronía de los eventos reproductivos de *O. bataua* es muy variable; se reportan valores asincrónicos de 25% en el Pacífico colombiano (Collazos & Mejía 1988), hasta de alta sincronía en la Amazonía colombiana, donde alcanzó 90% (Vélez 1992). Nuestros resultados indican que, en general, la sincronía a nivel poblacional fue baja, con picos de 62 y 27% para las fenofases fruto verde y fruto maduro, respectivamente. Estos registros son similares a los hallados por Rojas-Robles & Stiles (2009) en los Andes colombianos, quienes encontraron valores máximos de sincronía de 70% para frutos verdes y 30% para frutos maduros.

Tabla 3. Duración media de las estructuras reproductivas individuales entre ecosistemas en cada período de registro.

Table 3. Average length of individual reproductive structures between ecosystems in each period recorded.

Período	Estructura reproductiva	Duración (meses)		ANOVA	
		MM	MP	*F*	*Valor- p*
I	Botón floral	5,62	6,31	2,82	0,094
	Flor	0,55	0,73	3,15	0,082
	Fruto verde	10,63	12,75	2,59	0,110
II	Botón floral	4,32	5,15	0,53	0,471
	Flor	0,73	0,82	0,29	0,594
	Fruto verde	10,09	10,96	0,42	0,524
	Fruto maduro	4,16	5,29	2,72	0,104

Tabla 4. Correlación entre precipitación y fenofases de *O. bataua* (valor superior: coeficiente de correlación de Pearson, valor inferior entre paréntesis: significancia estadística).

Table 4. Correlation between rainfall and phenophases of *O. bataua* (top of each cell: Pearson´s correlation coefficient, bottom in parenthesis: P value).

Precipitación	Fenofases		
	Botón floral	Frutos verdes	Frutos maduros
Mes corriente (N=54)	–0,0745 (0,5926)	–0,1163 (0,4021)	0,0034 (0,9808)
Retraso temporal - 1 mes (N=54)	–0,0105 (0,9398)	–0,1075 (0,4393)	0,0737 (0,5966)
Retraso temporal - 2 meses (N=53)	–0,0048 (0,9727)	–0,0579 (0,6803)	–0,0083 (0,9527)
Retraso temporal - 3 meses (N=52)	–0,1917 (0,1734)	–0,0579 (0,6836)	–0,0212 (0,8815)
Retraso temporal - 4 meses (N=51)	–0,1438 (0,3192)	–0,0584 (0,6872)	–0,0857 (0,5540)

De acuerdo con la clasificación propuesta por Newstrom et al. (1994), la ocurrencia de botones florales y frutos verdes presentó un patrón continuo y cíclico, ya que estos eventos siempre se observaron durante el tiempo de estudio, con períodos de mayor y menor producción claramente diferenciados. Por su parte, la producción de frutos maduros no fue continua, con picos cada 34 meses. El patrón continuo de la ocurrencia de frutos verdes y su comportamiento cíclico, detectado a partir de la modelación en un período de 9 años (Figura 1b) y el cual se corroboró para las fenofases botones florales y frutos maduros, sugiere que la fenología reproductiva de *O. bataua* a nivel de población, en la región del Medio Atrato, sigue un patrón continuo y cíclico a lo largo del tiempo, con una duración aproximada de 4 años desde la aparición del botón floral hasta la maduración y caída de los frutos (Figura 1d). Este patrón continuo también ha sido reportado por otros autores como Henderson et al. (2000) en la Amazonía brasileña y Stevenson et al. (2008) en la Amazonía occidental de Colombia, el cual responde probablemente a la baja sincronía en los eventos reproductivos a nivel individual.

Igualmente, al comparar nuestros resultados con los de los Andes (Rojas-Robles & Stiles 2009), encontramos gran similitud en la duración del ciclo reproductivo poblacional, ya que estos autores determinaron que el ciclo poblacional tardó cerca de 4 años. Estos resultados están en contraposición con lo que esperábamos, lo cual es que los patrones fenológicos son diferentes entre regiones geográficas distintas y en un rango amplio de condiciones ambientales. Los bosques de los Andes, donde se realizó el estudio de Rojas-Robles & Stiles (2009), se encuentran sobre suelos de tierra firme, en condiciones topográficas de montaña, a una altitud superior a 1000 msnm, con temperatura promedia anual de 23 °C y precipitación anual inferior a 2000 mm; estas condiciones son muy diferentes a las de los bosques del Chocó del presente estudio: bosques sobre suelos aluviales de la llanura de inundación del Río Atrato (Cortés 1993), topografía plana, altitud menor de 100 msnm (Galvis & Mojica 1993), temperatura promedia de 28 °C y precipitación anual de 6000 mm aproximadamente, sin meses ecológicamente secos (Eslava 1993).

Por su parte, las diferencias encontradas en el comportamiento fenológico y en la productividad de la especie respecto a otros estudios (Collazos & Mejía 1988, Vélez 1992, Miller 2002) puede deberse a los tiempos de evaluación, ya que la duración de tales estudios (menos de 3 años) pudo limitar la clara identificación del ciclo fenológico. De acuerdo con Newstrom et al. (1994), puesto que muchas especies presentan ciclos fenológicos multianuales, se requieren períodos de observación prolongados, por lo menos de 5 años, para describir completamente estos patrones.

El bajo número de inflorescencias fecundadas utilizado en el cálculo del tiempo necesario para su desarrollo, se debió a la corta duración de la fenofase flor; la antesis ocurrió, en la mayoría de los casos, entre dos muestreos sucesivos, pasando de botón floral a racimo verde entre observaciones consecutivas.

2. Relación fenología – clima

La floración, fructificación y crecimiento de muchas especies de plantas tropicales ocurren de forma episódica, y sus picos se han relacionado con variables ambientales y factores como la disponibilidad de agua y de luz (Borchert 1983, 1994, Borchert & Rivera 2001, Stevenson et al. 2008). Por su parte, la fenología de *O. bataua* se ha relacionado con variables climáticas (Collazos

& Mejía 1988, Miller 2002, Ruiz & Alencar 2004, Rojas-Robles & Stiles 2009); sin embargo, los resultados de estos estudios no permiten apreciar una relación clara entre las variables. De acuerdo con Williams-Linera (2003), la fenología de muchas especies no responde igualmente a todas las variables ambientales e, incluso, puede no existir relación alguna entre el clima y su fenología.

Cuando evaluamos la relación entre la producción de flores, frutos verdes y frutos maduros de *O. bataua* con la precipitación, no encontramos una correlación significativa. Igualmente, debido a la estrecha relación entre precipitación y nivel del río, los resultados sugieren que este último y la inundabilidad no determinan el comportamiento de la fenología reproductiva de la especie. Borchert (1983) y Ashton et al. (1988) plantearon que el grado de sincronía de los eventos fenológicos puede indicar la fuente de control, dado que respuestas fenológicas asincrónicas son gobernadas probablemente por factores endógenos, mientras que respuestas más concentradas en el tiempo son originadas por estímulos climáticos. De este modo, la alta variabilidad de las relaciones clima-fenofases encontrada en diversos estudios de esta especie, la baja sincronía predominante en cada fenofase, la larga duración del período reproductivo y la similitud en la ocurrencia de eventos fenológicos entre regiones geográficas con patrones climáticos diferentes (*e.g.* Andes-Chocó Biogeográfico), sugieren que el comportamiento cíclico de la fenología reproductiva de *O. bataua* responde a factores endógenos y/o a relaciones de tipo ecológico-evolutivo. En efecto, a pesar de que el estudio fenológico de esta especie realizado en los Andes encontró correlaciones significativas entre algunas variables climáticas y fenofases (Rojas-Robles & Stiles 2009), los autores concluyeron que las diferencias interanuales en las variables climáticas son insuficientes para explicar el ciclo multianual de *O. bataua*. Asimismo, reconocen que sus resultados son incompatibles con la hipótesis de causación directa de los eventos fenológicos por las condiciones ambientales.

3. Productividad

El número estimado de palmas reproductivas por unidad de área en los bosques del Medio Atrato fue superior a lo reportado por Miller (2002), en la Amazonía, y por Collazos & Mejía (1988), en el Pacífico colombiano. La densidad poblacional de individuos reproductivos en MP fue incluso superior a la reportada por Peters et al. (1989) en los bosques oligárquicos estacionalmente inundables de la Amazonía peruana, siendo MP la asociación vegetal más homogénea (referida a *O. bataua*) reportada hasta el momento.

La falta de polinización de muchas flores recién expuestas, así como el secamiento de numerosos racimos de frutos verdes durante su desarrollo, llevó a que un porcentaje relativamente bajo de estructuras lograran convertirse en frutos maduros. En contadas ocasiones se observaron ataques de insectos a los botones florales, situación contraria a la reportada por Collazos & Mejía (1988), quienes identificaron a *Rhynchophorus palmarum* (Curculionidae) como el agente que destruyó un número importante de botones florales. De otro lado, Balick (1992) planteó que el desarrollo de las inflorescencias y frutos puede abortarse por el estado desfavorable de recursos nutritivos foto-asimilables.

El peso y tamaño de los racimos de frutos maduros fueron variables; los valores aquí determinados (15,7 kg) fueron intermedios entre los reportados por diversos autores (6,2-22 kg) (Collazos & Mejía 1988, Balick 1992, Vélez 1992). Aunque la producción de frutos maduros, tanto en MP como en MM, ocurrió durante la misma época, la productividad individual en MP fue mayor. Se ha sugerido que la reducción de la productividad de los bosques se debe principalmente a una disminución en la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida por las copas debido a la competencia por luz, la cual está asociada a competencia por nutrientes en el suelo (Kimmins 1997). Este efecto combinado probablemente sea la causa de la menor productividad de los individuos de *O. bataua* en MM, los cuales no alcanzan la parte superior del dosel y ocurren en densidades muy inferiores a las que se presentan en MP, por lo que posiblemente la cantidad de radiación fotosintéticamente activa que reciben es menor debido a la competencia de las demás especies en estos bosques.

En consonancia con lo anterior, Schaefer & Schmidt (2002) reportaron una mayor productividad de frutos en los individuos del dosel del bosque; por esto, la mayor productividad encontrada en MP puede deberse a que las palmas dominan el dosel en este ecosistema, reciben luz plena y están sometidas a baja competencia por este recurso. Si esta hipótesis fuera correcta, el manejo de los bosques de MM, con el objeto de producir frutos cosechables de esta especie, debería incluir tratamientos controlados de apertura de dosel, con bajo impacto, dirigidos a aumentar la radiación incidente sobre las palmas.

Bajo otra óptica, los períodos de inundación más prolongados que se presentan en MM pueden reducir la productividad de frutos, ya que *O. bataua*, a diferencia de otras especies de palmas como *E. oleracea,* adaptadas a ambientes inundables, no presenta neumatóforos, los cuales son un mecanismo que facilita el movimiento de oxígeno entre raíces, hojas y tallos (Kimmins 1997). Los suelos inundables se vuelven hipóxicos rápidamente y, en consecuencia, limitan la disponibilidad de oxígeno para las raíces; esto frena las tasas de productividad y fotosíntesis, e inhibe la síntesis de etileno, indispensable para la maduración de los frutos (Salisbury & Ross 1992).

Finalmente, dado el comportamiento descrito de la fenología reproductiva de *O. bataua*, se espera que haya un pico de producción de frutos maduros cada 34 meses; sin embargo, habrá un período donde la oferta del recurso es nula o muy baja. Las altas pérdidas que ocurren desde la fenofase botón floral hacia fruto verde y fruto maduro, dan lugar a un amplio campo de investigación y manejo, lo cual eventualmente permitiría aumentar la producción de frutos maduros para proyectos basados en su explotación sostenible. Lograr este propósito requiere más estudios sobre la especie a nivel individual, particularmente sobre los agentes que causan los abortos de inflorescencias y la no maduración de los frutos verdes.

4. Aspectos de conservación y manejo

Las comunidades humanas asentadas en la región viven en condiciones de extrema pobreza, sufren problemas de salud debido a la dieta deficiente y prácticamente no desarrollan labores productivas comerciales. El modelo extractivista utilizado para satisfacer sus necesidades ha generado sobre-explotación y disminución de los recursos que tienen mayor valor en los mercados, particularmente la madera (fuente de ingresos más importante), lo que ha puesto en peligro de extinción a algunas especies de fauna y flora (Díez 1996).

O. bataua constituye uno de los principales recursos no maderables de la región y, aunque los habitantes reconocen sus beneficios, sólo la utilizan ocasionalmente para aprovechar sus frutos maduros, los cuales cosechan al talar la palma; no obstante, esta práctica impide el uso futuro del recurso. En consecuencia, el manejo sostenible de los frutos implica formas de aprovechamiento diferentes, como escalar la palma o cosechar el racimo desde el piso con el uso de ganchos, como el de tipo malayo usado en este estudio. Este último método es apropiado y más seguro que el escalado de las palmas, puesto que no todos los pobladores están adiestrados para subir a ellas; además, el transporte y uso del gancho no ofrece dificultades dentro del bosque. De esta forma, mediante aprovechamientos no destructivos y con intensidades que no impacten significativamente el reclutamiento de la especie, así como a las poblaciones animales que la incluyen en su

dieta, principalmente frugívoros (Aguilar 2006, Núñez-Avellaneda & Rojas-Robles 2008), podrán darse cosechas periódicas que provean ingresos a las comunidades locales y, al mismo tiempo, protejan la integridad del bosque.

Desde los puntos de vista ecológico y económico, la utilización sostenible de estos bosques puede ser una alternativa viable. La dominancia natural de *O. bataua* en los ecosistemas de esta región facilita su manejo y aprovechamiento, lo cual puede lograrse con baja inversión de capital y mano de obra, y sin la aplicación de fertilizantes o pesticidas. Estas características pueden considerarse favorables si se tienen en cuenta las condiciones socio-económicas de las comunidades locales. No obstante, el éxito futuro de esta alternativa productiva requiere que exista un mercado donde el aprovechamiento de los frutos sea una mejor opción que la explotación de los recursos maderables. Entender los factores que controlan las decisiones de manejo y los efectos ecológicos de éste (Weinstein & Moegenburg 2004), son condiciones necesarias para que los bosques puedan proveer una opción productiva de largo plazo para las poblaciones allí asentadas, donde se integre el desarrollo económico y social con la conservación de las coberturas forestales.

Conclusiones

El comportamiento de la fenología de *O. bataua* es continuo y cíclico, por tanto, predecible, con una duración aproximada de 4 años. La baja sincronía y la temporalidad del ciclo reproductivo de la especie obedecen, probablemente, a que no existe una relación entre precipitación y fenología que permita explicar su patrón; alternativamente, su comportamiento recurrente posiblemente responde a factores endógenos o a relaciones de tipo ecológico-evolutivo. Para implementar programas de manejo y aprovechamiento de la especie, es importante considerar que la producción de frutos maduros no es continua, sino que se presenta durante 22 meses, alternada con 12 meses de oferta nula. La cosecha puede alcanzar valores de 3014 y 330 $kg.ha^{-1}$ en MP y MM, respectivamente, por período productivo. El manejo sostenible de estos bosques, a través del aprovechamiento periódico de frutos de *O. bataua*, puede generar alimento e ingresos económicos a las comunidades locales y mejorar sus condiciones de vida; asimismo, puede promover la conservación de los ecosistemas.

Agradecimientos

Agradecemos al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación – Colciencias, por su apoyo a través del programa "Jóvenes Investigadores e Innovadores 2007" y del contrato 404/1998: "Fundamentos biológicos para el aprovechamiento sostenible de productos de las especies *Euterpe oleracea* y *Oenocarpus bataua* en la región del Medio Atrato, Colombia"; a la Dirección Nacional de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia, por la financiación del proyecto 30803997: "Estructura y dinámica de bosques inundables en el Pacífico colombiano"; a CORPOURABÁ, subregional Atrato, por el apoyo logístico prestado en campo; y a los Concejos Comunitarios de Villanueva y San Martín (Municipio de Vigía del Fuerte, Antioquia).

Referencia

AGUILAR, Z. 2006. Influencia de los indígenas Huaorani en la conservación de *Oenocarpus bataua*, Arecaceae, en el Parque Nacional y Reserva de Biosfera Yasuní, Amazonía ecuatoriana. Lyonia 10(2):83-90.

ASHTON, P., GIVNISH, T.J. & APPANAH, S. 1988. Staggered flowering in the Dipterocarpaceae: new insights into floral induction and the evolution of mast fruiting in the aseasonal tropics. Am. Nat. 132:44-66.

BACH, C.S. 2002. Phenological patterns in monsoon rainforests in the Northern Territory, Australia. Austral Ecol. 27:477-489.

BALICK, M.J. 1992. Jessenia y Oenocarpus: palmas aceiteras neotropicales dignas de ser domesticadas. Estudio FAO: Producción y Protección Vegetal, FAO, Roma.

BENCKE, C. & MORELLATO, P. 2002a. Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no Sudeste do Brasil. Rev. Brasil. Bot. 25(2):237-248.

BENCKE, C. & MORELLATO, P. 2002b. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação representação. Rev. Brasil. Bot. 25(3):269-275.

BORCHERT, R. & RIVERA, G. 2001. Photoperiodic control of seasonal development and dormancy in tropical stem succulent trees. Tree Physiol. 21:213-221.

BORCHERT, R. 1983. Phenology and control flowering in tropical trees. Biotropica 15:81-89.

BORCHERT, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. Ecology 75:1437-1449.

BORCHERT, R. 1999. Climatic periodicity, phenology, and cambium activity in tropical dry forest trees. IAWA J. 20(3):239-247.

BORCHERT, R., MEYER, S.A., FELGER, R.S. & PORTER-BOLLAND, L. 2004. Environmental control of flowering periodicity in Costarican and Mexican tropical dry forest. Global Ecol. Biogeogr. 13:409-425.

COLLAZOS, M.E. & MEJÍA, M. 1988. Fenología y poscosecha de milpesos *Jessenia bataua* (Mart.) Burret. Acta Agron. 38:53-63.

CORTES, A. 1993. Los suelos. In Colombia Pacífico. (P. Leyva, ed.). Tomo 1. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis" (FEN Colombia), Bogotá, p.148-155.

DÍEZ, M.C. 1996. Las unidades familiares de producción en el municipio de Vigía del Fuerte (Ant.). Universidad Nacional de Colombia, Medellín.

DO, F.C., GOUDIABY, V.A., GIMENEZ, O., DIAGNE, A.L., DIOUF, M., ROCHETEAU, A. & AKPO, L.E. 2005. Environmental influence on canopy phenology in the dry tropics. Forest Ecol. Manag. 215:319-328.

ESLAVA, J.A. 1993. Climatología. In Colombia Pacífico. (P. Leyva, ed.). Tomo 1. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis" (FEN Colombia), Bogotá, p.148-155.

GALEANO, G. & BERNAL, R. 1987. Palmas del departamento de Antioquia: región occidental. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

GALVIS, J. & MOJICA, J. 1993. Geología. In Colombia Pacífico (P. Leyva, ed.). Tomo 1. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis" (FEN Colombia), Bogotá, p.148-155.

HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2005. Tree phenology in adjacent Amazonian flooded and unflooded forests. Biotropica 37(4):620-630.

HENDERSON, A., GALEANO, G. & BERNAL, R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. Princeton University, New Jersey.

HENDERSON, G., FISCHER, B., SCARIOT, A., WHITAKER, M.A. & PARDINI, R. 2000. Flowering phenology of a palm community in a Central Amazon forest. Brittonia 52(2):149-159.

HOLDRIDGE, L. R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. IICA, San José.

KAHN, F. 1991. Palms as key swamp forest resources in Amazonia. Forest Ecol. Manag. 38:133-142.

KIMMINS, J.P. 1997. Forest ecology: a foundation for sustainable management. 2nd ed. Prentice Hall, University of British Columbia, New Jersey.

McLAREN, K.P. & McDONALD, M.A. 2005. Seasonal patterns of flowering and fruiting in a dry tropical forest in Jamaica. Biotropica 37(4):584-590.

MILLER, C. 2002. Fruit production of the ungurahua palm *(Oenocarpus bataua* subsp. *bataua,* Arecaceae) in an indigenous managed reserve. Econ. Bot. 56:165-176.

MORCOTE-RÍOS, G., CABRERA-BECERRA, G., MAHECHA-RUBIO, D., FRANKY-CALVO, C.E. & CAVELIER I.F. 1998. Las palmas entre los grupos cazadores-recolectores de la Amazonía colombiana. Caldasia 20:57-74.

NEWSTROM, L.E., FRANKIE, G.W. & BAKER, H.G. 1994. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. Biotropica 26(2):141-159.

NÚÑEZ-AVELLANEDA, L. & ROJAS-ROBLES. R. 2008. Biología reproductiva y ecología de la polinización de la palma milpesos *Oenocarpus bataua* en los Andes colombianos. Caldasia 30:101-125.

PETERS, C.M., BALICK, M.J., KAHN, F. & ANDERSON, A.B. 1989. Oligarchic forest of economy plants in Amazonia: Utilization and conservation of an important tropical resource. Conserv. Biol. 3(4):341-349.

ROJAS-ROBLES, R. & STILES, G. 2009. Analysis of supra-annual cycle: reproductive phenology of the palm *Oenocarpus bataua* in a forest of the Colombian Andes. J. Trop. Ecol. 25:41-51.

RUIZ, R.R. & ALENCAR, J.C. 2004. Comportamento fenológico da palmeira patauá (*Oenocarpus bataua*) na reserva florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. Acta Amaz. 34:553-558.

SALISBURY, F.B. & ROSS, C.W. 1992. Plant physiology. 4th ed. Wadsworth, California.

SCHAEFER, H.M. & SCHMIDT, V. 2002. Vertical stratification and caloric content of the standing fruit crop in a tropical lowland forest. Biotropica 34(2):244-253.

SCHÖNGART, J., PIEDADE, M.T., LUDWIGSHAUSEN, S., HORNA, V. & WORBES, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian flood plain forest. J. Trop. Ecol. 18:581-597.

STEVENSON, P.R. 2004. Phenological patterns of woody vegetation at Tongue Park, Colombia: Methodological comparisons with emphasis on fruit production. Caldasia 26(1):125-150.

STEVENSON, P.R., CASTELLANOS, M.C., CORTÉS, A.I. & LINK, A. 2008. Flowering patterns in a seasonal tropical lowland forest in Western Amazonia. Biotropica 40(5):559-567.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA. 1996. Diagnostico de las existencias de la palma Murrapo o Naidí (*Euterpe oleracea* M.) y del componente arbóreo en un área del municipio de Vigía de Fuerte, región del Medio Atrato, Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Medellín.

VÉLEZ, G. 1992. Estudio fenológico de diecinueve frutales silvestres utilizados por las comunidades indígenas de la región de Araracuara – Amazonía colombiana. Colomb. Amaz. 6:135-186.

WALLACE, R.B. & PAINTER, R.L.E. 2002. Phenological patterns in a Southern Amazonian tropical forest: implications for sustainable management. Forest Ecol. Manag. 160:19-33.

WEINSTEIN, S. & MOEGENBURG, S. 2004. Açaí palm management in the Amazon estuary: course for conservation or passage to plantations? Conservat. Soc. 2(2):316-346.

WILLIAMS-LINERA, G. 2003. Temporal and spatial phenological variation of understory shrubs in a tropical mountain cloud forest. Biotropica 35(1):28-36.

Recibido en 13/05/2010
Versión revisada recibida en 27/09/2010
Aceptado en 18/10/2010

Ácaros de cafeeiro (*Coffea* spp.) no Estado de São Paulo, Brasil. Parte II. Prostigmata

Jeferson Luiz de Carvalho Mineiro[1,2], Adalton Raga[1], Mário Eidi Sato[1],

André Luiz Matioli[1] & Luiz Henrique Chorfi Berton[1]

[1]Laboratório de Entomologia Econômica, Centro Experimental do Instituto Biológico, Rod. Heitor Penteado, Km 3, CEP 13092-543, Campinas, SP, Brasil
[2]Autor correspondência: Jeferson Luiz de Carvalho Mineiro, e-mail: jefmin@hotmail.com

MINEIRO, J.L.C., RAGA, A., SATO, M.E., MATIOLI, A.L. & BERTON, L.H.C. **Mites of coffee plants (*Coffea* spp.) in State of São Paulo. Part II. Prostigmata**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn04010042010.

Abstract: The objective of this study was to carry out a survey of mite species belonging to the suborder Prostigmata on *Coffea* spp. in different localities of the State of São Paulo. Samples of coffee (*Coffea* spp.) leaves and branches were collected in 24 municipalities of the State of São Paulo, in different periods of the year. All mites collected were mounted on microscope slides. Whenever possible, mites were identified to species level. Seventy-nine species were identified, belonging to the families Anystidae, Bdellidae, Cheyletidae, Cunaxidae, Diptilomiopidae, Eriophyidae, Eupalopsellidae, Eupodidae, Iolinidae, Meyerellidae, Nanorchestidae, Paratydeidae, Raphignathidae, Stigmaeidae, Tarsonemidae, Tenuipalpidae, Tetranychidae, Trombidiidae, Tuckerellidae e Tydeidae.
Keywords: *Acari, diversity of mite, predaceous mites, phytophagus mites.*

MINEIRO, J.L.C., RAGA, A., SATO, M.E., MATIOLI, A.L. & BERTON, L.H.C. **Ácaros de cafeeiro (*Coffea* spp.) no Estado de São Paulo, Brasil. Parte II. Prostigmata**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn04010042010.

Resumo: Este trabalho teve como objetivo fazer um levantamento das espécies de ácaros pertencentes à subordem Prostigmata em *Coffea* spp. em diferentes localidades do Estado de São Paulo. Folhas e ramos de cafeeiros (*Coffea* spp.) foram coletados em 24 municípios do Estado de São Paulo e em diferentes épocas do ano. Todos os ácaros encontrados foram montados em lâminas de microscopia. A identificação dos ácaros foi feita até o nível específico quando possível. Foram identificadas 79 espécies de ácaros pertencentes às famílias Anystidae, Bdellidae, Cheyletidae, Cunaxidae, Diptilomiopidae, Eriophyidae, Eupalopsellidae, Eupodidae, Iolinidae, Meyerellidae, Nanorchestidae, Paratydeidae, Raphignathidae, Stigmaeidae, Tarsonemidae, Tenuipalpidae, Tetranychidae, Trombidiidae, Tuckerellidae e Tydeidae.
Palavras-chave: *Acari, diversidade de ácaros, ácaros predadores, ácaros fitófagos.*

Introdução

Dos organismos encontrados nesta cultura, destacam-se algumas espécies de ácaros fitófagos que podem causar prejuízos, e outras de predadores que também podem estar atuando sobre estas. A subordem Prostigmata é o grupo mais heterogêneo dentro de Acari. Os ácaros fitófagos e algumas espécies de predadores mais comumente encontrados sobre plantas pertencem a esta ordem (Mineiro et al. 2006a, b, Moraes & Flechtmann 2008).

Dentre os ácaros fitófagos encontrados em *Coffea* spp. no Brasil, os mais conhecidos são os representantes das famílias Tetranychidae e Tenuipalpidae (Calza & Sauer 1952, Flechtmann 1967, Heinrich 1972, Pallini Filho et al. 1992, Reis et al. 2000, Mineiro et al. 2001, 2006a, b, 2008a, Spongoski et al. 2005, Reis & Zacarias 2007, Franco et al. 2008).

Este trabalho teve como objetivo fazer um levantamento das espécies de ácaros pertencentes à subordem Prostigmata em cafeeiros (*Coffea* spp.) em diferentes localidades do Estado de São Paulo.

Material e Métodos

O levantamento foi realizado em 24 municípios do Estado de São Paulo, entre 2001 e 2008 (Tabela 1). Neste manuscrito também foram incluídas as espécies já relatadas para os municípios de Garça e Jeriquara (Mineiro et al. 2006a). O material (folhas e ramos) foi coletado em plantios comerciais e não comercias. As folhas e ramos foram retirados ao acaso do terço médio das plantas. Foram coletadas 10 folhas e dois ramos de cada planta. O material foi colocado em sacos plásticos, acondicionados em caixas de isopor e transportados para o Laboratório de Entomologia Econômica do Instituto Biológico em Campinas, SP (LEE-IB). Para a retirada dos ácaros, as folhas foram mergulhadas em recipiente plástico contendo álcool 70%. Após 10 minutos, as folhas foram agitadas nesta solução para que os ácaros presentes ficassem no líquido do recipiente. Em seguida, esta solução foi passada em peneira com malha de 0,038 mm e o material retido foi transferido para um frasco de vidro para posterior triagem. Os ácaros coletados foram montados em lâminas de microscopia para posterior identificação até espécie, quando possível. Para exame ao microscópio óptico com contraste de fases, os eriofiídeos foram montados em meio modificado de Berlese (Jeppson et al. 1975) e os demais montados em meio de Hoyer (Walter & Krantz 2009).

Uma amostra representativa dos espécimes encontrados está depositada na coleção de referência de ácaros "Geraldo Calcagnolo" do LEE-IB.

Resultados

Foram identificadas espécies de ácaros pertencentes às famílias Anystidae, Bdellidae, Cheyletidae, Cunaxidae, Diptilomiopidae, Eriophyidae, Eupalopsellidae, Eupodidae, Iolinidae, Meyerellidae, Nanorchestidae, Paratydeidae, Raphignathidae, Stigmaeidae, Tarsonemidae, Tenuipalpidae, Tetranychidae, Trombidiidae, Tuckerellidae e Tydeidae.

São apresentadas a seguir, as famílias, gêneros e espécies de ácaros.

ANYSTIDAE OUDEMANS, 1902

Erythracarus nasutus Otto, 1999

Erythracarus nasutus Otto, 1999: 844.

Espécime examinado: 1♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.i.2008.

BDELLIDAE DUGÈS, 1834

Bdella ueckermanni Hernandes, Daud & Feres, 2008

Bdella ueckermanni Hernandes, Daud & Feres, 2008: 262.

Espécimes examinados: 3♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 11.vii.2001; 17.xii.2001 e 04.ii.2002; 18♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 26.iii.2007, 21.v.2007, 23.vii.2007, 24.ix.2007, 22.x.2007 e 14.vii.2008; cv. Catuaí Amarelo, 27.vi.2000.

Hexabdella cinquaginta Hernandes*, Daud & Feres, 2007*

Hexabdella cinquaginta Hernandes, Daud & Feres, 2007: 60.

Espécimes examinados: 21♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 04.iv.2001, 06.x.2001, 06.v.2002, 27.ix.2002, 29.iii.2003, 12.iv.2003, 26.iv.2003, 06.vi.2003 e 20.vi.2003; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 08.iii.2002; 5♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 05.iv.2001, 17.i.2002, 21.ix.2001, 06.vii.2001 e 15.v.2003; 24♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 25.vii.2000; *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.ii.2007, 26.iii.2007, 26.iii.2007, 23.iv.2008, 16.ix.2008 e 10.xi.2008; 7♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2004, 29.vii.2004, 16.iii.2005, 03.v.2005, 08.vii.2005, 14.vi.2006 e 18.ix.2007.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos municípios no Estado de São Paulo onde foram realizadas as coletas.

Table 1. Geographic coordinates of the municipalities in the State of São Paulo where the mites were collected.

Município	Coordenadas	Altitude (m)
Assis	22° 39' 39'' S, 50° 25' 13'' W	560
Atibaia	23° 06' 59'' S, 46° 33' 06'' W	800
Campinas	22° 53' 20'' S, 47° 04' 40'' W	680
Cândido Mota	22° 44' 52'' S, 50° 23' 08'' W	460
Dois Córregos	22° 21' 53'' S, 48° 22' 50'' W	677
Franca	20° 32' 18'' S, 47° 24' 06'' W	1000
Garça	22° 12' 55" S, 49° 39' 04" W	682
Itirapuã	20° 38' 30" S, 47° 13' 09" W	860
Itupeva	23° 09' 12" S, 47° 03' 28" W	675
Jaboticabal	21° 15' 20" S, 48° 19' 16" W	583
Jaguariúna	22° 42' 18" S, 46° 59' 22" W	580
Jeriquara	20° 18' 42" S, 47° 35' 20" W	860
Lutécia	22° 20' 24" S, 50° 23' 32" W	580
Maracaí	22° 36' 39" S, 50° 40' 01" W	380
Mococa	21° 28' 16'' S, 47° 00' 23" W	620
Monte Alegre do Sul	22° 40' 50" S, 46° 40' 45" W	760
Monte Mor	22° 56' 47" S, 47° 18' 58" W	560
Olímpia	20° 44' 16" S, 48° 55' 02" W	500
Paranapuã	20° 06' 15" S, 50° 35' 12" W	600
Pindamonhangaba	22° 55' 33" S, 45° 27' 40" W	540
Piracicaba	22° 42'30" S, 47° 38' 01" W	554
São Paulo	23° 32' 52" S, 46° 38' 07" W	860
Tatuí	23° 21' 03" S, 47° 50' 53" W	620
Tietê	23° 06' 03" S, 47° 42' 55" W	500

Spinibdella denheyeri Hernandes, Daud & Feres, 2008

Spinibdella denheyeri Hernandes, Daud & Feres, 2008: 265.

Espécimes examinados: 6♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 06.x.2001, 1♀; 03.xi.2001, 28.ii.2002, 02.ix.2002 e 16.ii.2003; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 17.i.2003; 3♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.ii.2005, 09.iii.2005 e 16.iii.2005; 1♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.vii.2008.

Spinibdella sp.1

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 25.x.2001, 06.xi.2001 e 03.x.2002; 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 18.iv.2001 e 16.v.2001.

Spinibdella sp.2

Espécime examinado: 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.iv.2004.

Spinibdella sp.3

Espécimes examinados: 1♀, Paranapuã, *C. arabica* cv. Apoatã, 25.iii.2004; 3♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.v.2004, 05.x.2004 e 05.x.2005; 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.xii.2001.

Tetrabdella sp.

Espécime examinado: 1♀, Atibaia, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 25.vi.2007.

CHEYLETIDAE LEACH, 1815

Cheletogenes sp.

Espécimes examinados: 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Icatu Vermelho, 08.vi.2001; 1♀, Jeriquara, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 15.v.2003; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 09.iii.2007.

Cheletomimus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 09.viii.2001; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 17.iv.2003; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.vi.2006; 1♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 25.vi.2007.

Cheletomorpha sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 20.iii.2003.

Cheyletus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 05.iv.2001 e 05.ix.2001; 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 09.v.2003.

Chiapocheylus sp.

Espécimes examinados: 3♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.iv.2003 e 09.v.2003.

Eucheyletia sp.

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.vii.2001 e 16.iv.2003; 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 30.v.2001 e 20.vi.2003.

Grallacheles sp.

Espécimes examinados: 7♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 02.iii.2003; cv. Catuaí Amarelo, 03.vii.2002 e 02.iii.2003; cv. Mundo Novo, 03.vii.2002, 18.vii.2002, 16.viii.2002 e 02.iii.2003; *C. canephora* cv. Apoatã, 02.iv.2002; 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 06.vi.2003.

Hemicheyletia sp.

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Icatu Vermelho, 06.vii.2001; 5♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 04.iv.2001; 22.ix.2001; 20.x.2001 e 17.xi.2001.

Prosocheyla sp.

Espécimes examinados: 6♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 27.vi.2000, 11.vii.2000 e 25.vii.2000; 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.ix.2002; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.vi.2006.

CUNAXIDAE THOR, 1902

Armascirus sp.1

Espécimes examinados: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 21.i.2002; 15♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.iv.2004 e 28.iv.2004.

Armascirus sp.2

Espécimes examinados: 9♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.i.2005, 02.ii.2005 e 02.iii.2005.

Armascirus sp.3

Espécime examinado: 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2004.

Dactyloscirus sp.

Espécimes examinados: 3♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 24.viii.2001; Fazenda São Francisco, cv. Catuaí Amarelo, 20.iii.2003 e 17.iv.2003; 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Vermelho, 10.xii.2001 e cv. Mundo Novo, 02.iii.2003; 5♀, Monte Alegre do Sul, sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2004, 23.xii.2004 e 02.ii.2005.

Neocunaxoides sp.

Espécimes examinados: 3♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 03.i.2002; *C. canephora* cv. Apoatã, 05.ix.2001.

DIPTILOMIOPIDAE KEIFER, 1944

Catarhinus tricholaenae Keifer, 1959

Catarhinus tricholaenae Keifer, 1959: 11; Flechtmann & Aranda, 1970: 94; Flechtmann & Santana, 1997: 189.

Espécimes examinados: 3♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 30.xii.2002;

C. canephora cv. Apoatã, 30.xii.2002; 18♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 21.i.2002, 16.ii.2002, 04.vii.2002, 07.i.2003, 18.i.2003, 31.i.2003, 16.ii.2003; 6♀, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.i.2003, 15.v.2003; 8♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2004, 13.iv.2004, 23.xii.2004, 30.xii.2004, 14.i.2005, 02.iii.2005 e 09.iii.2005.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Keifer 1959, Flechtmann & Aranda 1970, Flechtmann & Santana 1997).

Observação: No Brasil, *C. tricholaenae* é encontrado em gramíneas, *Tricholaena rosea* e em *Zea mays* L. (Flechtmann & Aranda, 1970).

ERIOPHYIDAE NALEPA, 1898

Aceria sp.

Espécimes examinados: 4♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.ix.2002, 28.ii.2003 e 13.iv.2003; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.i.2003; 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica*, 01.ii.2002; 8♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.iv.2004, 30.xii.2004, 09.iii.2005, 14.i.2005, 16.iii.2005 e 05.x.2005.

Eriophyes sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.v.2001.

Phyllocoptruta sp.

Espécimes examinados: 3♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 07.vi.2004, 09.iii.2005 e 16.iii.2005; 45♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.ii.2007 e 20.viii.2007; 4♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 30.iv.2003, 20.xi.2002 e 06.iv.2001; 22♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.v.2001, 16.v.2001, 30.v.2001, 05.i.2002, 28.iii.2002, 30.iv.2002, 19.ii.2002, 15.iii.2003, 12.iv.2003, 26.iv.2003 e 29.iii.2003.

Shevtchenkella sp.

Espécimes examinados: 3♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.iv.2002; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.i.2003; 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica*, 05.iv.2002 e 01.ii.2002.

EUPALOPSELLIDAE WILLMANN, 1952

Eupalopsellus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 26.x.2002 e 18.i.2003; 1♀, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 20.iii.2003, 1f.

Exothorhis caudata Summers, 1960

Exothorhis caudata Summers, 1960: 131; Matioli et al., 2002: 116.

Exothorhis citri Meyer & Ueckermann, 1989: 10, nova sinonímia segundo Matioli et al. 2002.

Espécimes examinados: 1♀, Jaboticabal, UNESP/FCAV, *C. arabica*, 18.vii.2003; 1♀, Monte Mor, Faz. Mundo Novo, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.ix.2005; 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2002; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.iii.2005.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Matioli et al. 2002, Vis et al. 2006).

Exothorhis sp.

Espécimes examinados: 2♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 27.vi.2000 e 11.vii.2000; 15♀ e 2n, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, Garcafé, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 03.v.2002; 18.vii.2002, 18.iii.2003, 02.iv.2003 e 16.iv.2003; cv. Icatu Amarelo, 03.i.2002; *C. canephora* cv. Apoatã, 03.vii.2002; 7♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.v.2001, 13.vi.2001, 11.vii.2001, 12.iv.2002 e 30.iv.2002; 1♀, Maracaí, Sítio Santa Margarida, *C. arabica*, 31.v.2006; 2♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.vi.2006.

EUPODIDAE KOCH, 1842

Eupodes sp.

Espécimes examinados: 3♀, Atibaia, Sítio Kurozawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 27.vi.2000, 11.vii.2000 e 25.vii.2000; 12♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 25.v.2002, 03.xi.2001, 18.iv.2001, 30.iv.2002, 18.i.2003, 07.i.2003, 16.ii.2003, 12.iv.2003 e 20.vi.2006; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 20.iii.2003 e 20.vi.2003; 1♀, Dois Córregos, *C. arabica*, 07.xi.2003; 4♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. canephora* cv. Apoatã, 06.xi.2001 e 04.x.2002, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.v.2002 e 17.ix.2002; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.v.2004.

IOLINIDAE PRITCHARD, 1956

Homeopronematus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.v.2001, e 14.x.2002; 4♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 05.iv.2001; cv. Icatu Vermelho, 05.iv.2001; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.xii.2007.

Parapronematus acaciae Baker, 1965

Parapronematus acaciae Baker, 1965; Zacarias, 2001:74.

Espécimes examinados: 1♀, Tietê, CATI, *C. arabica* cv. Obatã, 07.viii.2003; 1♀, Pindamonhangaba, Fazenda Santa Emília, *C. arabica*, 04.i.2004; 1♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, 27.vi.2000; 20♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 06.vi.2003; Fazenda São Francisco, 03.iii.2002, 23.iii.2002, 06.v.2002 e 08.vi.2002; 4♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.xii.2004 e 14.vi.2006; 2♀, São Paulo, IB, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 27.ii.2008.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Mineiro & Raga 2003, Vis et al. 2006, Mineiro et al. 2006a, b).

MEYERELLIDAE ANDRÉ, 1979

Triophtydeus sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 11.vii.2001.

NANORCHESTIDAE GRANDJEAN, 1937

Nanorchestes sp.

Espécimes examinados: 3♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 06.ix.2002; cv. Icatu Amarelo, 29.i.2003 e *C. canephora* cv. Apoatã, 07.viii.2001; 5♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.v.2001, 11.vii.2001, 25.vii.2001 e 06.x.2001.

Speleorchestes sp.

Espécimes examinados: 3♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.x.2001; cv. Icatu Amarelo, 10.x.2001 e *C. canephora* cv. Apoatã, 03.i.2002; 9♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 25.vii.2001, 21.vi.2002, 04.vii.2002, 18.viii.2002, 02.ix.2002 e 31.i.2003; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuai Amarelo, 15.v.2003.

PARATYDEIDAE BAKER, 1949

Neotydeus sp.

Espécimes examinados: 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.iv.2003.

Sacotydeus sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.xii.2001.

Scolotydeus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 18.vi.2002 e *C. canephora* cv. Apoatã, 07.xi.2002; 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.iv.2002.

Tanytydeus sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.xi.2001.

RAPHIGNATHIDAE KRAMER, 1877

Raphignathus sp.

Espécimes examinados: 1♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 25.vii.2000; 7♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 04.iv.2001, 18.iv.2001, 13.vi.2001, 25.vii.2001, 01.xii.2001 e 14.x.2002; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 19.ii.2003; 11♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 21.xi.2001, 01.ii.2002, 15.ii.2002, 01.iv.2002 e 19.xii.2002; cv. Icatu Amarelo, 10.xii.2001 e 02.iii.2003; cv. Catuaí Amarelo, 03.x.2002; *C. canephora* cv. Apoatã, 04.x.2002.

STIGMAEIDAE OUDEMANS, 1931

Agistemus brasiliensis Matioli, Ueckermann & Oliveira

Agistemus brasiliensis Matioli, Ueckermann & Oliveira, 2002: 106.

Espécimes examinados: 5♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 30.v.2001, 21.i.2002, 30.iv.2002 e 19.vii.2002; 12♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Vermelho, 09.v.2001, 06.vii.2001 e 03.vi.2002; cv. Catuaí Amarelo, 06.iv.2001; cv. Mundo Novo, 19.iv.2002; *C. canephora* cv. Apoatã, 02.iv.2002; 1♀, Campinas, IAC, *C. canephora* cv. Guarini, 02.ix.2003; 11♀, Assis, APTA – Pólo Regional do Médio Paranapanema, Obatã, 05.ix.2003; 2♀, Franca, Sítio Ripa, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 20.ii.2003; 1♀, Jaguariúna, *C. arabica*, 08.xi.2003; 10♀, Olímpia, Sítio São Pedro, *C. arabica*, 07.v.2004; 4♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2004, 13.iv.2004 e 21.v.2004.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Matioli et al. 2002, Mineiro et al. 2006a, b).

Agistemus floridanus Gonzalez-Rodrigues, 1965

Agistemus floridanus Gonzalez-Rodrigues, 1965: 42; Arruda Filho & Moraes, 2003: 52; Matioli et al., 2002: 103; Hernandes & Feres 2006:7; Ferla et al. 2007: 4.

Espécimes examinados: 2♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.iii.2006; APTA - Pólo Regional do Leste Paulista, *C. arabica*, 27.vii.2006.

Relatos prévios no Brasil: Rio Grande do Sul, São Paulo (Flechtmann 1981, Matioli et al. 2002, Arruda Filho & Moraes 2003, Hernandes & Feres 2006, Ferla et al. 2007).

Apostigmaeus sp.

Espécime examinado: 1♀, Atibaia, sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 27.vi.2000.

Stigmaeus sp.

Espécimes examinados: 1♀, Atibaia, sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 11.vii.2000; 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. canephora* cv. Apoatã, 09.v.2001.

Zetzellia agistzellia Hernandes & Feres, 2005

Zetzellia agistzellia Hernandes & Feres, 2005: 28.

Espécimes examinados: 2♀, Atibaia, sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.ii.2009.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Hernandes & Feres 2005, 2006).

Zetzellia malvinae Matioli, Ueckermann & Oliveira

Zetzellia malvinae Matioli, Ueckermann & Oliveira, 2002: 111.

Espécimes examinados: 6♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 10.xii.2001; cv. Mundo Novo**,** 24.viii.2001 e 13.vi.2003; cv. Catuaí Amarelo, 30.iv.2003; 21♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 30.v.2001, 06.ix.2001, 22.ix.2001, 17.xii.2001 e 05.i.2002; 1♀, Cândito Mota, Distrito Frutal do Campo, *C. arabica*, 10.iii.2004; 1♀, Atibaia, sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 21.v.2007; 5♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 03.ix.2004; 01.iv.2004; 23.iii.2005; 20.iv.2006 e 14.vi.2006.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Matioli et al. 2002, Vis et al. 2006, Mineiro et al. 2006).

TARSONEMIDAE KRAMER, 1877

Daidalotarsonemus sp.

Espécimes examinados: 4♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 11.vii.2001, 09.viii.2001, 16.ii.2002 e 12.iv.2002; 8♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 10.x.2001, 01.ii.2002, 03.v.2002 e 02.iii.2002; cv. Icatu Amarelo, 05.iv.2001; cv. Icatu Vermelho, 04.xii.2002.

Fungitarsonemus sp.

Espécimes examinados: 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. canephora* cv. Apoatã, 29.i.2003; 7♀, Cândido Mota, Distrito Frutal do Campo, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 10.iii.2004; 7♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 11.vii.2001; Fazenda São Francisco, 15.ii.2001; 1♀, Jaboticabal, UNESP/FCAV, *C. arabica,* 18.vii.2003; 2♀, Franca, sítio Ripa, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 20.ii.2003; 5♀, Lutécia, *C. arabica* cv. Catuaí

Vermelho, 10.iii.2004; 2♀, Paranapuã, *C. canephora* cv. Apoatã, 25.iii.2004; 4♀, Monte Alegre do Sul, sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.iv.2004; 6♀, Maracaí, Sítio Santa Margarida, *C. arabica*, 31.v.2006; 6♀, Atibaia, sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.x.2007.

Polyphagotarsonemus latus (Banks, 1904)

Tarsonemus latus Banks, 1904: 1553.

Hemitarsonemus latus; Ewing, 1939: 54.

Neotarsonemus latus; Smiley, 1967: 137.

Polyphagotarsonemus latus (Banks), Beer & Nucifora, 1965:42; Lindquist, 1986: 233; Feres, 2000; Hernandes & Feres, 2006.

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C.canephora* cv. Apoatã, 06.iv.2001 e 02.iv.2002; 5♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.i.2005, 02.ii.2005, 23.iii.2005, 13.iii.2005 e 01.v.2007; 4♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 19.xi.2007.

Relatos prévios no Brasil: Espírito Santo, Pernambuco, Rio Grande do Sul (Chiavegato 1975, Flechtmann & Arleu 1984, Lorezato 1987, Lorenzato et al. 1986, Barbosa et al., 2003, Hernandes & Feres 2006, Reis & Zacarias 2007, Moraes & Flechtmann, 2008).

Steneotarsonemus sp.

Espécimes examinados: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 17.xi.2001; 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C.arabica* cv. Mundo Novo, 15.ii.2002.

Tarsonemus confusus Ewing

Tarsonemus confusus Ewing, 1939:26; Beer, 1954: 1173; Smiley, 1969:221; Kaliszewski, 1993: 40; Lofego et al., 2005: 24.

Espécimes examinados: 14♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.v.2001 e 11.vii.2001; 4♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 03.i.2002, 03.vii.2002 e 19.xii.2002; *C. canephora* cv. Apoatã, 01.ii.2002; 1♀, Monte Alegre do Sul, sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 24.xi.2005.

Relatos prévios no Brasil: Minas Gerais, São Paulo (Spongoski et al. 2005, Lofego et al. 2005).

Tarsonemus sp.

Espécimes examinados: 4♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.v.2001, 16.v.2001 e 06.vi.2003; 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 06.ix.2002; 1♀, Pindamonhangaba, Fazenda Santa Emília, *C. arabica*, 04.i.2004; 1♀, Paranapuã, *C. arabica*, 25.iii.2004.

Ununguitarsonemus sp.

Espécime examinado: 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C.arabica* cv.Catuaí Amarelo, 07.vi.2001.

TENUIPALPIDAE BERLESE, 1913

Brevipalpus obovatus Donnadieu, 1875

Brevipalpus obovatus Donnadieu, 1875: 116; Mesa et al., 2009: 37.

Brevipalpus amicus Chaudhri, 1972: 65 - Mitrofanov & Strunkova (1979).

Brevipalpus origanum Baker, Tuttle & Abbatiello, 1975: 18 - Welbourn et al. (2003).

Brevipalpus pereger Donnadieu, 1875: 117 - Pritchard & Baker (1958).

Tenuipalpus bioculatus McGregor, 1914: 354 - McGregor (1949).

Tenuipalpus inornatus Banks, 1912: 97 - Pritchard & Baker (1958).

Tenuipalpus pseudocuneatus Blanchard, 1940: 11 - Pritchard & Baker (1952).

Espécimes examinados: 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Vermelho, 03.v.2002 e *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 07.viii.2002.

Relatos prévios no Brasil**:** Bahia, São Paulo (Bitancourt 1955, Paschoal 1968, Flechtmann 1976, Trindade & Chiavegato 1994, Tamai et al. 1997).

Brevipalpus phoenicis (Geijskes, 1939)

Tenuipalpus phoenicis Geijskes, 1939: 23.

Brevipalpus deleoni Pritchard & Baker 1958: 234 - De Leon (1961)

Brevipalpus mcbridei Baker, 1949: 374 - Pritchard & Baker (1952).

Brevipalpus papayensis Baker 1949: 375 - Pritchard & Baker (1952).

Brevipalpus phoenicoides González 1975: 86 - Evans et al. (1993).

Brevipalpus yothersi Baker 1949: 373 - Pritchard & Baker (1952).

Brevipalpus phoenicis Sayed, 1946: 99; Pritchard & Baker, 1958: 233; De Leon, 1961: 48; González, 1975: 82; Baker et al., 1975:18; Flechtmann, 1976: 58; Baker & Tuttle, 1987: 98; Feres, 2000:164; Demite & Feres, 2005: 832; Furtado et al., 2005: 138; Mesa et al., 2009: 40; Hernandes & Feres, 2006.

Espécimes examinados: 13♀, São Paulo, Instituto Biológico, *C. arabica*, 05.xi.2003 e 27.ii.2008; 1♀, Cândido Mota, Distrito Frutal do Campo, *C. arabica*, 10.iii.2004; 11♀, Campinas, IAC, *C. canephora* cv. Guarini, 02.ix.2003; *C. liberica* var. Dewevrei, 02.ix.2003; *C. liberica* var. Piatã, 02.ix.2003; Tietê, 3♀, CATI, Obatã, 07.viii.2003; 2♀, Lutécia, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 10.iii.2004; 2♀, Itirapuã, sítio Santo Antônio, Bourbon, 21.i.2004; 5♀, Monte Alegre do Sul, Pólo Regional do Leste Paulista, *C. arabica*, 12.viii.2003; 1♀, Piracicaba, ESALQ/USP, *C. arabica*, 12.viii.2003; 3♀, Jaguariúna, *C. arabica*, 08.xi.2003; 5♀, Dois Córregos, *C. arabica*, 07.xi.2003; 2♀, Itupeva, *C. arabica*, 26.ii.2004; 1♀, Jeriquara, Fazenda Goretti, *C. arabica* cv. Sarchimor, 28.i.2005; 2♀, Monte Mor, Faz. Mundo Novo, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.ix.2005; 11♀, Maracaí, Sítio Santa Margarida, *C. arabica*, 31.v.2006.

Relatos prévios no Brasil: Alagoas, Bahia, Ceará, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e São Paulo (Amaral 1951, Flechtmann 1967, 1972 e 1976, Flechtmann & Paschoal 1967, Flechtmann & Arruda 1968, Paschoal & Reis 1968, Vila & Flechtmann 1970, Chagas

1973, Flechtmann & Abreu 1973, Moraes & Flechtmann 1981, Flechtmann & Abreu 1984, Lorenzato 1987, Pallini Filho et al. 1992, Lorenzato et al. 1986, Moraes et al. 1993, Trindade & Chiavegato 1994, Rodrigues & Nogueira 1996, Oliveira 1986, Reis et al. 2000, Feres 2000, Gondim Jr. 2000, Mineiro et al. 2001, Feres & Nunes 2001, Zacarias 2001, Arruda Filho 2002, Ferla & Moraes 2002, Barbosa et al. 2003, Daud & Feres 2005, Spongoski et al. 2005, Demite & Feres 2005, Furtado et al. 2005, Vasconcelos et al. 2005, Hernandes & Feres 2006, Vis et al. 2006, Reis & Zacarias, 2007, Moraes & Flechtmann, 2008).

Tenuipalpus sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 20.iii.2003.

TETRANYCHIDAE DONNADIEU, 1875

Aponychus sp.

Espécimes examinados: 2 ninfas, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.ix.2001; 1♀, Monte Alegre do Sul, sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.xii.2004.

Atrichoproctus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 08.iii.2002 e 06.v.2002; 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 01.ii.2002.

Eotetranychus sp.

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.ix.2001 e 02.ix.2002.

Eutetranychus banksi (McGregor, 1914)

Tetranychus banksi McGregor, 1914: 358.

Anychus banksi (McGregor) McGregor, 1919: 644.

Eutetranychus banksi McGregor, 1950: 268; Pritchard & Baker, 1955: 115; Flechtmann, 1967: 24; Flechtmann & Baker, 1970: 156; Flechtmann & Baker, 1975: 112; Bolland et al., 1998:75; Feres, 2000; Zacarias, 2001:97; Demite & Feres, 2005:831; Hernandes & Feres, 2006:9.

Espécimes examinados: 4♀ e 1♂, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 07.vi.2002, 2f, 02.vii.2002, 26.iv.2003 e 20.vi.2003; 15♀ e 1♂, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. canephora* cv. Apoatã, 06.vii.2001, 02.iv.2002, 03.v.2002, 03.vi.2002, 03.vii. 2002 e 30.iv.2003.

Relatos prévios no Brasil: Pernambuco, São Paulo (Flechtmann & Baker 1975, Barbosa et al., 2003, Mineiro et al. 2004, Demite & Feres 2005, Hernandes & Feres 2006, Vis et al. 2006)

Mononychellus planki (McGregor, 1950)

Tetranychus planki McGregor, 1950: 300.

Eotetranychus planki (McGregor) Pritchard & Baker, 1955.

Mononychellus planki Wainstein, 1971: 589; Flechtmann & Baker, 1975: 117; Bolland et al., 1998: 92.

Espécimes examinados: 2♀ e 1♂, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 16.ii.2002; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 15.ii.2002.

Relatos prévios no Brasil: Rio de Janeiro e São Paulo (Flechtmann & Baker 1975).

Neotetranychus sp.

Espécime examinado: 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 15.iii.2003.

Oligonychus ilicis (McGregor, 1917)

Tetranychus ilicis McGregor, 1917: 586.

Paratetranychus ilicis (McGregor) McGregor, 1919.

Oligonychus ilicis Pritchard & Baker, 1955, 305; Flechtmann & Baker, 1975: 117; Bolland et al., 1998:113.

Espécimes examinados: 106♀ e 6♂, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 02.ix.2002; Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 06.v.2002; 120♀ e 10♂, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Icatu Vermelho, 08.vi.2001; 4♀ e 2♂, Jaboticabal, UNESP/FCAV, *C. arabica*, 18.vii.2003.

Relatos prévios no Brasil: Minas Gerais, Paraná e São Paulo (Amaral 1951, Calza & Sauer 1952, Flechtmann 1967, Heinrich 1972, Flechtmann & Baker 1975, Mineiro et al. 2006, Reis & Zacarias, 2007, Moraes & Flechtmann, 2008).

Oligonychus yothersi (McGregor, 1914)

Tetranychus yothersi McGregor, 1914: 355.

Paratetranychus yothersi (McGregor) Pritchard & Baker, 1955.

Oligonychus yothersi Pritchard & Baker, 1955, 305; Flechtmann & Baker, 1975: 118; Bolland et al., 1998:135.

Espécimes examinados: 36 ♀ e 2♂, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 27.vi.2000, 2f, 11.vii.2000, 25.vii.2000; 11♀ e 1♂, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 20.viii.2007; 28♀ e 1♂, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, 01.iv.2004, 05.x.2004, 16.iii.2005, 05.v.2006, 21.ii.2007 e 20.iii.2007.

Relatos prévios no Brasil: Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro, São Paulo (Paschoal & Reis 1968, Flechtmann & Baker 1975, Gouveia et al. 2004, Pereira et al. 2005, Mineiro et al. 2008b).

Oligonychus sp.

Espécimes examinados: 1♀, São Paulo, Instituto Biológico, *C. arabica*, 05.xi.2003; 1♀, Campinas, IAC, *C. canephora* cv. Guarini, 02.ix.2003; 7♀, Piracicaba, ESALQ/USP, *C. arabica*, 12.viii.2003; 6♀, Dois Córregos, *C. arabica*, 07.xi.2003; 2♀, Itupeva, *C. arabica*, 26.ii.2004; 2♀, Jeriquara, Fazenda Goretti, *C. arabica* cv. Sarchimor, 28.i.2005; 2♀, Monte Mor, Faz. Mundo Novo, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 01.ix.2005.

Petrobia sp.

Espécimes examinados: 1♀ e 1 ninfa, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 18.viii.2002 e 21.xii.2002.

Tetranychus sp.1

Espécimes examinados: 1♀, Campinas, IAC, *C. canephora* cv. Guarini, 02.ix.2003; 2♀, Franca, Sítio Ripa, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 20.ii.2003; 2♀, Monte Alegre do Sul, Pólo Regional do Leste Paulista, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 07.vi.2004.

Tetranychus sp.2

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.ix.2001.

TROMBIDIIDAE LEACH, 1815

Trombidium sp.

Espécimes examinados: 2♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 20.vii.2007 e 19.xi.2007.

TUCKERELLIDAE BAKER & PRITCHARD, 1953

Tuckerella pavoniformis (Ewing, 1922)

Tuckerella pavoniformis Ewing, 1922; Baker & Pritchard, 1953: 253; Ochoa, 1989: 206.

Espécime examinado: 1♀, Monte Alegre do Sul, Pólo Regional do Leste Paulista, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 07.vi.2004.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Mineiro & Raga 2003, Mineiro et al. 2004).

TYDEIDAE KRAMER, 1877

Lorryia formosa Cooremann, 1958

Lorryia formosa Cooremann, 1958: 6; Baker, 1968: 995; Zacarias, 2001:63; Feres, 2000: 162; Feres et al., 2005: 5; Buosi et al., 2006: 11; Hernandes & Feres, 2006:12; Demite et al., 2009:8.

Espécimes examinados: 1♀, Tietê, CATI, *C. arabica* cv. Obatã, 07.viii.2003; 3♀, Lutécia, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 10.iii.2004; 10♀, Campinas, IAC, *C. liberica* var. Piatã, 02.ix.2003; *C. canephora* cv. Apoatã, 26.x.2005; 9♀, Piracicaba, ESALQ/USP, *C. arabica*, 12.viii.2003; *C. canephora*, 12.viii.2003; 4♀, Jaguariúna, *C. arabica*, 08.xi.2003; 2♀, Tatuí, Distrito de Morro do Alto, sítio Morro Alto, *C. arabica*, 08.i.2004; 1♀, Paranapuã, *C. arabica* cv. Apoatã, 25.iii.2004; 6♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 27.vi.2001 e 25.vii.2001; 1♀, Assis, Pólo Regional do Médio Paranapanema, *C. arabica* cv. Obatã, 05.ix.2003; 1♀, Franca, Fazenda da Mata, *C. arabica* cv. Catuaí Vermelho, 20.ii.2003; 1♀, Paranapuã, *C. canephora*, 25.iii.2004; 2♀, Mococa, Pólo Regional de Mococa, *C. arabica* var. Tupi, 18.vi.2004; 9♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 13.vi.2000; 7♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. canephora* cv. Apoatã, 06.iv.2001 e 09.v.2001; *C. arabica* cv. Icatu Amarelo, 01.iv.2002; cv. Mundo Novo, 06.vii.2001; 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.iii.2005; 1♀, Pólo Regional do Leste Paulista, *C. arabica* sob mata, 01.xii.2006.

Relatos prévios no Brasil: São Paulo (Flechtmann 1973, Zacarias 2001, Mineiro & Raga 2003, Mineiro et al. 2004, Daud & Feres 2005, Spongoski et al. 2005, Demite & Feres 2005).

Lorryia sp.1

Espécimes examinados: 1♀, Jaguariúna, *C. arabica*, 08.xi.2003; 2♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 11.vii.2000 e 25.vii.2000; 2♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C.arabica* cv. Mundo Novo, 13.vi.2003; cv. Icatu Amarelo, 29.i.2003; 10♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 25.vii.2001; 2♀, Jaboticabal, UNESP/FCAV, *C. arabica*, 18.vii.2003; 5♀, São Paulo, IB, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 27.ii.2008; 1♀Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 14.vi.2006.

Lorryia sp.2

Espécime examinado: 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 07.viii.2001.

Lorryia sp.3

Espécimes examinados: 4♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 03.i.2002; cv. Catuaí Amarelo, 06.vii.2001, 05.ix.2001 e 10.x.2001; 1♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 20.vi.2003; 2♀, Fazenda São Francisco, *C. arabica* cv. Catuaí Amarelo, 23.ii.2002 e 20.vi.2003; 2♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 30.xii.2004 e 02.ii.2005.

Lorryia sp.4

Espécime examinado: 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 12.xii.2007.

Pretydeus sp.

Espécimes examinados: 1♀, Garça, Estação Experimental Alcides Carvalho, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 22.vi.2001; 2♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.vii.2007 e 19.xi.2007.

Pseudolorryia sp.

Espécime examinado: 1♀, Atibaia, Sítio Kurosawa, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 23.iv.2007, 1f e 18.ii.2008.

Tydeus aff. costensis

Espécimes examinados: 2♀, Jeriquara, Fazenda Boa Esperança, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 13.vi.2001.

Tydeus sp.

Espécime examinado: 1♀, Monte Alegre do Sul, Sítio São José, *C. arabica* cv. Mundo Novo, 03.i.2008.

Discussão

Poucos levantamentos sobre a acarofauna de cafeeiros foram realizados em São Paulo. O primeiro deles foi realizado a partir da década de 1950 e que considerou apenas a ocorrência de *O. ilicis* e de *B. phoenicis* em vários municípios do Estado de São Paulo (Amaral 1951, Calza & Sauer 1952) e posteriormente por Flechtmann (1967). Depois disso, levantamentos foram realizados apenas no início do século XXI (Mineiro et al. 2001, 2006a, b, 2008b). O presente estudo fez um levantamento de ácaros abrangendo, de modo geral, a ordem Trombodiformes nesta cultura em diversas regiões do Estado de São Paulo. Isto explicaria a dificuldade de identificar a maioria destes ácaros, uma vez que, muitas das espécies encontradas são novas para a ciência. Por esta razão, levantamentos de ácaros nessa cultura são importantes, porque permitem visualizar a grande diversidade e riqueza de espécies que ainda são desconhecidas nesta cultura. Estudos quanto a biologia e predação poderão servir de base para programas de manejo de ácaros predadores nesta cultura.

Agradecimentos

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pela bolsa de pós-doutorado ao primeiro autor (Processo # 2006/05798-7); aos Professores Dr. Carlos H.W. Flechtmann e Dr. Reinaldo J. F. Feres pela confirmação dos gêneros e espécies de Tetranychidae; à Dra. Denise Navia pela confirmação dos gêneros e espécies de eriofiídeos; ao Dr. Antonio C. Lofego pela confirmação dos gêneros de Tarsonemidae; ao Dr. Fábio A. Hernandes pela confirmação das espécies de Bdellidae; ao Dr. Eddie Ueckermann pela confirmação da espécie de Anystidae.

Referências Bibliográficas

AMARAL, J.P. 1951. A infestação de ácaros nos cafezais. Biológico 17(7):130.

ARRUDA FILHO, G.P. 2002. Ácaros de Arecaceae da Mata Atlântica do Estado de São Paulo, com ênfase na família Stigmaeidae (Acari: Raphignathoidea). Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 88p.

ARRUDA FILHO, G.P. & MORAES, G.J. 2003. Stigmaeidae mites (Acari: Raphignathoidea) from Arecaceae of the Atlantic forest in São Paulo State, Brazil. Neotrop. Entomol. 32(1):49-57.

BAKER, E.W. 1949. The genus *Brevipalpus* (Acarina: Pseudoleptidae). Am. Midl. Nat. 42:350-402.

BAKER, E.W. 1968. The genus *Lorryia*. Ann. Entomol. Soc. Amer. 61(4):986-1008.

BAKER, E.W. & PRITCHARD, A.E. 1953. The family categories of tetranychoid mites, with a review of the new families Linotetranidae and Tuckerellidae. Ann. Entomol. Soc. Amer. 46 (2):243-258.

BAKER, E.W. & TUTTLE, D.M. 1987. The false spider mites of Mexico (Tenuipalpidae: Acari). Tech. Bull./ U. S. Dep. Agric. 1706:1-237.

BAKER, E.W., TUTTLE, D.M., ABBATIELLO, M.J. 1975. The false spider mites of Northwestern and north central Mexico (Acarina: Tenuipalpidae). Smiths. Contrib. Zool. 194:1-22.

BANKS, N. 1904. Class III, Arachnida, Order I, Acarina, four new species of injurious mites. J. New York Entomol. Soc. 12:53-56.

BANKS, N. 1912. New American mites. Proc. Entomol. Soc. Wash. 14:96-102.

BARBOSA, D.G.F., GONDIM Jr., M.G.C., BARROS, R. & OLIVEIRA, J.V. 2003. Diversidade de ácaros em aceroleira (*Malpighia emarginata* A.DC.) na Universidade Federal de Pernambuco em Recife, PE. Neotrop. Entomol. 32(4):577-583.

BEER, R.E. 1954. A revision of the Tarsonemidae of the Western Hemisphere (Order Acarina). Univ. Kansas Sci. Bull. 36, 2(16):1091-1387.

BEER, R.E. & NUCIFORA, A. 1965. Revisione dei generi della famiglia Tarsonemidae (Acarina). Boll. Zool. Agr. Bachicoltura, 7(2):19-43.

BITANCOURT, A.A. 1955. Estudos sobre a leprose dos citros I – Distribuição geográfica e sintomatologia. Arq. Inst. Biol. 22:161-184.

BLANCHARD, E.E. 1940. Tres ácaros dañinos para los cultivos argentinos. Rev. Fac. Agron. Nac. Plata 24:11-18.

BOLLAND, H.R., GUTIERREZ, J. & FLECHTMANN, C.H.W. 1998. World catalogue of the spider mite family (Acari: Tetranychidae). Leiden, Netherlands, 392p.

BUOSI, R., FERES, R.J.F., OLIVEIRA, A.R., LOFEGO, A.C. & HERNANDES, F.A. 2006. Ácaros plantícolas (Acari) da "Estação Ecológica de Paulo de Faria", Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 6 (1): http:// www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?article+bn02006012006. (último acesso em 18/09/2007).

CALZA, R. & SAUER, H.F.G. 1952. A aranha vermelha dos cafezais. Biológico 18(12):201-208.

CHAGAS, C.M. 1973. A associação do ácaro Brevipalpus phoenicis (Geijskes) à mancha anular do cafeeiro. Biológico 39(9):229-232.

CHAUDRI, W.M. 1972. The genus *Brevipalpus* in Pakistan. I. Description of six new species and redescription of one species, with new records. Pakistan J. Zool. 4(1):53-68.

CHIAVEGATO, L.G. 1975. Flutuação de populações de ácaros na cultura algodoeira em algumas regiões do Estado de São Paulo. Bragantia 34(15):241-255.

COOREMAN, J. 1958. Note et observations sur les acariens VII. *Photia graeca* n. sp. (Acaridiae, Canestriniidae) et *Lorryia formosa* n. sp. (Stomatostigmata, Tydeidae). Bull. Inst. Royal Sci. Nat. Belg. 34(8):1-10.

DAUD, R.D. & FERES, R.J.F. 2005. Diversidade e flutuação populacional de ácaros (Acari) em *Maeba fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae) de dois fragmentos de mata estacional semidecídua em São José do Rio Preto, SP. Neotrop. Entomol. 34(2):191-201.

DEMITE, P.R. & FERES, R.J.F. 2005. Influência de vegetação vizinha na distribuição de ácaros em seringal (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) em São José do Rio Preto, SP. Neotrop. Entomol. 34(5): 829-836.

DEMITE, P.R., FERES, R.J.F., LOFEGO, A.C. & OLIVEIRA, A.R. 2009. Plant inhabiting mites (Acari) from the Cerrado biome of Mato Grosso State, Brazil. Zootaxa 2061:45-60.

De LEON, D. 1961. The genus *Brevipalpus* in México, part II (Acarina: Tenuipalpidae). Fla. Entomol. 44(1):41-52.

DONNADIEU, A.L. 1875. Recherches pour servir à l'histoire des Tétranyques. Thèses, Faculté des Sciences de Lyon, Ann. Soc. Linnean, 131p.

EWING, H.E. 1939. A revision of the mites of the subfamily Tarsoneminae of North America, the West Indies and Hawaiian Islands. Unit. Stat. Dep. Agric., Techn. Bulletin, 653:1-63.

EVANS, G., CROMROY, H.L. & OCHOA, R. 1993. The Tenuipalpidae of Honduras (Tenuipalpidae: Acari). Fla. Entomol. 76(1):126-155.

FERES, R.J.F. 2000. Levantamento e observações naturalísticas da acarofauna (Acari, Arachnida) de seringueiras cultivadas (*Hevea* spp., Euphorbiaceae) no Brasil. Rev. Bras. Zool. 17(1):157-173.

FERES, R.J.F. & NUNES, M.A. 2001. Ácaros (Acari, Arachnida) associados a euforbiáceas nativas em áreas de cultivo de seringueiras (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.; Euphorbiaceae) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Zool. 18(4):253-264.

FERES, R.J.F., LOFEGO, A.C. & OLIVEIRA, A.R. 2005. Ácaros plantícolas (Acari) da "Estação Ecológica do Noroeste Paulista", Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 5(1): http://biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+bn00405012005 (último acesso em 18/09/2007).

FERLA, N.J. & MORAES, G.J. de. 2002. Ácaros (Arachnida, Acari) da seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) no Estado do Mato Grosso, Brasil. Rev. Bras. Zool. 19(3):867-888.

FERLA, N.J., MARCHETTI, M.M. & GONÇALVES, D. 2007. Ácaros predadores (Acari) associados à cultura do morango (*Fragaria* sp, Rosaceae) e plantas próximas no Estado do Rio Grande do Sul. Biota Neotrop. 7 (2) http:www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn01807022007 (último acesso em 18/09/2007).

FLECHTMANN, C.H.W. 1967. Os ácaros do cafeeiro. An. Esc. Sup. Agric. "Luiz de Queiroz" 24:91-95.

FLECHTMANN, C.H.W. 1972. Nota sobre ácaros (Acari) atacando fruteira-do-conde (*Rollinia* sp). An. Esc. Sup. Agric. "Luiz de Queiroz" 29:155-157.

FLECHTMANN, C.H.W. 1973. *Lorryia formosa* Cooreman, 1958: um ácaro dos citros pouco conhecido no Brasil. Ciên. Cult. 25(12):1179-1181.

FLECHTMANN, C.H.W. 1976. Preliminary report on the false spider mites (Acari: Tenuipalpidae) from Brazil and Paraguay. Proc. Entomol. Soc. Wash. 78(1):58-64.

FLECHTMANN, C.H.W. 1981. New records of mites from Brazil with description of two species in the genus *Oligonychus* Berlese (Acari, Tetranychidae). Rev. Bras. Biol. 41(4):861-866.

FLECHTMANN, C.H.W. & PASCHOAL, A.D. 1967. Os ácaros dos citrus. Solo 2:53-56.

FLECHTMANN, C.H.W. & ARRUDA, G.P. 1968. Breve nota sobre ácaros de plantas no Estado de Pernambuco. Rev. Bras. Entomol. 13:95-97.

FLECHTMANN, C.H.W. & ARANDA, B.R. 1970. New records and notes on eriophyid mites from Brazil and Paraguay, with a list of Eriophyidae from South America. Proc. Entom. Soc. Wash. 72(1):94-98.

FLECHTMANN, C.H.W. & ABREU, J.M. 1973. Ácaros fitófagos do Estado da Bahia, Brasil (Notas preliminares). Ciên. Cult. 25(3):244-251.

FLECHTMANN, C.H.W. & ARLEU, R.J. 1984. *Oligonychus coffeae* (Nietner, 1861), um ácaro tetraniquídeo da seringueira (*Hevea brasiliensis*) novo para o Brasil e observações sobre outros ácaros desta planta. Ecossistema 9:123-125.

FLECHTMANN, C.H.W. & BAKER, E.W. 1975. A report on the Tetranychide (Acari) of Brazil. Rev. Bras. Entomol. 19(3):111-122.

FLECHTMANN, C.H.W. & SANTANA, D.L.Q. 1997. A Preliminary note on mites on corn in Brazil with redescription of *Catarhinus tricholaenae* and *Oligonychus zeae* (Acari: Diptilomiopidae, Tetranychidae). Syst. Appl. Acarol. 2:189-194.

FRANCO, R.A., REIS, P.R., ZACARIAS,M.S., ALTOÉ, B.F., PEDRO NETO, M. 2008. Dinâmica populacional de *Oligonychus ilicis* (McGregor, 1917) (Acari: Tetranychidae) em cafeeiro e de fitoseídeos associados a ele. Coffee Science, 3(1):38-46.

FURTADO, I.P., KREITER, S., MORAES, G.J., TIXIER, M.S., FLECHTMANN, C.H.W. & KNAPP, M. 2005. Plant mites (Acari) from Northeasthern Brazil, with descriptions of two new species of the family Phytoseiidae (Mesostigmata). Acarologia 14(2-3):131-143.

GEIJSKES, D.C. 1939. Beitraege zur Kenntnis der europaeischen Spinnmilben (Acari, Tetranychidae) mit besonderer Beruecksichtigung der niederlaendischen Arten. Meded. Landbouwhoogesch. Wagening. 42:1-68.

GONDIM JUNIOR, M.G.C. 2000. Ácaros de palmeiras (Arecaceae) en áreas dos Estados de São Paulo e Pernambuco. Tese de doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 161p.

GONZÁLEZ, R.H. 1975. Revision of the *Brevipalpus phoenicis* "complex" with descriptions of new species from Chile and Thailand (Acarina: Tenuipalpidae). Acarologia 17(1):81-91.

GONZALEZ-RODRIGUES, R.H. 1965. A taxonomic study of the genera *Mediolata*, *Zetzellia* and *Agistemus* (Acarina: Stigmaeidae). Univ. Calif. Publ. Entomol. 41:1-64.

GOUVÊA, A., ZANELLA, C.F. & ALVES, L.F.A. 2004. Dinâmica populacional do ácaro *Oligonychus yothersi* (McGregor), 1914, (Acari: Tetranychidae) em plantas de erva-mate *Ilex paraguariensis* ST. Hill. (Aqüifoliácea), em dois vizinhos, PR. Sci. Agr. Paran. 3(1):25-48.

HEINRICH, W.O. 1972. Contribuição ao estudo da biologia do *Oligonychus (Oligonychus) ilicis* (Acarina: Tetranychidae). Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 116p.

HERNANDES, F.A. & FERES, R.J.F. 2005. Two new species of *Zetzellia* Oudemans (Acari: Stigmaeidae) that threaten the concept of genera: disgeneric marriage? Zootaxa 1048:27-44.

HERNANDES, F.A. & FERES, R.J.F. 2006. Review about mites (Acari) of rubber trees (*Hevea* spp., Euphorbiaceae) in Brazil. Biota Neotropica, 6 (1): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstracts?article+bn00406012006 (último acesso em 04/08/2006).

HERNANDES, F.A., DAUD, R.D. & FERES, R.J.F. 2007. A new species of *Hexabdella* (Acari: Bdellidae) from Brazil. Zootaxa 1501:57-63.

HERNANDES, F.A., DAUD, R.D. & FERES, R.J.F. 2008. Two new species of Bdellidae (Acari: Prostigmata) from Brazil. Intern. J. Acarol. 34(3):259-266.

JEPPSON, L.R., KEIFER, H.H. & BAKER, E.W. 1975. Mites injurious to economic plants. University of California Press, 614p.

KALISZEWSKI, M. 1993. Key to Paleartic species of the genus *Tarsonemus* (Acari, Tarsonemidae). Wydawnictwo Naukowe Uniwersytet Im. Adama Mickiewica w Poznaniu, 14:1-204.

KEIFER, H.H. 1959. New eriophyid studies. Ann. Entomol. Soc. Amer. 52:649-657.

LINDQUIST, E.E. 1986. The world genera of Tarsonemidae (Acarina: Heterostigmata): A morphological, phylogenetic and systematic revision with a reclassification of family-group taxa in the Heterostigmata. Mem. Entomol. Soc. Canada 136:517.

LOFEGO, A.C.L., OCHOA, R. & MORAES, G.J. 2005. Some tarsonemid mites (Acari: Tarsonemidae) from the Brazilian "Cerrado" vegetation, with descriptions of three new species. Zootaxa 823:1-27.

LORENZATO, D. 1987. Controle biológico de ácaros fitófagos na cultura da macieira no município de Farroupilha, RS. Agron. Sulriogr. 23(2):167-183.

LORENZATO, D., GRELLMANN, E.O., CHOUÈNE, E.C. & MEYER-CACHAPUZ, L.M. 1986. Flutuação populacional de ácaros fitófagos e seus predadores associados à cultura da macieira (*Malus domestica* Bork) e efeitos dos controles químico e biológico. Agron. Sulriogr. 22(2):215-242.

MATIOLI, A.L., UECKERMANN, E.A. & OLIVEIRA, C.A.L. 2002. Some stigmaeid and eupalopsellid mites from citrus orchards in Brazil (Acari: Stigmaeidae and Eupalopsellidae). Intern. J. Acarol. 28(2):99-120.

McGREGOR, E.A. 1914. Four new tetranychids. Ann. Entomol. Soc. Amer. 7:354-364.

McGREGOR, E.A. 1917. Descriptions of seven new species of red spiders. Proc. U. S. Nat. Mus. 51:581-590.

McGREGOR, E.A. 1919. The red spiders of America and a few European species likely to be introduced. Proc. Nat. Mus. 56:641-679.

McGREGOR, E.A. 1949. Nearctic mites of the family *Pseudoleptidae*. Mem. South. Calif. Acad. Sciences 3 (2):1-45.

McGREGOR, E.A. 1950. Mites of the family Tetranychidae. Amer. Midd. Natur. 44 (2):257-420.

MESA, N.C.: OCHOA, R.: WELBOURN, W.C., EVANS, G.A. & MORAES, G.J. 2009. A catalog of the Tenuipalpidae (Acari) of the World with a key to genera. Zootaxa, 2098:1-185.

MEYER, M.K.P (SMITH) & UECKERMANN, E.A. 1989. African Rhaphignathoidea (Acari: Prostigmata). Entomol. Mem. Dept. Agric. Water Supp. Repub. S. Africa, n. 74, 58p.

MINEIRO, J.L.C. & RAGA, A. 2003. Ocorrência de ácaros (Arachnida: Acari) em plantas de lichia (*Litchi chinensis* Sonn) no Estado de São Paulo. Arq. Inst. Biol. 70 (Supl.):1-4.

MINEIRO, J.L.C., RAGA, A. & LOFEGO, A.C. 2004. Ocorrência de ácaros (Arachnida: Acari) em aceroleira (*Malpighia emarginata* A.DC.) no Estado de São Paulo. Arq. Inst. Biol. 71 (Supl.): 1-4.

MINEIRO, J.L.C., SATO, M.E., RAGA, A., SOUZA FILHO, M.F., SILOTO, R.C., MORAES, G.J. & SPONGOSKI, S. 2001. Distribuição da acarofauna em cafeeiro (*Coffea arabica* var. Catuaí Amarelo) em Atibaia, SP. In II Simpósio de Pesquisa dos cafés do Brasil. Vitória, ES, p.1471-1474.

MINEIRO, J.L.C., SATO, M.E., RAGA, A., ARTHUR, V., MORAES, G.J., SARRETA, F.O. & CARRIJO, A. 2006a. Diversidade de ácaros (Arachnida: Acari) em *Coffea arabica* L. cv. Mundo Novo, nos municípios de Jeriquara e Garça, Estado de São Paulo. Biota Neotropica, 6 (2): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstracts?article+bn01106062006 (último acesso em 03/09/2006).

MINEIRO, J.L.C., SATO, M.E., RAGA, A., ARTHUR, V., CANGANI, K.G. & BARBOSA, F.V. 2006b. Diversidade de ácaros (Arachnida: Acari) em cinco cultivares de duas espécies de cafeeiros (*Coffea* spp.) em Garça, Estado de São Paulo. Arq. Inst. Biol. 73(3):333-341.

MINEIRO, J.L.C., SATO, M.E., RAGA, A., ARTHUR, V. 2008a. Population dynamics of phytophagous and predaceous mites on coffee in Brazil, with emphasis on *Brevipalpus phoenicis* (Acari: Tenuipalpidae). Exp. App. Acarol. 44:277-291.

MINEIRO, J.L.C., SATO, M.E., RAGA, A., SOUZA FILHO, M.F. & SPONGOSKI, S. 2008b. Incidência de ácaros em cafeeiro cv. Catuaí Amarelo. Bragantia, 67(1):197-201.

MITROFANOV, V.I., STRUNKOVA, Z.I. 1979. A key to false spider mites. Operdelitl`Kleshchei-ploskotelok. 148:1-148.

MORAES, G.J., ALENCAR, J.A., LIMA, J.L.S., YANINEK, J.S. & DELALIBERA Jr., I. 1993. Alternative plant habitats for common phytoseiid predators of cassava green mite (Acari: Phytoseiidae, Tetranychidae) in Northeast Brazil. Exp. Appl. Acarol. 17:77-90.

MORAES, G.J. & FLECHTMANN, C.H.W. 1981. Ácaros fitófagos do nordeste do Brasil. Pesq. Agrop. Bras. 16 (2):177-186.

MORAES, G.J. & FLECHTMANN, C.H.W. 2008. Manual de acarologia: acarologia básica e ácaros de plantas cultivadas no Brasil. Holos Editora, Ribeirão Preto, SP, 308p.

OCHOA, R. 1989. The genus *Tuckerella* in Costa Rica (Acari: Tuckerellidae). Intern. J. Acarol. 15 (4):205-207.

OLIVEIRA, C.A.L. 1986. Flutuação populacional e medidas de controle do ácaro da leprose *Brevipalpus phoenicis* (Geijskes, 1939) em citros. Laranja 7:1-31.

OTTO, J. C. 1999. Revision of the genus *Erythracarus* Berlese (Acarina: Anystidae: Erythracarinae). J. Nat. Hist. 33(6):825-909.

PALLINI FILHO, A., MORAES, G.J. & BUENO, V.H.P. 1992. Ácaros associados ao cafeeiro (*Coffea arabica* L.) no sul de Minas Gerais. Ciên. Prát. 16:303-307.

PASCHOAL, A.D. 1968. Espécies de ácaros encontrados em plantas no Estado de São Paulo. Ciên. Cult. 20 (2):258.

PASCHOAL, A.D. & REIS, P.R. 1968. Relação de ácaros encontrados em plantas. Rev. Agric. 43(3-4):137-139.

PEREIRA, F.F., ANJOS, N., ALMADO, R.P., RODRIGUES, L.A.L. 2005. Primeiro registro de *Oligonychus yothersi* (McGregor) (Acari: Tetranychidae) em *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden no Brasil. Rev. Árvore 29(4):657-659.

PRITCHARD, A.E. & BAKER, E.W. 1952. The false spider mites of California (Acarina: Phytoptipalpidae). Public. Entomol. 9(1):1-94.

PRITCHARD, A.E. & BAKER, E.W. 1955. A revision of the spider mite family Tetranychidae. Pac. Coast Entomol. Soc., Mem. Ser. Vol. 2, 472p.

PRITCHARD, A.E. & BAKER, E.W. 1958. The false spider mites (Acarina: Tenuipalpidae). Univ. Calif. Publ. Entomol. 14:175-274.

REIS, P.R., SOUZA, J.C., SOUZA, E.O. & TEODORO, A.V. 2000. Distribuição espacial do ácaro *Brevipalpus phoenicis* (Geijskes) (Acari: Tenuipalpidae) em cafeeiro (*Coffea arabica* L.). An. Soc. Entomol. Brasil 29(1):177-183.

REIS, P.R. & ZACARIAS, M.S. 2007. Ácaros em cafeeiros. EPAMIG, Boletim Técnico, 81, 76p.

RODRIGUES, J.C.V., NOGUEIRA, N.L. 1996. Ocorrência de *Brevipalpus phoenicis* G. (Acari: Tenuipalpidae) em *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) associado à mancha-anelar do ligustre. An. Soc. Entomol. Brasil 25(2):343-344.

SAYED, M.T. 1946. Description of *Tenuipalpus granati* nov. spec. and *Brevipalpus pyri* nov. spec. (Acarina: Trichadenidae). Bull. Soc. Fouad I Entomol. 30:99-103.

SMILEY, R.L. 1967. Some Tarsonemidae from the Republic of the Congo (Acarina). Proc. Entomol. Soc. Wash. 66:145-150.

SMILEY, R.L. 1969. Further studies on the Tarsonemidae, II (Acarina). Proc. Entomol. Soc. Wash. 71 (2):218-229.

SPONGOSKI, S., REIS, P.R. & ZACARIAS, M.S. 2005. Acarofauna da cafeicultura de cerrado em Patrocínio, Minas Gerais. Ciênc. Agrotéc. 29(1):9-17.

SUMMERS, F.M. 1960. Eupalopsis and eupalopsellid mites (Acarina: Stigmaeidae, Eupalopsellidae). Fla. Entomol. 43(3):119-138.

TAMAI, M.A., MORAES, G.J., SILVA, C.A.D., NUNES, A.M. 1997. Suitability of *Brevipalpus obovatus* as prey to *Neoseiulus idaeus* (Acari: Tenuipalpidae, Phytoseiidae) on cassava. Syst. Appl. Acarol. 2:101-106.

TRINDADE, M.L.B., CHIAVEGATO, L.G. 1994. Caracterização biológica dos ácaros *Brevipalpus obovatus* D., *B. californicus* B. e *B. phoenicis* G. (Acari: Tenuipalpidae). An. Soc. Entomol. Brasil 23(2):189-195.

VASCONCELOS, G.J., SILVA, F.R., BARBOSA, D.G.F., GONDIN JUNIOR, M.G.C., MORAES, G.J. 2005. Ocorrência de Eriophyoidea, Tenuipalpidae, Tarsonemidae e Tukerellidae (Acari) em fruteiras no Estado de Pernambuco, Brasil. Caatinga 18(2):98-104.

VILA, W.M. & FLECHTMANN, C.H.W. 1976. Ácaros em essências florestais. Silvic. São Paulo 7:99-102.

VIS, R.M.J., MORAES, G.J. & BELLINI, M.R. 2006. Mites (Acari) of rubber trees (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) in Piracicaba, State of São Paulo, Brazil. Neotrop. Entomol. 35(1):112-120.

WAINSTEIN, B.A. 1971. *Mononychellus*, a new name for *Mononychus* (Acariformes, Tetranychidae). Zool. Zh. 50(4):589.

WALTER, D.E. & KRANTZ, G.W. 2009. Collecting, rearing, and preparing specimens. In: Krantz & Walter (Eds.). A manual of Acarology. 3rd ed. Texas Tech Univesity Press, USA, 807p.

WELBOURN, W.C., OCHOA, R., KANE, E.C., ERBE, E.F. 2003. Morphological observations on *Brevipalpus phoenicis* (Acari: Tenuipalpidae) including comparisons with *B. californicus* and *B. obovatus*. Exp. App. Acarol. 30(1/3):107-133.

ZACARIAS, M.S. 2001. Diversidade de ácaros (Arthropoda: Acari) em euforbiáceas (Euphorbiaceae) de três localidades do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 154p.

Recebido em 22/07/2010
Versão reformulada recebida em 17/08/2010
Publicado em 10/12/2010

Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu River, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil

José Amorim Reis-Filho[1,2,4], José de Anchieta Cintra da Costa Nunes[1] & Amanda Ferreira[3]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia – UFBA, Rua Barão de Geremoabo, s/n, Ondina, CEP 40170-000, Salvador, BA, Brasil
[2]ICHTUS Soluções em Meio Ambiente Ltda, Rua Frederico Simões, Ed. Orlando Gomes, Sala 211, n. 513, Caminho das Árvores, CEP 41 820-774, Salvador, BA, Brasil, e-mail: anchietaba@yahoo.com.br.
[3]Instituto de Biologia, Universidade Federal Fluminense – UFF, Nitéroi, RJ, Brasil, e-mail: amanda.rio.uff@gmail.com
[4]Corresponding author: José Amorim Reis-Filho, e-mail: amorim_agua@yahoo.com.br

REIS-FILHO, J.A., NUNES, J.A.C.C. & FERREIRA, A. **Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu River, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?inventory+bn03610042010.

Abstract: Estuaries are areas of recognized importance in the development and sanctuaries of fishes and also a great source of fishing resources. This article presents an inventory of fishes from the Paraguaçu River estuary, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. 28 points comprising the saline sections that may exist in a tropical estuary were sampled quarterly from March 2009 to February 2010 with the aid of bottom gill nets, surface gill nets, seine net and casting net. A total of 4.097 individuals were captured, belonging to 7 species of Chondrichthyes and 117 species of Actinopterygii (83 genera and 49 families). Most of the geographical extent of the estuary was sampled by assessing large spatial variability in fish assemblage structure. The curve of species accumulation (rarefaction) had stabilization with ½ of the samples. The general structure of the assemblage is described and commented trough evidences for a new spatial organization of the fish fauna due to dam effects upstream the estuary.
Keywords: *inventory, estuarine fishes, spatial distribution, effects upstream, brazilian northeast.*

REIS-FILHO, J.A., NUNES, J.A.C.C. & FERREIRA, A. **Ictiofauna estuarina do Rio Paraguaçu, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?inventory+bn03610042010.

Resumo: Estuários são áreas de reconhecida importância no desenvolvimento e refúgio dos peixes e também grande fonte de recursos pesqueiros. Este artigo apresenta um inventário dos peixes do estuário do Rio Paraguaçu, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. 28 pontos constituindo as três seções salinas que pode haver em um estuário tropical foram amostradas trimestralmente de março de 2009 a fevereiro de 2010 com auxílio de redes de espera de fundo, de superfície, redes de arrasto manual e tarrafas. Um total de 4.097 indivíduos foram capturados, pertencendo a 7 espécies de Chondrichthyes e 117 espécies de Actinopterygii (83 gêneros e 49 famílias). A maioria da extensão territorial do estuário foi amostrada para acessar maior variabilidade espacial na estrutura da assembléia de peixes. A curva de acumulação de espécies (rarefação) apresentou estabilização com ½ das amostras. A estrutura geral da assembléia é descrita e comentada através de evidências para uma nova organização espacial da fauna de peixes devido a efeitos de barragem a montante do estuário.
Palavras-Chaves: *inventário, peixes estuarinos, distribuição espacial, efeitos a montante, nordeste brasileiro.*

Introduction

The Paraguaçu River, the main tributary of the Todos os Santos Bay (BTS), is one of the most important aquatic systems of the Bahia State. This system is of high value for wildlife conservation and provides the main source of protein and income (i.e. consumption and commercialization of fish and shellfish) for the local communities (Barros et al. 2008). In spite of the ecological and economic importance of Paraguaçu River estuary (127.9 km²), this river is located on the west side of Todos os Santos Bay and its origin is related to the drowning of a fluvial valley, during Middle-Holocene, controlled by the system of faults from the western portion of Recôncavo Bay, especially for the Maragojipe Fault (Carvalho 2000). The estuary is composed by three sectors: the lower course of the river (with 16 km long and average depth of 1 m), Iguape Bay (with 76.1 km² and an intertidal area of 53.7%) and by the Paraguaçu channel (with 18 km long and a average depth of 10 m), which establishes a connection between the Iguape Bay and Todos os Santos Bay, associated with the good state of conservation and the presence of a wide mangrove area (28 km²), favoring a high fishing productivity and the presence of a wide riverside community involved with artisanal fishing (Genz et al. 2008). The municipality of Maragojipe, alongside the Iguape Bay, has come to be the second major fish producer in the Bahia State (BAHIAPESCA 1998), where in 2000 the IBAMA created the Iguape Bay Marine Extractive Reserve (Decree no number of 14/08/2000). During the 80's, the Pedra do Cavalo Dam (PCD) was built about 28 km from de mouth of Iguape Bay, causing changes on the hydrological regime of the river. In 2005, a new change occurred due to the implantation of the Pedra do Cavalo Hydroeletric Power Plant (HPP), changing the fresh water flow to energy generation (Genz et al. 2008). Nowadays there is a project in licensing for deployment of a port system within the estuary where extensive mangrove zone and estuarine sediment will be removed, setting one more impact scenario for the fish fauna as well as all the marine biota.

Few studies with the clear objective of surveying the fish fauna of the estuaries on Northeastern Brazil have been carried (Eskinazi 1970, 1972, Oliveira 1972, 1974, 1976, Araújo et al. 2000). Most studies focus on ecological aspects of ichthyofauna from shallow areas (Alves & Soares Filho 1996, Castro 2001, Barletta et al. 2003, Carvalho Neta & Castro 2008, Paiva et al. 2008, Reis-Filho et al. 2010), fishes as accompanying fauna in shrimp fisheries (Barros & Jonsson 1967, Albuquerque 1994, Santos et al. 1998, Santos 2000) and few with deep drags targeted for capture of fishes (Barletta et al. 2005). Thus, studies that seek access the fish fauna evaluating the variability of habitats of the estuarine system are missing.

In the Paraguaçu River estuary there is only one study approaching communities of fish in the mouth (Reis-Filho, in press), and a work addressing expansion of geographical distribution (Santos et al. 2009). Studies of faunal surveys constitute the initial step for biological studies and management of an area, by providing basic information on the composition and structure of the investigated fauna (Casatti et al. 2001). However, the fact of the Todos os Santos Bay being the second largest semi-enclosed bay in Brazil and have no ichthyofaunal study in their estuaries (Andrade-Tubino et al. 2008), besides the fact that studies reported for Brazilian estuaries are credited only to the north and south region (Faunce & Serafy 2006) sets up such a worrying scenario. The urgent need to know the ichthyofauna of the place so as to develop conservation and management measures corroborates the lack of these studies in estuarine environments. This way, the estuarine ichthyofauna from Paraguaçu River, Todos os Santos Bay, Bahia was studied the main factors that influence the distribution and composition, by making a parallel with the effect of dam upstream the estuary.

Material and Methods

Fishes were collected at 28 points within the Paraguaçu River estuary with quarterly samples between March 2009 and February 2010 (Figure 1). Several types of collectors were used: for marginal environments and with depths up to 3 m, trawl manual (12 m × 2 m with 12 mm mesh), gillnets (100 m × 3 m with 15 mm mesh) and flue (casting net) (10 mm mesh). For environments with depth between 4 and 20 m, bottom gill nets (300 m × 3 m with 20 mm, 30 mm, 40 mm, 50 mm and 60 mm mesh) and surface gill nets (200 m × 4 m with 15 mm mesh) were used. In order to evaluate the ichthyofauna distribution in the estuary, this one was segmented into three sections (lower, middle and upper).

Specimens were transported in ice and stored frozen until identification with the most current literature (Figueiredo & Menezes 1978, 1980, 2000, Menezes & Figueiredo 1980, 1985, Carpenter 2002a, b, Marceniuk 2005; Moura & Lindeman 2007). Total length (mm) and weight (g) was recorded for each specimen. Vouchers were deposited at the Universidade Federal da Bahia (UFBA). The occurrence of constancy of species was calculated as function of the number of times each species toke place in relation to the total collections done (Dajoz 1973). In order to identify the dominant species, we used the Relative Importance Index (IRI) as defined by Beaumord (1991), where Ni is the number of species individuous, Wi is the weight of the specimens of the species and C is the constancy of occurrence (Figure 2). The efficiency of the inventory was assessed by the method of species accumulation (rarefaction) at program PAST® (Paleontological Statistics, ver. 1.75). A multivariate analysis of type DCA (Detrended Correspondence Analysis) (ter Braak 1995) was applied to the data of species abundance dominant and constant, transformed into neperian logarithm to synthesize community variation along the spatial gradient. The salinity was measured at all points during the sampling campaigns with the aid of optical refractometer in order to define the different saline zones within the estuary.

The fish species were classified in five estuarine-use functional groups proposed by Elliott et al. (2007): 1) marine stragglers, species that spawn at sea and typically enter estuaries only in low numbers most frequently in the lower reaches and occur where salinities are c. 35; 2) marine migrants, species that spawn at sea and often enter estuaries in large numbers, particularly as juveniles. Some of these species are highly euryhaline and move throughout the full length of the estuary; 3) estuarine residents, estuarine species capable of completing their entire life cycle within the estuary environment; 4) estuarine migrants, estuarine species that have larval stages of their life cycles completed outside the estuary or are also represented by discrete marine or freshwater populations; and 5) semi-catadromous, species whose spawning run extends only to estuarine areas rather than the marine environment. The scientific nomenclature followed Nelson (1994), Eschmeyer (2006), Froese & Pauly (2006), Marceniuk & Menezes (2007), Marceniuk (2005) and Menezes et al. (2003). Classification according to habitat use was compared with species listed on the work of Barletta-Bergan (1999), Camargo (1999), Barletta et al. (2003, 2005, 2008), Fisher et al. (2004) and Moraes et al. (2009).

Results

A slight salt gradient was observed in the Paraguaçu estuary, with values above 35 near the mouth dropping to 27 in almost all the middle estuary (Iguape Bay). From this area the salinity has values increasingly smaller until it reaches 0 (zero), where the upper estuary starts. In this last sector, the salinity ranged from 0 to 5 as the movement of tides. The estuary of the Paraguaçu River during the sampling campaigns showed a behavior predominantly saline.

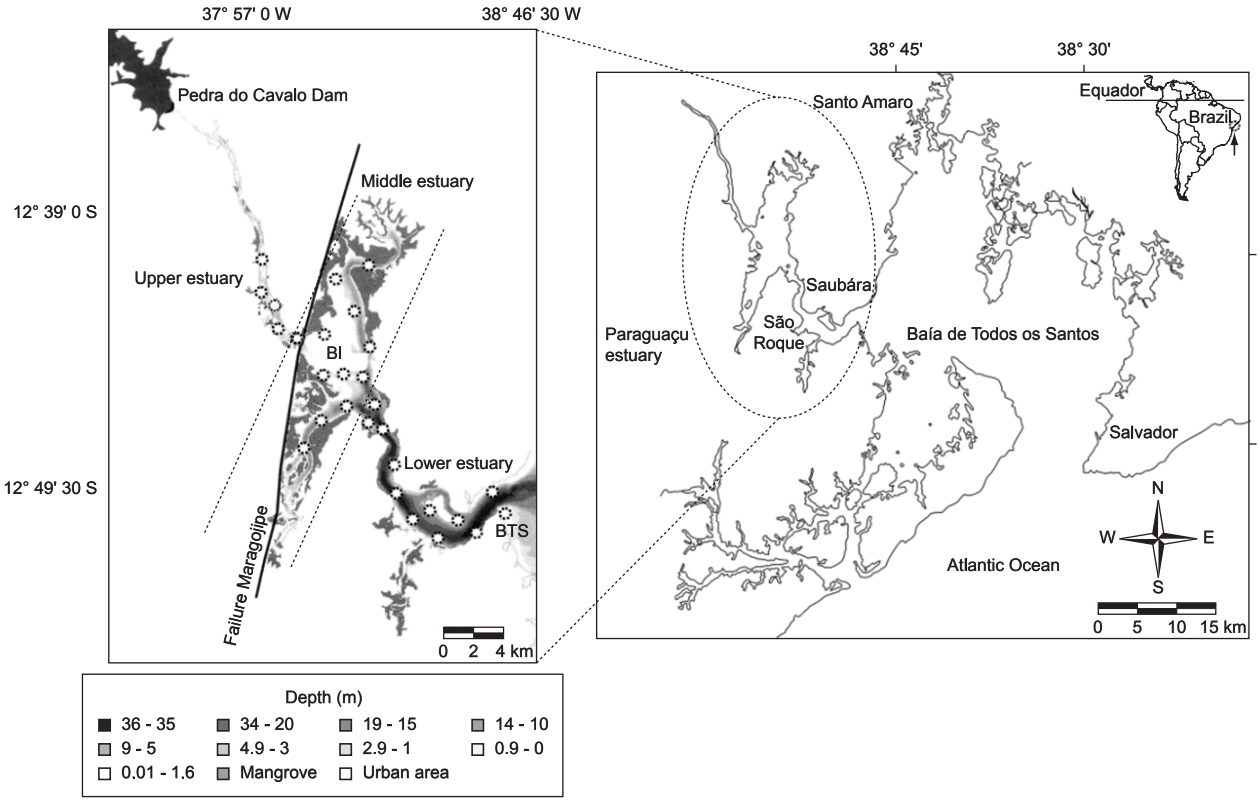


Figure 1. Location of Paraguaçu River estuary with sampling points. IB: Iguape Bay. (Adepted of Genz et al. 2008).

Figura 1. Localização do estuário do Rio Paraguaçu com pontos amostrados. IB: Baía de Iguape. (Adaptado de Genz et al. 2008).

$$IRI = \frac{(NiWiC)}{\sum(NiWiC)} \times 100$$

Figure 2. Formula used to calculate the Index of Relative Importance.

Figura 2. Fórmula usada para calcular o Índice de Importância Relativa.

The species accumulation curve, obtained by the technique of rarefaction of samples indicates that the samples with ½ the number of species seems to reach a plateau-linear with most species being accessed in these catches (Figure 3). A total of 224 samples were taken and 4.097 specimens were captured, belonging to 7 species of Chondrichthyes and 117 species of Actinopterygii (83 genera and 49 families). Most recorded species (62%) are definitely marine fishes, but a considerable number of estuarine species was also recorded (35%). Four Actinopterygii were identified only at the level of genus (*Anchoa* sp., *Paralichthys* sp., *Stellifer* sp. and *Mugil* sp.). Perciformes (IRI = 61.5%) was the most important order, followed by Clupeiformes (IRI = 18.2%), Pleuronectiformes (IRI = 11.2%) and Tetraodontiformes (7.9%). Sciaenidae e Carangidae were the most abundant families in number of species (12 each). Sciaenidae showed the most weight (39.8%). Sciaenidae and Gobiidae were the most abundant families in number of individuals (14.8% and 11.9%, respectively), followed to Gerreidae (9.4%), Engraulidae (8.2%), Clupeidae (5.5%) and Tetraodontidae (5.3%), together they accounted more than 55% of total abundance (Table 1). Among the nine most abundant and constant species, have been two of sciaenids, *Stelifer rastrifer* (Jordan, 1889) and *Cynoscion microlepidotus* (Cuvier, 1830) dominating the middle estuary, two of gerreids *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) and *Eucinostomus argenteus* Baird & Girard, 1855 abundant and frequent in the lower and middle estuary, one of Tetraodontidae, *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900 abundant and constant in all three sectors and one Pristigasteridae, *Pellona harroweri* (Fowler, 1917) abundant and constant in the lower and middle estuary, and these were responsible for 52.5% of the expressed dominance (IRI).

It was possible to identify assemblages with distinct patterns of habitat use according to the zones of depths, behavior in the estuary and salt sectors. The dispersal of species along the axis 1 of the DCA, held in the Paraguaçu River estuary, indicates that the species exclusively caught in shallow areas have high abundances in all saline sectors of the estuary and the species caught in deep water are more abundant in the middle estuary (Figure 4a). Yet, the resident estuarine species show preference for the middle estuary with higher abundances recorded in this sector and reduced catches in the lower estuary. The marine migrants were found in all sectors and marine stragglers were from the mouth to the middle estuary with homogeneous densities among sectors (Figure 4b).

Discussion

The trend in stabilization of the species accumulation curve with about ½ of the samples corroborates with the information that in the estuarine environment the fish assemblage is dominated by few species (Day et al. 1989, Santos et al. 2002, Godefroid et al. 2004) and its basic structure may appear relatively stable or even predictable (Blaber & Blaber 1980, Whitfield 1999, Paterson & Whitfield 2000). One positive point for the stabilization of the accumulation curve was the use of various sampling techniques that have covered a great variety of habitats on the spatial gradient (e.g. shallow and deep zones, tidal channels and tidal flats). Among other aspects, the limited use of sample artifacts, especially towed passive network (gillnets) on the American continent, are responsible for poor knowledge about the habitat use by estuarine fish fauna (Faunce & Serafy 2006).

Table 1. Checklist of fish species captured at the Paraguaçu River estuary, Bahia, Brazil. N = Total Number of individuals; N (%) = Relative abundance; W (%) = Relative weight; C = Occurrence constancy; IRI = Importance relative index; HU = Habitat use; MS = Marine stragglers; ES = Estuarine residents; MM = Marine migrants; EM = Estuarine Migrants; and SC = Semi-catadroms. * = marine species found in the middle estuary.

Tabela 1. Lista das espécies de peixes capturadas no estuário do Rio Paraguaçu, Bahia, Brazil. N = Número total de indivíduos; N(%) = Abundância relativa; W(%) = Peso relativo; C = Constância de Ocorrência; IRI = Índice de importância relativa; HU = Uso do habitat; MS = Visitantes Marinhos; ES = Estuarinos residentes; MM = Migrantes Marinhos; EM = Migrantes Estuarinos; e SC = Semi-catádromos. * = espécies marinhas encontradas no estuário médio.

Class, Order, Family and Species	N	N (%)	W (%)	C (%)	IRI	HU
Class Chodrichthyes						
Order Charchariniformes						
CHACHARINIDAE						
Rhizoprionodon porosus (Poey, 1861)	4	0.09	0.07	0.8	0.003	MS
Order Rajiformes						
NARCINIDAE						
Narcine brasiliensis (Olfers, 1831)	2	0.04	0.06	0.8	0.002	MS
RHINOBATIDAE						
Rhinobatos percellens (Walbaum, 1792)	4	0.09	0.1	0.8	0.009	MS
DASYATIDAE						
Dasyatis guttata (Bloch & Schneider, 1801)	2	0.04	1.2	0.8	0.01	MS
Dasyatis americana (Hildebrand & Schroeder, 1928)	3	0.07	1.3	0.8	0.02	MS*
GYMNURIDAE						
Gymnura micrura (Bloch & Schneider, 1801)	1	0.02	0.9	0.4	0.01	MS*
MYLIOBATIDAE						
Rhinoptera bonasus (Mitchill, 1815)	1	0.02	0.8	0.4	0.01	MS*
Class Actinopterygii						
Order Anguliformes						
MURAENIDAE						
Gymnothorax ocellatus Agassiz, 1831	1	0.02	0.008	0.4	0.001	MS
Gymnothorax moringa (Cuvier, 1829)	3	0.07	1.1	0.8	0.02	MM
Order Albuliformes						
ALBULIDAE						
Albula vulpes (Linnaeus, 1758)	78	1.94	0.9	5.9	0.3	EM
Order Clupeiformes						
ENGRAULIDAE						
Anchoa af. *januaria* Hildebrand, 1943	44	0.84	0.7	4.7	0.2	ER
Anchoa lyolepis (Evermann & Marsh, 1900)	55	1.12	0.9	4.3	0.2	ER
Anchoa spinifer (Valenciennes, 1848) (MZUFBA 5619)	48	1.19	0.7	3.5	0.2	ER
Anchoa sp.	12	0.30	0.2	2.3	0.05	ER
Anchovia clupeoides (Swainson, 1839)	42	0.55	0.9	10.1	0.9	MM*
Cetengraulis edentulus (Cuvier, 1829) (MZUFBA 5715 and 5951)	105	2.50	1.98	10.4	1.1	EM
Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829)	32	0.79	0.8	5.4	0.8	MS
PRISTIGASTERIDAE						
Pellona harroweri (Fowler, 1917)	111	3.75	4.38	32.4	3.2	MS
CLUPEIDAE						
Lile piquitinga (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903) (MZUFBA 5601)	66	1.64	0.5	16.7	1.6	ER
Opisthonema oglinum (Lesueur, 1818)	109	2.71	2.6	34.5	1.5	MM*
Harengula clupeola (Cuvier, 1829)	54	1.34	1.2	15.6	0.5	MS*
Order Siluriformes						
ARIIDAE						
Sciades herzbergii (Bloch, 1794)	78	1.94	9.8	23.5	2.4	ER
Sciades couma (Valenciennes, 1840)	13	0.32	2.3	4.6	1.4	ER
Order Aulopiformes						
SYNODONTIDAE						
Synodus foetens (Linnaeus, 1766) (MZUFBA 5721)	21	0.52	0.4	6.8	0.2	MS

Table 1. Continued...

Class, Order, Family and Species	N	N (%)	W (%)	C (%)	IRI	HU
Order Batrachoidiformes						
BATRACHOIDIDAE						
Amphichthys cryptocentrus (Valenciennes, 1837)	6	0.15	0.7	2.2	0.04	ER
Thalassophryne nattereri Steindachner, 1876	15	0.37	0.6	4.1	0.07	MM
OGCOCEPHALIDAE						
Ogcocephalus vespertilio (Linnaeus, 1758)	19	0.47	0.9	3.5	0.06	MM
Order Mugiliformes						
MUGILIDAE						
Mugil curema Valenciennes, 1836	76	1.89	2.3	15.7	1.5	EM
Mugil liza Valenciennes, 1836	32	0.79	1.2	7.6	0.8	EM
Mugil sp.	8	0.20	0.04	2.3	0.05	EM
Order Atheriniformes						
ATHERINOPSIDAE						
Atherinella brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1825) (MZUFBA 5917, 5921, 5944 and 5952)	167	4.14	1.9	39.6	3.4	ER
Order Beloniformes						
BELONIDAE						
Strongylura timucu (Walbaum, 1792)	5	0.12	0.14	0.5	0.003	MS
Strongylura marina (Walbaum, 1792)	3	0.07	0.1	0.5	0.002	MS
HEMIRAMPHIDAE						
Hyporhamphus unifasciatus (Ranzani, 1841) (MZUFBA 5593)	17	0.42	0.05	0.4	0.01	MS
Order Gasterosteiformes						
SYNGNATHIDAE						
Syngnathus sp.	3	0.07	0.01	1.3	0.01	MS
Hippocampus reidi Ginsburg, 1933	6	0.15	0.03	1.3	0.02	ER
FISTULARIDAE						
Fistularia tabacaria Linnaeus, 1758	18	0.45	0.09	3.1	0.9	MS*
Order Scorpaeniformes						
DACTYLOPTERIDAE						
Dactylopterus volitans (Linnaeus, 1758) (MZUFBA 6271)	33	0.82	1.1	5.1	1.2	MM*
SCORPAENIDAE						
Scorpaena plumieri Bloch, 1789	5	0.12	0.04	1.3	0.004	MS
TRIGLIDAE						
Prionotus punctatus (Bloch, 1793) (MZUFBA 5675, 5680, 5688, 5709, 5712, 5717, 6201, 6207 and 6223)	23	0.57	0.9	3.5	0.8	MM*
Order Perciformes						
MULLIDAE						
Pseudupeneus maculatus (Bloch, 1793)	6	0.15	0.03	2.3	0.01	MS
CENTROPOMIDAE						
Centropomus undecimalis (Bloch, 1792) (MZUFBA 5611, 5596 and 5695)	28	0.69	1.6	6.7	1.4	ER
Centropomus parallelus Poey, 1860	15	0.37	0.9	3.6	1.3	ER
SERRANIDAE						
Diplectrum radiale (Quoy & Gaimard, 1824) (MZUFBA 5600)	21	0.52	0.04	4.8	0.04	MM*
Serranus flaviventris (Cuvier, 1829) (MZUFBA 6225)	19	0.47	0.01	5.6	0.01	MM*
EPINEPHILIDAE						
Rypticus randalli Couternay, 1967 (MZUFBA 5607 and 6224)	58	1.44	0.4	7.5	0.07	MS*
OPISTOGNATHIDAE						
Opistognathus cuvieri Valenciennes, 1836	3	0.07	0.01	1.3	0.01	MS
CARANGIDAE						
Oligoplites palometa (Cuvier, 1832)	19	0.47	0.7	7.8	0.09	MM

Table 1. Continued...

Class, Order, Family and Species	N	N (%)	W (%)	C (%)	IRI	HU
Oligoplites saliens (Bloch, 1793)	21	0.52	0.9	8.9	0.9	MM
Oligoplites saurus (Bloch & Schneider, 1801)	36	0.89	1.2	13.4	1.1	MM
Oligoplites sp.	3	0.07	0.08	0.4	0.04	MM
Carangoides crysos (Mitchill, 1815)	10	0.25	0.09	2.3	0.05	MM
Carangoides bartholomaei (MZUFBA 5589)	15	0.37	0.1	4.5	0.06	MM
Caranx latus Agassiz, 1831 (MZUFBA 5590 and 5606)	78	1.94	3.45	37.8	2.6	MM*
Caranx hippos (Linnaeus, 1766)	6	0.15	0.7	2.3	0.09	MS
Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766)	66	1.64	2.34	25.7	2.4	MS*
Selene setapinnis (Mitchill, 1815)	4	0.10	0.03	0.4	0.03	MS
Selene vomer (Linnaeus, 1758)	11	0.27	0.5	5.6	0.4	MS
Trachinotus falcatus (Linnaeus, 1758) (MZUFBA 5594)	7	0.17	0.3	4.5	0.3	MS
LUTJANIDAE						
Lutjanus jocu (Bloch & Schneider, 1801)	12	0.30	0.7	5.6	0.4	MM
Lutjanus alexandrei (Moura & Lindeman, 2007)	7	0.17	0.5	3.5	0.05	MM
Lutjanus synagris (Linnaeus, 1758) (MZUFBA 5602 and 5942)	43	1.07	1.2	19.6	0.9	MM*
LOBOTIDAE						
Lobotes surinamensis (Bloch, 1790)	7	0.17	0.6	5.9	0.02	MM
GERREIDAE						
Diapterus rhombeus (Cuvier, 1829)	117	2.90	1.8	28.5	2.5	ER
Diapterus auratus Ranzani, 1842	38	0.94	0.4	25.7	0.6	ER
Eucinostomus gula (Quoy & Gaimard, 1824) (MZUFBA 5595, 5605, 5671, 5702, 5704 and 6218)	46	1.14	0.5	26.7	0.9	MM
Eucinostomus argenteus Baird & Girard, 1855 (MZUFBA 5599, 5684, 5685, 5700, 5701, 5703 and 6229)	111	2.76	0.6	38.8	2.4	ER
Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863) (MZUFBA 5592, 5597, 5705 and 6227)	48	1.19	1	20.8	0.09	MM*
Eugerres brasilianus Cuvier, 1830) (MZUFBA 5614)	16	0.40	0.07	3.4	0.06	MM
Gerres cinereus (Walbaum, 1792)	11	0.27	0.04	2.3	0.005	MM*
HAEMULIDAE						
Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882) (MZUFBA 5608 and 5722)	59	1.40	0.8	4.5	0.09	MM
Haemulon squamipinna Rocha & Rosa, 1999	7	0.17	0.03	1.3	0.002	MS
Haemulon parra (Desmarest, 1823)	9	0.22	0.05	1.3	0.003	MS
Pomadasys corvinaeformis (Steindachner, 1868)	7	0.17	0.007	1.3	0.002	MS
Genyatremus luteus (Bloch, 1795) (MZUFBA 5716)	19	0.47	0.009	2.3	0.01	ER
Anisotremus virginicus (Linnaeus, 1758)	2	0.05	0.002	0.4	0.001	MM
Anisotremus surinamensis	7	0.17	0.003	1.3	0.002	MM*
SPARIDAE						
Archosargus rhomboidalis (Linnaeus, 1758)	9	0.22	0.007	1.3	0.002	MM
POLYNEMIDAE						
Polydactylus virginicus (Linnaeus, 1758)	67	1.11	2.11	33.7	2.3	MS
SCIAENIDAE						
Cynoscion jamaicensis (Vaillant & Bocourt, 1883)	3	0.07	0.04	0.8	0.001	EM
Cynoscion microlepidotus (Cuvier, 1830)	122	3.03	6.77	44.7	5.6	ER
Cynoscion acoupa (Lacepède, 1801)	23	0.57	0.95	5.6	0.02	ER
Cynoscion leiarchus (Cuvier, 1830)	74	1.84	0.9	10.9	2.9	EM
Isopisthus parvipinnis (Cuvier, 1830)	33	0.77	4.11	27.8	2.4	MM*
Larimus breviceps Cuvier, 1830	2	0.05	0.002	0.4	0.001	EM
Macrodon ancylodon (Bloch & Schneider, 1801)	34	0.75	3.98	29.9	3.6	MM*
Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758)	5	0.12	0.05	1.3	0.003	ER
Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823)	34	0.84	0.9	2.1	0.03	EM
Stellifer sp.	3	0.07	0.009	0.8	0.003	ER

Table 1. Continued...

Class, Order, Family and Species	N	N (%)	W (%)	C (%)	IRI	HU
Stellifer rastrifer (Jordan, 1889) (MZUFBA 5718)	178	4.42	7.89	59.9	15.5	ER
Stellifer stellifer (Bloch, 1790)	99	2.46	0.9	9.9	0.06	ER
GOBIIDAE						
Bathygobius soporator (Valenciennes, 1837) (MZUFBA 5615)	49	1.22	0.21	5.6	0.05	ER
Gobionellus oceanicus (Pallas, 1770)	43	1.07	0.2	5.1	0.04	ER
Ctenogobius stomatus Starks, 1913	135	3.35	1.04	50.4	11.7	ER
Ctenogobius boleosoma (Jordan & Gilbert, 1882)	57	1.41	0.2	5.6	0.06	ER
Ctenogobius stigmaticus (Poey, 1860)	158	3.92	1.08	55.7	10.1	ER
Ctenogobius smaragdus (Valenciennes, 1837)	45	1.12	0.15	12.3	0.05	ER
Microgobius meeki Evermann & Marsh, 1900	4	0.10	0.001	1.3	0.002	ER
EPHIPPIDAE						
Chaetodipterus faber (Broussonet, 1782) (MZUFBA 5603)	28	0.69	0.1		0.009	MM
ACANTHURIDAE						
Acanthurus bahianus Castelnau, 1855	2	0.05	0.004	0.4	0.001	MS
SPHYRAENIDAE						
Sphyraena barracuda (Edwards, 1771)	9	0.22	0.09	1.3	0.004	MM
Sphyraena guachancho Cuvier, 1829	3	0.07	0.04	0.4	0.001	MM
TRICHIURIDAE						
Trichiurus lepturus Linnaeus, 1758	32	0.79	0.1	2.1	0.05	EM
SCOMBRIDAE						
Scomberomorus brasiliensis Collete, Russo & Zavala-Camin, 1978	3	0.07	0.003	0.8	0.002	MS
Order Pleuronectiformes						
PARALICHTHYDAE						
Paralichthys brasiliensis (Ranzani, 1842)	8	0.20	0.04	1.8	0.007	MM
Paralichthys tropicus Ginsburg, 1933	2	0.05	0.001	0.4	0.001	MM
Paralichthys sp.	2	0.05	0.001	0.4	0.001	MM
Citharichthys spilopterus Günther, 1862	65	1.61	0.15	3.4	0.08	ER
Etropus crossotus Jordan & Gilbert, 1882 (MZUFBA 5609 and 5616)	44	1.09	0.13	2.5	0.06	ER
Syacium micrurum Ranzani, 1842	2	0.05	0.002	0.4	0.001	MM
ACHIRIDAE						
Achirus lineatus (Linnaeus, 1758) (MZUFBA 5620)	31	0.77	0.15	13.4	0.1	ER
Achirus declives Chabanaud, 1940	12	0.30	0.09	2.4	0.01	ER
Trinectes paulistanus (Miranda Ribeiro, 1915)	54	1.34	0.14	22.9	0.3	ER
Trinectes microphthalmus (Chabanaud, 1928)	4	0.10	0.01	0.8	0.003	MM
CYNOGLOSSIDAE						
Symphurus plagusia (Bloch & Schneider, 1801)	13	0.32	0.06	4.5	0.008	MM
Symphurus diomedianus (Goode & Bean, 1885)	2	0.05	0.001	0.8	0.001	MS
Order Tetraodontiformes						
MONOCANTHIDAE						
Stephanolepis setifer (Bennett, 1831) (MZUFBA 5612)	7	0.17	0.009	1.3	0.005	MS
Aluterus heudelotii Hollard, 1855	3	0.07	0.002	0.4	0.001	MS
TETRAODONTIDAE						
Sphoeroides testudineus (Linnaeus, 1758) (MZUFBA 5672, 5673, 5674, 5678, 5679, 5682, 5683, 5687 and 5696)	76	1.89	0.9	23.5	0.09	ER
Sphoeroides greeleyi Gilbert, 1900 (MZUFBA 5916, 5618, 5676, 5677, 5681, 5686 and 5706)	118	2.80	1.4	49.8	1.5	MM*
Sphoeroides spengleri (Bloch, 1785)	17	0.42	0.05	5.8	0.01	MM
Achantostracium quadricornis (Linnaeus, 1758)	7	0.17	0.001	4.5	0.006	MS
DIODONTIDAE						
Chilomycterus spinosus (Linnaeus, 1758)	59	1.23	0.09	38.6	0.05	MS

The importance of the Perciformes in the present study is consistent with the pattern found in northeastern Brazil estuaries (Teixeira & Falcão 1992, Alves & Soares Filho 1996, Santos 2000, Araújo et al. 2000, Paiva et al. 2008), Bahia (Oliveira-Silva et al. 2008, Reis-Filho et al. 2010) and with inventories of the coastal zone in Southern Bahia (Moraes et al. 2009). The large number of rare species and low abundant species found in this study is consistent with the diversity pattern in a tropical environment (Pauly & Longhurst 2007). This theory can be applied in tropical estuaries where salinity fluctuations and related phenomena would also be responsible for the abundance and distribution of fish species (Vieira & Music 1993). Tropical regions are less affected by climate changing, thus there is bigger specialization of various species, favoring those with high probability of extinction to persist, resulting in a large number of rare species in the community (Giller 1984).

Evaluating the shallow areas with high prevalence of muddy sediment, there was numerical dominance of Gobiidae, Gerreidae and Tetraodontidae, however it does not fully corroborate (due to Gobiidae) with the estuaries in Southern Brazil (Corrêa 2000, Ramos & Vieira 2001, Schwarz Jr. 2005, Gomes 2005), estuary from northeast using seine net (Paiva et al. 2008) and from north utilizing block nets in mangrove tidal creeck (Barletta et al. 2003). On sandy beaches in the Todos os Santos Bay near the Paraguaçu River estuary, Oliveira-Silva et al (2008) also using seine net it was not found Gobiidae and Tetraodontidae with high abundance. Yet, Reis-Filho et al. (2010), using the same method from the authors above found Gobiidae among the four most abundant families in semi-urban estuary on the north coast of Bahia, configuring the study of estuarine fish closer to the Paraguaçu River estuary (about 220 km). But due to the acute environmental degradation (e.g. urbanization, removal of vegetation, pollution) that this system presents, comparisons of its ichthyofauna with least impacted estuaries should be made carefully.

The bottom nets accessed the ichthyofauna from the main channel dominated by Ariidae and Sciaenidae around all the Paraguaçu channel (lower estuary), similar pattern to Caeté River estuary, Northern Brazil (Barletta et al. 2005), Sepetiba Bay, South-East Brazil (Azevedo et al. 2002) and Paranaguá estuary, Southern Brazil (Barletta et al. 2008). Although, in the middle estuary, using bottom nets, the dominant family was Sciaenidae with *Stelifer rastrifer* and *Cynoscion microlepidotus* showing higher catches and greater constancy of occurrence. Barletta et al. (2005) found *S. rastrifer* in the three sectors from Caeté River estuary (lower, middle and upper). However, in the present study this species occurred only in the middle and upper estuary preferring less saline waters. Still evaluating the shallow regions, gerreids appear as abundant and constant in the three sectors from the Formoso River estuary, Pernambuco (Paiva et al. 2008). In these last study and in estuary of the south (Falcão et al. 2006), clupeiform were abundantly collected, this group was among the most abundant on beaches near the study area (Oliveira Silva et al. 2008). In the present study, more clupeiform were caught with surface and bottom gill (5-10 m) in the middle estuary. Indeed, the dominance of gobies in shallow areas is a peculiar pattern in the structure of fish from the Paraguaçu River estuary.

There is a significant contribution of marine species in the inner estuary, most notably in mangrove creeks (Castro 2001) during a certain stage of the life cycle where the juveniles use these environments (Barletta et al. 2003, Oliveira-Neto et al. 2008). However, was observed an advancement of marine species, especially the adults (marine stragglers, marine migrants) for inner regions toward the middle estuary, showing greatest abundance and constancy of occurrence in this sector (e.g. *Caranx latus* Agassiz, 1831, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766), *Polydactylus virginicus* (Linnaeus, 1758), *Pellona harroweri*, *Harengula clupeola* (Cuvier, 1829), *Opisthonema oglinum* (Lesueur, 1818) and adults of *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801) and *Isopistus parvipinis* (Cuvier, 1830)). It's accepted that this movement toward middle estuary may be due to the increased salinity in this region, and in turn the estuary did not show the three zones (upper, middle and lower) with salinity gradient set for estuaries of Brazil as shown by Barletta et al. (2005, 2008) evaluating these saline conditions. The

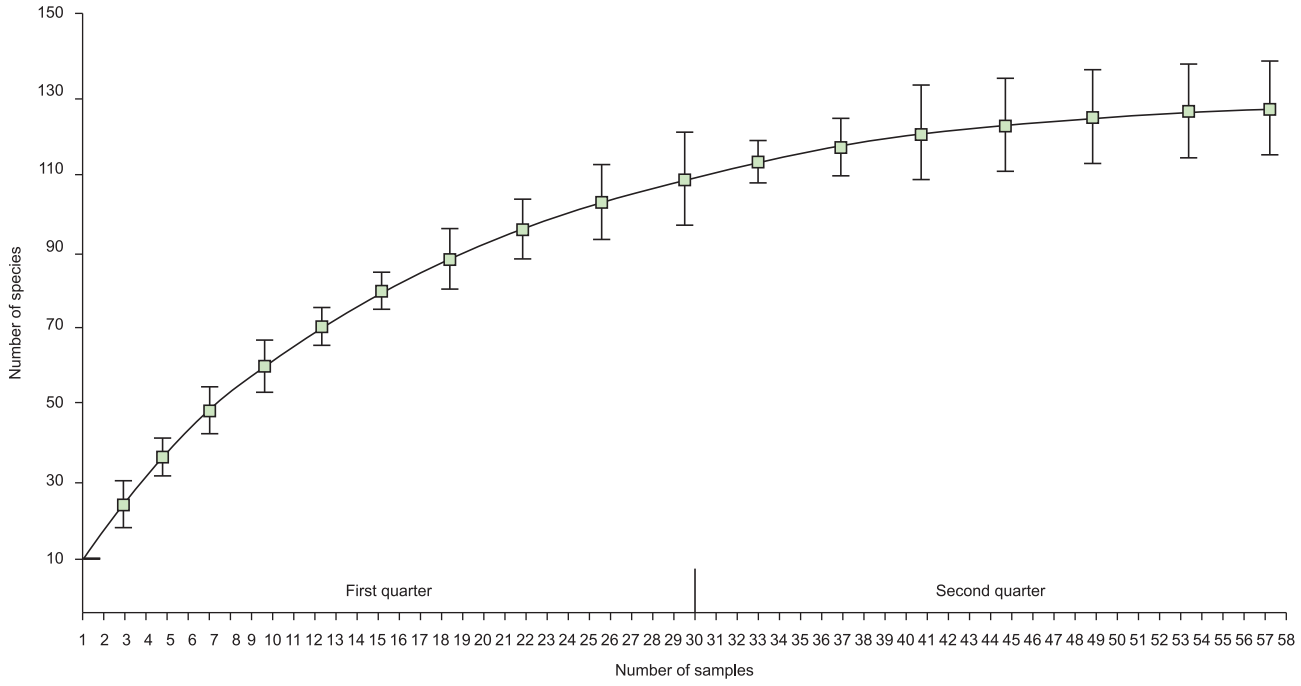


Figure 3. Species accumulation curve of the Paraguaçu River estuary by technique of rarefaction for ½ of the samples from the first and second quarter.

Figura 3. Curva de acumulação de espécies para o estuário do Rio Paraguaçu pela técnica de rarefação para ½ das amostras do primeiro e segundo trimestres.

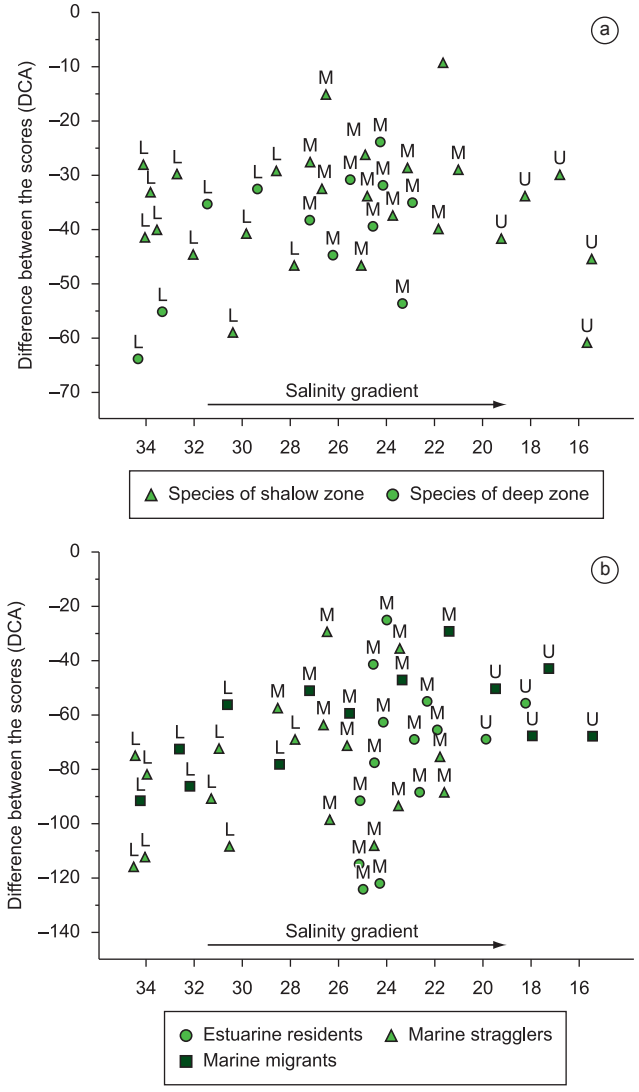


Figure 4. Scores of species derived from DCA obtained for the Paraguaçu River estuary. A: For depth zones. B: For movement of species in the estuary. (L = lower estuary, M = middle estuary; U = upper estuary).

Figura 4. Escores das espécies derivadas da DCA obtida para o estuário do Rio Paraguaçu. A: Para zonas de profundidades. B: Para o movimento das espécies no estuário. (L = baixo estuário, M = meio estuário; U = alto estuário).

ichthyofauna showed changes in distribution and structure that may be consequence of the hydrological regime imposed by the Pedra do Cavalo Dam. However, characteristics of this estuary fish community seem to be peculiar to that system as dominance of gobies in the shallow areas and Sciaenidae in middle estuary. We supported here a joint assessment of factors that influence the distribution of species within the estuary like physical-chemical gradients (Maes et al. 1998) and depth (Hyndes et al. 1999) besides those already studied as tolerance to salinity (Marshall & Elliot 1998, Barletta et al. 2005), temperature (Peterson & Ross 1991, Jaureguizar et al. 2003, Jaureguizar et al. 2004); and turbidity (Cyrus & Blaber 1992) should be incorporated into studies aiming to understand the ichthyofaunistic patterns of the Brazilian estuaries.

Acknowledgments

We thank Harrys Jonhoson (EUA) by revision in english, the Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) provided scholarships to J.A.R-F and the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) provided scholarships to J.A.C.C.N. The present study was conducted with the authorization nº 21581-7 granted by Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). We also thank the anonymous referees for their thoughtful comments.

References

ALBUQUERQUE, P.G. 1994. Recursos potenciais de peixes da fauna acompanhante da pesca de camarões da foz do rio São Francisco – Litoral Norte, Piaçabuçu – AL. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 89p.

ALVES, M.I.M. & SOARES FILHO, A.A. 1996. Peixes do estuário do Rio Jauaribe (Ceará-Brasil): Aspectos Fisioecolóicos. Ciên. Agron. 27(1):1-16.

ANDRADE-TUBINO, M.F., RIBEIRO, A.N.R. & VIANA, M. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: Uma síntese. Oecol. Bras. 12(4):640-661.

ARAÚJO, M.E., TEIXEIRA, J.M.C. & OLIVEIRA, A.M.E. 2000. Ictiofauna marinha do estado do Ceará, Brasil, III. Actinopterygii de estuários. Arq. Ciênc. Mar. 33:139-142.

AZEVEDO, M.C.C., ARAÚJO, F.G., PESSANHA, A.L.M. & SILVA, M.A. 2002. Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: a null model analysis. Est., Coas. Shelf. Scie. 66:315-322.

BARLETTA, M. & COSTA, M.F. 2009. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. Jour. Coast. Resea. 56:371-375.

BARLETTA, M., AMARAL, C.S., CORRÊA, M.F.M., GUEBERT, F., DANTAS, D.V., LORENZI, L. & SAINT-PAUL, U. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline a tropical-subtropical estuary. Jour. Fish. Biol. 73:1314-1336.

BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). Mar. Ecol. Prog. Ser. 256:217-228.

BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. Jour. Fish. Biol. 66:45-72.

BARLETTA-BERGAN, A. 1999. Structure and seasonal dynamics of larval and juvenile fish in the mangrove-fringed estuary of the Rio Caeté in North Brazil. Zentrum fur Marine Tropenokologie, 220p. Contribution 8.

BARROS, A.C. & JONSSON, S. 1967. Prospecção de camarões na região estuarina do rio São Francisco. Bol. Est. Pes. 7(2):7-29.

BARROS, F., HATJE, V., FIGUEIREDO, M.B., MAGALHÃES, W.F., DÓREA, H.S. & EMÍDIO, E.S. 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. Est. Coast. Shelf. Scie. 78:758-762.

BEAUMORD, A C. 1991. As comunidades de peixes do rio Manso.Chapada dos Guimarães, MT: uma abordagem ecológica numérica. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências Carlos Chagas, 108p.

BLABER, S.J.M. & BLABER, T.G. 1980. Factor affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. Jour. Fish. Biol. 17:143-162.

CAMARGO, M. 1999. Biologia e estrutura populacional das espécies da família Scianidae (Pisces: Perciformes), no estuário do rio Caeté, Município de Bragança, Pará-Brasil. Dissertação de Mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, 84p.

CARPENTER, K.E. 2002a. The living marine resources of the Western Central Atlantic. In FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists. FAO, Rome, v.2, part 1, p.601-1374. Special publication, 5.

CARPENTER, K.E. 2002b. The living marine resources of the Western Central Atlantic. In FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists. FAO, Rome, v.3, part 2, p.1375-2127. Special publication, 5.

CARVALHO NETA, R.N.F. & CASTRO, A.C.L. 2008. Diversidade das assembléias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. Arq. Ciên. Mar. 41:48-57.

CARVALHO, J.B, 2000. Caracterização morfoestratigráfica do preenchimento sedimentar da Baía de Iguape, Bahia – Influência das variações eustáticas do nível do mar e atividades tectônicas recentes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, 119p.

CASATTI, L., CASTRO, R.M.C. & LANGEANI, F. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. Biota Neotrop. 1(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00201122001+pt (último acesso em 22/03/2010).

CASTRO, A.C.L. 2001. Diversidade da assembléia de peixes em iarapés do estuário do Rio Paciência (MA-Brasil). Atlântica. 23:39-46.

CORRÊA, M.F.M. 2000. Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (PARANÁ, BRASIL). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso. Tese de Doutorado em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 160p.

CYRUS, D.P. & BLABER, S.J. M. 1992. Turbidity and salinity in a tropical Northern Autralian estuary and their influence on fish distribution. Est. Coast. Shelf. Scien. 35:545-563.

DAJOZ, R. 1973. Ecologia geral. 2. ed. Ed. Vozes/EDUSP, São Paulo.

DAY, J.W., HALL, C.A.S., KEMP, W.M. & YAÑEZ-ARANCIBIA, A. 1989. Estuarine Ecology. Wiley, New York.

ELLIOTT, M., WHITFIELD, A.K., POTTER, I.C., BLABER, S.J.M., CYRUS, D.P., NORDLIE, F.G. & HARRISON, T.D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish and Fisheries. 8:241-268.

EMPRESA BAIANA DE PESCA - BAHIAPESCA. 1998. Boletim estatístico de pesca estuarina e marinha no Estado da Bahia. Programa de desenvolvimento da aqüicultura e da pesca. Governo da Bahia.

ESCHMEYER, W.N. 2006. Catalog of Fishes. California Academy of Sciences, San Francisco.

ESKINAZI, A.M. 1970. Lista preliminar dos peixes estuarinos de Pernambuco e Estados Vizinhos (Brasil). Trab. Ocean. Uni. Fed. Pe. 9:265-274.

ESKINAZI, A.M. 1972. Peixes do Canal de Santa Cruz –Pernambuco – Brasil. Trab. Ocean. Uni. Fed. Pe. 13:283-302.

FALCÃO, M.G., SARPÉDONTI, H.L., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., QUEIROZ, G.M.L.N. & SANTOS, C.A. 2006. Ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zoo. 8(2):125-138.

FAUNCE, C.H. & SERAFY, J.E. 2006. Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. Mar. Ecol. Prog. Ser. 318:1-18.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES N.A. 1978. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Universidade de São Paulo, São Paulo.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES N.A. 1980. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, São Paulo.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES N.A. 2000. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Universidade de São Paulo, São Paulo.

FISHER, L.G., PEREIRA, L.E.D. & VIEIRA, J. 2004. Peixes estuarinos e costeiros. Ecoscientia, Rio Grande, 139p. Série Biodiversidade do Atlântico Sudoeste.

FROESE, R. & PAULY, D. 2006. FISHBASE. www.fishbase.org/home.htm (último acesso em 03/09/2009).

GENZ, F., LESSA, G.C. & CIRANO, M. 2008. Vazão mínima para estuários: um estudo de caso do Rio Paraguaçu/BA. Rev. Bras. Rec. Hid. 13:73-82.

GILLER, P.S. 1984. Community structure and the niche. Chapman and Hall, London.

GODEFROID, R.S., SPACH, H.L., SANTOS, C., MACLAREN, G. & SCHWARZ Jr., R. 2004. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. Iheringia Sér. Zoo. 94(1):95-104.

GOMES, I.D.A. 2005. Estrutura da ictiofauna demersal do Paraná, entre os sistemas de Baía de Guaratuba e a Foz do Rio Saí-Guaçu. Tese de Doutorado em Zoologia. Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 113p.

HYNDES, G.A., POTTER, I.C., PLATELL, M.E. & LENANTON, R.C.J. 1999. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? Marine Biology. 134:335-352.

JAUREGUIZAR, A.J., MENNI, R., BREMEC, C., MIANZAN, H. & LASTA, C. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de La Plata estuary. Est. Coast. Shelf. Scien. 56:921- 933.

JAUREGUIZAR, A.J.; MENNI, R.; GUERRERO, R. & LASTA, C. 2004. Environmental factors struturing fish communities of the Río de La Plata estuary. Fish. Res. 66:195-211.

MAES, J., VAN DAMME, P.A., TAILLIEU, A. & OLLIVIER, F. 1998. Fish communities along na oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde Estuary, Belgium). Jour. Fish. Biol. 52:534-546.

MARCENIUK, A.P. & MENEZES, N.A. 2007. Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera. Zootaxa 1416:1-126.

MARCENIUK, A.P. 2005. Chave de identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. B. Inst. Pesca. 31(2):89-101.

MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary. Est. Coast. Shelf. Scien. 46:175-184.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, N.A., BUCKUP, P.A., FIGUEIREDO, J.L. & MOURA, R.L. 2003. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. Universidade de São Paulo, São Paulo.

MORAES, L.E., ROMERO, R.M., ROCHA, G.R.A. & MOURA, R.L. 2009. Demersal ichthyofauna of the inner continental shelf off Ilhéus, Bahia, Brazil. Biota Neotrop. 9(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?inventory+bn01409042009.

MOURA, R.L. & LINDEMAN, K.C. 2007. A new species of snaper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of *Lutjans griseus* and *L. apodus*. Zootaxa. 1422:31-43.

NELSON, J.S. 1994. Fish of the world. 3. ed. John Wiley & Sons, New York.

OLIVEIRA, A.M.E. 1972. Peixes estuarinos do Nordeste Oriental Brasileiro. Arq. Cien. Mar. 12(1):35-41.

OLIVEIRA, A.M.E. 1974. Ictiofauna das águas estuarinas do Rio Parnaíba (Brasil). Arq. Cien. Mar. 14(1):41-45.

OLIVEIRA, A.M.E. 1976. Composição e distribuição da ictiofauna, nas águas estuarinas do Rio Jaguaribe (Ceará – Brasil). Arq. Cien. Mar. 16(1):9-18.

OLIVEIRA-NETO, J.F., SPACH, H.L., SCHWARZ-JUNIOR, R. & PICHLER, H.A. 2008. Diel variaton in fish assemblages in tidal creeks in the southern Brazil. Braz. J. Biol. 68(1):37-43.

OLIVEIRA-SILVA, J.T., PESO-AGUIAR, M.C. & LOPES, P.R. 2008. Ictiofauna das praias de Cabuçu e Berlinque: uma contribuição ao conhecimento das comunidades de peixes na Baía de Todos os Santos – Bahia – Brasil. Biotemas 21(4):105-115.

PAIVA, A.C.G., CHAVES, P.T.C. & ARAÚJO, M.E. 2008. Estrutura e organiação tróficada ictiofauna de ágas rasas em um estuário tropical. Rev. Bras. Zoo. 25:647-661.

PATERSON, A W. & WHITFIELD, A.K. 2000. Do shallow water habitats function as refugia for juvenile fishes? Est. Coast. Shelf. Scien. 51:359-364.

PAULY, D. & LONGHURST, A.R. 2007. Ecologia dos Oceanos Tropicais. Edusp, São Paulo.

PETERSON, M. S. & ROSS, S. T. 1991. Dynamics of littoral fishes and decapods along coastal river-estuarine gradient. Est. Coast. Shelf. Scien. 33:467-483.

RAMOS, L.A. & VIEIRA, J.P. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. Bol. Inst. Pesca. 27(1):109-121.

REIS-FILHO, J.A., CAVALCANTE, L.D.N., MENEZES, B.L. & SOUZA, G.B.G. 2010. Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: Evidências para o estuário do Rio Joanes – Bahia. Biotemas 23(2):111-122.

REIS-FILHO, J.A., BARROS, F., NUNES, J.A.C.C., SAMPAIO, C.L. & SOUZA, G.B. In press. Moon and tide effects on fish capture in a tropical tidal flat. J. Mar. Biol. Assoc. UK.

SANTOS, A.C.A., OLIVEIRA-SILVA, J.T., MOURA, P.E.S. & SENA, M.P. 2009. Ampliação do limite norte de distribuição geográfica de Catathyridium garmani (Jordan & Goss 1889) (Actinopterygii: Achiridae). Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?short-communication+bn02409012009 (último acesso em 24/05/2010).

SANTOS, C., SCHWARZ Jr., R., OLIVEIRA NETO, J.F. & SPACH, H.L. 2002. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. Bol. Inst. Pesc. 28(1):49-60.

SANTOS, M.C.F. 2000. Diversidade ecológica da ictiofauna acompanhante nas pescarias de camarões em Tamandaré (Pernambuco-Brasil). Bol. Téc. Cien. CEPENE. 8:7-27.

SANTOS, M.C.F., FREITAS, A.E.T.S. & SILVA, M.M. 1998. Composição da ictiofauna acompanhante da pesca de camarão em Tamandaré/PE e Pontal do Peba/AL. Bol. Téc. Cien. CEPENE. 6:47-60.

SCHWARZ Jr., R. 2005. A ictiofauna demersal da Baía dos Pinheiros, Paraná. Curitiba, Dissertação de Mestrado em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 85p.

TEIXEIRA, R.L. & FALCÃO, G.A.F. 1992. Composição da fauna nectônica do complexo lagunar Mundáu/Manguaba, Maceió-AL. Atlântica 4:43-58.

VIEIRA, J.P. & MUSIC, J.A. 1993. Latitudinal patterns in diversity os fishes in warm temperature and tropical estuarine waters of the western Atlantic. Atlântica 15:115-133.

WHITFIELD, A.K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. Revie. Fish. Biol. Fishe. 9:151-186.

Received 14/06/2010
Revised 20/11/2010
Accepted 6/12/2010

Geographic distribution of epiphytic bromeliads of the Una region, Northeastern Brazil

Talita Fontoura[1,3,4] & Flavio Antonio Maës dos Santos[2]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil
[2]Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP,
CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil,
e-mail: fsantos@unicamp.br
[3]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC,
Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45650-000, Ilhéus, BA, Brasil
[4]Corresponding author: Talita Fontoura, e-mail: talita_fontoura@uol.com.br

FONTOURA, T. & SANTOS, F.A.M. **Geographic distribution of epiphytic bromeliads of the Una region, Northeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn02310042010.

Abstract: Many Brazilian Atlantic Rainforest plant and animal species are geographically restricted to Southern Bahia and Northern Espírito Santo States. We investigated the geographic distribution of epiphytic bromeliads in the lowland forest of the Una region (15° 17' 34' S - 39° 04' 30'' W) in Southern Bahia. Specifically, we addressed the following questions: i) what is the extent of each species distribution?; and ii) are the Bromeliaceae subfamilies distributed differently from one another? Almost half of the 40 species (47.5%) occur exclusively in the Southern Bahia-Northern Espírito Santo region and are herein referred as endemic species. The highest percentage of the 15 species of Tillandsioideae (46.7%) occur throughout the South American Continent and most of the 25 species of Bromelioideae (68.0%) are mainly represented by endemic species. The Una region has almost two times more species than a forested area located 40 km west, suggesting marked increases in diversity in over relatively short distances. The endemism data around Una indicates that species are geographically distributed over an area spanning approximately six to seven degrees in latitude and longitude. This result contrasts with the geographic distribution of Andean epiphytes, mainly represented by Tillandsioideae, that have large geographical distributions. Larger-scale analyses and standardized methods are necessary to verify whether the narrow geographical distribution of most epiphytic bromeliads in the Una region is consistent across different forest types of the Atlantic Rainforest.
Keywords: *Atlantic Rainforest, Bromeliaceae, endemism, geographic distribution, epiphytes.*

FONTOURA, T. & SANTOS, F.A.M. **Ditribuição geográfica de bromélias epífitas na região de Una, Nordeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn02310042010.

Resumo: Na Floresta Atlântica, muitas espécies vegetais e animais são geograficamente restritas à região do Sul da Bahia e Norte do Espírito Santo. A distribuição geográfica das bromélias epífitas da floresta de planície da região de Una, Sul da Bahia (15° 17' 34' S - 39° 04' 30'' W), foi investigada para responder às seguintes questões: i) qual a extensão da distribuição geográfica das espécies?; e ii) existe diferença na distribuição geográfica das subfamílias de Bromeliaceae? Quase metade (47,5%) das 40 espécies ocorre exclusivamente na região entre o Sul da Bahia e o Norte do Espírito Santo, aqui chamadas de endêmicas. A maior percentagem das 15 espécies de Tillandsioideae (46,7%) ocorre através do Continente Sul-Americano e a maioria das 25 Bromelioideae (68,0%) é principalmente representada por espécies endêmicas. Una possui quase duas vezes mais espécies que a região de Jussari que se localiza aproximadamente 40 km à oeste, sugerindo que a diversidade desta comunidade aumente rapidamente em uma pequena extensão geográfica. Os dados de endemismo das epífitas de Una indicam que as espécies estão distribuídas através de uma área geográfica de aproximadamente seis a sete graus quadrados. Este resultado contrasta com a distribuição geográfica das epífitas andinas, que são representadas principalmente por Tillandsioideae de ampla distribuição. Análises de larga escala e com metodologias padronizadas são necessárias para verificar se a pequena distribuição geográfica da maioria das bromélias epífitas de Una é uma característica constante nas diferentes feições da Floresta Atlântica.
Palavaras-chave: *Floresta Atlântica, Bromeliaceae, endemismo, distribuição geográfica, epífitas.*

Introduction

Bromeliaceae may inhabit rocks, forest floors and flooded areas (Smith & Downs 1974, Scarano et al. 2002) but field surveys indicate that the most frequently inhabited substrates in the Brazilian Atlantic Rainforest are tree trunks and tree crowns. For instance, in the mountainous areas of the southeastern region of this biome, the epiphytic habit occurs in 86.9% of bromeliad species (Fontoura et al. 1997). In the forest fragments of the extreme northeastern region of this biome, this habit corresponds to 65.1% of the species (Siqueira-Filho & Tabarelli 2006). Besides the representativeness of the epiphytic habit, the bromeliad species are concentrated in a core area called the Central Corridor of the Atlantic Rainforest (Martinelli et al. 2008).

The Central Corridor of the Atlantic Rainforest is represented by the State of Espírito Santo and South region of State of Bahia (Ministério do Meio Ambiente et al. 2006) and it is recognized by the high species richness and endemism of many plant and animal species (Mori et al. 1981, Mori & Boom 1983, Thomas et al. 1998, Conservation International et al. 2001, Ministério do Meio Ambiente et al. 2006, Martini et al. 2007, Amorim et al. 2008). In some cases, the geographical restriction is extreme, and some species are registered only from the South of the Bahia State to the North of the Espírito Santo State (Thomas et al. 1998), encompassing an area of approximately 75 000 km^2. Thus, it should be possible that such a restriction could also occur among epiphytic bromeliads from this region. Although the Central Corridor is the richest corridor in terms of number of species in Bromeliaceae (Martinelli et al. 2008), and probably of epiphytic bromeliads, just a few studies were carried out in South Bahia indicating how geographically restricted epiphytic bromeliads could be (Reis & Fontoura 2009).

Available data on the Central Corridor indicate that drier regions located less than 80 km away from the Atlantic Ocean have about one fourth of epiphytic bromeliads restricted to the South of the State of Bahia to the North of the State of Espírito Santo (Reis & Fontoura 2009). For the subfamilies of Bromeliaceae, some indirect and general analyses indicate that, the Bromelioideae (with many epiphytic members) would be highly prone to extinction because of the restriction of the species to only a few localities (Andersen et al. 1997).

We aimed to investigate the geographic distribution of the epiphytic bromeliads of a lowland area in a South Bahia region, namely the Una region, to address the following questions: i) to what extent are the species of epiphytic bromeliads geographically distributed?; and ii) are there differences in the geographic distribution of Bromeliaceae subfamilies? These analyses allowed us to discuss the geographic distribution of epiphytic bromeliads locally, in the Central Corridor, the representativeness of the investigated flora in this region, and the extent to which this life form is geographically restricted in lowland forests of the South Bahia region.

Methods

1. Study area

The municipality of Una is located 503 km South of the city of Salvador (15° 17' 34' S - 39° 04' 30'' W). The total area of the municipality is 115,853.8 ha, the highest altitude of the landscape is about 100 m above sea level.

The predominant vegetation is classified as Southern Bahian wet forest (Thomas et al. 1998) or Ombrophilous Dense Lowland Forest (Veloso et al. 1991) within an Af climatic region, according to Köppen's classification (CEPLAC & IICA 1976). The mean rainfall is 1,800 mm/year. However, eventual one to three rainless months were already registered from December to March (Mori et al. 1981, Thomas et al. 1998).

The presence of the Una Biological Reserve (UBR) is an important feature of Una municipality. The UBR has an area of 18,500 ha (ca. 15.9% of the municipality area), and is characterized by the presence of forest fragments of different sizes, cattle pasture, palm trees, rubber and cocoa plantations. The cocoa plantations are common agroforestry systems in the region, where the remaining forest trees usually harbor high densities of bromeliads (Alves, M.C. 1990, Alves, T.F. 2005).

2. Sampling

Bromeliads were surveyed in area of 21,500 ha corresponding to the UBR and surrounding region. Forest fragments of different succession stages and sizes, and cocoa plantations were surveyed over a 30-month period. All fertile bromeliads were photographed and collected using high prunner or adaptations of the "single rope technique" (Perry 1978). Vouchers were deposited at the Universidade Estadual de Santa Cruz Herbarium (HUESC).

3. Data analysis

The geographical distribution was verified by examining vouchers in the following herbaria: Centro de Estudos e Pesquisa do Cacau (CEPEC), Herbarium Bradeanum (HB), Instituto de Botânica (IB), Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB), Museu Nacional (R), and the Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC). As some herbaria are located in the southeastern region of Brazil (HB, IB, RB), it is expected a low over-representation of collections (see Nelson et al. 1990) in the investigated region, which is located in Northeastern region of Brazil.

Plant identification and geographical distribution were based on photos of plant types on the Internet, on the original descriptions of species, and the monographic studies by Smith & Downs (1977, 1979), Leme (1987, 1997, 1999, 2000), Siqueira-Filho & Leme (2006), Sousa, G.M. (2004), Sousa, L.O.F. & Wendt (2008), Martinelli et al. (2008), and all of the new species that were published after the Flora Neotropica for the State of Bahia.

After examining the bibliography and a total of 1947 vouchers, species were classified as occurring as follows: 1) from the South of Bahia to the North of the State of Espírito Santo (endemic); 2) from the South of Bahia to the North of the Atlantic Rainforest (N); 3) from Southern Bahia to the south of this biome (S); 4) along the entire Atlantic Rainforest (AR); 5) occurring throughout the continent (wide); and 6) from Southern Bahia, to Minas Gerais and southern regions of this biome (I).

Results

Forty-one species were collected distributed in 11 genera, mostly from the subfamily Bromelioideae (65.7%; Table 1). *Aechmea* (11 species) and *Vriesea* (nine species) were the most diversified genera (Table 2). One species remained unidentified and therefore was not considered in the geographic analysis.

The largest percentage of the species is endemic (47.5%), followed by species occurring from Southern Bahia to the south of the biome (17.5%) and those with a wide distribution (17.5%; Table 3). Excluding the seven species with wide distribution, 33 species (82.5%) were found in the Atlantic Rainforest, most of these belong to the Bromelioideae.

Tillandsioideae had the highest percentage of species with wide distribution (46.7%), and the highest percentage of Bromelioideae was represented by endemic species (Table 3).

Discussion

In a regional scale, the richness and percentage of endemic epiphytic bromeliads occurring in the Una region is larger than a nearby studied forest. Jussari has an estimated richness of 25 species and a percentage of endemism of 27.3% (Reis & Fontoura 2009). It is located West of Una, at a maximum distance of 60 km away from the Atlantic Ocean, being characterized by a transitional forest between Ombrophilous Dense and Semideciduous forest (Amorim et al. 2005). As the maximum distance of the BRU from the Ocean is about 20 km, the two surveyed areas are about 36 - 40 km distant from each other. Although surveyed areas and sample methods were not the same, the differences in species richness and percentage of endemism suggest that the epiphytic community increases and modifies rapidly in a short

Table 1. Subfamilies, species and geographical distribution of epiphytic bromeliads of the Una region, Northeastern Brazil. Endemic - from the South of Bahia to the North of the State of Espírito Santo; N - from the South of Bahia to the North of the Atlantic Rainforest; S - from Southern Bahia to the South of this biome; AR - along the entire Atlantic Rainforest; Wide - in the Atlantic Rainforest or in other Brazilian biomes and/or other countries; I - from Southern Bahia to the southern and inner regions of this biome.

Subfamily/Species	Geographical distribution
BROMELIOIDEAE	
1. *A. blanchetiana* (Baker) L.B. Sm.	Endemic
2. *A. conifera* L.B. Sm.	N
3. *A. depressa* L.B. Sm.	Endemic
4. *A. froesii* Leme and J.A. Siqueira	N
5. *A. leonard-kentiana* H. E. Luther and Leme	Endemic
6. *A. leucolepis* L.B. Sm.	Endemic
7. *A. marauensis* Leme	N
8. *A. mollis* L.B. Sm.	Endemic
9. *A. perforata* L.B. Sm.	Endemic
10. *A. sulbahianensis* Leme, Amorim and J.A. Siqueira	N
11. *A. turbinocalyx* Mez	Endemic
12. *Aechmea* sp.	-
14. *Billbergia morelii* Brongn.	AR
13. *B. saundersii* Bull	I
15. *Hohenbergia blanchetii* (Baker) E.Morren ex Mez	N
16. *H. brachycephala* L.B. Smith	Endemic
17. *H. hatschbachii* Leme	Endemic
18. *Lymania azurea* Leme	Endemic
19. *L. corallina* (Beer) Read	Endemic
20. *L. smithii* Read	N
21. *Neoregelia crispata* Leme	Endemic
22. *N. longisepala* E. Pereira and Penna	Endemic
23. *N. wilsoniana* M.B. Foster	Endemic
24. *Nidularium amorimii* Leme	Endemic
25. *N. procerum* Lindm.	S
26. *Ronnbergia brasiliensis* E. Pereira and L. A. Penna	Endemic
TILLANDSIOIDEAE	
27. *Guzmania lingulata* (L.) Mez	wide
28. *Racinaea spiculosa* (Griseb.) M.A. Spencer and L.B Sm.	wide
29. *Tillandsia bulbosa* Hook.	wide
30. *T. sprengeliana* Klotzsch ex Mez	wide
31. *T. stricta* Sol.ex Sims	wide
32. *T. tenuifolia* L.	wide
33. *Vriesea drepanocarpa* (Baker) Mez	S
34. *V. duvaliana* E. Morren	S
35. *V. ensiformis* (Vell.) Beer	S
36. *V. flammea* L.B. Sm.	S
37. *V. graciliscapa* Weber	Endemic
38. *V. minuta* Leme	Endemic
39. *V. procera* (Mart. ex Schult. F.) Wittm.	wide
40. *V. psittacina* (Hook.) Lindl.var. *rubro-bracteata* Hook.	S
41. *V.* aff. *tijucana* E. Pereira	S

geographical range. The use of standardized sample methodology in different areas of the Central Corridor is necessary to verify if this species turnover modification is resultant of a methodological artifact, and/or if both regions have a distinct epiphytic vegetation because of the transitional forest occurring in Jussari.

Some approximations are necessary to allow comparisons between the percentage of endemic species that occur in the present survey and the results of other studies from South America. Based on the fact that all of our records were derived from forest remnants that were less than 50 km away from the ocean and the fact that the region between Southern Bahia and the Espírito Santo State encompasses six to seven degrees of latitude, we may say that the geographical-range size of 47.5% of the Una epiphytes is approximately six to seven squared degrees. This approximation contrasts with the range size of Andean epiphytes sampled in 285.5 ha occurring in different forest types (Kessler 2002a). Fifty degrees squared and 147 degrees squared were estimated as the median range of northern and western epiphytes, including epiphytic bromeliads (Kessler 2000, 2001, 2002a, b). Based on these results and on the analysis of all bromeliad species from Eastern Brazil (Martinelli et al. 2008), it is probable that the wide geographical distribution of epiphytic bromeliads is valid only for South American regions outside the Brazilian Atlantic Rainforest (but see Kreft et al. 2004). In those regions, the epiphytic bromeliad species are represented by Tillandsioideae, which may have high dispersal abilities and physiological plasticity (Kessler 2000, 2001, 2002a, b; Givnish et al. 2007). Nevertheless, this is not the case of Una lowland forest and probably the large geographical distribution attributed to epiphytes (Nieder et al. 1999, 2001) does not apply to most of epiphytes from Eastern Brazil. This biome is largely dominated by the subfamily Bromelioideae (Smith & Downs 1974, Versieux & Wendt 2007, Martinelli et al. 2008) with geographically restricted species. In the Una region, it may be said that subfamilies contribute differently with respect to the geographical distribution of species: the Tillandsioideae subfamily with its widely distributed species, and the Bromelioideae with its geographically restricted species, yet a restricted endemism is characteristic of the Una region.

The representativeness of the 41 species in the Central Corridor of the Atlantic Rainforest may be evaluated through a comparison with the Una Biological Reserve checklist (Amorim et al. 2008). Quantitatively, the present work recorded more species than Amorim et al. (2008) had done, whose inventory totaled 39 Bromeliaceae species. Excluding one undetermined species, the present work recorded 40 species, whereas the previous work recorded 35; eight species are exclusively epiphytic species collected by Amorim et al. (2008), 20 were only registered in the present inventory, and 20 were recorded in both studies. Thus, the probable number of epiphytic species of Bromeliaceae in the region must be around 48-50. Although several models can depict species-area relationship (see Caswell & Cohen 1993), the use a simple proportionality based on all of the identified species, reveals that the inventoried region hosts 12.4% of the 396 bromeliad species recorded in the Central Corridor of the Atlantic Rainforest (Martinelli et al. 2008). Although inventories that use standardized sample methods are desirable, it is interesting to point out that this percentage is, nonetheless, biologically significant. The Una region is one of the last areas that still possess some of the characteristics of the formerly extensive Atlantic Rainforest (Johns 1999).

Our analyses revealed that 82.5% of the Una epiphytes are endemic to the Atlantic Rainforest. This restriction is in accordance with the endemism for many plant groups (Mori et al. 1981, Thomas et al.1998, Martini et al. 2007), including the Bromeliaceae family, with 81.3% of the species restricted to this biome (Martinelli et al. 2008). Based on the fact that many organisms are geographically restricted to the Southern Bahia-Northern Espírito Santo region (Thomas et al. 1998, Conservation International et al. 2001, Martini et al. 2007), and presuming that our results are indicative of other lowland areas from Southern Bahia, it is probable that the proposed pattern of wide distribution of epiphytic bromeliads (Kessler 2000, 2001, 2002a, b) does not apply to the entire region of the Central Corridor of the Atlantic Rainforest. However, large-scale analyses are necessary to verify whether the narrow geographic distribution of epiphytic bromeliads is a constant feature in the different forest types in the Atlantic Rainforest.

Table 2. Species richness per genera of epiphytic bromeliads of the Una region, Northeastern Brazil.

Genera	Species (%)
Aechmea	12 (29.3)
Billbergia	2 (4.9)
Hohenbergia	3 (7.3)
Lymania	3 (7.3)
Neoregelia	3 (7.3)
Nidularium	2 (4.9)
Ronnbergia	1 (2.4)
Guzmania	1 (2.4)
Racineae	1 (2.4)
Tillandsia	4 (9.8)
Vriesea	9 (22.0)
Total	41 (100)

Acknowledgements

Financial support and logistical facilities were provided by the RestaUna Project (Projeto Remanescentes de Floresta da Região de Una - Sul da Bahia (projeto RestaUna), the Universidade Estadual de Santa Cruz, Fundação Pau-Brasil, CAPES, CNPq, Projeto de Conservação e Utilização da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), and the Programa Nacional de Biodiversidade (PRONABIO)/MMA. In the field, this work was only possible with the assistance of Domingos, Damião, Ronaldo, "Seu" Zeca, Gustavo, Sandrine Isnard and Patrícia Chaffe. We are also grateful to A. Costa

Table 3. Contribution of species and subfamilies to the geographical distribution of epiphytic bromeliads of the Una region, Northeastern Brazil.

Geographical distribution	Species (%)	Bromelioideae (%)	Tillandsioideae (%)
Southern Bahia - North of Espírito Santo	19 (47.5)	17 (68.0)	2 (13.3)
Southern Bahia - North of the Atlantic Rainforest	5 (12.5)	5 (20.0)	-
Southern Bahia - South of the Atlantic Rainforest	7 (17.5)	1 (4.0)	6 (40.0)
Along the entire Atlantic Rainforest	1 (2.5)	1 (4.0)	-
In the Atlantic Rainforest or in other Brazilian biomes and/or other countries	7 (17.5)	-	7 (46.7)
Southern Bahia - southern and inner regions of the Atlantic Rainforest	1 (2.5)	1 (4.0)	-
Total	40 (100)	25 (100)	15 (100)

(Museu Nacional/UFRJ) for comments on the manuscript, and curators of M and Gray Herbaria who kindly provided images of Bromeliaceae from Bahia.

References

ALVES, M.C. 1990. The role of cacao plantations in the conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. MSc dissertation, University of Florida.

ALVES, T.F. 2005. Distribuição geográfica, forófitos, espécies de bromélias epífitas nas matas e plantações de cacau da região de Una, Bahia. PhD dissertation, Universidade Estadual de Campinas.

AMORIM, A.M., FIASCHI, P., JARDIM, J.G., THOMAS, W.W., CLIFTON,B.C. & CARVALHO, A.M. 2005. The vascular plants of a forest fragment in southern Bahia, Brazil. Sida 21(3):1727-1752.

AMORIM, A.M.A., THOMAS, W.W., CARVALHO, A.M.V. & JARDIM, J.G. 2008. Floristics of the Una Biological Reserve, Bahia, Brasil. Mem. New York Botan. G. 100:67-146.

ANDRESEN, M., THORNBILL, A. & KOOPOWITZ, H. 1997. Tropical forest disruption and stochastic biodiversity losses. In Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities (W.F. Laurence, R.O. Bierregard Jr., ed.). The University of Chicgo Press, Chicago.

CASWELL, H. & COHEN, J.E. 1993. Local and regional regulation of species-area relations: a patch-occupancy model. In Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives (R.E. Ricklefs and D. Schluter eds.). Chicago Press, p. 99-107.

CEPLAC & IICA. 1976. Diagnóstico Sócio-econômico da Região Cacaueira. Recursos Florestais. Vol. 7. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira e Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas, Ilhéus.

CONSERVATION INTERNATIONAL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. 2001. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente/SBF, Brasília.

FONTOURA, T., SYLVESTRE, L.S., VAZ, A.M.F. & VIEIRA, C.M. 1997. Epífitas vasculares, hemiepífitas e hemiparasitas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica (H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni, ed.). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.89-102.

GIVNISH, T.J., MILLAM, K.C., BERRY, P.E. & SYTSMA, K.J. 2007. Phylogeny, adaptive radiation, and historical biogeography of Bromeliaceae inferred from ndhF sequence data. In Monocots: comparative biology and evolution – Poales (J.T. Columbus, E.A. Friar, J.M. Porter, L.M. Prince & M.G. Simpson, ed.). Rancho Santa Ana Botanic Garden, Claremont, p.3-26.

JOHNS, N.D. 1999. Conservation in Brazil's chocolate forest: the unlikely persistence of the traditional cocoa agroecosystem. Environ. Manage. 23(1):31-47.

KESSLER, M. 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. Plant Ecol. 149(2):181-193.

KESSLER, M. 2001. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. Biodivers. Conserv. 10(11):1897-1920.

KESSLER, M. 2002a. Environmental patterns and ecological correlates of range-size among bromeliad communities of Andean forests in Bolívia. Bot. Rev. 68(1):100-127.

KESSLER, M. 2002b. Species richness and ecophysiological type among Bolivian bromeliad communities. Biodivers. Conserv. 11(6):987-1010.

KREFT, H., KÖSTER, N., KÜPER, W.J., NIEDER & W. BARTHLOTT. 2004. Diversity and biogeography of vascular epiphytes in Western Amazonia, Yasuní, Ecuador. J. Biogeogr. 31(9):1463-1476.

LEME, E.M.C. 1987. Novas Bromeliáceas do Brasil - V. Bradea 4:392-405.

LEME, E.M.C. 1997. *Canistrum*. Bromélias da Mata Atlântica. Salamandra, Rio de Janeiro.

LEME, E.M.C. 1999. New species of Brazilian Bromeliaceae: a tribute to Lyman B. Smith. Harvard Papers Bot. 4:135-168.

LEME, E.M.C. 2000. *Nidularium* - Bromélias da Mata Atlântica. Sextantes Artes, Rio de Janeiro.

MARTINELLI, G., VIEIRA, C.M., GONZALEZ, M., LEITMAN, P., PIRATININGA, A., COSTA, A.F. & FORZZA, R.C. 2008. Bromeliaceae da Mata Atlântica brasileira: lista de espécies, distribuição e conservação. Rodriguésia 59(1):209-258.

MARTINI, A.M.Z., FIASCHI, P., AMORIM, A.M. & PAIXÃO, J.P. 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. Biodivers. Conserv. 16(11):3111-3128.

MORI, S.A., BOOM, B.M. & PRANCE, G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. Brittonia 33:233-245.

MORI, S.A., BOOM, B.M. 1983. Southern Bahian moist forests. Bot. Rev. 49:155-232.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G, FONSECA, G.A.B & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858. doi:10.1038/35002501

NIEDER, J., ENGWALD, S. & BARTHLOTT, W. 1999. Patterns of neotropical diversity Selbyana, 20(1):66-75.

NIEDER, J., PROSPERÍ, J. & MICHALOUD, G. 2001. Epiphytes and their contribution to canopy diversity. Plant Ecol. 153:51-63.

PERRY, D.R. 1978. A method of access into the crowns of emergent and canopy trees. Biotropica 10:155-157.

REIS, J.R.M. & FONTOURA, T. 2009. Diversidade de bromélias epífitas na Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra do Teimoso – Jussari, BA. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?article+bn01209012009 (último acesso em: 20/01/2010).

SCARANO, F.R., DUARTE, H.M., RÔÇAS, G., BARRETO, S.M.B., AMADO, E., REINERT, F., WENDT, T., MANTOVANI, A., LIMA, H.R.P. & BARROS, C.F. 2002. Acclimation or stress symptom? An integrated study of intraspecific variation in the clonal plant *Aechmea bromeliifolia*, a widespread CAM tank-bromeliad. Bot. J. Linn Soc. 140:391-401.

SIQUEIRA-FILHO, J.A. & LEME, E.M. 2006. Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste: biodiversidade, conservação e suas bromélias. Andrea Jackobsson Estúdio Editorial, Rio de Janeiro.

SIQUEIRA-FILHO, J.A. & TABARELLI, M. 2006. Bromeliad species of the Atlantic forest of north-east Brazil: losses of critical populations of endemic species. Oryx 40(2):1-7.

SMITH, L.B. & DOWNS, R.J. 1974. Bromeliaceae (Pitcairnioideae). Fl. Neotrop. 14(1):1-658.

SMITH, L.B. & DOWNS, R.J. 1977. Bromeliaceae (Tillandsioideae). Fl. Neotrop. 14(2):663-1492.

SMITH, L.B. & DOWNS, R.J. 1979. Bromeliaceae (Bromelioideae). Fl. Neotrop. 14(3):1493-2142.

SOUSA, G.M. 2004. Revisão taxonômica de *Aechmea* Ruiz and Pav. Subg. *Chevaliera* (Gaudich. Ex Beer) Baker, Bromelioideae-Bromeliaceae. PhD thesis, Universidade de São Paulo.

SOUSA, L.O.F. & WENDT, T. 2008. Taxonomy and conservation of the genus *Lymania* (Bromeliaceae) in the southern Bahian Atlantic Forest of Brazil. Bot. J. Linn. Soc. 157:47-66.

THOMAS, W.M., CARVALHO, A.M., AMORIM, A.A., GARRISON, J. & ARBELÁEZ, A. L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. Biodivers. Conserv. 7(3):311-322.

VELOSO, H.P., RANGEL-FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

VERSIEUX, L.M. & WENDT, T. 2007. Bromeliaceae diversity and conservation in Minas Gerais state, Brazil. Biodivers. Conserv. 16:2989-3009. DOI: 10.1007/s10531-007-9157-7.

Received 17/07/2010
Revised 18/10/2010
Accepted 30/10/2010

Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro

***Pedro Ferreira Develey*[1,2] *& Tatiana Pongiluppi*[1]**

[1]Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil – BirdLife/SAVE Brasil,
Rua Fernão Dias, n. 219, cj. 2, CEP 05427-010, São Paulo, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Pedro Ferreira Develey, e-mail: pedro.develey@savebrasil.org.br

DEVELEY, P.F. & PONGILUPPI, T. **Potential impacts of the changes proposed in the Brazilian Forest Code on birds**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00610042010.

Abstract: Proposed changes in the current Brazilian Forest Code can lead to the reduction of native vegetation (forests, grasslands and wetlands) impacting directly many bird species. In Brazil, 17 globally threatened species are dependent of riverine forests and eight of these are restricted to the Brazilian territory. A decrease in the width of the area that should be protected as Permanent Preservation Areas (Área de Preservação Permanente – APP) can lead to significant population losses that would put at risk the integrity of populations and, in some cases, the survival of species. In fragmented landscapes, the APPs function as corridors, allowing the dispersion of birds through the matrix. Legal Reserve (Reserva Legal) areas should be maintained complementary to APPs, as the avifauna composition varies in areas located near and far from water bodies. Environmental heterogeneity is crucial to the maintenance of the bird community integrity. Even small patches of forest are important to the avifauna, working as stepping stones that, like the corridors, enable forest birds to move across the landscape. Birds are important predators, dispersers, and pollinators in agricultural ecosystems: in the Tropical region, areas with high bird diversity are significantly correlated with the highest rates of arthropods' removal, including those considered pests. Thus, proposed changes in the current Forest Code may represent a negative impact not only in relation to biodiversity, but also in regarding the agricultural production.
Keywords*: Brazilian Forest Code, birds, permanent preservation area, legal reserve.*

DEVELEY, P.F. & PONGILUPPI, T. **Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00610042010.

Resumo: As mudanças propostas no atual Código Florestal Brasileiro poderão levar a um aumento de desmatamentos e consequente diminuição de cobertura vegetal nativa (florestas, campos e banhados) que impactarão diretamente muitas espécies de aves. No Brasil, 17 espécies de aves globalmente ameaçadas são dependentes de florestas próximas a corpos d'água, sendo que oito destas só ocorrem em território brasileiro. Considerando os requisitos ecológicos dessas espécies, é possível prever que uma diminuição na largura da faixa que deve ser protegida na forma de Área de Preservação Permanente (APP) levará a perdas populacionais significativas que podem colocar em risco a sobrevivência das populações e, consequentemente, da espécie como um todo. Em paisagens fragmentadas essas APPs também funcionam como corredores, permitindo a dispersão das aves através da matriz. Do mesmo modo, áreas de Reserva Legal devem ser mantidas de forma complementar às APPs, já que a composição da avifauna varia entre as áreas de vegetação nativa situadas próximas e distantes de corpos d'água. A heterogeneidade ambiental é crucial para a manutenção da integridade das comunidades de aves. Mesmo pequenas manchas de floresta são importantes para a avifauna, funcionando como "trampolins ecológicos" que, assim como os corredores, possibilitam que aves florestais se desloquem através da paisagem. As aves são importantes predadoras, dispersoras e polinizadoras em agroecossistemas sendo que em áreas tropicais já foi demonstrado que uma maior riqueza de aves está correlacionada com uma maior taxa de remoção de artrópodes, incluindo pestes. Assim, mudanças propostas ao atual Código Florestal podem representar um impacto negativo não só em relação a biodiversidade, mas também em relação a própria produção agrícola.
Palavras-chave: *Código Florestal Brasileiro, aves, áreas de preservação permanente, reserva legal.*

Introdução

Um total de 1834 espécies de aves ocorre no país, sendo que 234 são endêmicas (CBRO 2009). Destas, 122 estão Globalmente Ameaçadas de extinção deixando o Brasil em primeiro lugar na lista de países com maior número de aves ameaçadas no mundo (BirdLife International 2009). Esses números são extremamente preocupantes e indicam a necessidade urgente de ações práticas visando à conservação dessas espécies e seus hábitats. Nesse contexto, qualquer proposta de alterações da legislação ambiental vigente deve ser analisada com muito cuidado e rigor técnico evitando que essas mudanças causem qualquer impacto negativo sobre a biodiversidade. Mesmo para a agricultura, a perda de espécies de aves ou declínio populacional também representaria um impacto negativo, já que as aves são importantes predadoras em agroecossistemas, podendo controlar populações de insetos que são prejudiciais a lavouras, representando um importante serviço ambiental (Perfecto et al. 2004).

Esse trabalho analisa a importância do cumprimento do atual Código Florestal (lei 4.771/65 e modificações posteriores) para a manutenção da diversidade de aves e os impactos potenciais que as alterações propostas recentemente poderiam causar na avifauna brasileira.

1. Área de Preservação Permanente (APP)

No Brasil, 17 espécies de aves ameaçadas de extinção dependem das florestas situadas ao longo dos rios para sua sobrevivência. Desse total, quatro estão Criticamente Ameaças (*Mergus octosetaceus*, *Antilophia bokermanni*, *Eleoscytalopus psychopompus* e *Conothraupis mesoleuca*). Essas espécies já se encontram com populações muito reduzidas. Mudanças na legislação ambiental diminuindo a largura mínima que deve ser mantida com florestas nas margens dos rios causaria um sério impacto nessas aves. Em paisagens fragmentadas as florestas ripárias funcionam como corredores, aumentando a conectividade entre os fragmentos e facilitando o deslocamento de muitas espécies de aves de sub-bosque ao longo da paisagem (Martensen et al. 2008). Muitas aves florestais não têm a capacidade de atravessar áreas abertas, mesmo no caso de pequenos trechos sem floresta como estradas (Develey & Stouffer 2001). Para essas espécies os corredores têm função essencial na dispersão através da paisagem.

A largura mínima das matas ripárias necessárias para a manutenção de populações viáveis de aves varia de acordo com a biologia de cada espécie e a sua sensibilidade a distúrbios ambientais. Estudos na Amazônia demonstraram que faixas estreitas de mata abrigam uma menor riqueza e abundância de aves, especialmente no caso de grupos mais sensíveis, como espécies de bandos mistos de sub-bosque e insetívoros terrestres (Lees & Peres 2008). Esses autores recomendam que, para a manutenção da integridade da avifauna em paisagens fragmentadas na Amazônia, as APPs devem ter um mínimo de 200 m de mata em cada lado do rio. No caso da Mata Atlântica nenhum trabalho determinou essa medida até o momento. No entanto de acordo com Metzger (2010), considerando diferentes grupos taxonômicos, um mínimo de 100 m de área florestada em cada margem dos rios seria necessário para a manutenção da biodiversidade. Faixas de floresta mais extensas são importantes na redução do efeito de borda que causa a redução na riqueza e abundância de muitas espécies de aves de sub-bosque, sendo que na Mata Atlântica esse efeito ocorre mesmo em fragmentos de mata secundária (Banks-Leite et al. 2010).

No caso do Cerrado, segundo Tubelis et al. (2004) a largura mínima que deveria ser mantida com vegetação nativa é de 120 m. De acordo com os autores, essa faixa permite a conservação tanto das aves associadas às florestas riparias, quanto das aves dependentes das savanas adjacentes.

Outra mudança que está sendo proposta no atual Código Florestal refere-se à inclusão da APP no cômputo da Reserva Legal. Como citado anteriormente, muitas aves são dependentes de matas ripárias. Da mesma forma outras espécies dependem de matas que não estão necessariamente associadas às APPs. Em uma área de Mata Atlântica Anjos et al. (2007) comparou a comunidade de aves entre uma mata ripária e uma mata situada em terreno mais alto, sem influência do rio. Do total de 145 espécies registradas, apenas 81 estavam presentes em ambos os tipos de mata, sendo que as diferentes guildas consideradas também variavam entre os dois tipos de mata. Esse trabalho deixa clara a diferença em relação à composição de espécies dentro e fora das APPs sendo crucial a manutenção dessa heterogeneidade ambiental para a conservação da comunidade de aves florestais. Para muitas espécies campestres, essa heterogeneidade também é importante. No Pampa, aves como o veste-amarela (*Xanthopsar flavus*), globalmente ameaçado de extinção, passa o dia buscando alimento nos campos situados em coxilhas e durante a noite se abrigam nos banhados adjacentes (APP) para dormir (Bencke et al. 2003).

Em relação a faixa de 300 m a partir da linha preamar correspondente às áreas de restinga, o tratamento a essa faixa de terra é contraditório no substitutivo aprovado pela Comissão Especial da Câmara. No entanto, existem justificativas biológicas para que a área permaneça como APP. Duas espécies de aves globalmente ameaçadas dependem da vegetação de restinga para sua sobrevivência, o Formigueiro-do-litoral (*Formicivora littoralis*) restrito a uma pequena área no litoral Norte do Rio de Janeiro, endêmico e Criticamente Ameaçado de extinção (Mattos et al. 2009) e a Maria-da-restinga (*Phylloscartes kronei*), espécie também ameaçada de extinção (Gussoni 2010). A proteção das restingas conforme consta no atual Código Florestal representa um importante instrumento legal a favor da conservação destas duas espécies de aves.

Finalmente, outra alteração proposta no Código Florestal se refere às áreas com altitude superior a 1800 m que deixariam de ser APP. Para a avifauna essa alteração também poderá trazer impactos negativos. Áreas situadas nos topos de montanhas concentram muitas espécies endêmicas e de distribuição restrita. No caso das montanhas do sudeste, Stattersfield et al. (1998) identificaram a Área de Endemismo de Aves denominada Floresta Atlântica Montana (EBA do inglês "Endemic Bird Area" que são regiões onde a distribuição de duas ou mais espécies com distribuição geográfica global até 50 mil km² se sobrepõem). Nesta EBA estão distribuídas 13 espécies de aves cuja área de ocorrência ultrapassa a cota de 1800 m, sendo três delas ameaçadas e uma, a Garrincha-chorona (*Oreophylax moreirae*), restrita a áreas com altitude superior a 2000 m.

Reserva Legal

Em relação à Reserva Legal existe uma argumentação por parte de representantes do setor agropecuário de que pequenos fragmentos de vegetação nativa não teriam importância biológica, não sendo necessária a sua conservação ou restauração (por exemplo, como publicado no editorial do jornal "O Estado de São Paulo" em 02 de dezembro de 2009). No entanto, assim como no caso dos corredores, esses fragmentos têm um papel muito importante como "trampolins ecológicos" ou pontos de ligação, permitindo o fluxo de indivíduos incapazes de atravessar extensas áreas abertas através de paisagens fragmentadas (Metzger 2001). No caso das aves florestais, apesar de muitas espécies desaparecerem desses fragmentos isolados (Stouffer & Bierregaard 1995, Ribon et al. 2003), a importância de pequenas "ilhas" de floresta isoladas já foi claramente demonstrada, sendo que tais áreas tem uma função chave na movimentação de algumas espécies de aves, permitindo que essas se desloquem através da paisagem (Hadley & Betts 2009, Boscolo et al. 2008). Esses dados demonstram que, para a manutenção de uma comunidade de aves florestais na paisagem, além da conservação dos fragmentos é necessário também a restauração florestal nas propriedades com passivos ambientais. Esse processo de restauração deve ser realizado

com espécies nativas, já que trabalhos realizados tanto na Amazônia como na Mata Atlântica demonstraram que os reflorestamentos com exóticas abrigam uma diversidade de aves significativamente menor (Barlow et. al 2007, Marsden et al. 2001, Zurita et al. 2006).

A proposta de compensação da área correspondente a Reserva Legal de uma propriedade em outra propriedade dentro do mesmo bioma também deve ser analisada com cuidado, devendo-se levar em consideração os padrões de distribuição geográfica das espécies. No caso da Mata Atlântica existem quatro centros de endemismo de aves: Pernambuco, Bahia Central, Bahia Costeira e Serra do Mar (Silva et al. 2004). Considerando a existência destes centros de endemismo, a compensação de uma área explorada no Centro Pernambuco com o estabelecimento de Reserva Legal na Serra do Mar tem sérias implicações biológicas, tendo em vista que apesar de estar inserida no mesmo bioma, cada área apresenta composições avifaunísticas diferentes e particulares.

Considerações Finais

O conhecimento científico atual em relação a ecologia das aves brasileiras fornece embasamento técnico suficiente para concluir que as mudanças propostas no atual Código Florestal representarão um impacto negativo para muitas espécies de aves. Porém esse impacto não será negativo apenas para a avifauna, mas também para a própria agricultura. Experimentos realizados na América Central demonstraram claramente que a taxa de remoção de artrópodes no campo, incluindo pestes, aumenta conforme aumenta a riqueza de espécies de aves (Philpott et al. 2009). Em lavouras de café também na América Central, foi demonstrado que as aves reduzem significativamente a infestação do besouro (*Hypothenemus hampei*) nos cafezais, uma das pragas mais danosas para essas plantações em todo o mundo (Johnson et al. 2010). Esses estudos indicam que a integração da produção com a conservação da biodiversidade pode caracterizar um sistema em que todos saem ganhando. Estudos similares, quantificando o papel das aves no controle de pragas e os benefícios para a agricultura são relativamente recentes e no caso do Brasil, ainda ausentes. Mas, com base nos experimentos realizados em outras regiões tropicais, pode-se concluir que a manutenção e recuperação de áreas de Reserva Legal e APP representam ganhos não só para a biodiversidade, mas também para a agricultura através da manutenção de importantes serviços ambientais.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Dr. Carlos Joly e o programa Biota/Fapesp pelo convite para participar do workshop "Impactos potenciais das alterações do Código Florestal Brasileiro na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos" o qual gerou o presente manuscrito. Jaqueline M. Goerck e Adriana Paese revisaram a primeira versão do manuscrito e contribuíram com importantes sugestões.

Referências Bibliográficas

ANJOS, L., VOLPATO, G.H., LOPES, E.V., SERAFINI, P., POLETTO, F. & ALEIXO, A. 2007. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic forest remnant, Southern Brazil. Rev. Bras. Zool. 24:1078-1086.

BANKS-LEITE, C., EWERS, R.M. & METZGER, J.P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. Oikos 119:918-926.

BARLOW, J., MESTRE, L.A.M., GARDNER, T.A. & PERES, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. Biol. Conserv. 136:212-231.

BENCKE, G.A., FONTANA, C.S., DIAS, R.A., MAURÍCIO, G.N., MÄHLER Jr., J.K.F. 2003. Aves. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis, ed.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.447-450.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2009. Data zone. http://www.birdlife.org/datazone/species/index.html? (último acesso em 31/08/2010).

BOSCOLO, D., CANDIA-GALLARDO, C., AWADE, M. & METZGER, J.P. 2008. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. Biotropica 40:273-276.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS - CBRO. 2009. Listas das aves do Brasil. 8. ed. http://www.cbro.org.br (ultimo acesso em 31/08/2010).

DEVELEY, P.F. & STOUFFER, P.C. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. Conserv. Biol. 15:1416-1422.

GUSSONI, C.O.A. 2010. Novas informações sobre a história natural da Maria-da-restinga (Phylloscartes kronei) (Aves, Tyrannidae). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro.

HADLEY, A.S. & BETTS, M. 2009. Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. Biol. Lett. 5:207-210.

JOHNSON, M.D., KELLERMANN, J.L. & STERCHO, M. 2010. Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. Anim. Conserv. 13:140-147.

LEES, A.C. & PERES, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. Conserv. Biol. 22:439-449.

MARSDEN, S.J., WHIFFIN, M., GALETTI, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and eucalyptus plantations around a Brazilian Atlantic forest reserve. Biodivers. Conserv. 10:737-751.

MARTENSEN, A.C., PIMENTEL, R.G. & METZGER, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. Biol. Conserv. 141:2184-2192.

MATTOS, J.C.F., VALE, M.M., VECCHI, M. B. & Alves, M. A. S. 2009. Abundance, distribution and conservation of the Restinga Antwren Formicivora littoralis. Bird Conserv. Int. 19:392-400.

METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? Biota Neotrop. 1:(1-2) http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN00701122001 (último acesso em 31/08/2010).

METZGER, J.P. 2010. O código florestal tem base científica? Nat. Conservação. 8. In press.

PERFECTO, I., VANDREMEER, J.H., BAUTISTA, G.L., NUÑEZ, G.I., GREENBERG, R., BICHIER, P. & LANGRIDGE, S. 2004. Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. Ecology. 85:2677-2681.

PHILPOTT, S. M., SOONG, O., LOWENSTEIN, J. H., PULIDO, A. L., LOPEZ, D.T., FLYNN, D.F.B. & DECLERCK, F. 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. Ecol. Appl. 19:1858-1867.

RIBON, R., SIMON, J.E. & MATTOS, J.E. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments on the Viçosa region, southeastern Brazil. Conserv. Biol. 17:1827-1839.

SILVA, J.M.C., SOUSA,M.C. & CASTELLETTI, C.H.M. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. Global Ecol. Biogeogr. 13: 85-92.

STATTERSFIELD, A.J., CROSBY, M.J., LONG, A.J. & WEGE, D.C. 1998. Endemic bird areas of the world: priorities for bird conservation. BirdLife International, Cambridge.

STOUFFER, P.C. & BIERREGAARD Jr., R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. Ecology 76:2429-2445.

TUBELIS, D.P., COWLING, A. & DONNELLY, C. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. Biol. Conserv. 118:353-364.

ZURITA, G.A., REY, N., VARELA, D.M., VILLAGRA, M. & BELLOCQ, M.I. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. Forest Ecol. Manag. 235:164-173.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 30/09/2010
Publicado em 15/10/2010

Lepidopterofauna (Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Chandless e arredores, Acre, Brasil

Olaf Hermann Hendrik Mielke[1,2], Eduardo Carneiro[1] & Mirna Martins Casagrande[1]

[1]Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná – UFPR, CP 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil
[2]Autor para correspondência: Olaf Hermann Hendrik Mielke, e-mail: mielkeomhesp@ufpr.br

MIELKE, O.H.H., CARNEIRO, E. & CASAGRANDE, M.M. **Lepidopterofauna (Papilionoidea e Hesperioidea) of the Parque Estadual do Chandless and surroundings, Acre, Brazil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?inventory+bn03210042010.

Abstract: Given the absence of Lepidoptera inventories in the State of Acre and its scarcity in the Brazilian Amazon forest, this study aimed to list the species of Hesperioidea and Papilionoidea present in the Parque Estadual do Chandless and surroundings. The access to the region is complicated and it has no infrastructure for scientific research. During 14 days, the butterflies were collected with entomological nets, traps and Ahrenholz's technique in different environments in the park and its surroundings. A total of 482 species were identified, none of them present in red lists of endangered species. It is expected a significantly greater number of species after the addition of new collections in other seasons, as the Jacknife 1 estimate does not reach its asymptote, or as compared to inventories in nearby areas that list nearly 1700 species after a greater sampling effort.
Keywords: *amazonian forest, butterflies, inventory, protected area.*

MIELKE, O.H.H., CARNEIRO, E. & CASAGRANDE, M.M. **Lepidopterofauna (Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Chandless e arredores, Acre, Brasil**. Biota Neotrop. 10(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?inventory+bn03210042010.

Resumo: Tendo em vista a ausência de inventários lepidopterológicos no Estado do Acre e sua escassez no bioma amazônico brasileiro, o presente estudo objetivou contribuir para a construção da lista de Hesperioidea e Papilionoidea presentes no Parque Estadual do Chandless, localizado em uma região de difícil acesso e sem infra-estrutura para pesquisa científica. Durante 14 dias foram realizadas coletas com redes entomológicas, armadilhas e técnica de Ahrenholz em diferentes ambientes que caracterizam o parque e seus arredores. Foram identificadas ao total 482 espécies, nenhuma delas presente em listas vermelhas de espécies ameaçadas. É esperado um número significativamente maior de espécies após a adição de novas coletas em outras estações do ano, visto a estimativa Jacknife 1 não atingir sua assíntota, ou mesmo em comparação a inventários em áreas próximas que listam, após um intenso esforço amostral, até cerca de 1700 espécies.
Palavras-chave: *floresta amazônica, borboletas, inventário, unidade de conservação.*

Introdução

A grande e exuberante biodiversidade concentrada nos trópicos tem sido alvo de admiração do naturalismo desde a descoberta das Américas, culminando com a visita de naturalistas de expressão histórica como Darwin, Wallace, Bates e Müller (Lewinsohn et al. 2005). Entretanto, o conhecimento acumulado até então desta diversidade, tão qual comparada à diversidade estimada no mundo, ainda sugere uma larga ignorância de sua magnitude (ver Endler 1982, Erwin 1982, 1991, May 1988, Stork 1988, Gaston 1991). Como agravante, as políticas públicas brasileiras, ligadas a um país de maior biodiversidade do mundo (McNelly et al. 1990), ainda incentivam a conversão de grandes porções de hábitats naturais em paisagens antrópicas, onde se imagina que como consequência, resultou na extinção de muitas espécies antes mesmo de serem descritas (Stork 1988, Brown Jr. & Brown 1992, Casagrande et al. 1998, Dunn 2005).

Os estudos que tem por objetivo inventariar a fauna e a flora locais são as ferramentas mais efetivas para o suprimento dessas lacunas. Além de prestar auxílio para a descoberta de novas espécies, também são considerados hoje fundamentais para a implementação de unidades de conservação (Terborgh & Winter 1983, Scott et al. 1987), visando a contextualização da importância da área ou para a caracterização de suas particularidades. Além disso, os inventários também são ótimas ferramentas para a determinação dos limites de distribuição das espécies, contribuindo para o conhecimento de endemismos e áreas prioritárias para conservação (Lewinsohn et al. 2005). Seus resultados podem apontar a presença de espécies ameaçadas de extinção (Brown Jr. & Freitas 2000b, Carneiro et al. 2008a) ou mesmo redescobrir populações já consideradas extintas.

Embora Lepidoptera seja certamente o grupo de insetos melhor inventariado dentre as quatro ordens megadiversas de insetos (Gaston 1991), este grau de inventariamento é somente elevado no hemisfério norte, e mesmo assim, sua contribuição sistemática é pouco relevante frente a toda sistemática de Lepidoptera (Kristensen et al. 2007). No Brasil em especial, a escassez de estudos dessa natureza é agravada pela má distribuição destes, altamente correlacionada com a ocupação humana incluindo a residência de pesquisadores, e que acabam por gerar lacunas no conhecimento, representadas por enormes áreas ainda sem quaisquer registros de fauna (Carneiro et al. 2008b).

Além de atrair um imenso carisma devido à beleza exuberante de suas formas e cores, as borboletas são usualmente citadas com potencial uso como espécies-bandeira (DeVries & Walla 2001), espécies guarda-chuva (New 1997), indicadores ambientais (Brown Jr. & Freitas 2000a), por apresentarem alta sensibilidade à alterações ambientais, mesmo em curto prazo, ou caracterização da tipologia ambiental atual ou histórica de uma determinada região (Gutiérrez 1997).

Tendo em vista a ausência de informações sobre a lepidopterofauna do Acre, as grandes dificuldades de acesso e logística para produção científica na região e as recomendações para produção prioritária desse tipo de estudo no bioma amazônico (Carneiro et al. 2008b), este estudo objetiva listar as espécies de borboletas presentes no Parque Estadual do Chandless e seus arredores, e assim contribuir para a catalogação da lepidopterofauna do Brasil.

Material e Métodos

Entre os dias 3 e 16 de agosto de 2008 foram realizadas coletas diárias no interior do Parque Estadual do Chandless, Santa Rosa do Purús e seus arredores, na região Centro-Sul do Acre. Diferentes ambientes foram percorridos a fim de inventariar a maior diversidade possível de lepidópteros (Brown Jr. 1972), onde se destacam: floresta ombrófila aberta, floresta ombrófila aberta com predominância de bambus (tabocais), praias do Rio Purús e regiões antropizadas, como os arredores da cidade e estradas que levam ao parque.

Três diferentes metodologias foram empregadas para coletas de grupos distintos de borboletas. A busca ativa de exemplares, método tradicionalmente utilizado para coleta de grande parte das espécies de Lepidoptera, deu-se mediante o uso de rede entomológica, onde foram percorridas trilhas pelas referidas localidades, entre o período de 9:00 às 16:00 horas. Adicionalmente, 10 armadilhas para Lepidoptera (padrão DeVries 1987), com iscas de peixe em decomposição como atrativo, foram penduradas a aproximadamente 1 m do solo no sub-bosque da floresta e da floresta com bambús. As armadilhas eram vistoriadas constantemente para retirada dos exemplares. Por fim, ao longo de cada trilha, foram depositados sobre a superfície adaxial de folhas, inúmeros fragmentos de guardanapos brancos umedecidos com saliva humana, utilizados como atrativo principal para espécies de Hesperiidae (técnica de Ahrenholz), como proposto por Lamas et al. (1993).

Todos os espécimes capturados foram sacrificados através de aperto no tórax, metodologia tradicionalmente utilizada para evitar a danificação das asas e necessária para identificação precisa a nível específico. Os procedimentos de coleta e preparação do material se mantiveram de acordo com as normas internacionais, enquanto as identificações se basearam em revisões e descrições de gêneros e espécies em literatura, e comparações com exemplares previamente identificados e disponíveis na Coleção de Entomologia Padre Jesus Santiago Moure, Departamento de Zoologia na Universidade Federal do Paraná. Nessa mesma coleção encontram-se depositados os exemplares capturados durante a expedição. A classificação sistemática adotada segue basicamente aquela proposta por Lamas (2004).

1. Caracterização da área

Localizado no Centro-Sul do Estado do Acre (Figura 1) e marginando a fronteira brasileira com o Perú, o Parque Estadual do Chandless é a segunda maior unidade de conservação do estado com 695,3 mil ha. A vegetação amazônica predominante é denominada Floresta Ombrófila Aberta, considerada uma forma de transição entre a floresta amazônica e áreas extra-amazônicas. Caracterizada por uma fisionomia florestal aberta, com árvores de baixa altura, raramente excedendo 20 m, sub-bosque de três tipos característicos com predominância de bambus, palmeiras e cipós. O relevo é ondulado e varia entre 200-390 m de altitude. O clima da região é Ami quente e úmido, segundo a classificação de Köppen, e se caracteriza por uma pluviosidade relativamente baixa e alta sazonalidade, indicando variações pluviométricas entre 1566-2425 mm. com precipitação média anual de 2.152 mm e período seco se estendendo a quatro meses no ano (Daly & Silveira 2008).

Resultados

No Parque Estadual do Chandless e arredores foram confirmadas 482 espécies de borboletas, conforme Tabela 1, perfazendo a primeira lista de lepidopterofauna já publicada para uma localidade no Acre.

Sobre a composição de espécies encontradas, verificou-se Nymphalidae e Hesperiidae como as famílias mais ricas (172 e 168 spp. respectivamente), seguidos por Riodinidae (83 spp.), Lycaenidae (30 spp.), Pieridae (19 spp.) e Papilionidae (10 spp.) (Figura 2). Com relação às subfamílias, Pyrginae, Riodininae e Hesperiinae foram as mais representativas compreendendo cerca de metade de todas as espécies listadas (Figura 3).

Discussão

O número de espécies registrados no Parque Estadual do Chandless é consideravelmente baixo (apenas 482) quando comparado a inventários realizados em regiões próximas: Parque Nacional del Manu, Peru, 1300 spp. (Robbins et al. 1996); Tambopata,

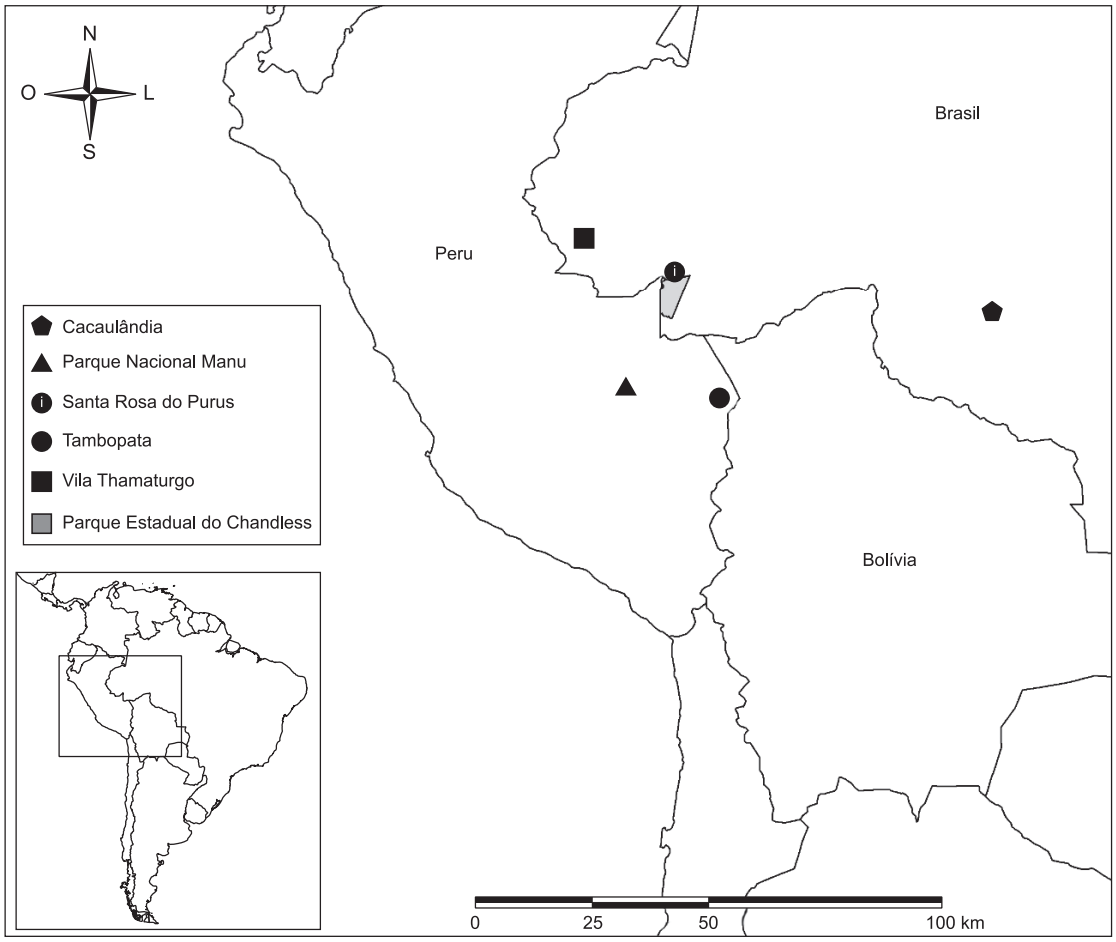


Figura 1. Mapa da localização do Parque Estadual do Chandless e inventários realizados em proximidades amazônicas.
Figure 1. Map from Parque Estadual do Chandless location with inventories made on amazon nearby localities.

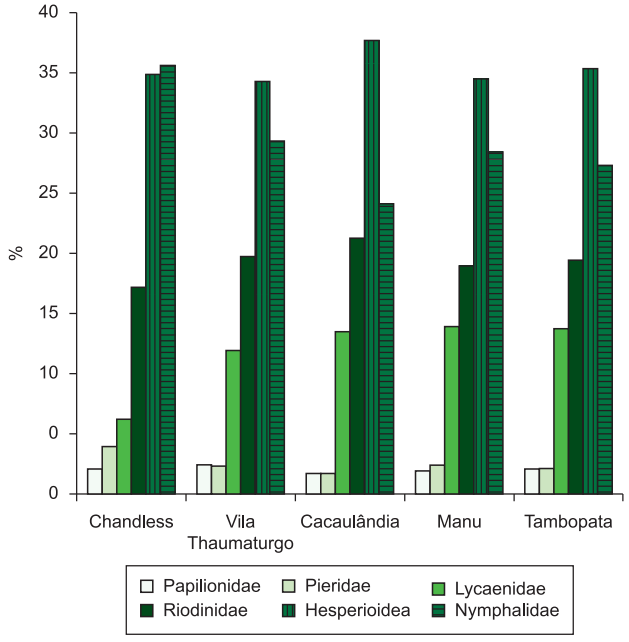


Figura 2. Percentual da riqueza entre as famílias de borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Chandless, comparada a inventários realizados em localidades próximas (Brown Jr. & Freitas 2002).

Figure 2. Richness percentual distributed between butterfly families (Papilionoidea e Hesperioidea) from Parque Estadual do Chandless, compared to inventories realized on nearby localities (Brown Jr. & Freitas 2002).

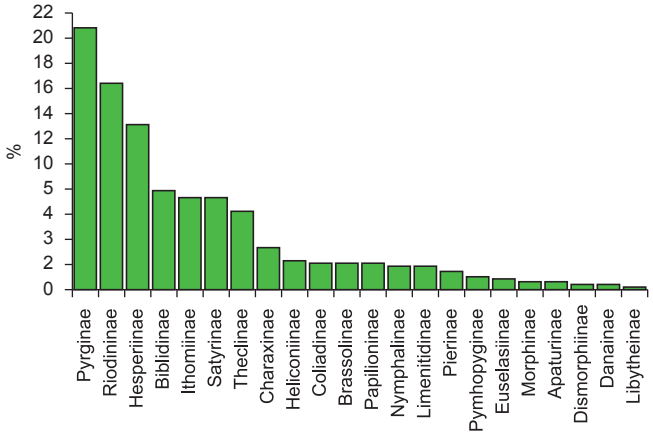


Figura 3. Percentual da riqueza entre as subfamílias de borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Chandless.

Figure 3. Richness percentual distributed between butterfly subfamilies (Papilionoidea e Hesperioidea) from Parque Estadual do Chandless.

Tabela 1. Lista de espécies de borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) encontradas no Parque Estadual do Chandless e arredores.
Table 1. Butterfly species list (Papilionoidea e Hesperioidea) registered in Parque Estadual do Chandless and surroundings.

Papilionoidea	
Papilionidae	
Papilioninae	
Leptocircini	*Protesilaus protesilaus protesilaus* (Linnaeus, 1758)
	Protesilaus telesilaus telesilaus (Felder & Felder, 1864)
	Protographium agesilaus autosilaus (Bates, 1861)
Troidini	*Battus polydamas polydamas* (Linnaeus, 1758)
	Parides anchises drucei (Butler 1874)
	Parides sesostris sesostris (Cramer, 1779)
Papilionini	*Heraclides anchisiades anchisiades* (Esper, 1788)
	Heraclides thoas cyniras (Ménétriés, 1857)
	Heraclides torquatus torquatus (Cramer, 1777)
	Pterourus zagreus nigroapicalis Bollino & Sala, 1998
Pieridae	
Dismorphiinae	*Enantia lina galanthis* (Bates, 1861)
	Anteos menippe (Hübner, [1818])
Coliadinae	*Aphrissa statira statira* (Cramer, 1777)
	Eurema albula albula (Cramer, 1775)
	Eurema arbela arbela Geyer, 1832
	Eurema elathea obsoleta (Jörgensen, 1932)
	Leucidia brephos (Hübner, [1809])
	Phoebis argante argante (Fabricius, 1775)
	Phoebis philea philea (Linnaeus, 1763)
	Phoenis sennae marcellina (Cramer, 1777)
	Pyrisitia leuce leuce (Boisduval, 1836)
	Rhabdodryas trite trite (Linnaeus, 1758)
Pierinae	*Ascia monusta automate* (Burmeister, 1878)
	Ganyra phaloe phaloe (Godart, 1819)
	Glutophrissa drusilla drusilla (Cramer, 1777)
	Itaballia demophile lucania (Fruhstorfer, 1907)
	Itaballia pandosia pisonis ((Hewitson, 1861)
	Perrhybris pamela mazuka Lamas, 1981
	Pieriballia viardi rubecula (Fruhstorfer, 1907)
Nymphalidae	
Danainae	
Euploeini	*Lycorea halia pales* Felder & Felder, 1862
	Danaus plexippus megalippe (Hübner, [1826])
Ithomiinae	
Tithoreini	*Tithorea harmonia brunnea* Haensch, 1905
	Aeria eurimedia nigricola (Felder & Felder, 1862)
Melinaeini	*Melinaea menophilus orestes* Salvin, 1871
	Melinaea satevis lamasi K. Brown, 1977
Mechanitini	*Methona confusa psamathe* Godman & Salvin, 1898
	Thyridia psidii ino Felder & Felder, 1862
	Scada reckia labyrintha Lamas, 1985
	Forbestra olivencia aeneola Fox, 1967
	Mechanitis lysimnia menecles Hewitson, 1860
	Mechanitis mazaeus mazaeus Hewitson, 1860
	Mechanitis polymnia angustifascia Talbot, 1928
Napeogenini	*Hypothyris cantobrica nundina* (D'Almeida, 1945)

Tabela 1. Continuação...

Papilionoidea	
	Hypothyris euclea callanga (Haensch, 1905)
	Hypothyris semifulva virgilini (Riley, 1919)
	Napeogenes duessa duessa (Hewitson, [1859])
	Napeogenes larina deucalion Haensch, 1905
	Napeogenes pharo pharo (Felder & Felder, 1862)
	Napeogenes sylphis sylphis (Guérin-Méneville, [1844])
Oleriini	*Hyposcada anchiala anchiala* (Hewitson, 1868)
	Oleria alexina didymaea (Hewitson, 1876)
	Oleria astraea burchelli (Sanders, 1904)
	Oleria gunilla ssp.
	Oleria victorine graziella (Oberthür, 1879)
Dircennini	*Ceratinia tutia fuscens* (Haensch, 1905)
	Callithomia alexirrhoe thornax Bates, 1862
	Callithomia lenea zelie (Guérin-Méneville, [1844])
	Dircenna loreta acreana D'Almeida, 1950
	Pteronymia sao guntheri Lamas, 1985
	Pteronymia vestilla ucaya Haensch, 1909
Godyridini	*Hypoleria lavinia cajona* Haensch, 1905
	Brevioleria aelia brevicula (D'Almeida, 1951)
	Brevioleria arzalia ssp.
	Heterosais giulia nephele (Bates, 1862)
	Pseudoscada florula ssp.
	Pseudoscada timna ssp.
Morphinae	
Morphini	*Antirrhea taygetina taygetina* (Butler, 1868)
	Morpho achilles phokylides Fruhstorfer, 1912
	Morpho helenor theodorus Fruhstorfer, 1907
Brassolinae	
Biini	*Bia actorion actorion* (Linnaeus, 1763)
Brassolini	*Caligo eurilochus pallidus* Fruhstorfer, 1912
	Caligo idomeneus idomenides Fruhstorfer, 1903
	Caligo illioneus praxsiodus Fruhstorfer, 1912
	Catoblepia berecynthia adjecta Stichel, 1906
	Opotera aorsa hilara Stichel, 1902
	Opsiphanes cassiae cassiae (Linnaeus, 1758)
	Opsiphanes invirae amplificatus Stichel, 1904
Naropini	*Narope cyllabarus* Westwood, 1851
	Narope nesope Hewitson, 1869
Satyrinae	
Haeterini	*Haetera piera pakitza* Lamas, 1998.
	Pierella astyoche stollei Ribeiro, 1931
	Pierella hortona albofasciata Rosenberg & Talbot, 1914
	Pierella lamia chalybaea Godman, 1905
	Pierella lena brasiliensis (Felder & Felder, 1862)
Satyrini	*Caeruleuptychia aegrota* (Butler, 1867)
	Caeruleuptychia caerulea (Butler, 1869)
	Caeruleuptychia glauca (Weymer, 1911)
	Caeruleuptychia helios (Weymer, 1911)
	Chloreuptychia herseis (Godart, [1824])
	Chloreuptychia tolumnia (Cramer, 1777)
	Cissia penelope (Fabricius, 1775)

Tabela 1. Continuação...

Papilionoidea	
	Cissia proba (Weymer, 1911)
	Euptychia enyo Butler, 1867
	Euptychia westwoodi Butler 1867
	Harjesia oreba (Butler, 1870)
	Hermeuptychia hermes (Fabricius, 1775)
	Magneuptychia fugitiva Lamas, [1997]
	Magneuptychia moderata (Weymer, 1911)
	Magneuptychia ocypete (Fabricius, 1776)
	Pareuptychia hesionides Forster, 1964
	Posttaygetis penelea (Cramer, 1777)
	Pseudodebis marpessa (Hewitson, 1862)
	Rareuptychia clio (Weymer, 1911)
	Splendeuptychia ashna (Hewitson, 1869)
	Splendeuptychia aurigera (Weymer, [1811])
	Taygetis cleopatra Felder & Felder, 1867
	Taygetis rufomarginata Staudinger, 1888
	Taygetis sylvia Bates, 1866
	Taygetomorpha celia (Cramer, 1779)
	Yphthymoides argyrospila (Butler, 1867)
	Yphthimoides sp.
	Zischkaia amalda (Weymer, 1911)
	Gen. sp. ign.
	Amphidecta calliomma (Felder & Felder, 1862)
Charaxinae	
Anaeini	*Consul fabius fulvus* (Butler, 1875)
	Fountainea halice halice (Godart, [1824])
	Fountainea ryphea ryphea (Cramer, 1775)
	Memphis acidalia memphis (Felder & Felder, 1867)
	Memphis glauce glauce (Felder & Felder, 1862)
	Memphis lemnos (H. Druce, 1877)
	Memphis moruus morpheus (Staudinger, [1886])
	Memphis phantes phantes (Hopffer, 1874)
	Memphis polycarmes (Fabricius, 1775)
	Memphis praxias praxias (Hopffer, 1874)
	Memphis xenocles xenocles (Westwood, 1850)
	Zaretis itys itys (Cramer, 1777)
Preponini	*Agrias claudina sardanapalus* Bates, 1860
	Archaeoprepona demophon demophon (Linnaeus, 1758)
	Prepona laertes demodice (Godart, [1824])
	Prepona pylene eugenes Bates, 1865
Apaturinae	*Doxocopa agathina agathina* (Cramer, 1777)
	Doxocopa lavinia (Butler, 1866)
	Doxocopa pavon pavon (Latreille, [1809])
Biblidinae	
Cyrestini	*Marpesia chiron marius* (Cramer, 1779)
	Marpesia egina (Bates, 1865)
	Marpesia furcula oechalia (Westwood, 1850)
	Marpesia petreus petreus (Cramer, 1776)
	Marpesia themistocles norica (Hewitson, 1852)
Biblidini	*Biblis hyperia laticlavia* (Thieme, 1904)
	Vila azeca azeca (Doubleday, [1848])

Tabela 1. Continuação...

Papilionoidea	
	Vila emilia caecilia (Felder & Felder, 1862)
	Vila cacica Staudinger, 1886
	Eunica clytia (Hewitson, 1852)
	Eunica caelina alycia Fruhstorfer, 1909
	Eunica eurota eurota (Cramer, 1775)
	Eunica marsolia fasula Jenkins, 1990
	Eunica mygdonia mygdonia (Godart, [1824])
	Eunica tatila bellaria Frustorfer, 1908
	Eunica volumna celma (Hewitson, 1852)
	Myscelia capenas capena (Hewitson, [1857])
	Nessaea hewitsonii boliviensis Jenkins, 1989
	Nessaea obrinus lesoudieri Le Moult, 1933
	Batesia hypochlora hypoxantha Salvin & Godman, 1868
	Hamadryas arinome arinome (Lucas, 1853)
	Hamadryas chloe chloe (Stoll, 1782)
	Panacaea prola amazonica Fruhstorfer, 1915
	Epiphile lampethusa lampethusa Doubleday, [1848]
	Nica flavilla sylvestris Bates, 1864
	Pyrrhogyra amphiro amphiro Bates, 1865
	Pyrrhogyra crameri hagnodorus Frustorfer, 1908
	Pyrrhogyra otolais olivença Bates, 1864
	Temenis laothoe laothoe (Cramer, 1777)
	Dynamine aerata (Butler, 1877)
	Dynamine agacles agacles (Dalman, 1823)
	Dynamine athemon barreiroi Fernández, 1928
	Dynamine artemisia glauce (Bates, 1865)
	Dynamine chryseis (Bates, 1865)
	Dynamine gisella (Hewitson, 1857)
	Dynamine sosthenes smerdis Tessmann, 1928
	Diaethria clymena peruviana (Guenée, 1872)
	Paulogramma pyracmon peristera (Hewitson, 1853)
Nymphalinae	
Coeini	*Baeotus deucalion* (Felder & Felder, 1860)
	Historis acheronta acheronta (Fabricius, 1775)
	Historis odius dious Lamas, 1995
	Tigridia acesta tapajona (Butler, 1873)
Kallimini	*Anartia jatrophae jatrophae* (Linnaeus, 1763)
	Junonia evarete evarete (Cramer, 1779)
Melitaeini	*Eresia clio clio* (Linnaeus, 1758)
	Eresia eunice eunice (Hübner, [1807])
	Telenassa teletusa burchelli (Moulton, 1909)
Limenitidinae	
Limenitidini	*Adelpha attica attica* (Felder & Felder, 1867)
	Adelpha cocala cocala (Cramer, 1779)
	Adelpha epione epione (Godart, [1824])
	Adelpha iphiclus iphiclus (Linnaeus, 1758)
	Adelpha jordani Fruhstorfer, 1913
	Adelpha malea aethalia (Felder & Felder, 1861)
	Adelpha messana delphicola Fruhstorfer, 1910
	Adelpha plesaure phliassa (Godart, [1824]
	Actinote pellenea hyalina Jordan, 1913

Tabela 1. Continuação...

Papilionoidea	
Heliconiinae	
Acraeini	*Dryas iulia alcionea* (Cramer, 1779)
	Philaethria dido dido (Linnaeus, 1763)
Heliconiini	*Neruda aeode manu* (Lamas, 1976)
	Eueides aliphera aliphera (Godart, 1819)
	Eueides isabella huebneri Ménétriés, 1857
	Heliconius burneyi koenigi Neukirchen, 1995
	Heliconius erato luscombei Lamas, 1976
	Heliconius melpomene schunkei Lamas, 1976
	Heliconius numata lyrcaeus Weymer, 1891
	Heliconius sara thamar (Hübner, 1806)
	Heliconius wallacei flavescens Weymer, 1891
Libytheinae	*Libytheana carinenta carinenta* (Cramer, 1777)
Riodinidae	
Euselasiinae	
Euselasiini	*Euselasia arbas* (Stoll, 1781)
	Euselasia authe ocalea (H. Druce, 1904)
	Euselasia eutychus (Hewitson, 1856)
	Euselasia sp.
Riodininae	
Mesosemiini	*Mesosemia judicialis* (Butler, 1874)
	Mesosemia misipsa Hewitson 1859
	Mesosemia sirenia (Stichel, 1909)
	Mesosemia sp. 1
	Mesosemia sp. 2
	Semomesia croesus siccata Stichel, 1919
	Ithomiola floralis celtina (Hewitson, 1870)
	Ithomiola orpheus (Westwood, 1851)
	Hyphilaria parthenis (Westwood, 1851)
	Napaea beltiana (Bates, 1867)
Eurybiini	*Eurybia franciscana* Felder & Felder, 1862
	Eurybia halimede halimede (Hübner, [1807])
	Eurybia nicaeus nicaeus (Fabricius, 1775)
	Alesa amesis (Cramer, 1777)
	Alesa telephae (Godart, [1824])
Riodinini	*Ancyluris melior* Stichel, 1910
	Rhetus arcius huana (Saunders, 1859)
	Rhetus periander periander (Cramer, 1777)
	Chalodeta theodora (Felder & Felder, 1862)
	Metacharis lucius (Fabricius, 1793)
	Cartea vitula vitula (Hewitson, [1853])
	Cartea ucayala Thieme, 1907
	Charis anius (Cramer, 1776)
	Detritivora cleonus (Stoll, 1781)
	Detritivora zama (Bates, 1868)
	Caria plutargus amazonica (Bates, 1868)
	Caria sp. 1
	Caria sp. 2
	Caria sp. 3
	Crocozona coecias coecias (Hewitson, 1866)
	Lasaia agesilas agesilas (Latreille, [1809])

Tabela 1. Continuação...

Papilionoidea	
	Amarynthis meneria (Cramer, 1776)
	Riodina lysippus lysias Stichel, 1910
	Melanis smithiae smithiae (Westwood, 1851)
Symmachiini	*Mesene leucophrys* Bates, 1868
	Mesene sp.
Helicopini	*Sarota acantus* (Stoll, 1782)
	Sarota completa Hall, 1998
	Anteros formosus formosus (Cramer, 1777)
	Ourocnemis archytas (Stoll, 1787)
inc. sedis	*Calydna caieta* Hewitson, 1854
	Calydna catana Hewitson, 1859
	Calydna cea Hewitson, 1859
	Calydna charila Hewitson, 1854
	Calydna hiria (Godart, [1824])
	Calydna micra Bates, 1868
	Emesis condigna Stichel, 1925
	Emesis mandana mandana (Cramer, 1780)
	Emesis ocypore ocypore (Geyer, 1837)
	Emesis temesa temesa (Hewitson, 1870)
	Emesis spreta Bates, 1868
Nymphidiini	*Thisbe hyalina* (Butler, 1867)
	Thisbe irenea ssp.
	Juditha azan completa (Lathy, 1904)
	Juditha sp. 1
	Synargis orestessa Hübner, [1819]
	Menander pretus pretus (Cramer, 1777)
	Calospila parthaon (Dalman, 1823)
	Calospila rhesa (Hewitson, 1858)
	Calospila sp.
	Adelotypa epixanthe (Stichel, 1911)
	Adelotypa leucophaea (Hübner, [1821])
	Adelotypa tinea (Bates, 1868)
	Adelotypa violacea (Butler, 1867)
	Setabis epitus epiphanis (Stichel, 1910)
	Setabis flammula (Bates, 1868)
	Nymphidium acherois erymanthus Ménétriés, 1855
	Nymphidium ascolia augea H. Druce, 1904
	Nymphidium azanoides amazonensis Callaghan, 1986
	Nymphidium baeotia Hewitson, [1853]
	Nymphidium caricae parthenium Stichel, 1924
	Nymphidium lisimon lisimon (Stoll, 1790)
	Nymphidium leucosa medusa H. Druce, 1904
	Nymphidium omois Hewitson, 1865
	Theope eurygonina Bates, 1868
	Theope nycteis (Westwood, 1851)
	Theope pedias Herrich-Schäffer, [1853]
Stalachtini	*Stalachtis calliope calliope* (Linnaeus, 1758)
	Stalachtis euterpe latefasciata Staudinger, 1888
Lycaenidae	
Theclinae	
Eumaeini	*Enos maculata* (Lathy, 1936)

Tabela 1. Continuação...

Papilionoidea	
	Arawacus separata (Lathy, 1926)
	Calycopis malta (Schaus, 1902)
	Calycopis trebula (Hewitson, 1868)
	Calycopis orcillula (Strand, 1916)
	Calycopis bellera (Hewitson, 1877)
	Calycopis cerata (Hewitson, 1877)
	Calycopis sp.
	Chalybs janias (Cramer, 1779)
	Chlorostrymon telea (Hewitson, 1868)
	Celmia celmus (Cramer, 1775)
	Dicya carnica (Hewitson, 1873)
	Eumaeus toxana (Boisduval, 1870)
	Exorbaeta metanira (Hewitson, 1867)
	Janthecla leea Venables & Robbins, 1991
	Janthecla sista (Hewitson, 1867)
	Kolana ligurina (Hewitson, 1874)
	Ocaria ocrisia (Hewitson, 1868)
	Paiwarria telemus (Cramer, 1775)
	Panthiades phaleros (Linnaeus, 1767)
	Siderus athymbra (Hewitson, 1867)
	Siderus leucophaeus (Hübner, [1813])
	Strephonota purpurantes (H. H. Druce, 1907)
	Strephonota sphinx (Fabricius, 1775)
	Strymon sp.
	Theritas hemon (Cramer, 1775)
	Tmolus cydrara (Hewitson, 1868)
	Tmolus echion (Linnaeus, 1767)
	Strephonota cylarissus (Herbst, 1800)
	Ziegleria hesperitis (Butler & H. Druce, 1872)
Hesperioidea	
Hesperiidae	
Pyrrhopyginae	
Passovini	*Myscelus amystis mysus* Evans, 1951
	Myscelus epimachia epimachia Herrich-Schäffer, 1869
Pyrrhopygini	*Elbella etna* Evans, 1951
	Elbella intersecta intersecta (Herrich-Schäffer, 1869)
	Jemadia gnetus (Fabricius, 1781)
Pyrginae	
Eudamini	*Aguna coelus* (Stoll, 1781)
	Aguna coeloides Austin & Mielke, 1998
	Aguna latifascia Austin & Mielke, 1998
	Aguna metophis (Latreille, [1824])
	Aguna parva Austin & Mielke, 1998
	Aguna squamalba Austin & Mielke, 1998
	Aguna sp.
	Astraptes alardus alardus (Stoll, 1790)
	Astraptes alector hoppferi (Plötz, 1881)
	Astraptes cretatus cretatus (Hayward, 1939)
	Astraptes creteus creteus (Cramer, 1780)
	Astraptes fulgerator fulgerator (Walch, 1775)
	Astraptes latimargo tinda Evans, 1952

Tabela 1. Continuação...

Hesperioidea	
	Augiades crinisus (Cramer, 1780)
	Bungalotis midas (Cramer, 1775)
	Cabirus procas junta Evans, 1952
	Celaenorrhinus jao (Mabille, 1889)
	Celaenorrhinus sp.
	Chrysoplectrum bahiana bahiana (Herrich-Schäffer, 1869)
	Codatractus sp.
	Drephalys (*Drephalys*) *alcmon* (Cramer, 1779)
	Entheus matho dius Mabille, 1898
	Entheus latebrosus Austin, 1997
	Epargyreus clavicornis clavicornis (Herrich-Schäffer, 1869)
	Hyalothyrus neleus neleus (Linnaeus, 1758)
	Phanus ecitonorum Austin, 1993
	Phanus marshalli (Kirby, 1880)
	Phanus vitreus (Stoll, 1781)
	Polythrix auginus (Hewitson, 1867)
	Polythrix octomaculata (Sepp, [1844])
	Proteides mercurius mercurius (Fabricius, 1787)
	Urbanus chalco (Hübner, 1823)
	Urbanus dorantes dorantes (Stoll, 1790)
	Urbanus doryssus doryssus (Swainson, 1831)
	Urbanus esma Evans, 1952
	Urbanus reductus (Riley, 1919)
	Urbanus simplicius (Stoll, 1790)
	Urbanus teleus (Hübner, 1821)
	Urbanus velinus (Plötz, 1880)
Pyrgini	*Achlyodes busirus heros* Ehrmann, 1909
	Achlyodes mithridates thraso (Hübner, [1807])
	Aethilla echina echina Hewitsoin, 1870
	Anastrus neaeris narva Evans, 1953
	Anastrus sempiternus simplicior (Möschler, 1877)
	Anastrus tolimus robigus (Plötz, 1884)
	Anisochoria pedaliodina pedaliodina (Butler, 1870)
	Antigonus erosus (Hübner, [1812])
	Antigonus decens Butler, 1874
	Antigonus nearchus (Latreille, 1817)
	Bolla atahuallpai (Lindsey, 1925)
	Bolla cupreiceps (Mabille, 1891)
	Carrhenes leada (Butler, 1870)
	Carrhenes fuscescens conia Evans, 1953
	Cycloglypha enega (Möschler, 1877)
	Cyclosemia elelea (Hewitson 1878)
	Cyclosemia herennius herennius (Stoll, 1782)
	Ebrietas anacreon anacreon (Staudinger, 1876)
	Ebrietas evanidus Mabille, 1898
	Eracon paulinus (Stoll, 1782)
	Gorgopas chlorocephala chlorocephala (Herrich-Schäffer, 1870)
	Gorgopas trochilus (Hopffer, 1874)
	Gorgythion beggina escalophoides Evans, 1953
	Gorgythion plautia (Möschler, 1877)

Tabela 1. Continuação...

Hesperioidea	
	Helias phalaenoides phalaenoides Fabricius, 1807
	Heliopetes alana (Reakirt, 1868)
	Marela tamyris tamba Evans, 1953
	Milanion pilumnus pilumnus Mabille & Boullet, 1917
	Morvina fissimacula rema Evans, 1953
	Myrinia santa santa Evans, 1953
	Nisoniades macarius (Herrich-Schäffer, 1870)
	Nisoniades mimas (Cramer, 1775)
	Nisoniades rimana (Bell, 1942)
	Ouleus accedens noctis (Lindsey, 1925)
	Ouleus fridericus fridericus (Geyer, 1832)
	Ouleus juxta juxta (Bell, 1934)
	Paches trifasciatus Lindsey, 1925
	Pachyuneuria herophile (Hayward, 1940)
	Pellicia klugi Williams & Bell, 1939
	Plumbago plumbago (Plötz, 1884)
	Polyctor polyctor polyctor (Prittwitz, 1868)
	Pyrgus orcus (Stoll, 1780)
	Pythonides grandis assecla Mabille, 1883
	Pythonides herennius herennius (Geyer, 1832)
	Pythonides maraca Mielke & Casagrande, 1992
	Quadrus cerialis (Stoll, 1782)
	Quadrus contubernalis contubernalis (Mabille, 1883)
	Quadrus deyrollei porta Evans, 1953
	Sostrata pusilla pusilla Godman & Salvin, 1895
	Spioniades artemides (Stoll, 1782)
	Staphylus astra (Williams & Bell, 1940)
	Staphylus lizeri lizeri (Hayward, 1938)
	Staphylus melangon melangon (Mabille, 1883)
	Staphylus oeta (Plötz, 1884)
	Staphylus putumayo (Bell, 1937)
	Telemiades amphion misitheus Mabille, 1888
	Telemiades antiope tosca Evans, 1953
	Telemiades delalande (Latreille, [1824])
	Telemiades penidas (Hewitson, 1867)
	Telemiades sp.
	Zera tetrastigma tetrastigma (Sepp, [1847])
Hesperiinae	*Aides duma argyrina* Cowan, 1970
	Alera manu Mielke & Casagrande, 2004
	Arita arita (Schaus, 1902)
	Artines focus Evans, 1955
	Callimormus corades (Felder, 1862)
	Callimormus radiola radiola (Mabille, 1878)
	Carystus hocus Evans, 1955
	Carystus ploetzi Mielke & Casagrande, 2002
	Conga chydaea (Butler, 1877)
	Cymaenes alumna (Butler, 1877)
	Cymaenes sp.
	Decinea decinea derisor (Mabille, 1891)
	Ebusus ebusus ebusus (Cramer, 1780)
	Enosis blotta Evans, 1955

Tabela 1. Continuação...

Hesperioidea	
	Eutychide subcordata subcordata (Herrich-Schaeffer, 1869)
	Flaccilla aecas (Stoll, 1781)
	Joanna boxi Evans, 1955
	Lycas godart godart (Latreille, [1824])
	Moeros moeros (Möschler, 1877)
	Molo sp.
	Morys geisa geisa (Möschler, 1879)
	Eutychide subpunctata intermedia de Jong, 1983
	Neoxeniades braesia braesia (Hewitson, 1867)
	Nyctelius nyctelius nyctelius (Latreille, [1824])
	Onophas columbaria flossites (M. R. Butler, 1874)
	Orthos orthos orthos (Godman, 1900)
	Oxynthes corusca (Herrich-Schäffer, 1869)
	Parphorus decorus (Herrich-Schäffer, 1869)
	Parphorus storax storax (Mabille, 1891)
	Parphorus sp.1
	Parphorus sp.2
	Penicula advena advena (Draudt, 1923)
	Perichares philetes philetes (Gmelin, [1790])
	Pompeius pompeius (Latreille, [1824])
	Propapias sipariana (Kaye, 1925)
	Quasimellana angra Evans, 1955
	Racta apella raza Evans, 1955
	Remella remus (Fabricius, 1798)
	Saliana fusta Evans, 1955
	Saliana saladin culta Evans, 1955
	Saliana longirostris (Sepp, [1840])
	Saliana triangularis (Kaye, 1914)
	Saturnus metonidia (Schaus, 1902)
	Saturnus reticulata suffuscus (Hayward, 1939)
	Synapte sp.
	Thoon ranka Evans, 1955
	Thoon sp.
	Thracides cleanthes telmela (Hewitson, 1866)
	Thracides panimeron H. H. Druce, 1908
	Tisias quadrata quadrata (Herrich-Schäffer, 1869)
	Tromba tromba Evans, 1955
	Vehilius stictomenes stictomenes (Butler, 1877)
	Vehilius vetula (Mabille, 1878)
	Vehilius sp.1
	Vehilius sp.2
	Venas caerulans (Mabille, 1878)
	Venas evans (Butler, 1877)
	Vettius marcus marcus (Fabricius, 1787)
	Vettius monacha (Plötz, 1882)
	Vettius phyllus phyllus (Cramer, 1777)
	Pharaeus sp.
	Vinius tryhana tryhana (Kaye, 1914)
	Xeniades orchamus orchamus (Cramer, 1777)

Peru, 1234 spp. (Lamas 1981, 1985); Vila Thaumaturgo, Acre, 1620 spp. (Brown Jr. & Freitas 2002); e Cacaulândia, Rondonia, 1730 spp. (Brown Jr. & Freitas 2002). Todavia, quando comparado com inventário realizado com esforço amostral comparável ou similar, já se mostra semelhante: Ilha de Maracá, Roraima (Mielke & Casagrande 1991).

A composição faunística é igualmente afetada pela discrepância amostral entre os levantamentos. Famílias como Hesperiidae, Lycaenidae e Riodinidae, as quais oferecem maiores dificuldades de amostragem, são normalmente subestimadas em estudos com duração inferior a um ou dois anos. Desta forma, Pieridae, Papilionidae e Nymphalidae são as famílias a serem melhor representadas neste tipo de estudo, a última superando significativamente os 25 a 29% do sugerido por Brown & Freitas (1999) para quaisquer comunidades neotropicais. A predodimnância de Pyrginae, Riodininae e Hesperiinae é um fator já relatado por Ebert (1969), por se tratarem de espécies de pequeno tamanho e baixa frequência. Segundo o autor, tais grupos juntos com Theclinae corresponderiam a cerca de um terço de um total de uma comunidade neotropical.

A ausência de espécies ameaçadas de extinção na região sugere que a mesma ainda esteja em bom estado de conservação, embora não haja quaisquer estudos representativos para o Estado do Acre. Na lista brasileira de espécies ameaçadas somente há uma espécie que ocorre no Acre: *Paititia neglecta* Lamas, 1979 (Nymphalidae, Ithomiinae). Considerando que a espécie é muito mal conhecida e que também não houve um trabalho de campo considerável para sua indicação, a espécie talvez não devesse constar na lista.

O levantamento mostrou uma composição da fauna lepidopterológica característica para o Acre e Leste do Peru, assim como do Oeste de Rondônia, pois em sua maioria compartilham das mesmas espécies ou mesmo subespécies. Não foi possível compará-lo com outras regiões amazônicas próximas, devido à falta de inventários publicados. Assim o sendo, julgamos que é de extrema necessidade realizar levantamentos mais demorados (aproximadamente 5 anos) e consequentemente detalhados, afim de poder realizar comparações mais bem elaboradas.

Agradecimentos

À organização não governamental SOS Amazônia pela coordenação geral do plano de manejo em nome de sua diretora geral Silvia Helena Costa Brilhante e de seu coordenador científico Roberto Antonelli Filho. A Pierre Jauffret, Santo Antonio de Tauá, Pará, pela identificação de parte dos exemplares de Riodinidae.

Referências Bibliográficas

BROSE, U. & MARTINEZ, N.D. 2004. Estimating the richness of species with variable mobility. Oikos 105:292-300.

BROWN Jr., K.S. 1972. Maximizing daily butterfly counts. J. Lepid. Soc. 26(3):183-196.

BROWN Jr., K.S. & BROWN, G.G. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In Tropical Deforestation and Species Extinction (T.C. Whitmore & Sayer J.A., ed.). Chapman & Hall, Londres, p.119-142.

BROWN, J.K.S. & FREITAS, A.V.L. 1999. Lepidoptera. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, invertebrados terrestres (C.R.F. Brandão & E.M. Cancello). USP, São Paulo, p.225-243.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2000a. Atlantic Forest Butterflies: indicators for landscape consevation. Biotropica 32(4b):934-956.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2000b. Diversidade de Lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão (n. ser.) 11/12:71-118.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2002. Diversidade Biológica no Alto Juruá: avaliação, causas e manutenção. In Enciclopedia da Floresta – O Alto Juruá: práticas e conhecimento das populações (M.M.C. Cunha & M.B. Almeida, org.). Companhia das Letras, São Paulo, p.33-42.

CARNEIRO, E., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008a. Borboletas do sul da ilha da Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea). SHILAP, Rev. Lepidopt. 36:261-271.

CARNEIRO, E., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008b. Inventários de borboletas no Brasil: estado da arte e modelo de áreas prioritárias para pesquisa com vistas à conservação. Nat. Conservação 6(2):68-90.

CASAGRANDE, M.M., MIELKE, O.H.H. & BROWN Jr., K.S. 1998. Borboletas (Lepidoptera) ameaçadas de extinção em Minas Gerais, Brasil. Rev. Bras. Zool. 15(1):241-259.

COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical estimation of species richness and share species from samples. User's Guide and application. http://viceoy.eeb.uconn.edu?estimates (último acesso em: 20/10/2009).

DALY, D.C. & SILVEIRA, M. 2008. Flora do Acre, Brasil. EDUFAC, Rio Branco, 555p.

DEVRIES, P.J. 1987. The Butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae. Princeton Univ. Press., New Jersey, 327p.

DEVRIES, P.J. & WALLA, T.R. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. Biol. J. Linn. Soc. 74:1-15.

DUNN, R.R. 2005. Modern insect extinctions, the neglected majority. Conserv. Biol. 19(4):1030-1036.

EBERT, H. 1969. On the frequency of butterflies in eastern Brazil, with a list of the butterfly fauna of Poços de Caldas, Minas Gerais. J. Lepid. Soc. 23(Suppl. 3):1-48.

ENDLER, J. 1982. Problems in distinguishing historical from ecological factors in biogeography. Am. Zool. 22:441-452.

ERWIN, T.L. 1982. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. Coleopts. Bull. 36:74-75.

ERWIN, T.L. 1991. How many species are there? Revisited. Conserv. Biol. 5:1-4.

GASTON, K.J. 1991. The magnitude of global insect species richness. Conserv. Biol. 5:283-296.

GUTIÉRREZ, D. 1997. Importance of historical factors on species richness and composition of butterfly assemblages (Lepidoptera: Rhopalocera) in a northern Iberian mountain range. J. Biogeogr. 24:77-88.

KRISTENSEN, N.P., SCOBLE, M.J. & KARSHOLT, O. 2007. Lepidoptera phylogeny and systematics: the state of inventorying moth and butterfly diversity. Zootaxa 1668:699-747.

LAMAS, G. 1981. La fauna de mariposas de la Reserva de Tambopata, Madre de Dios, Perú (Lepidoptera, Papilionoidea y Hesperioidea). Rev. Soc. Mex. Lepid. 6(2):23-40.

LAMAS, G. 1985. Los Papilionoidea (Lepidoptera) de la zona reservada de Tambopata, Madre de Dios, Perú. I. Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae. Rev. Per. Ent. 27:59-73.

LAMAS, G., MIELKE, O.H.H. & ROBBINS, R.K. 1993. The Ahrenholtz technique for attracting tropical skippers (Hesperiidae). J. Lepid. Soc. 47(1):80-82.

LAMAS, G. (ed.). 2004. Checklist: Part 4a. Hesperioidea – Papilionoidea. In Atlas of Neotropical Lepidoptera (J.B. Heppner, ed.). vol.5A. Association of Tropical Lepidoptera, Gainesville, 439p.

LEWINSOHN, T.M., FREITAS, A.V.L. & PRADO, P.I. 2005. Conservação de Invertebrados terrestres e seus hábitats no brasil. Megadiversidade 1(1):62-69.

MAY, R. 1988. How many species are there on Earth? Science 241:1441-1443.

McNELLY, J.A., MILLER, K.R., REID, W.V., MITTERMEIER, R.A. & WERNER, T.B. 1990. Conserving the worlds biological diversity. IUCN, Gland; WRI/CI/WWF/World Bank, Washington, D.C., 193p.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 1991. Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea coletados na Ilha de Maracá, Alto Alegre, Roraima, parte do projeto Maracá, com uma lista complementar de Hesperiidae de Roraima. Acta Amaz. 21:175-210.

NEW, T.R. 1997. Are Lepidoptera an effective "umbrella group" for biodiversity conservation? J. Insect. Conserv. 1(1):5-12.

ROBBINS, R.K., LAMAS, G., MIELKE, O.H.H., HARVEY, D.J. & CASAGRANDE, M.M. 1996. Taxonomic composition and ecological structure of the species-rich butterfly community at Pakitza, Parque Nacional del Manu, Perú. In Manu. The Biodiversity of Southeastern Peru. La Biodiversidad del Sureste del Perú (D.E. Wilson & Sandoval, A., ed.). Editorial Horizonte, Lima. p.217-252.

SCOTT, J.M., CSUTI, B., JACOBI, J.D. & ESTES, J.E. 1987. A geographic approach to protecting future biological diversity. Bioscience 37:782-788.

STORK, N.E. 1988. Insect diversity: facts, fiction and speculation. Biol. J. Linn. Soc. 35:321-337.

TERBORGH, J. & WINTER, B. 1983. A method for siting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. Biol. Conserv. 27:45-58.

Recebido em 26/11/2009
Versão reformulada recebida em 13/08/2010
Publicado em 22/11/2010