
Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon

<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN00101122001>

Jean Paul Metzger

Received: August 01, 2001

Accepted: September 05, 2001

Department of Ecology Institute of Bioscience University of São Paulo
Rua do Matão, 321, travessa 14, 05508-900, São Paulo, SP, Brazil

Phone: + 55 11 38187564

Fax: + 55 11 38134151

E-Mail: jpm@ib.usp.br

Departamento de Ecologia Instituto de Biociências Universidade de São Paulo
Rua do Matão, 321, travessa 14, 05508-900, São Paulo, SP, Brazil

Fone: + 55 11 38187564

Fax: + 55 11 38134151

E-Mail: jpm@ib.usp.br

Abstract

The effects of deforestation patterns, private nature-reserve extents and agricultural fallow periods on forest conservation were simulated for settlement projects in the Brazilian Amazon that produce a fish-bone pattern of occupation and where slash-and-burn agriculture is predominantly used. Data for simulation was obtained from previous work at the Bragantina region, the oldest agricultural frontier in the Brazilian Amazon. Forest conservation was evaluated using the size of remnant forest fragments, the amount of interior habitat, the connectivity among fragments and the extent of fragmentation. Results showed that the best scenario for forest conservation is the maintenance of 80% of the lot as private-reserve using deforestation pattern that allow to group the reserves from different farmers at the end of the lot. When private-reserve coverage is below 80% of the landscape, forest conservation status will be influenced by the deforestation pattern. Some patterns (e.g. random location of deforestation plots) will then be particularly deleterious, producing a highly fragmented landscape, while other patterns (e.g., progressive deforestation from one edge) can allow the maintenance of large forest fragments. To get forest conservation in these cases, private-reserve extent and deforestation pattern should be considered together. Considering both forest conservation and agricultural use, progressive patterns of deforestation (or land use) in a lot of 2,000m by 500m, with private nature-reserves covering 50% of the landscape seems to be the best compromise. To guarantee the private forest preservation, these forests should be pre-established when settlements are planned and grouped at the end of the lots.

Key-words: *Deforestation pattern, private nature reserve, forest conservation, landscape planning, Amazonian tropical forest*

Resumo

Os efeitos de padrões de desmatamento, de extensão das “Reservas Legais” e do tempo de pousio agrícola na conservação florestal foram simulados para assentamentos agrícolas da Amazônia brasileira que produzem padrões de ocupação em espinha-de-peixe” e onde a prática agrícola predominante é de corte-e-queima. As simulações basearam-se na dinâmica da paisagem da região da Bragantina, a mais antiga fronteira agrícola da Amazônia brasileira. O estado de conservação florestal foi inferido utilizando-se o tamanho dos remanescentes florestais, a extensão de floresta de interior, a conectividade e o grau de fragmentação florestal. Os resultados mostram que o melhor cenário para conservação é a manutenção de 80% das propriedades como Reserva Legal (RL) e a utilização de um padrão de desmatamento que permite o agrupamento dos remanescentes florestais dos diferentes proprietários numa única reserva, no fundo dos lotes. Quando $RL < 80\%$, o estado de conservação florestal varia muito em função do padrão de desmatamento. Alguns padrões (e.g., aleatórios) são nesse caso particularmente deletérios, resultando em paisagens altamente fragmentadas, enquanto outros padrões (e.g., desmatamento progressivo a partir das bordas florestais) são capazes de manter grandes fragmentos. Para conservar a floresta quando $RL < 80\%$, o padrão de desmatamento e a extensão das RL têm que ser consideradas conjuntamente. Padrões de desmatamento progressivos em lotes de 2000m por 500m, com RL de 50%, parecem resultar no melhor balanço entre conservação florestal e uso agrícola. Para garantir a conservação, o agrupamento das RL no fundo dos lotes deve ser definido no momento do planejamento dos assentamentos.

Palavras-chave: *Padrão de desmatamento, Reservas Legais, conservação florestal, planejamento da paisagem, florestal tropical amazônica.*

Introduction

Deforestation of tropical forests is at the origin of several environmental impacts. In particular, it has been considered as a main source of greenhouse gases (Laurance et al. 1998a, Fearnside 2000) and as the main cause of species extinction and biodiversity threats (Laurance et al. 1998b, Laurance & Bierregaard 1997). Despite the risk involved, the Brazilian Amazon is being deforested at an average rate of 1.89 million hectares/year since 1995 (according to INPE 1999), mainly along the main roads and at its southern and eastern borders (Skole and Tucker 1993, Laurance 2000). Almost 15% of the 4 million square kilometers of these forests have already been cut (551782 ha in 1998, INPE 1999). Laurance et al. (2001) estimated that in the optimistic scenario for the Brazilian Amazon development pristine forests will comprise just 27.6% of the region in 2020, and in the non-optimistic scenario only 4.7% of pristine forest will be left.

Today, considering the Amazonian nature-reserves that do not allow human activities (areas with nominally high protection), only 3.78% of the original vegetation is legally protected (151,503 km² within 4 million km², Dias 1998), and even these areas are in danger due to the facility of access and the weakness of the monitoring system (Peres and Terborgh 1995). It is clear that the definition of new biological reserves based on centers of diversity and endemism is an important task for the Amazonian forest conservation, but it is not enough. New strategies of conservation must be implemented or the Amazon will be reduced to islands of forest surrounded by pastures and other agricultural areas.

Conservation should also occur inside private land. Private forest-reserves and permeable agroforestry systems may be the key components of the landscape to maintain the connectivity among large public natural reserves, if they act as biological corridors, stepping stones or even as permeable matrix for some forest species (Fahrig & Merriam 1985, Taylor et al. 1993, Metzger & Décamps 1997, Lindenmayer et al. 2000, Metzger 2000). The "Legal Reserves" (LR) determined by the Brazilian Forest Code in 1965 may be considered as a useful tool in this direction. According to the Brazilian Forest Code established in 1965, the "Legal Reserve" corresponds to a percentage of each rural property where cutting is not permitted. In the original forested areas of the Brazilian Amazon, 80% of the lot should be maintained as LR.

However, LR definition and enforcement has been provoking heated discussion in the Brazilian Congress. On one side, agricultural groups want to preserve their right to use their land and they defend the reduction of Legal Reserve to 50 or 20%. On the other side, conservationist groups fight for the maintenance of the actual Legal Reserve of 80%, arguing that the main vocation of the Amazon is the sustainable exploitation of forest resources (Fearnside 1999). The result of this

debate may have strong influences on the conservation of the Amazon, but data needed for the correct decision is still lacking. In particular, the effect of Legal Reserve definition on the spatial distribution of remnant forest fragments or on the agricultural productivity is not known. The present work aims to contribute in providing this information. I propose to simulate and to test the effect of Legal Reserve extent on forest conservation within settlement projects that produce a fish-bone pattern of deforestation.

Fish-bone pattern can be considered as one of the main patterns of land use occupation in the Brazilian Amazon (**Figure 1**). This pattern corresponds to settlement projects established by the Brazilian governmental agency of colonization (INCRA). In these settlements, lots for small landholders are disposed systematically along road networks at 2-5 km spacings without considering any abiotic parameter (e.g., slopes, soil conditions, river network). Lot sizes range from 25 ha to 100 ha (INCRA 1996) and are usually rectangular (for example, 2,000m by 500m). The deforestation rate is usually fast in these settlements. In the first years of colonization, annual deforestation varies between 2 and 3 hectares per family and per lot (Fujisaka et al. 1996, Scatena et al. 1996), resulting in more than 70% of deforestation of the lot in the first 20 years, even if the National Forest Code obliges to maintain 80% of the lot with its original vegetation. Due to its simplicity and repetitiveness, fish-bone pattern is an interesting situation for helping one to understand the process of deforestation in Brazil. Several studies were carried out in these regions, in the federal states of Rondônia (Southworth et al. 1991, Dale et al. 1993a, Frohn et al. 1996, Fujisaka et al. 1996, Alves et al. 1999), Acre (Fujisaka et al. 1996), Pará (Scatena et al. 1996, McCracken et al. 1999, Brondizio et al. in press, Moran et al. in press), and Mato Grosso (Oliveira-Filho 2001), aiming to understand the driving forces and proximate causes of land use and land cover changes. At the property scale, models of land use and land cover dynamic try to integrate ecological and socio-economical factors to simulate possible consequences of different landscape management (Dale et al. 1993a, 1993b, 1994).

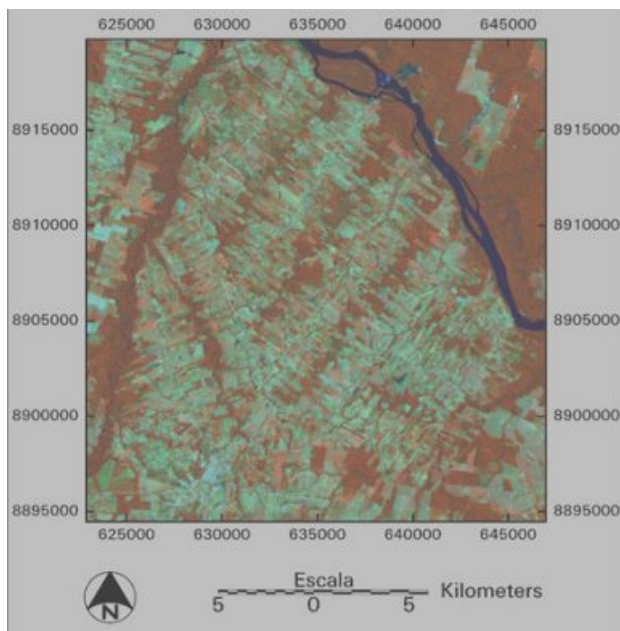


Figure 1. Example of fish-bone pattern of deforestation in the Brazilian Amazon (Alta Floresta region, MT). The image is a color composition 453 from a Landsat-TM (227/67) acquired on 28 June 1998. Dark red areas represent mature forests; light red is secondary vegetation or agriculture; green, light blue to white correspond to pastures or bare soils (prepared for agriculture); and dark blue or black areas are water (rivers or reservoirs).

In fish-bone pattern, farmers usually tend to use the lot from the road (front side) to the back side. However, several alternative patterns of deforestation exist and may occur. As a consequence, the rate of deforestation may vary and the fragmentation pattern resulting from the deforestation can be drastically different. Because ecological processes depend on spatial distribution of forest remnants, the pattern of deforestation has an important role in the functioning of the new landscapes dominated by humans (Franklin and Forman 1987, Forman 1995, Metzger 2000). In the present study, I proposed to study the consequences of different deforestation patterns on forest conservation using sequences of land use pattern that may be considered as simplifications of real patterns of landscape change.

In particular, I proposed to analyze the deforestation pattern considering that farmers will predominantly use slash-and-burn agriculture, even if the small land-holder in settlement projects may present several types of land use (e.g., annual crops, fruit tree production, agroforestry and cattle grazing) along the colonization process (McCracken et al. 1999, Moran et al. in press). Slash-and-burn agriculture is an agricultural system well-adapted to tropical climate and soils and accessible to small farmers due to its low-cost (Fearnside 1986). It is a widespread practice used by more than 250 million people on approximately 30% of cultivated land in the world (Attiwill 1994) and is considered as an important proximate cause of tropical land use and land cover changes, and particularly of tropical deforestation. In the

Brazilian Amazon, 500,000 small farmers use slash-and-burn techniques on at least part of their land (Serrão et al 1996).

In slash-and-burn areas, the deforestation rate and the resulting pattern of fragmentation will depend particularly on fallow period. The proposed agricultural sequences of land use and land cover change will be based on the study of the fallow period length and landscape dynamic from 1985 to 1996 observed in the Bragantina region, the oldest agricultural frontiers in the Brazilian Amazon (Metzger *in press* and *submitted*).

Hence, the main objective of this study was to simulate and test the effect of private forest-reserve extent, deforestation pattern and fallow period length on forest conservation in settlement areas where slash-and-burn agriculture is predominantly used. I also tested the effect of different agricultural sequences on the spatial configuration of secondary vegetation and the effect of a slash-and-burn management on forest conservation and secondary forest arrangement.

Methods

Simulations

Several ecological, economic and social factors may affect the dynamic of deforestation in slash-and-burn areas, as soil fertility, river drainage, weed pressure, property size, the amount of household labor, age and gender composition of household, distance to market and transportation availability (Homma et al. 1993, Scatena et al. 1996, McCracken et al. 1999). However, a first survey with 134 farmers, responsible for 205 lots of 25 ha (250 by 1000m), showed that these factors were not the driving forces at the household level of land use pattern in slash-and-burn areas from the Bragantina region (Northeastern Brazilian Amazon). When choosing a new agricultural plot, the main factors considered by the farmers seem to be wind direction, house proximity and secondary vegetation age. Usually, they use the lot progressively against the wind (to prevent fire in the forest), cutting and burning the oldest secondary vegetation to install the new agricultural plot, but they also prefer to use areas near the house. Consequently, areas near the house are used more frequently and present shorter cycles in relation to more distant areas. In several places, wind direction is not considered and the lot is used from the front side (near the road) to the back, resulting in a classical fish-bone pattern (Figure 1).

In the present work, I simulated 4 different sequences (patterns) of deforestation (or land use change), 2 fallow period lengths and 3 different Legal Reserve extents. Landscape structure and dynamic data used for simulations were based on previous results obtained in the Bragantina region from 1985 to 1996 (Metzger *in press* and *submitted*).

The Bragantina region is one of the oldest agricultural

areas in the Brazilian Amazon. Its colonization began in the second half of the 19th century aiming to supply Belém, the Pará state capital (Northeast of the Amazon), with food (Penteado 1967). The fast expansion of the rubber extraction from 1875 to 1902 induced several settlement projects and transformed Bragantina in the region with the highest population density in the Amazon. Later, with the rubber crash, settlement in the region was spontaneous and mainly composed of inhabitants from the Brazilian Northeast leaving their region to escape severe drought (Valverde & Dias 1967). These settlements resulted in drastic changes in land use and land cover pattern. Nowadays, secondary forests cover 50 to 75% of the land, while primary forests have been reduced to less than 20 % and agriculture occupies only 10

to 30% (Metzger *in press* and *submitted*).

Simulated landscapes were composed of 20 adjacent lots of 250 by 1000m, the typical lot size in the Bragantina region, totaling 2500 by 2000m or 500 ha. Abiotic factors, such as soil fertility, were considered homogeneous in all studied area, and I did not consider the presence of rivers or other drainage. These factors may have large influence on the landscape structure, however they were not considered for the purposes of the present study in order to enhance the effects of deforestation pattern and private nature-reserve extent. Simulations were performed on raster images with a grain size of 5 meters. Landscapes were totally forested at the beginning of the simulation and were progressively deforested according the agricultural cycles.

Table 1. Main spatial and temporal parameters of agricultural areas from Bragantina region with short and long fallow period (according to Metzger *in press* and *submitted*)

Factors	Long fallow period		Short fallow period	
	Observed	Used in simulation	Observed	Used in simulation
Cropping period *	1 year	1 year	1 year	1 year
Fallow period (mean per area) *	11.4 years	12 years	3.87 years	4 years
Agricultural area in 1996 **	10% or 2.5 ha	8.3% or 2.08 ha	30% or 7.5 ha	25% or 6.25 ha

* Metzger *in press*

** Metzger *submitted*

In Bragantina, the crop period lasts only one year, due to intense soil degradation, and fallow periods presented, from 1985 to 1996, an average value of 11.4 and 3.8 years in long and short fallow period areas, respectively, with a tendency of decline (Table 1). I simulated agricultural cycles of 12 and 4 years, with 11 and 3 years of fallow. In this simplified model, the agricultural areas were always grouped together in one area, while the observed pattern is a fragmentation of agricultural plots in 4-6 patches.

Hence, to simulate these two fallow period lengths, each lot was sub-divided in 4 or 12 parts, and each year a new area of 6.25 ha (short fallow period areas) or 2.08 ha (long fallow period areas) was made available for agricultural purposes. Landscape changes in simulation sequences occurred annually up to the total deforestation, when simulating forest conservation status, or up to the end of one agricultural cycle, when simulating the spatial distribution of secondary vegetation.

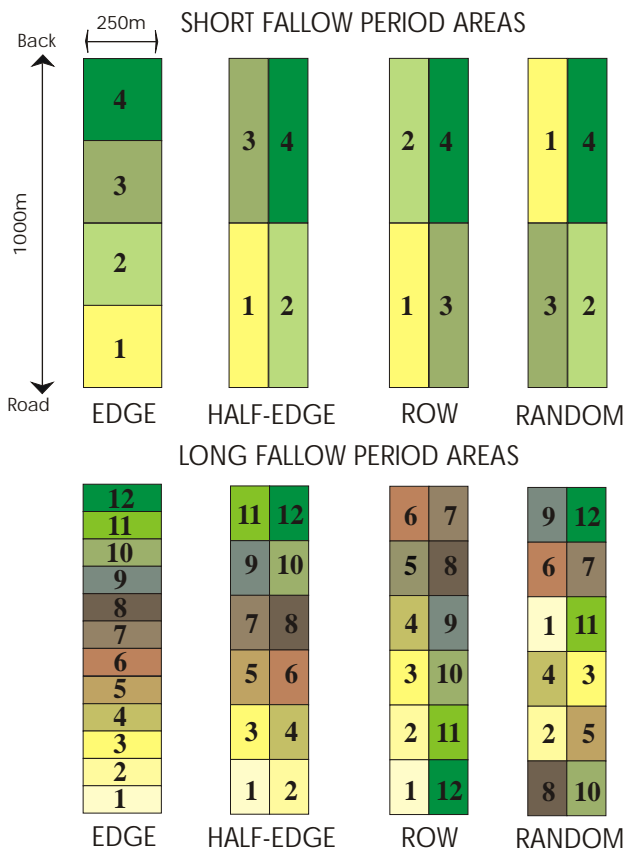


Figure 2. Patterns of deforestation (or agricultural uses) for long and short fallow period areas. The numbers indicate the sequence of deforestation (in the first years) or agricultural uses. Colors represent different land uses or land covers (agricultural areas, young and old secondary vegetation).

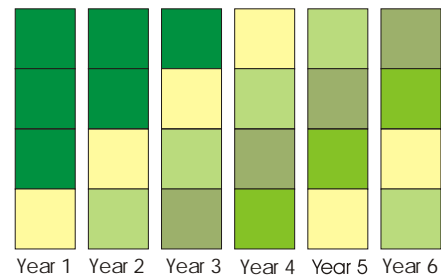
Four sequences of agricultural uses (or deforestation patterns) in the first years of colonization) were considered (Figure 2): EDGE, where agriculture uses all the lot width, from the front (near the road) to the back of the lot; HALF-EDGE, where agriculture uses the lot progressively from the front to the back, but using half of the lot width in each step; ROW, where agricultural use is done in the first half of the lot width from the front to the back, and in the second half of the lot from the back to the front; and RANDOM, where the sequence of deforestation is done randomly and, when no forest is left, agriculture always uses the oldest secondary vegetation. These 4 sequences can be observed in the Bragantina region, but they are not used systematically and so the present landscape pattern (Metzger *in press* and *submitted*) is more complex and fragmented than patterns created by simulation. The intention here is not to account for all the complexity of deforestation dynamics in real landscapes, but only to present simplified sequences that can help to understand their effects on landscape pattern.

Nowadays, the Brazilian Forest Code establishes that in the original forested areas of the Brazilian Amazon, 80% of the lot should be maintained as LR. Recent modifications of the law proposed a reduction of LR to 50%, or even to 20%, as in the case of the most fertile soils from the south of the country. In this study, I will test the effect of these three LR

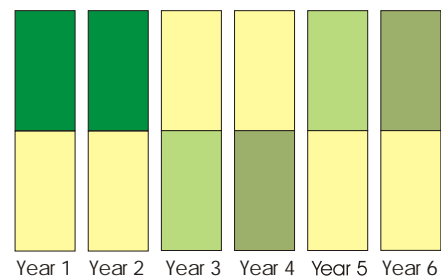
conditions (80, 50 and 20%) on forest conservation.

Agricultural management effects on forest conservation and secondary forest spatial distribution were evaluated considering the modifications of agricultural cycles proposed by SHIFT, a German-Brazilian program in applied ecosystem research entitled: "Studies on Human Impact on Forests and Floodplains in the Tropics". This program consider that it is possible to reduce the fallow period to two years and to increase the crop period to two years, reducing nutrient and organic matter losses by the substitution of slash-and-burn with cut, chop and mulch (Kato et al. 1999), and increasing biomass accumulation during fallow periods by introducing fast growing leguminous tree species (Vielhauer et al. 1998). In the managed sequence, the lot is divided in two, half being used for crop and the other part resting as fallow (Figure 3). This scenario allows us to use a larger area of the lot in relation to a classical short fallow period cycle (Figure 3) and is supposed to maintain the soil fertility (Vielhauer et al. 1998).

EDGE agricultural sequence with short fallow period



Managed agricultural sequence



- Agricultural areas
- One year old secondary vegetation
- Two years old secondary vegetation
- Three years old secondary vegetation
- Forest

Figure 3. Edge and managed agricultural sequences

The proposed sequences should be considered as simplified models of real landscape dynamics. Real landscapes are much more complex, changing according to several ecological and socio-economical factors (Homma et al. 1993, Li et al. 1993, Scatena et al. 1996, McCracken et al. 1999, Metzger *in press* and *submitted*, Brondízio et al *in press*, Moran et al. *in press*). Simplified models allow to isolate the effect of each treatment (deforestation pattern,

fallow period, LR definition, lot length) and so are useful tools for the understanding of the effects of these parameters on real landscape patterns and processes (here, on forest conservation and regeneration).

Forest conservation indices

Six indices were chosen in order to quantify and evaluate the effect of each scenario (i.e., agricultural sequence) on the degree of forest conservation (Table 2). These indices were calculated using the software FRAGSTATS 2.0 (a program to calculate landscape fragmentation indices,

McGarigal & Marks 1995), except for the structural connectivity index (the "interior habitat percolation", IHP) based on Metzger and Décamps (1997). I used a four connector rule for patch (i.e., fragment) definition, grouping similar adjacent pixels considering only the 4 orthogonal neighbor pixels, and edge area width was defined as being 30m, where edge effects are usually more intensively noted (Murcia 1995, Laurance et al. 1997). This width value was considered only for comparative purposes and not to quantify the area of landscape under edge effects.

Table 2. Indices used to quantify spatial configuration of forest areas defined according to McGarigal & Marks (1995).

INDEX		UNIT	Description
Forest Percentage	PF	Percent	Percentage of the landscape covered by forested areas (0 ? PF ? 100 %).
Largest Patch Index	LPI	Percent	Percentage of the landscape comprised by the largest patch of forest (0 ? LPI ? 100 %).
Mean Patch Size	MPI	ha	Sum of the areas of all forest patches divided by the total number of the patches (MPI ? 0).
Interior Habitat Percolation	IHP	Unitless	Number of dilations (basic mathematical morphology transformations, Serra 1982) necessary to obtain a percolation condition of interior forest habitat (Metzger and Décamps 1997). The greater this number, the less connected is the habitat (IHP ? 0).
Number of Patches	NP	Unitless	Number of forest patches (NP ? 1).
Edge Density	ED	m/ha	Sum of the length of all edges segments involving forest unit, divided by the total landscape area (ED ? 0).
Core Area Percentage of Landscape	CORE	Percent	Percentage of the landscape comprised of forest core areas (0 ? C%LAND ? 100 %).

The best scenarios regarding forest conservation are those that maintain large fragments of forest (LPI, MPS), high connectivity among these fragments (IHP), low fragmentation degree (NP), few edge areas between forest and non-forest units (ED), and high amount of interior habitat (CORE) for a long time. These assumptions are based on several studies that showed that high levels of fragmentation and such small fragments lead to the reduction of population size and increase the risk of species extinction (Forman et al. 1976, Seagle 1986, Rolstad 1991, Saunders et al. 1991, Bellamy *et al.* 1996, for example). Other studies have showed the importance of connectivity in processes of recolonization after local extinction and in the maintenance of a metapopulation in fragmented landscapes (Verboom et al. 1991, Villard et al. 1992, Sutcliffe & Thomas 1996).

Secondary vegetation arrangement

In order to evaluate the spatial distribution of secondary

vegetation, I used an index that quantifies the intensity of contacts. Secondary vegetation was coded according to its age, i.e. the time of succession after agricultural abandonment: agricultural area (code 1); one year old vegetation (code 2); two years old vegetation (code 4); three years old vegetation (code 8); original forest (code 16). To simplify the analysis, the spatial distribution of secondary vegetation was evaluated only for short fallow period areas and managed landscapes (so secondary vegetation can reach only three years-old). The values of the codes were chosen in order to represent an exponential increase in the importance of the area as seed source for forest regeneration process. Hence, an image having high forest or old secondary vegetation coverage will contribute more intensively for the regeneration of recently abandoned fields than a landscape with only young vegetation. In addition, the spatial arrangement of secondary vegetation will also affect regeneration process insofar as the proximity of old and young vegetation can

increase the probability of seed in reaching a regeneration area.

To consider both landscape unit arrangement and configuration, an analysis of the different boundary types was performed according to the methodology presented in Metzger and Muller (1996). The codes of the different boundary types were obtained by the addition of the codes

of each unit in contact. For example: the contact between forest and agricultural areas will be coded as 17; contact between one and three years old vegetation will result in code 10; etc. The intensity of contacts is then the sum of the codes of the different boundary types. The greater this number in a landscape, the greater the intensity of contacts among land use units and the possibility of regeneration due to the dispersion process.

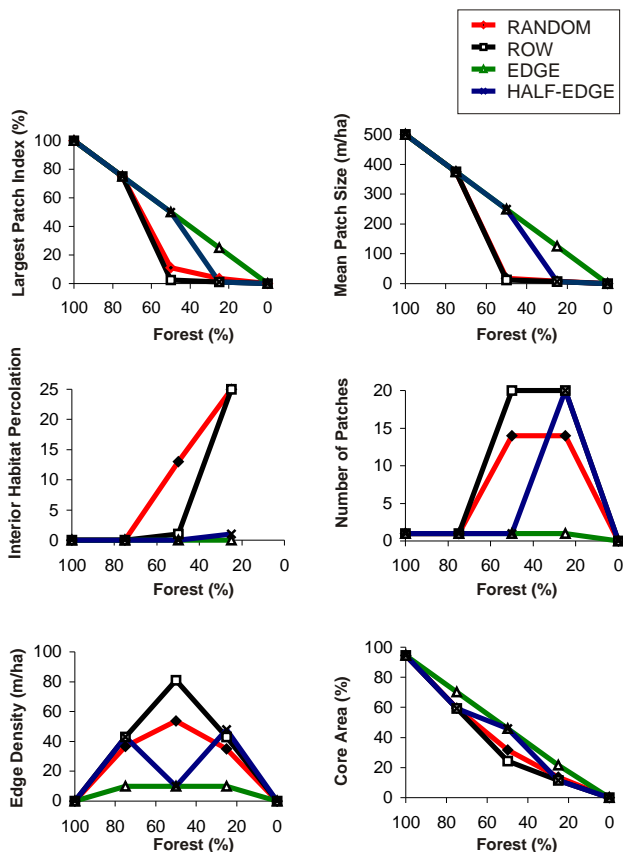


Figure 4. Changes in the landscape structure for short fallow period areas according to the deforestation pattern.

The HALF-EDGE pattern showed similar behavior. However, at the end of the deforestation process, the size of forest fragments declined faster and a greater number of fragments is formed. HALF-EDGE pattern had oscillations in the density of edge, particularly conspicuous in the short fallow period areas (Figure 4).

The worst deforestation patterns for forest conservation were ROW and RANDOM patterns, in short and long fallow period areas respectively (Figures 4 and 5). In these cases, the negative consequences of forest fragmentation can be observed sooner, with a particularly rapid decline in forest fragments size from only 70% of forest covers, and with the rupture in connectivity and abrupt increase in fragmentation when forest covers 80 to 50% of the landscape.

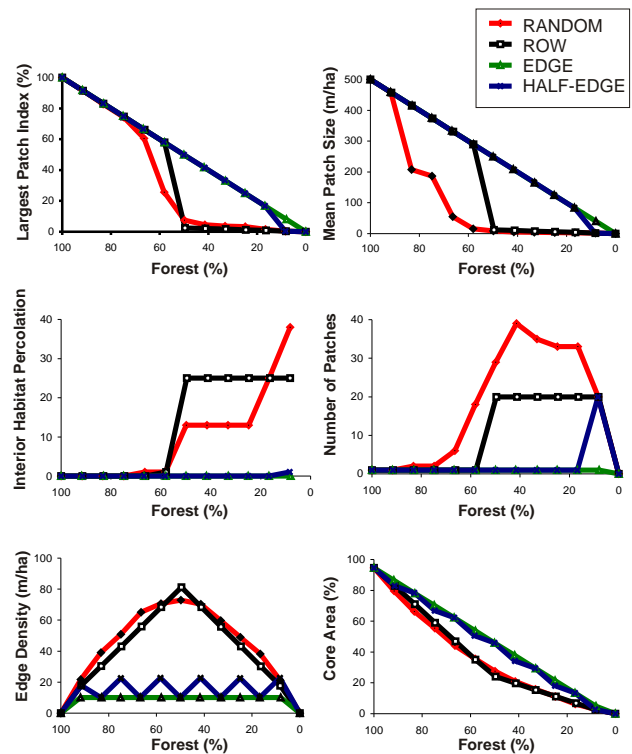


Figure 5. Changes in the landscape structure for long fallow period areas according to the deforestation pattern.

Effect of fallow period on forest conservation

The comparison between short and long fallow period was performed considering only two contrasting patterns: RANDOM and EDGE (Figure 6). For EDGE pattern, there was no difference in short and long fallow period areas. However, in the case of RANDOM pattern, long fallow period areas clearly resulted in a severe process of fragmentation in relation to the short fallow period that can be noted by the high number of patches and edge density when forest covers near 50% of the landscape, and also by the fast decrease in mean patch size at the beginning of the deforestation process.

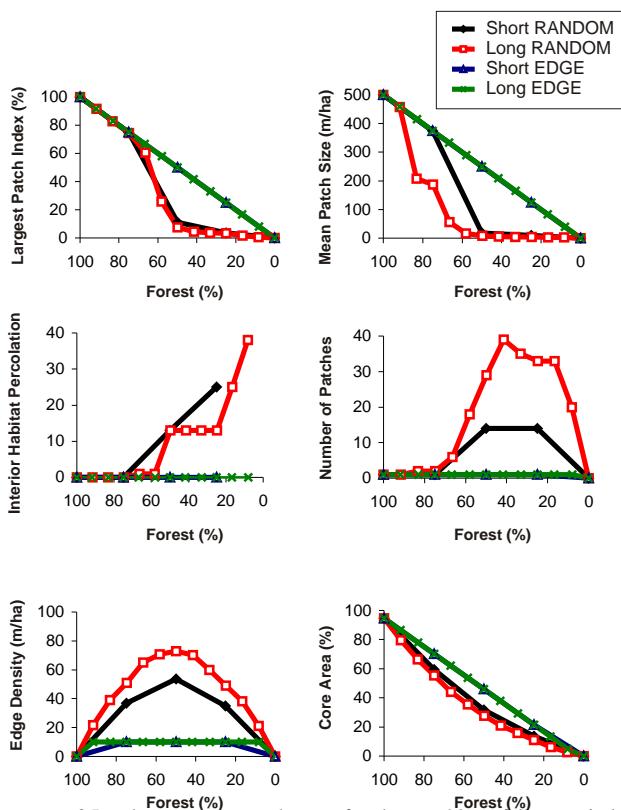


Figure 6. Landscape structure changes for short and long fallow period areas.

Effect of Legal Reserve extent on forest conservation

This effect will be presented only for long fallow period areas (Figure 5) due to the small differences between short and long fallow period areas observed previously.

For all deforestation patterns, Legal Reserves of 80% will allow to maintain at least one large fragment of forest, a high degree of interior forest percolation, a low degree of fragmentation (small number of patches and low edge density) and a large proportion of interior forest areas. So, this LR can be considered good for conservation purposes, except for the relatively low value of mean patch size in the case of RANDOM pattern.

For Legal Reserves of 50%, significant differences can be observed according to the deforestation pattern. In the case of RANDOM and ROW patterns, the fragmentation process has already resulted in severe changes: the landscape presents a lot of small forest fragments but no large fragment, the fragments are highly isolated (low connectivity) and intensively submitted to edge effects. However, for EDGE and HALF-EDGE patterns, fragmentation of the forest does not occur (at the study scale) and only forest shrinkage can be observed. Hence, there is a decrease in the size of the remaining fragment and in the core area in relation to LR of 80%, but fragmentation and connectivity indicate the absence of sub-division.

When LR equals 20%, RANDOM and ROW patterns present a high degree of fragmentation, similar to the one observed for LR of 50%. The main differences were the

reduction in the mean patch size (approximately 9 to 4ha for RANDOM; 12 to 6ha for ROW) and in forest core areas (approximately 27 to 11% for RANDOM; 24 to 11% for ROW). In the case of EDGE and HALF-EDGE patterns, deforestation keeps on losing forest without fragmentation. For both patterns, patch size varied from 250 to 100ha, and forest core areas varied from 46% to 17% of the landscape.

Without fragmentation effects, EDGE and HALF-EDGE patterns tend to conserve a forest corridor at the end of properties (Figure 1), thus maintaining a high degree of connectivity. This forest corridor width will basically depend on the LR definition and on the lot length: longer lots and higher LR allowed maintaining larger forest corridor width (Figure 7).

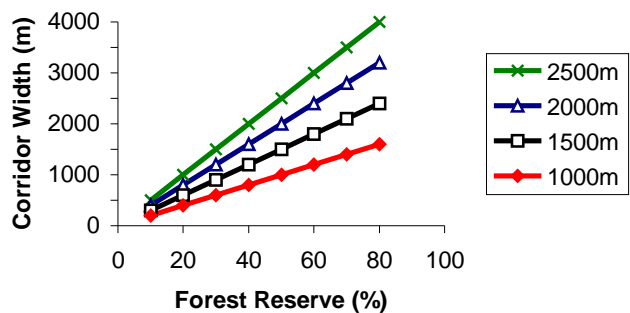


Figure 7. Corridors widths according to the private-nature reserve extents using an EDGE pattern of deforestation.

Effects of agricultural sequences on boundary complexity

The effects of agricultural sequences on the intensity of contacts in short fallow period areas can be divided into two phases: the 4 first years when agricultural sequences corresponded to deforestation patterns; and the following years when the forest has already disappeared (Figure 8). In the first 4 years, the intensity of contacts tend to present higher levels and higher variations in relation to the following years, except for the EDGE pattern. RANDOM and ROW presented systematically the highest values, while EDGE pattern presented the lowest ones. The HALF-EDGE pattern presented the highest variations, at times being similar to ROW pattern and at others being similar to EDGE pattern. After the first 4 years, the agricultural sequences presented a stabilization of the values, HALF-EDGE and ROW patterns having the highest intensity of contacts, RANDOM presenting intermediate values, and EDGE being the pattern with less contacts.

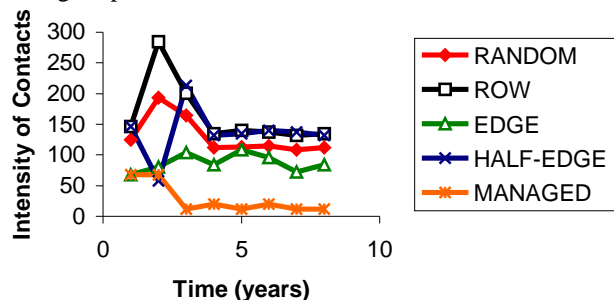


Figure 8. Changes in the intensity of contacts according to the pattern of agricultural use.

Effects of agricultural management on forest conservation and on intensity of contacts

The agricultural management scenario was based on the improvements of agricultural practices proposed by the SHIFT program. This agricultural sequence is similar to the EDGE pattern, in the sense that it does not create fragmentation. However, the rate of deforestation is faster, resulting in the total deforestation of the lot in 3 years (50% in the first year, and the remaining 50% 2 years later).

The managed sequence will clearly reduce the intensity of contacts. This effect will be observed particularly after the total disappearance of the forest, when only one or two years old secondary vegetation will persist in the landscape (**Figure 8**).

DISCUSSION

Forest conservation in the Brazilian Amazon

The obtained results showed that the best scenario for forest conservation is the maintenance of 80% of LR. In this case, independent of the deforestation pattern, large forest fragments and core areas will be maintained, fragmentation will be low and connectivity high. These landscapes will probably allow the conservation of all the forest species if we consider that even pristine species use secondary vegetation to cross short distances among fragments according to the results obtained in a long-term fragmentation project for Amazonian forests (Harper 1989, Gascon et al. 1999).

If this scenario is not possible and a reduction in LR is required, then Legal Reserve definition and the pattern of deforestation should be considered together for conservation purposes. LR of 50% is ecologically acceptable only if all the farmers adopt the EDGE or HALF-EDGE patterns of deforestation. These patterns cause less fragmentation, maintaining large forest core areas and a high degree of forest connectivity. Regarding these parameters, ROW and RANDOM patterns may be considered the less ecologically desirable for any LR below 80%.

These results were similar to the ones obtained by simulating the effect of forest cutting pattern on the spatial distribution of forest remnants in Douglas-fir forest from USA Pacific Northwest (Franklin and Forman 1987, Li et al. 1993, Forman 1995, Forman and Mellinger 1999). The checkerboard model (a dispersed model) and the random model are always the cutting patterns that create more fragmentation, while EDGE model or "shrinkage" spatial processes are the cutting regimes that provide the greatest ecological benefits (Collinge and Forman 1998, Forman and Mellinger 1999).

The main changes in the degree of fragmentation with RANDOM and ROW pattern of deforestation occurred between 80% and 50% of forest. For these patterns, LR of 50 or 20% are so similar and ecologically bad in terms of fragmentation. Obviously, considering the forest cover, LR of 50% should be preferred due to the possibility of maintaining a larger amount of forest. Anyway, a reduction of LR will only be acceptable for conservation purposes if done in conjunction with a control of the deforestation

pattern in order to oblige farmers to use EDGE or HALF-EDGE patterns. However, it will be hard to put this control into practice.

These results emphasize the need for grouping the private nature-reserves from neighboring farmers at the end of the lot, in order to create a large forest corridor less submitted to edge effects. Obviously, even EDGE or HALF-EDGE patterns will create fragmentation in large scales because these corridors can be interrupted by the main roads (that separate groups of lots). However, it is a normal practice for farmers to preserve the forest along river corridors in order to assure their water supply. Forest riparian corridors and private forest corridors with EDGE or HALF-EDGE patterns can so promote a high degree of connectivity in the landscapes. Well-designed experiments have already attested to the importance of corridors in fragmented landscape to provide connectivity among habitat fragments (see reviews in Rosenberg et al. 1997, Beier and Noss 1998). Hence, these landscapes with large private forest corridors could probably act as permeable landscape among public nature-reserves.

Using an EDGE pattern of deforestation and a LR of 50%, lots with 1km could allow the maintenance of 1-km wide corridors. If we consider edge effects of 100m, these corridors will have at least 800m of interior forest areas to allow habitat for wildlife and conduit among public nature-reserves. However, with this same scenario (EDGE pattern and 1 km lots) LR of only 20% will create corridors of 200m wide, having only edge habitat.

The maintenance of 80% or the use of EDGE or HALF-EDGE patterns are far away from the reality in old agricultural areas in the Brazilian Amazon (see the example of the Bragantina region, where less than 20% of the forest is left, Metzger *in press* and *submitted*), and from the best projections for the future (Laurance et al. 2001). If the Brazilian government does not enforce the law and discourage unlawful human activities, discussions about conservation strategies or Legal Reserve definition will be useless.

Integrating forest conservation with agricultural practices

How can we integrate forest conservation with farm activities? In order to consider economic activities, I proposed to evaluate the effects of different simulated scenarios on slash-and-burn agricultural productivity by quantifying the intensity of landscape unit contacts. The regeneration process and so the agricultural productivity depends on the landscape composition and arrangement (Metzger *in press* and *submitted*). A reduction of the index of intensity of contacts may be related to two factors: a reduction in the proportions of forest and old secondary vegetation; or a reduction of boundaries including forests and old secondary vegetation. These differences may contribute to the reduction in regeneration processes and in the diversity of species in agricultural landscapes according to previous studies. Firstly, the disappearance of old secondary forest and mature forest may lead to the local extinction of some tree species (Nepstad et al. 1996a), as

well as birds and bats that are the most important vectors by which the seeds of forest trees can get into a regeneration patch (Vieira 1996). Hence, the maintenance of these areas increases the regeneration of secondary forests (Purata 1986, Saulei & Swaine 1988, Quintana-Ascencio et al. 1996, Thomlinson et al. 1996). Secondly, the reduction in boundaries between secondary vegetation and forests and the disappearance of old secondary vegetation may lead to a reduction in the incoming tree seed fluxes into young regenerating secondary forests. Several studies attested that seed rain richness and composition depends on the surrounding vegetation (Saulei & Swaine 1988, Purata 1986, Thomlinson et al. 1996).

Deforestation pattern, fallow period and agricultural management act on the intensity of contacts and therefore on the regeneration process. According to the results obtained, EDGE and HALF-EDGE, were the worst patterns for regeneration processes (so for agricultural productivity). RANDOM pattern is the best pattern for regeneration, mainly in the first years because agricultural plots are placed inside the original forest and so are surrounded by forest seed sources. A compromise between forest conservation and regeneration possibilities should be chosen when considering the deforestation or land use pattern. The HALF-EDGE pattern seems to be the best pattern considering both conservation and regeneration, at least for the years when more contacts are created between forests and agricultural areas (first and third year for short fallow periods areas, *Figure 8*) and when no forest is left (from the fourth year, *Figure 8*).

The reduction in fallow period also lead to significant changes in landscape arrangement. According to previous results, the reduction in fallow period (from about 10 years to 2-4 years) leads to the disappearance of old secondary vegetation (>6 years) and to an expansion of agricultural areas with an average rate of 3% per year (Metzger *in press*). Landscape structural changes may lead to a reduction in the regeneration process, contributing to the impoverishment of

the area. Results also showed that short fallow period areas, when compared to long fallow period areas, presented less boundaries between forest and secondary vegetation, and smaller proportions and greater isolation of forest and old secondary vegetation (Metzger *in press*). These structural differences may contribute towards reducing the regeneration of secondary forests by the elimination of seed source areas and seed vector populations.

Any agricultural management that reduces the fallow period and simplifies the landscape structure (promoting less fragmentation) will also result in the reduction on the natural capacity of the system to regenerate. That is the case of the proposed managed scenario, where agricultural improvements allow the reduction of fallow period to only 2 years and the expansion of crop period to 2 years. The implementation of this scenario will depend on the maintenance of high value of LR and the alternation in space of agriculture and secondary forests (*Figure 9*). Any agricultural practice should try to create heterogeneity and provide more time for regeneration.

LR also acts on regeneration. The maintenance of high values of LR will always be favorable towards conservation purposes and also for regeneration processes, because forests are the main sources of seeds and seed vectors for regeneration (Smith et al. 1999). However, high LR will also reduce the available agricultural area and oblige the farmers to practice slash-and-burn agriculture with short fallow period in order to maintain enough production for their subsistence. If one considers that 0.5 hectares of cultivated area per year are needed for one person, with a minimum fallow period of 9 years for each cropping year (10 years cycle) to sustain agricultural production, then a 25 hectare lot will sustain only 5 persons with traditional slash-and-burn techniques (2.5 hectares cultivated per year, supposing that the entire 25 hectares could be used for agriculture) (Metzger *submitted*). Consequently, high values of LR will only be possible in large lots: LR of 80% imply the necessity of lots with at least 125ha; LR of 50% will only be sustainable for a family of 5 persons in lots of 50ha; and

Table 3. Most common lot size and shape in settlement projects from the Brazilian Agency of Colonization (INCRA)

REGION	Length (m)	Width (m)	Area (ha)	References
Bragantina, state of Pará	1,000	250	25	Metzger <i>in press</i> and <i>submitted</i>
Altamira, state of Pará, along the Transamazon highway	2,000	500	100	McCracken et al. 1999
Santarem, state of Pará	ni	ni	88	Scatena et al. 1996
Alta Floresta, state of Mato Grosso	2,500	400	100	Oliveira-Filho 2001
Ouro Preto, State of Rondônia	2,000 (in average)	500 (in average)	83-120	Southworth et al. 1991, Frohn et al. 1996
Theobroma, state of Rondônia and Pedro Peixoto, state of Acre	2,000	500	100	Fujisaka et al. 1996, Alves et al. 1999

Besides lot size, lot shape should also be considered. On one side, longer lots are ecologically preferable to short ones because they allow the creation of wider forest corridors in the case of EDGE pattern of deforestation. Nevertheless, longer lots are also less attractive for farmers because they imply an average longer journey

between fields and home. Lots of 1500 to 2000m can be good tradeoffs. Usually lot sizes in Brazilian settlement projects varied between 25 and 100 ha and the length varied between 1 and 2 km (Table 3). The most usual lot of 2,000m by 500m (100ha) seems to be ecologically adequate and able to sustain a large family (10 persons) even with a LR of 50%.

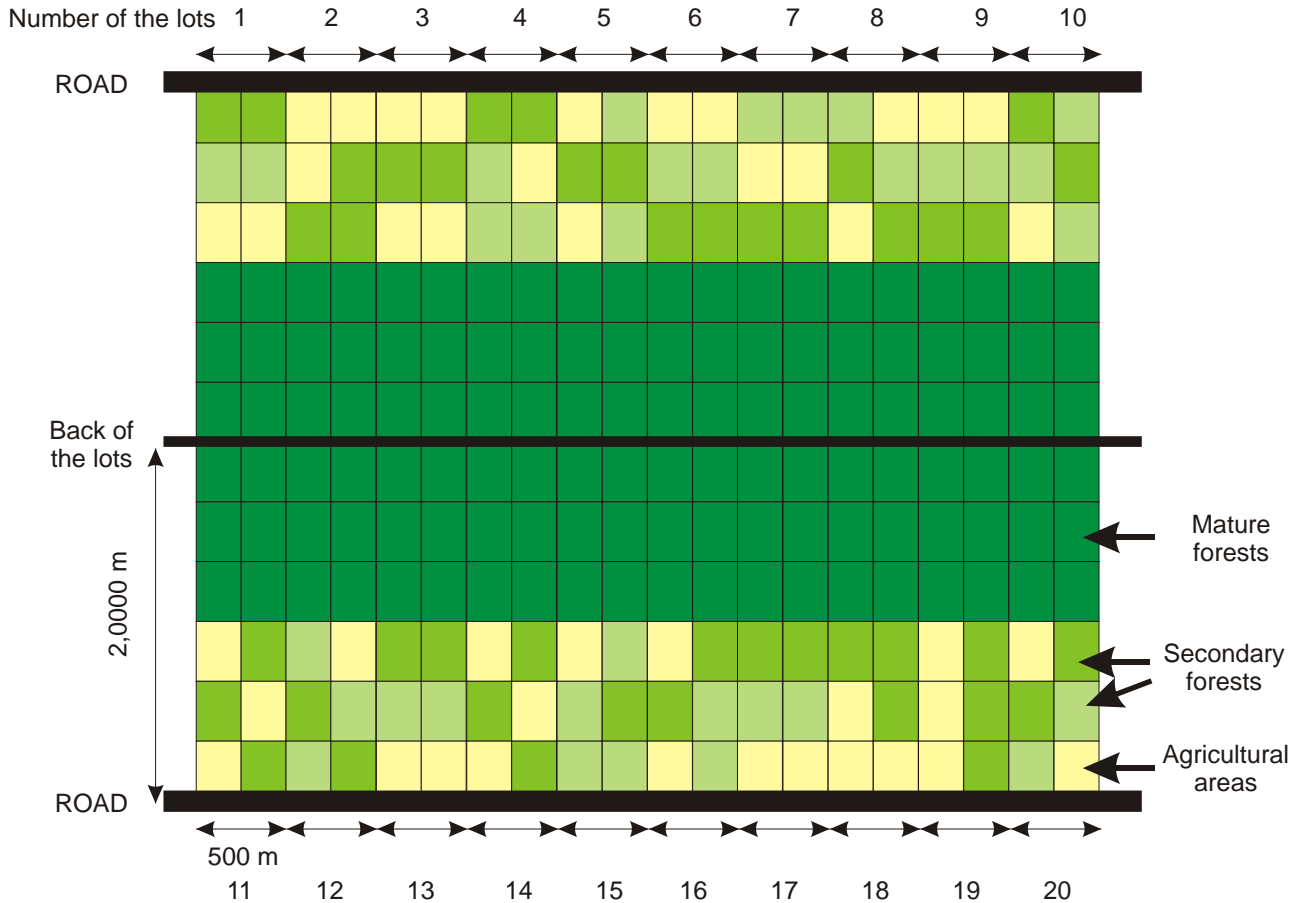


Figure 9. Proposed pattern of land use (see text for comments).

However, the main problem today is the obedience to legislation. How can we monitor and control the legislation respect? Despite the actual definition of Legal Reserve of 80%, almost nobody respects this legislation and usually forest is left only along rivers.

In order to improve the legislation obedience, I propose that future settlements in the Brazilian Amazon should maintain the half-end of the lot as nature-reserve (Figure 9). Whereby, farmers will be allowed to use only half of the lot and will be free to choose their deforestation pattern inside this area. A Legal Reserve of 50% will be guaranteed in each lot and by grouping these LR at the end of the lots the connectivity of the settlement should also be maintained at high levels (Figure 9).

Lot size should be of 100 ha, in order to guarantee 50ha of land per farmer for agricultural purposes. The maintenance of forest at the end of the lot will act as seed sources and also as agricultural pest barriers. The proposed agricultural

management can then be practiced in 25 ha annually.

CONCLUSIONS

In conclusion, the ideal scenario for conservation is the maintenance of 80% of the lot as Legal Reserves and the grouping of LR from different farmers at the end of the lot, using EDGE or HALF-EDGE deforestation patterns. In this scenario, long lots will allow the formation of wide forest corridors.

Considering the regeneration process and in this way the agricultural productivity in slash-and-burn areas, the maintenance of forest is important as a seed source, but small LR will release more land for culture rotation, allowing longer fallow periods. ROW and RANDOM patterns will create more contacts among the landscape units, so facilitating the seed fluxes.

Considering both forest conservation and agricultural productivity, HALF-EDGE pattern of deforestation (or land

use) in lots of 2,000m by 500m, with LR of 50% seems to be the best compromise. To guarantee the LR preservation and assemblage, LR should be pre-established when settlements are planned.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research work was conducted in the framework of the German-Brazilian program in applied ecosystem research "SHIFT" (Studies on Human Impact on Forests and Floodplains in the Tropics), carried out under the auspices of the Agreement on Cooperation in Scientific Research and Technological Development signed by the governments of the Federal Republic of Germany and the Federative Republic of Brazil. The program is financially supported by BMBF (German Ministry for Education, Science, Research and Technology) and CNPq (Brazilian National Council of Scientific and Technological Development). The executing institutions of the project "Secondary Forests and Fallow Vegetation in the Eastern Amazon Region - Function and Management", short SHIFT-Capoeira, are the Center for Development Research (ZEF) of the University of Bonn, Germany and the Agroforestry Research Center of the Eastern Amazon, Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Brazil. This research was also supported by grants from CNPq (n°. 300760/96-5-RE) and Fapesp (São Paulo state Science Foundation, n°. 96/10336-9). I thank William Laurance and an anonymous reviewer for valuable comments on an earlier version of the manuscript.

REFERENCES

- Alves, D.S., Pereira, J.L.G., de Sousa C.L., Soares, J.V., Yamaguchi, F., 1999. Characterizing landscape changes in central Rondônia using Landsat TM imagery. *International Journal of Remote Sensing* 20, 2877-2882.
- Attiwill, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* 63, 247-300.
- Beier, P. & Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Bellamy, P.E., Hinsley, S.A. & Newton, I. 1996. Local extinctions and recolonisations of passerine bird populations in small woods. *Oecologia* 108: 64-71.
- Brondizio, E.S., McCracken, S.D., Moran, E.F., Siqueira, A.D., Nelson, D.R. and Rodriguez-Pedraza, C. The colonist footprint: towards a conceptual framework of land use and deforestation trajectories among small farmers in frontier Amazônia. In Wood, C. et al. *Patterns and processes of land use and forest change in the Amazon*. University of Florida Press, Gainesville, *in press*.
- Collinge, S.K. and Forman, R.T.T. 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microscale experiment with grassland insects. *OIKOS* 82: 66-84.
- Dale, V.H., O'Neill, R.V., Pedlowski, M. and Southworth, F. 1993a. Causes and effects of land-use change in Central Rondônia, Brazil. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 59: 997-1005.
- Dale, V.H., Southworth, F., O'Neill, R.V., Rosen, A. and Frohn, R. 1993b. Simulating spatial patterns of land-use change in Rondônia, Brazil. *Lectures on Mathematics in the Life Sciences* 23: 29-55.
- Dale, V.H., O'Neill R.V., Southworth, F. and Pedlowski, M. 1994. Modeling effects of land management in the Brazilian amazonian settlement of Rondônia. *Conservation Biology* 8: 196-206.
- Dias, B.F.S. (coord.) 1998. *Primeiro relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica (Brasil)*. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Brasília.
- Fahrig, L. and Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768. Fahrig, L. and Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fearnside, P.M. 1999. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26: 305-321.
- Fearnside, P.M. 2000. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46: 115-158.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T. and Mellinger, A.D. 1999. Road networks and forest spatial patterns: comparing cutting-sequence models for forestry and conservation. In Craig, J.L., Mitchell, N. and Saunders, D.A. (eds.). *Nature Conservation 5: nature conservation in production environments: managing the matrix*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia pp. 71-80.
- Forman, R.T.T., Galli, A.E. and Leck, C.F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia* 26: 1-8.
- Franklin, J.F. and Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- Frohn, R.C., McGwire, K.C., Dale, V.H. and Estes, J.E. 1996. Using satellite remote sensing analysis to evaluate a socio-economic and ecological model of deforestation in Rondônia, Brazil. *Int. J. Remote Sensing* 17: 3233-3255.
- Fujisaka, S., Bell, W., Thomas, N., Hurtado, L. and Crawford, E. 1996. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two

- Brazilian Amazon colonies. *Agriculture Ecosystems & Environment* 59: 115-130.
- Gascon, C. Lovejoy, T. E. Bierregaard Jr., R. O. Malcolm, J. R. Stouffer, P. C. Vasconcelos, H. L. Laurance, W. F. Zimmerman, B. Tocher, M. Borges. S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Harper, L. H. 1988. The persistence of ant-following birds in small Amazonian forest fragments. *Acta Amazonica* 18: 249-263.
- Homma, A.K.O., Walker, R.T., Scatena, F.N., Conto, A.J., Carvalho, R., Rocha, A.C.P.N., Ferreira, C.A.P., Santos, A.I.M., 1993. Dynamics of deforestation and burning in Amazonia: a microeconomic analysis. Overseas Development Institute, Rural Development Forestry Network, Network Paper 16c. Regent's College, Regent's Park, London.
- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), 1996. Dossiê, Divisão de Assentamentos (Porto Velho) (Working report, December 1998).
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 1999. Monitoramento da floresta amazônica por satélite (1997-1998). INPE-7989-RPQ/714, Ministério de Ciência e Tecnologia, São José dos Campos, SP.
- Kato M.S.A., Kato, O.R., Denich, M., Vlek, P.L.G. 1999. Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. *Field crops research* 62: 225-237.
- Laurance, W.F. 2000. Mega-development trends in the Amazon: Implications for global change. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 113-122.
- Laurance, W.F., Cochrane, M.A., Bergen, S., Fearnside, P.M., Delamônica, P., Barber, C., D'Angelo, S. and Fernandes, T. 2001. The future of Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.
- Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O., Jr. (Eds.). 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago & London.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Gascon, C. & Lovejoy, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- Laurance, W.F., Laurance S.G. and Delamonica, P. 1998a. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management* 110: 173-180.
- Laurance W.F., Ferreira L.V., Rankin-De Merona J.M. and Laurance, S.G. 1998b. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040.
- Li, H., Franklin, J.F., Swanson, F.J. and Spies, T.A. 1993. Developing alternative forest cutting patterns: a simulation approach. *Landscape Ecology* 8: 63-75.
- Lindenmayer D.B., Margules C.R., Botkin D.B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950.
- McCracken, S., Brondizio, E.S., Nelson, D., Moran, E.F., Siqueira, A.D. and Rodriguez-Pedraza, C. 1999. Remote sensing and GIS at farm property level: demography and deforestation in the Brazilian Amazon. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 65: 1311-1320.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications*, 10: 1147-1161.
- Metzger, J.P. Landscape dynamic and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). *Landscape Ecology*, *in press*.
- Metzger, J.P. Effect of fallow period on the landscape structure at site and property levels (Bragantina region, NE Amazon, Brazil). *Submitted*.
- Metzger, J.P. & Muller, E. 1996. Characterizing the complexity of landscape boundaries by remote sensing. *Landscape Ecology* 11: 65-77.
- Metzger, J.P. & Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* 18: 1-12.
- Moran, E. F., Brondizio, E.S. and McCracken, S. Trajectories of land use: soils, succession, and crop choice. In Wood, C. et al. *Patterns and processes of land use and forest change in the Amazon*. University of Florida Press, Gainesville, *in press*.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10: 58-62
- Nepstad, D.C., Moutinho, P.R., Uhl, C., Vieira, I.C. and Silva, J.M.C. 1996. The ecological importance of forest remnants in an Eastern Amazonian frontier landscape. *In Forest patches in tropical landscapes*, pp. 133-150. Edited by Schellas, J. and Greenberg, R. Island press: Washington, D.C.
- Oliveira-Filho, F.J.B. 2001. Padrão de desmatamento e evolução da estrutura da paisagem em Alta Floresta (MT). Master Thesis, University of São Paulo, SP, Brazil.
- Penteado, A.R. 1967. Problemas de colonização e de uso da terra na região Bragantina do Estado do Pará. Coleção Amazônica, Série José Veríssimo, Universidade Federal do Pará: Pará, PA.

- Peres, C.A. and Terborgh, J.W. 1995. Amazonian nature-reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9: 34-46.
- Purata, S.E., 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *J. Trop. Ecol.* 2, 257-276.
- Quintana-Ascencio, P.F., González-Espinosa, M., Ramirez-Marcial, N., Dominguez-Vázquez, G., Martínez-Icó, M., 1996. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica* 28, 192-209.
- Rolstad, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal - Linnean Society* 41: 149-163.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R. & Meslow, E.C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47: 677-687.
- Saulei, S.M., Swaine, M.D., 1988. Dynamics of seed rain and soil seed banks during forest clearance and subsequent regrowth in the Gogol Valley, Papua New Guinea. *J. Ecol.* 76, 133-152.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Scatena, F.N., Walker, R.T., Homma, A.K.O., de Conto, A.J., Ferreira, C.A.P., Carvalho, R.D., da Rocha A.C.P.N., Santos, A.I.M.D., de Oliveira, P.M. 1996. Cropping and fallowing sequences of small farms in the "terra firme" landscape of the Brazilian Amazon: A case study from Santarém, Pará. *Ecological Economics* 18: 29-40.
- Seagle, S.W. 1986. Generation of species-area curves by a model of animal-habitat dynamics. In: Verner, M.L., Morrisson, M.L. & Ralph, C.J. (Eds.), *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, p. 281-285.
- Serra, J. 1982. Image analysis and mathematics morphology. Academic press, New York.
- Serrão, E.A.S., Nepstad, D. and Walker, R. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics* 18: 3-13.
- Skole, D. and Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and

Title: Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon

Author: Jean Paul Metzger - ISSN 1676-0611

Biota Neotropica, Volume 1, números 1 e 2, 2001 - <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN00101122001>

Date Received: Aug. 01, 2001 - Accepted: Sept. 05, 2001

O QUE É ECOLOGIA DE PAISAGENS ?

Jean Paul Metzger

Biota Neotropica v1 <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>

Recebido em 01 de outubro de 2001
Publicado em 28 de novembro de 2001

Laboratório de Ecologia de Paisagens e Conservação - LEPaC
Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências USP
Rua do Matão, 321, travessa 14
05508-900, São Paulo, SP
Fone: 11 3818.7564
Fax: 11 3813.4151
Jpm@ib.usp.br

Abstract

Landscape ecology is a new subject in ecology characterized by two main approaches: a geographical one, which studies how man affects and manages landscapes; and an ecological one, which emphasizes the effects of spatial structure on ecological processes and the importance of these relationships for conservation purposes. The construction of a common theoretical foundation is a difficult task with the coexistence of different and conflicting notions and definitions from these two approaches. In the present work, I present a unified notion of landscape as “a heterogeneous mosaic composed by interactive landscape units, where heterogeneity exists for at least one parameter, one specific observer and at a particular scale”. The heterogeneity is essentially interpreted through the “human eyes” in the geographical approach and through the “eyes” of other species or communities in the ecological perspective. The proposed landscape definition also shows that landscape does not necessarily correspond to broad spatial scales or a new biological level, just above the ecosystem. The scale and the biological level will be determined by the observer or the studied species. Landscape ecology is promoting a paradigm shift in fragmentation and biological conservation studies as far as it integrates the spatial heterogeneity and the concept of scale in the ecological analysis, transforming ecology in a more useful science for environmental problem solving.

Key Words: *Landscape ecology, landscape, heterogeneity, scale, conservation.*

Resumo

A ecologia de paisagens é uma nova área de conhecimento dentro da ecologia, marcada pela existência de duas principais abordagens: uma geográfica, que privilegia o estudo da influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território; e outra ecológica, que enfatiza a importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos, e a importância destas relações em termos de conservação biológica. Estas abordagens apresentam conceitos e definições distintas e por vezes conflitantes, que dificultam a concepção de um arcabouço teórico comum. Nesse trabalho, proponho uma definição integradora de paisagem como sendo “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”. Esse “mosaico heterogêneo” é essencialmente visto pelos olhos do homem, na abordagem geográfica, e pelo olhar das espécies ou comunidades estudadas na abordagem ecológica. O conceito de paisagem proposto evidencia ainda que a paisagem não é obrigatoriamente um amplo espaço geográfico ou um novo nível hierárquico de estudo em ecologia, justo acima de ecossistemas, pois a escala e o nível biológico de análise dependem do observador e do objeto de estudo. A ecologia de paisagens vem promovendo uma mudança de paradigma nos estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas, pois permite a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, tornando esses trabalhos ainda mais aplicados para resolução de problemas ambientais.

Palavras-chave: *Ecologia de paisagens, paisagem, heterogeneidade, escala, conservação.*

Introdução

A ecologia de paisagens é considerada uma área de conhecimento emergente, em busca de arcabouços teóricos e conceituais sólidos (Hobbs 1994). O jargão utilizado é por muitas vezes impreciso e ambíguo, refletindo uma disciplina que ainda busca se definir e superar o impasse criado pelas diferentes visões de paisagem dos seus pesquisadores (Wiens 1999). Esta heterogeneidade de visões está intimamente ligada à existência de duas abordagens distintas de ecologia de paisagens: uma nascida na Europa, em meados do século passado, e outra mais jovem, que surgiu a partir de um workshop norte-americano em Illinois (Risser et al. 1984). Apesar das nítidas diferenças das abordagens, o pleno desenvolvimento da ecologia de paisagens necessita de definições claras e integradoras. Neste trabalho, procura-se retratar as duas abordagens de ecologia de paisagens, propor uma noção integradora de paisagem e apresentar as novas perspectivas que a ecologia de paisagens traz para a ecologia. Para facilitar a leitura, um pequeno glossário dos termos mais utilizados em ecologia de paisagens é apresentado em anexo.

As duas principais abordagens de paisagem

Visões de paisagem

A primeira referência à palavra “paisagem” na literatura aparece no “Livro dos Salmos”, poemas líricos do antigo testamento, escritos por volta de 1000 A.C. em hebraico por diversos autores, mas atribuídos na maioria ao rei Davi. Esses poemas eram cantados nos ofícios divinos do Templo de Jerusalém, e depois foram aceitos pela Igreja cristã como parte de sua liturgia. No “Livro dos Salmos”, a paisagem refere-se à bela vista que se tem do conjunto de Jerusalém, com os templos, castelos e palacetes do Rei Salomão. Essa noção inicial, visual e estética, foi adotada em seguida pela literatura e pelas artes em geral, principalmente pela pintura na segunda metade do século XVIII. Além do retrato real da beleza da natureza, os pintores e escritores pré-românticos e românticos, assim como os simbolistas e os impressionistas, retratavam também a paisagem como um reflexo da “paisagem interior”, dos sentimentos de melancolia e solidão.

Atualmente, na linguagem comum, a paisagem é definida como “um espaço de terreno que se abrange num lance de vista” (dicionário Aurélio). A palavra “paisagem” possui, assim, conotações diversas em função do contexto e da pessoa que a usa. Pintores, geógrafos, geólogos, arquitetos, ecólogos, todos têm uma interpretação própria do que é uma paisagem. Apesar da diversidade de conceitos, a noção de espaço aberto, espaço “vivenciado” ou de espaço de inter-relação do homem com o seu ambiente está imbuída na maior parte dessas definições. Esse espaço é vivenciado de diferentes formas, através de uma projeção de sentimentos ou emoções pessoais, da contemplação de uma beleza cênica, da organização ou planejamento da ocupação territorial, da domesticação ou

modificação da natureza segundo padrões sociais, do entendimento das relações da biota com o seu ambiente, ou como cenário/palco de eventos históricos. A paisagem como noção de “espaço”, ganhando sentido ou utilidade através do “olho” ou da “percepção” de um observador, pode ser o conceito principal de confluência dessas diferentes “visões”.

Em todos os casos, há sempre uma noção de amplitude, de distanciamento. A paisagem nunca está no primeiro plano, pois ela é o que se vê de longe, de um ponto alto. Sempre precisamos nos distanciar para observá-la e, de certa forma, a paisagem é o lugar onde não estamos (pois observamos), podendo até ser um “pano de fundo”. A observação, a percepção e as múltiplas compreensões/interpretações da paisagem sempre são feitas pelas lentes ou filtros da formação científica e da cultura do observador. E justamente por essa razão, por ser uma unidade visual, a paisagem não pode ser definida de forma universal, sem considerar a lente ou o filtro do observador.

No âmbito científico, a primeira pessoa a introduzir o termo “paisagem” foi um geo-botânico, Alexander von Humboldt, no início do século XIX, no sentido de “característica total de uma região terrestre”. Em 1939, o termo “ecologia de paisagens” foi pela primeira vez empregado pelo biogeógrafo alemão Carl Troll (1899/1975), apenas quatro anos após Tansley (1935) ter introduzido o conceito de “ecossistema”. O ponto de partida da ecologia de paisagens é muito semelhante ao da ecologia de ecossistemas: a observação das inter-relações da biota (incluindo o homem) com o seu ambiente, formando um todo. No entanto, a definição de paisagem difere grandemente da definição de ecossistema. Enquanto Tansley, ao definir ecossistema, deixa claro que se trata de um “sistema”, onde há inter-dependência de seus componentes, existência de um ciclo de matéria e de mecanismos de auto-regulação (Troppmair 2000), para Troll (1971) a noção básica de paisagem é a espacialidade, a heterogeneidade do espaço onde o homem habita. A paisagem não se caracteriza, a princípio, por ter as propriedades de um “sistema” (ver adiante). O ecólogo da paisagem tem uma preocupação maior em estudar a heterogeneidade espacial (i.e., relações horizontais), o que contrasta com a visão do ecólogo de ecossistema, que busca entender as interações de uma comunidade com o sistema abiótico (i.e., relações verticais) num ambiente relativamente homogêneo. A entidade espacial heterogênea, que constitui uma paisagem, engloba aspectos geomorfológicos e de recobrimento, tanto naturais quanto culturais (Delpoux 1974). Esta noção visual, espacial e global está profundamente impregnada nas abordagens atuais de ecologia de paisagens.

As abordagens “geográficas” e “ecológicas”

A ecologia de paisagens caracteriza-se por um duplo nascimento e, conseqüentemente, por duas visões distintas da paisagem.

O primeiro surgimento da ecologia de paisagens

foi impulsionado por Carl Troll e por pesquisadores, essencialmente geógrafos, da Europa Oriental e da Alemanha. Essa abordagem teve forte influência da geografia humana, da fitossociologia e da biogeografia, e de disciplinas da geografia ou da arquitetura relacionadas com o planejamento regional. Três pontos fundamentais caracterizam essa “*abordagem geográfica*”: a preocupação com o planejamento da ocupação territorial, através do conhecimento dos limites e das potencialidades de uso econômico de cada “unidade da paisagem” (definida, nessa abordagem, como um espaço de terreno com características comuns); o estudo de paisagens fundamentalmente modificadas pelo homem, as “paisagens culturais” (Tricart 1979), que predominam no espaço europeu; e a análise de amplas áreas espaciais, sendo a Ecologia de Paisagens diferenciada, nessa abordagem, por focar questões em macro-escalas, tanto espaciais quanto temporais (sendo assim uma macro-ecologia). Nessa perspectiva, a paisagem é definida por Troll (1971) como “a entidade visual e espacial total do espaço vivido pelo homem” (“the total spatial and visual entity of human living space”, apud Naveh & Lieberman 1994). Fica clara, dentro desta perspectiva, a preocupação com o estudo das inter-relações do homem com o seu espaço de vida e com as aplicações práticas na solução de problemas ambientais (Barrett & Bohlen 1991, Naveh & Lieberman 1994). A ecologia de paisagens, desta forma, é menos centrada nos estudos bio-ecológicos (relações entre animais, plantas e ambiente abiótico), e pode ser definida como uma disciplina holística, integradora de ciências sociais (sociologia, geografia humana), geo-físicas (geografia física, geologia, geomorfologia) e biológicas (ecologia, fitossociologia, biogeografia), visando, em particular, a compreensão global da paisagem (essencialmente “cultural”) e o ordenamento territorial.

O segundo surgimento da ecologia de paisagens se deu mais recentemente, na década de 1980, influenciado particularmente por biogeógrafos e ecólogos americanos que procuravam adaptar a teoria de biogeografia de ilhas para o planejamento de reservas naturais em ambientes continentais. Essa “nova” ecologia de paisagens foi inicialmente influenciada pela ecologia de ecossistemas, pela modelagem e análise espacial. Seu desenvolvimento beneficiou-se muito do advento das imagens de satélite (nos anos 1970-80), e das facilidades de tratamento de imagens e de análises geo-estatísticas propiciadas pela popularização dos computadores pessoais. Essa “*abordagem ecológica*”, contrariamente à primeira, dá maior ênfase às paisagens naturais ou a unidades naturais da paisagem, à aplicação de conceitos da ecologia de paisagens para a conservação da diversidade biológica e ao manejo de recursos naturais, e não enfatiza obrigatoriamente macro-escalas. A escala espaço-temporal de análise dependerá da espécie em estudo. A paisagem é definida como: i) uma área heterogênea composta por conjuntos interativos de ecossistemas (“a heterogeneous land of area composed of a cluster of interacting ecosystems”, Forman & Godron 1986); ii) um

mosaico de relevos, tipos de vegetação e formas de ocupação (“a mosaic of heterogeneous land forms, vegetation types and land uses” Urban et al. 1987); iii) uma área espacialmente heterogênea (“a spatially heterogeneous area”, Turner 1989). A principal problemática nessa abordagem é o estudo dos efeitos da estrutura espacial da paisagem sobre os processos ecológicos (Turner 1989). Inicialmente, esta abordagem foi fortemente influenciada pelas facilidades de análise de imagens de satélite, tendo desenvolvido uma vasta literatura sobre procedimentos e métricas de quantificação da estrutura da paisagem (Turner & Gardner 1991, Riitters et al. 1995, McGarigal & Marks 1995, Gustafson 1998). Mais recentemente, essa análise detalhada do padrão espacial está sendo associada a processos ecológicos, como a propagação do fogo, a dispersão de sementes ou o deslocamento de animais em paisagens heterogêneas (por exemplo, Joly et al. 2001, Renjifo 2001, Summerville & Crist 2001).

As ecologias de paisagens

As definições de ecologia de paisagens variam em função da abordagem (“geográfica” ou “ecológica”) e dos autores. A ecologia de paisagens é entendida como: o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (Forman & Godron 1986); a investigação da estrutura e funcionamento de ecossistemas na escala da paisagem (Pojar et al. 1994); uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas (Turner 1989); uma forma de considerar a heterogeneidade ambiental em termos espacialmente explícitos (Wiens et al. 1993); uma área de conhecimento que considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações e trocas espaciais e temporais através de paisagens heterogêneas, as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos e o manejo da heterogeneidade espacial (Risser et al. 1984); uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida, natural e construído (Naveh & Lieberman 1994).

Essas definições mostram uma nítida bifurcação no foco principal de interesse do ecólogo da paisagem. De um lado, há uma *ecologia humana de paisagens*, centrada nas interações do homem com seu ambiente, onde a paisagem é vista como o fruto da interação da sociedade com a natureza. Essa é a linha seguida pela “*abordagem geográfica*”, representada aqui pela definição de Naveh & Lieberman (1994). De outro lado, há uma *ecologia espacial de paisagens*, particularmente preocupada na compreensão das conseqüências do padrão espacial (i.e., a forma pela qual a heterogeneidade se expressa espacialmente) nos processos ecológicos (ver definições acima de Richard Forman, Monica Turner e John Wiens). Esta é a linha principal de pesquisa na “*abordagem ecológica*”.

No entanto, essas abordagens não são tão distintas

quanto parecem, sendo inclusive um dos principais desafios da sociedade internacional de ecologia de paisagens (<http://www.crle.uoguelph.ca/fiale/>) a unificação dos conceitos básicos e o estabelecimento de um sólido arcabouço teórico comum (Wiens 1996). É com a intenção de caminhar nesse sentido que uma noção integradora de paisagem é proposta.

Uma noção integradora de paisagem

A Paisagem

Numa conceituação mais abrangente, em relação às definições anteriores, propõe-se que a paisagem seja definida como “*um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação*”.

Dentro da abordagem “geográfica” da ecologia de paisagens, o mosaico heterogêneo estará sendo visto através dos olhos do homem, de suas necessidades, anseios e planos de ocupação territorial. Como o homem age em amplas extensões de seu território, neste caso a ecologia de paisagens lida obrigatoriamente com escalas espaciais (e, por conseguinte, temporais) amplas, podendo ter vários quilômetros quadrados (segundo Forman 1995, “landscape is a mosaic where a cluster of local ecosystems is repeated in similar form over a kilometers-wide area”). O conjunto interativo da paisagem é então composto por “ecossistemas” ou por unidades de “cobertura” ou de “uso e ocupação do território”, sendo que a escolha de umas dessas três formas de representar as unidades da paisagem é feita (arbitrariamente) pelo observador. Os limites entre esses conjuntos interativos da paisagem seriam então definidos por três fatores: o ambiente abiótico (formas de relevo, tipos de solo, dinâmica hidro-geomorfológica, parâmetros climáticos, em particular), as perturbações naturais (fogo, tornados, enchentes, erupções vulcânicas, geadas, por exemplo) e antrópicas (fragmentação e alteração de habitats, desmatamento, criação de reservatórios, implantação de estradas, entre outros). Estes fatores condicionam, em primeiro lugar, a presença de determinadas unidades. Por exemplo, na planície litorânea paulista é encontrado um mosaico de áreas de vegetações sobre restinga, mangues e áreas de uso e ocupação humana, que se distingue do mosaico encontrado nas escarpas da serra do Mar (floresta atlântica em diferentes estádios de sucessão, áreas de escorregamento, riachos e corredeiras) ou no Planalto Paulista (extensas áreas de uso antrópico, como cidades, pastagens e culturas, com fragmentos de vegetação natural e vegetações ripárias). Em segundo lugar, o padrão de ocupação humana e o ambiente abiótico condicionam também a disposição espacial das unidades no mosaico. Por exemplo, dentro do Planalto Paulista, paisagens contendo as mesmas unidades podem diferir muito em função do parcelamento das propriedades. As paisagens onde há um intenso parcelamento das propriedades privadas vão apresentar mosaicos extremamente heterogêneos, contendo muitos fragmentos pequenos de vegetação e parcelas reduzidas de campos

agrícolas ou de pastagens. Por outro lado, paisagens em áreas de latifúndio vão ser muito mais homogêneas, com áreas agrícolas contínuas e remanescentes de vegetação geralmente reduzidos a pequenas manchas ou corredores ripários. Diferenças semelhantes podem ser observadas em função do relevo: regiões mais acidentadas tendem a ter paisagens mais complexas e menos modificadas pelo homem em relação a regiões de relevo plano. Cada conjunto interativo, caracterizado por uma composição em unidades e um padrão espacial, forma uma paisagem (a “paisagem” é por muitas vezes denominada como “unidade de paisagem” na abordagem geográfica; ver glossário).

Na abordagem “ecológica”, o mosaico é considerado como um conjunto de habitats que apresentam condições mais ou menos favoráveis para a espécie ou a comunidade estudada. Desta forma, o olhar sobre a paisagem é feito através destas espécies, de suas características biológicas, em particular de seus requerimentos em termos de área de vida, alimentação, abrigo e reprodução. Dentro desta perspectiva, a escala espaço-temporal de análise não é obrigatoriamente ampla, como na primeira abordagem, pois ela depende da escala de ação/percepção da espécie/comunidade em estudo. Assim, para um gafanhoto pode existir um mosaico de manchas interativas numa área de apenas 4 km² de extensão, sendo esse mosaico formado por manchas mais ou menos densas de herbáceas. Por outro lado, se considerarmos o mosaico de habitats para uma onça-parda (*Puma concolor*), este pode ser definido em escalas espaciais semelhantes às usadas para a ocupação humana. A definição das unidades e da extensão do mosaico depende das espécies: um mesmo espaço geográfico pode ser percebido como paisagens (mosaicos interativos) totalmente diferentes em função das características destas espécies.

Escalas e níveis hierárquicos

As definições tradicionais de paisagem associam, em geral, a paisagem com “uma” escala de análise mais global e a “um” nível hierárquico justo acima de ecossistemas, dando um sentido mais restrito à ecologia de paisagens do que o proposto no presente artigo. A noção integradora de “paisagem” proposta desfaz esses preconceitos. Primeiro, a ecologia de paisagens não pode ser mais considerada como sendo uma ecologia de macro-escalas. A escala é definida pelo observador, resultando em análises em micro-escalas ou macro-escalas em função, em particular, do tamanho e da capacidade de deslocamento da(s) espécie(s) considerada(s). Muitos estudos em ecologia de paisagens procuram aprofundar o conhecimento da ecologia de paisagens enfocando pequenos organismos, como a fauna associada a musgos (Gonzales et al. 1998) ou pequenos coleópteros (Wiens & Milne 1989, Metzger *no prelo*). A principal vantagem destas micro-paisagens está no fato de haver uma maior possibilidade de manipular o sistema, criando micro-experiências com diversas replicações e controles (Metzger

no prelo).

A nova noção de paisagem também não pode ser definida *a priori* como um novo nível hierárquico, justo acima do de ecossistema, como está implícito na maioria das definições de paisagem (“mosaico interativo de ecossistemas”, segundo Naveh & Lieberman 1994, Forman 1995). Num sistema, as propriedades de um nível hierárquico “N” dependem das interações ou associações existentes no nível “N-1” e são condicionadas (limitadas) pelo nível “N+1”. Por exemplo, o funcionamento de uma proteína depende da configuração espacial dos amino-ácidos que a compõem, pois em função dessa configuração a proteína será capaz de se associar a determinados receptores. Ademais, a expressão da proteína dependerá da existência no seu ambiente (nível “N+1”) dos receptores adequados. O que a ecologia de paisagens quer mostrar, como veremos mais adiante, é que a disposição espacial de suas unidades (nível “N-1”) condiciona o funcionamento da paisagem (nível “N”). É possível que esta propriedade seja verificada *a posteriori*, denotando a existência de uma hierarquia. No entanto, essa hierarquia não obedece obrigatoriamente os níveis usualmente reconhecidos em ecologia: populações - comunidades - ecossistemas - paisagens. As unidades da paisagem não são obrigatoriamente “ecossistemas”, noção que acarreta uma visão sistêmica onde há inter-dependência dos componentes, existência de um ciclo de matéria e de mecanismos de auto-regulação, que tornam o ecossistema um sistema auto-organizado (Odum 1971). As unidades são, em geral, as unidades de uso/ocupação e cobertura do território, na abordagem geográfica, e habitats, na abordagem ecológica. Nenhuma dessas unidades se caracteriza por ter as propriedades de sistemas.

Ademais, como defendem King (1999) e Allen & Hoekstra (1992), as ecologias de ecossistemas, comunidades e paisagens podem estar lidando com um mesmo espaço geográfico, mudando apenas o enfoque ou a perspectiva do estudo. Assim, um mesmo objeto de estudo, um fragmento florestal, por exemplo, pode ser estudado sob a ótica de comunidades (i.e., dando ênfase à estrutura e dinâmica das associações de espécies, e às interações entre as populações), a partir da ecologia de ecossistemas (considerando o sistema a partir de relações determinísticas entre a comunidade e o meio abiótico, em particular ressaltando os ciclos de nutrientes e o fluxo de energia) ou numa perspectiva de ecologia de paisagens (buscando entender a estrutura da comunidade através da dinâmica do mosaico florestal, formado pelas manchas de vegetação em diferentes estádios de sucessão e perturbação). Um mesmo objeto, como o fragmento florestal do exemplo, estudado numa mesma escala, pode ser entendido como “comunidade”, “ecossistema” ou “paisagem”, dependendo da perspectiva do estudo.

Uma nova perspectiva em ecologia

Não sendo obrigatoriamente nem uma ecologia de macro-escalas nem um novo nível de análise de questões ecológicas, qual é a nova perspectiva trazida pela ecologia de paisagens para a ecologia (dentro da “abordagem

ecológica)? Essa nova perspectiva relaciona-se a dois fatores: a influência de padrões espaciais sobre processos ecológicos; e o reconhecimento da influência da escala nos estudos ecológicos.

Relações entre padrões espaciais e processos ecológicos

O ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas (e.g., diferentes tipos de habitats). A ecologia de paisagens seria assim uma combinação de uma análise espacial da geografia com um estudo funcional da ecologia. A problemática central é o efeito da estrutura da paisagem (i.e., o padrão espacial) nos processos ecológicos. Contrariamente à ecologia de ecossistemas, que procura estabelecer ou analisar as relações verticais da biota com o seu ambiente (por exemplo, como a diversidade de uma comunidade de árvores pode ser explicada pelo clima ou tipo de solo?), a ecologia de paisagens dá maior ênfase às relações horizontais (usando o mesmo exemplo, como a comunidade de árvores pode ser explicada em função de seu isolamento a outras comunidades semelhantes, ou em função da existência de um impacto causado pela unidade justo adjacente?). A ecologia de paisagens pode ser assim entendida como uma *ecologia de interações espaciais* entre as unidades da paisagem.

Nesta perspectiva, fica clara a influência da biogeografia de ilhas na origem desta disciplina. A teoria de ilhas e, mais tarde, a teoria de metapopulações oferecem um arcabouço teórico valioso para relacionar padrão espacial e processos ecológicos. Segundo essas teorias, a configuração espacial, expressa em particular pelo tamanho das manchas da paisagem e pelo grau de isolamento ou de conectividade entre manchas de um mesmo tipo de unidade, é um fator-chave na determinação de uma série de processos ecológicos, como os riscos de extinção e as possibilidades de migração ou (re)colonização (Hanski & Gilpin 1997).

Os processos ecológicos estudados podem ser tanto foco de estudos da ecologia de populações (natalidade, mortalidade, imigração, por exemplo) ou da interação entre populações (e.g., polinização, dispersão), quanto da ecologia de comunidades (processos de estruturação da comunidade, como a predação ou a competição) ou da ecologia de ecossistemas (produtividade, ciclagem e dispersão de um nutriente), ou mesmo da genética (variabilidade gênica, por exemplo). A ecologia de paisagens lida assim com as mesmas perguntas de outras disciplinas da ecologia, modificando apenas a perspectiva na qual elas são analisadas, inserindo-as num contexto espacial. De certa forma, os ecólogos de paisagens nada mais são do que ecólogos de populações, comunidades ou ecossistemas que abordam suas perguntas nessa nova perspectiva oferecida pela ecologia de paisagens.

Possivelmente, o maior desafio da ecologia de paisagens é de estabelecer uma teoria de mosaicos,

procurando entender como diferentes padrões de organização espacial de seus constituintes (as unidades da paisagem) influem sobre seu funcionamento. Desta forma, a ecologia de paisagens procura testar uma das propriedades fundamentais da teoria hierárquica. Para tanto, procura distinguir grandes tipos de paisagens, baseado no modelo de mancha-corredor-matriz (Forman 1995). É possível, assim, distinguir paisagens contendo muitos fragmentos grandes (por exemplo, a região do Pontal do Paranapanema onde há grandes fragmentos isolados de floresta mesófila semi-decídua), ou paisagens formadas por uma infinidade de pequenos fragmentos (região da Bragantina, no leste do Pará, onde há grande alternância entre capoeiras de diferentes idades e áreas de agricultura de corte-e-queima), ou por uma rede de corredores (paisagem em Caucaia do Alto, nos municípios de Cotia e Ibiúna, onde foi mantida uma rede de corredores florestais ripários e de corredores artificiais, dividindo propriedades ou parcelas agrícolas), ou por um padrão em tabuleiro de xadrez (áreas agrícolas do Planalto Central Brasileiro, com alternância de tipos de cultura). Além de conseguir identificar esses padrões, o grande desafio é entender as suas implicações em termos de funcionamento da paisagem.

Importância da escala

O principal interesse da ecologia de paisagens, como mencionado anteriormente, está relacionado com o estudo da heterogeneidade. No entanto, o reconhecimento da homogeneidade ou heterogeneidade de um objeto está diretamente ligado à questão da escala: praticamente qualquer porção de terra é homogênea numa escala mais abrangente e heterogênea quando vista numa escala mais detalhada.

A palavra *escala* é utilizada para se referir a diferentes noções: a *escala espacial* inclui um aspecto de extensão no espaço (por exemplo, uma área de estudo pode ter 1 ou 100 km²) e de resolução na informação que é obtida (por exemplo, ao trabalhar com imagens Thematic Mapper do satélite LANDSAT é possível obter informações a cada 30 m; com o satélite NOAA, a informação sobre características da terra são obtidas apenas a cada 1,1 km); a *escala temporal* inclui também um aspecto de duração (tempo de análise) e resolução (frequência de obtenção de dados); a *escala geográfica* indica as dimensões de representação de um objeto no solo (por exemplo, a escala de 1/10.000 indica que 1 cm no mapa corresponde a 10.000 cm ou 100 m no solo); a *escala de percepção das espécies* refere-se à escala espacial e temporal na qual a espécie em estudo percebe ou interage com a paisagem (i.e., qual a extensão do seu território ou qual é a área de paisagem que age sobre essa espécie?; com que detalhamento a espécie percebe variações no seu habitat?).

Há duas questões ecológicas básicas quando se pensa na questão de escala: i) existe uma escala espacial e temporal determinada para cada processo ecológico ou para cada espécie?; ii) é possível transpor resultados obtidos numa escala pontual para uma escala global?

A primeira pergunta estaria baseada na existência de escalas espaciais e temporais corretas para se observar determinados fenômenos. Assim, uma determinada espécie, em função de suas capacidades de deslocamento através da paisagem, de suas exigências de habitats específicos e de suas interações com outras espécies tenderia a perceber a paisagem numa determinada escala. Em particular, espécies com pequena capacidade de deslocamento ou dispersão vão perceber a paisagem num contexto mais local, ao contrário de espécies com maior capacidade de deslocamento, que tenderão a perceber a paisagem num contexto mais amplo; ou ainda espécies com habitats muito especializados que tenderão a ver a paisagem com um grau maior de detalhamento em relação a espécies mais generalistas. Em parte isso tem sido confirmado com estudos de campo. Por exemplo, num trabalho com fragmentos florestais no rio Jacaré-Pepira, a riqueza de espécies de árvores barocóricas apresentou relações mais significativas com parâmetros da paisagem próxima (num raio de 2 km) em relação a espécies anemocóricas e, principalmente, zoocóricas, que apresentaram relações mais intensas com a paisagem num raio de 4 a 8 km (Metzger 2000). No entanto, as evidências ainda são escassas e novos estudos, com outros grupos de organismos e numa ampla gama de paisagens, devem ser conduzidos a fim de se obter generalizações.

A segunda pergunta envolve um dilema fundamental da pesquisa ecológica: a maior parte dos dados científicos é obtida em escalas locais, enquanto a demanda por respostas a problemas ambientais ocorre principalmente em escalas globais (por exemplo, aquecimento climático, fragmentação e perda de biodiversidade, uso sustentável da água). Há assim uma carência de dados e uma urgência de respostas em escalas globais. Muitas vezes, a obtenção de dados em escalas globais é extremamente problemática. No caso da ecologia de paisagens, há uma grande dificuldade de se estabelecer experimentos em escalas espaciais e temporais amplas. Não existem réplicas verdadeiras (cada paisagem é única), nem controles, e há uma grande dificuldade de se promover alterações visando o estudo científico de seus impactos (Bissonete 1997, Metzger *no prelo*). O principal caminho para a resolução desse dilema estaria no descobrimento de regras de transposição de resultados obtidos em escalas locais para escalas globais. Assim, relações entre padrões e processos biológicos poderiam ser analisados em micro-escala, onde há uma maior possibilidade de controle das variáveis, e os resultados seriam inferidos para as escalas mais amplas. No entanto, essas regras de transposição não obedecem sempre a leis lineares ou a propriedades fractais, tendo sido observado limiares de validade nas relações entre padrões e processos. A esse fenômeno é dado o nome de “efeito de transmutação”: mudanças nas propriedades em função da mudança de escala ou de nível hierárquico (Bissonete 1997). Haveria assim domínios de escala nas quais as relações entre padrões e processos são válidas, sendo que esses domínios dependeriam de uma combinação das escalas espaciais, temporais e de

percepção das espécies. De um domínio para o outro, as relações mudam de forma não previsível por modelos matemáticos simples, lineares. Esse é o segundo grande desafio da ecologia de paisagens: ser capaz de entender e transpor as relações entre padrões e processos de um domínio de escala para outro.

Qual a contribuição aplicada da ecologia de paisagens ?

Em termos aplicados, argumenta-se que a ecologia de paisagens pode contribuir pois se propõe a lidar com mosaicos antropizados, na escala na qual o homem está modificando o seu ambiente. Na “abordagem geográfica”, mais do que uma análise detalhada de impactos locais (principal enfoque da ecologia de ecossistemas e de comunidades), a ecologia de paisagens procura entender as modificações estruturais, e portanto funcionais, trazidas pelo homem no mosaico como um todo, incorporando de forma explícita toda a complexidade das inter-relações espaciais de seus componentes, tanto naturais quanto culturais. Na “abordagem ecológica”, apesar de focar mais as unidades “naturais”, mais uma vez a ecologia de paisagens situa-se na escala correta para responder aos principais problemas ambientais, tanto relacionados à fragmentação de habitats quanto ao uso inadequado dos solos e da água. Para compatibilizar uso das terras e sustentabilidade ambiental, social e econômica, é necessário planejar a ocupação e a conservação da paisagem como um todo. Por exemplo, a proteção de apenas um fragmento de vegetação ou um trecho do rio não é suficiente se o entorno do fragmento ou as cabeceiras estiverem comprometidas. O homem está na origem dos problemas ambientais, mas é parte também das soluções. Resolver o problema da perda da biodiversidade excluindo o homem da paisagem é apenas um paliativo, e não uma solução.

Em poucas palavras, ao lidar com a paisagem como um todo, considerando as interações espaciais entre unidades culturais e naturais, incluindo assim o homem no seu sistema de análise, a ecologia de paisagens adota uma perspectiva correta para propor soluções aos problemas ambientais.

Conclusões

Apesar de existirem duas abordagens distintas dentro da ecologia de paisagens, elas apresentam muito em comum, como o fato de serem espacialmente explícitas, lidarem com espaços heterogêneos e considerarem múltiplas escalas em suas análises. Na noção integradora proposta no presente trabalho, a paisagem continua sendo uma entidade visual, totalmente dependente do observador, em particular da escala de observação.

No plano teórico, a principal contribuição da ecologia de paisagens é o enfoque nas relações entre padrões espaciais e processos ecológicos e a incorporação da escala nas análises. Essa mudança de enfoque pode ser considerada uma mudança de paradigma dentro da

ecologia. No entanto, a ecologia de paisagens ainda terá que vencer grandes desafios, como o estabelecimento de um arcabouço teórico (uma teoria de mosaicos) e a transposição do problema de transmutação.

No plano aplicado, pelo fato da ecologia de paisagens se posicionar de forma adequada para responder aos problemas ambientais, é possível antever, num futuro próximo, um crescimento explosivo da ecologia de paisagens em países tropicais, de forma similar ao que ocorreu recentemente em regiões temperadas, pois a resposta aos problemas ambientais, relacionados à fragmentação de habitats tropicais, expansão de fronteiras agrícolas e uso da água, é mais do que nunca urgente.

Agradecimentos

Eu gostaria de agradecer Rozely dos Santos, Vânia Pivello, Waldir Mantovani e Alexandre Martensen que contribuíram muito para a melhoria deste texto através de comentários, sugestões e correções pertinentes feitas numa versão anterior. Também sou grato aos meus alunos de graduação e pós-graduação, que têm propiciado valiosos questionamentos e enriquecedoras discussões.

Anexo: *Pequeno glossário de termos usualmente utilizados em ecologia de paisagens. As definições, utilizadas ao longo do texto, seguem o que é proposto na “abordagem ecológica”.*

Borda. Área de transição entre duas unidades da paisagem.

Conectividade. Capacidade da paisagem (ou das unidades da paisagem) de facilitar os fluxos biológicos. A conectividade depende da proximidade dos elementos de habitat, da densidade de corredores e “stepping stones”, e da permeabilidade da matriz.

Corredores. Áreas homogêneas (numa determinada escala) de uma unidade da paisagem, que se distinguem das unidades vizinhas e que apresentam disposição espacial linear. Em estudos de fragmentação, considera-se corredor apenas os elementos lineares que ligam dois fragmentos anteriormente conectados.

Elemento da paisagem. Trata-se de cada mancha, corredor ou área da matriz. Uma unidade da paisagem pode apresentar vários elementos numa paisagem. Por exemplo, uma unidade “mata” pode ter vários fragmentos e alguns corredores.

Escala de percepção. Escala espacial e temporal na qual cada espécie percebe a paisagem em função de suas características ecológicas (tamanho de território, especificidade do habitat, capacidade de locomoção, etc.).

Escala espacial. É definida por características de extensão (tamanho) e resolução (unidade mínima de representação espacial). Os mapas variam de escalas pontuais e finas (mapas detalhados, com alta resolução e, em geral, extensão reduzida) para escalas globais e grosseiras (mapas com poucos detalhes, com resolução grosseira e, em geral, ampla extensão).

- Fragmento.** Uma mancha originada por fragmentação, i.e. por sub-divisão, promovida pelo homem, de uma unidade que inicialmente apresentava-se sob forma contínua, como uma matriz.
- Manchas.** Áreas homogêneas (numa determinada escala) de uma unidade da paisagem, que se distinguem das unidades vizinhas e têm extensões espaciais reduzidas e não-lineares.
- Matriz.** Unidade da paisagem que controla a dinâmica da paisagem (Forman 1995). Em geral essa unidade pode ser reconhecida por recobrir a maior parte da paisagem (i.e., sendo a unidade dominante em termos de recobrimento espacial), ou por ter um maior grau de conexão de sua área (i.e., um menor grau de fragmentação). Numa segunda definição, particularmente usada em estudos de fragmentação, a matriz é entendida como o conjunto de unidades de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie estudada.
- Mosaico.** Uma paisagem que apresenta uma estrutura contendo mancha, corredores e matriz (pelo menos dois desses elementos).
- Paisagem.** Mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação. Uma paisagem pode se apresentar sob forma de mosaico, contendo manchas, corredores e matriz, ou sob forma de gradiente.
- Sistema fractal.** Sistema que mantém suas características/propriedades em diferentes escalas.
- Stepping stone** (em português, “*pontos de ligação*” ou “*trampolins ecológicos*”). Pequenas áreas de habitat dispersas pela matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre manchas.
- Unidade da paisagem.** Cada tipo de componente da paisagem (unidades de recobrimento e uso do território, ecossistemas, tipos de vegetação, por exemplo). (Obs.: Na abordagem geográfica, a unidade da paisagem é em geral definida como um espaço de terreno com características hidro-geomorfológicas e história de modificação humana semelhantes. De certa forma, a “unidade da paisagem” da abordagem geográfica pode ser considerada como uma “paisagem” dentro da abordagem ecológica, pois ela é composta por um mosaico com diferentes usos e coberturas.).
- Bissonette, J.A. 1997. Scale-sensitive ecological properties: historical context, current meaning. In: Bissonette, J.A. (Ed.). *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York. pp. 3-31.
- Delpoux, M. 1974. Métodos em questão: ecossistema e paisagem. Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 23 p.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. Wiley & Sons Ed., New York.
- Gonzales A., Lawton J.H., Gilbert F.S., Blackburn T.M. & Evans-Freke I. 1998. Metapopulation dynamics abundance and distribution in micro ecosystems. *Science* 281: 2045-2047.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego-London.
- Hobbs, R.J. 1994. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. *Pacific Conservation Biology* 1: 170-176.
- Joly, P. Miaud, C., Lehmann, A. & Grolet, O. 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15: 239-248.
- King, A.W. 1999. Hierarchical theory and the landscape.... Level? Or: words do matter. In: Wiens, J. & Moss, M.R. (Ed.). *Issues in landscape ecology*. IALE, Colorado. pp.6-9.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications* 10: 1147-1161.
- Metzger, J.P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In: Cullen Jr., L., Rudy, R., Valladares-Padua, C. (eds.). *Manual em Técnicas na Biologia da Conservação e no Manejo da Vida Silvestre*. IPÊ, Smithsonian Institution, National Zoological Park. *No prelo*.
- Naveh, Z. & Lieberman, A. 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.
- Odum, E.O. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania.
- Pojar, J., Diaz, N., Steventon, D., Apostol, D. & Mellen, K. 1994. Biodiversity planning and forest management at the landscape scale. In: Huff, M.H., Norris, L.K., Nyberg, J.B. & Wilkin, N.L. (Coords.). *Expanding horizons of forest ecosystem management. Proceedings of the third “Habitat Futures Workshop”*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. pp. 55-70.

Referência

- Allen, T.F.H. & Hoekstra, T.W. 1992. *Toward a unified ecology. Complexity in ecological systems*. Columbia University Press, New York.
- Barrett, G.W. & Bohlen, P.J. 1991. Landscape ecology. In: Hudson, W.E. (Ed.). *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC. pp. 149-161.

- Renjifo, L.M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11: 14-31.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wikham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B. & Jackson, B.L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10: 23-39.
- Risser, P.G., Karr, J.R. & Forman, R.T.T. 1984. Landscape ecology, directions and approaches. *Illinois Natural History Surveys. Special Publications*, 2: 1-18.
- Summerville, K.S. & Crist, T.O. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82: 1360-1370.
- Tansley, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.
- Tricart, J.J.L. 1979. Paysage et écologie. *Revue de Géomorphologie dynamique: géodynamique externe. Études intégrée du milieu naturel*, XXVIII, n.3, p. 81-95.
- Troll, C. 1971. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. *Geoforum* 8: 43-46.
- Troppmair, H. 2000. Ecologia da paisagem: uma retrospectiva. *Anais do I Fórum de debates "Ecologia da Paisagem e Planejamento Ambiental" (4-8 junho de 2000, Rio Claro). Sociedade de Ecologia do Brasil.*
- Turner M.G. 1989. Landscape ecology : the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematic* 20: 171-197.
- Turner M.G. & Gardner R.H. (Eds.). *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.* Springer-Verlag, New York.
- Urban, D. O'Neill, R.V. & Shugart, H.Jr. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37: 119-127.
- Wiens, J.A. 1996. Challenges for the future. *IALE Bulletin* 14: 1-2.
- Wiens, J.A. 1999. Toward a unified landscape ecology. In: Wiens, J. & Moss, M.R. (Ed.). *Issues in landscape ecology.* IALE, Colorado. pp.148-151.
- Wiens, J.A. & Milne, B.T. 1989. Scaling of "landscapes" in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3: 87-96.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. & Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.

Título: O que é ecologia de paisagens ?

Autor: Jean Paul Metzger

Biota Neotropica, Vol. 1, números 1 e 2, 2001 - <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?the-matic-review+BN00701122001>

Recebido em 01 de outubro de 2001
Publicado em 28 de novembro de 2001

ISSN 1676-0603

PEIXES DE RIACHO DO PARQUE ESTADUAL MORRO DO DIABO, BACIA DO ALTO RIO PARANÁ, SP

*Lilian Casatti*¹
*Francisco Langeani*²
*Ricardo M. C. Castro*¹

Biota Neotropica v1 (n1) - <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>

Recebido em 10 de agosto de 2001
Aceito em 12 de novembro de 2001

¹ Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), Departamento de Biologia, FFCLRP-USP (www.ffclrp.usp.br), Av. Bandeirantes, 3900, 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brasil (e-mail: licasatti@netsitemail.com.br; rmcastro@ffclrp.usp.br)

² Departamento de Zoologia e Botânica, IBILCE, Universidade Estadual Paulista (www.ibilce.unesp.br), Rua Cristóvão Colombo, 2265, 14054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil (e-mail: langeani@zoo.ibilce.unesp.br)
Autor para correspondência: Lilian Casatti licasatti@netsitemail.com.br

Abstract

Stream fishes of the Morro do Diabo State Park, Upper Paraná River basin, SP.

A survey of the fish species in the streams of the Morro do Diabo State Park was performed. Four first and second order streams were sampled and 22 fish species and 1,573 individuals were collected, belonging to five orders and 11 families. A predominance of Order Siluriformes, followed by Characiformes was registered. Based on general aspects of their biology, the fish species were classified in eight guilds. The studied species are able to use several food sources and microhabitats available in these environments, being particularly favored by their small size. An identification key for the species, together with illustrations of their live coloration is provided.

Key-words: *Morro do Diabo, Alto Paraná, stream, fishes, Rio Paranapanema, conservation*

Resumo

Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP

Neste trabalho foi realizado um levantamento das espécies de peixes de riacho que ocorrem no Parque Estadual Morro do Diabo. Quatro riachos foram amostrados, de primeira a segunda ordem, onde foram coletadas 22 espécies, pertencentes a cinco ordens e 11 famílias, num total de 1.573 indivíduos. Foi registrado o predomínio da Ordem Siluriformes, seguida por Characiformes. Com base em aspectos gerais da biologia das espécies de peixes, as mesmas foram classificadas em oito guildas. De modo geral, as espécies estudadas são capazes de utilizar diversos recursos alimentares e micro-habitats disponíveis nesses ambientes, sendo particularmente favorecidas pelo pequeno porte apresentado. Chave de identificação e fotos de exemplares recém-coletados de todas as espécies de peixes são fornecidas.

Palavras-chave: *Morro do Diabo, Alto Paraná, riacho, peixes, Rio Paranapanema, conservação.*

1. Introdução

A América do Sul contém a mais rica ictiofauna de água doce do mundo, porém a avaliação e compreensão dessa rica diversidade são negativamente afetadas pelo conhecimento incompleto de sua ecologia, biologia e sistemática (Menezes, 1996). Em termos de diversidade, Böhlke et al. (1978) estimaram que o número final de espécies de água doce neotropicais chegaria a 5.000. Vinte anos depois, a estimativa de Schaefer (1998) aponta o impressionante número de 8.000 espécies, o que, proporcionalmente, representa um oitavo de toda a biodiversidade estimada de vertebrados vivos (Vari & Malabarba, 1998).

A segunda bacia hidrográfica mais importante do Brasil em termos de área e diversidade ictiofaunística é a bacia do Paraná-Paraguai-Uruguai. Apesar dessa grande diversidade, com aproximadamente 500 espécies, sua composição não é completamente conhecida; além disso, sua ictiofauna tem sido impactada por uma série de atividades antrópicas deletérias não sustentáveis (Menezes, 1988). Apesar de menos diversas, mas não mais conhecidas, as populações de peixes da bacia do Alto rio Paraná (à montante do antigo Salto de Sete Quedas, atualmente alagado pelo Reservatório de Itaipu) têm sofrido com a degradação ambiental em larga escala. Como consequência, corre-se o risco de que a diversidade de peixes dessa bacia nunca seja corretamente estimada, uma vez que boa parte de seus ambientes naturais já não existem mais (Menezes, 1996).

Em território brasileiro, a bacia do Alto rio Paraná drena os Estados de São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Goiás (Souza Filho & Stevaux, 1997), sendo que no Estado de São Paulo são registradas 22 famílias e aproximadamente 160 espécies de peixes (Castro & Menezes, 1998). A maior parte dessa fauna é composta por espécies de peixes de pequeno porte (menos de 15 cm de comprimento) que habitam pequenos riachos de cabeceiras, apresentando elevado grau de endemismo, distribuição geográfica restrita, sem valor comercial e dependentes da vegetação ripária para alimentação, reprodução e abrigo, havendo ainda muito o que ser explorado nestes ambientes (Castro & Menezes, 1998). Tais comunidades têm sido fortemente afetadas pela construção de barragens; uso descontrolado de pesticidas e fertilizantes; destruição de florestas, principalmente da vegetação ripária; assoreamentos e introdução de espécies de outras bacias hidrográficas (*vide* Böhlke et al., 1978; Menezes, 1996; Castro & Menezes, 1998). Dessa forma, riachos e cabeceiras são ambientes que devem receber prioridade em sua exploração (Castro & Menezes, 1998 e Castro, 1999), especialmente no que diz respeito ao estudo da sistemática, evolução e biologia geral de sua ictiofauna (Castro, 1999). Por tais razões, o levantamento da ictiofauna dos riachos e cabeceiras do Alto rio Paraná é um dos principais objetivos do Projeto Temático vinculado ao Programa Biota/FAPESP "Diversidade de peixes de riachos e cabeceiras da bacia do Alto rio Paraná no Estado de São Paulo, Brasil" (processo FAPESP nº 1998/5072-8), do qual o presente trabalho é parte.

Analisando o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (1993) e o trabalho de Clauset (1999), percebe-se que o Alto rio Paraná está dentre as mais devastadas regiões do Estado,

intensamente ocupadas por atividades agropecuárias, tendo recebido pouca atenção no que diz respeito à conservação de seus ecossistemas. No Estado de São Paulo, a vegetação natural predominante da bacia do Alto rio Paraná é a Floresta Estacional Semidecidual, atualmente restrita às unidades de conservação ambiental, num total aproximado de 5% de sua área original (Floresta Semidecidual, cf. Salis et al., 1995). A maior delas é o Parque Estadual Morro do Diabo que, com aproximadamente 34 mil hectares, consiste na maior reserva natural do oeste do Estado (Clauset, 1999). Dentro dessa bem preservada área corre uma série de riachos com águas transparentes, afluentes diretos do rio Paranapanema. Como um todo, a ictiofauna de riachos da bacia do Paranapanema é uma das menos conhecidas do Estado (Castro & Menezes, 1998), sendo que aquela do Parque Estadual Morro do Diabo nunca foi estudada.

Trabalhos de levantamento faunístico são o passo inicial indispensável para o estudo biológico e manejo de uma área, por fornecerem informações básicas para uma série de outros trabalhos científicos. Neste contexto e considerando o desconhecimento da ictiofauna que habita os cursos d'água do Parque Estadual Morro do Diabo, nossos objetivos foram realizar o levantamento das espécies de peixes de riacho que ocorrem na área de estudo, fornecendo listas taxonômicas e confeccionando uma chave de identificação e figuras das espécies coletadas na área de estudo com sua coloração em vida.

2. Local de Estudo

A Reserva Estadual Morro do Diabo foi criada pelo Decreto Lei nº12.278 de 29 de outubro de 1941, consistindo na maior área de floresta nativa remanescente no oeste do Estado de São Paulo (Schlittler, 1990). Localiza-se na porção oeste do Planalto Ocidental Paulista (Almeida, 1964), no município de Teodoro Sampaio, incluído na região do Pontal do Paranapanema. Em 1986, através do Decreto Estadual 25.342, a Reserva Estadual Morro do Diabo foi transformada em Parque Estadual e atualmente a instituição responsável por sua administração e manutenção é o Instituto Florestal do Estado de São Paulo (IF). Compreende atualmente 33.845 hectares de área localizada entre as coordenadas 22°16' e 22°40'S e 52°05' e 52°30'W (Clauset, 1999) (Fig. 1). Segundo Schlittler (1990), além da predominância de Floresta Estacional Semidecidual, a vegetação do Parque Estadual Morro do Diabo também apresenta Matas Ciliares e fragmentos de Cerradão e Cerrado.

No Parque Estadual Morro do Diabo a altitude média é de aproximadamente 320 m, o relevo é suave ou plano, exceto no próprio Morro do Diabo, cuja altitude alcança 570 m; os solos encontrados são, na sua maior parte, provenientes da Formação Caiuá, do tipo Latossolo Vermelho-Escuro, fase arenosa (Comissão de Solos, 1960 *apud* Schlittler, 1990). O clima da região é tropical subquente úmido, de acordo com a classificação de Nimer (1989). Para o período compreendido entre março de 2000 e junho de 2001, a menor precipitação mensal ocorreu em maio de 2000 (14,7 mm) e a maior em dezembro de 2000 (361 mm); a menor temperatura foi registrada em julho de 2000 (-1,2 °C) e a maior em outubro de 2000 (37,8 °C).



Fig. 1. Localização do local de estudo. A área cinza delimita a bacia do Alto Rio Paraná.

Tabela 1. Riachos amostrados no Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do rio Paranapanema, SP. Parâmetros fisiográficos e físico-químicos (valores médios): ordem, largura máxima (larg. máx.), profundidade máxima (prof. máx.), transparência horizontal (transp.), velocidade da corrente (vel.), condutividade (cond.), oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura da água (temp.).

riachos	ordem	larg. máx. (m)	prof. máx. (m)	transp. (m)	vel. (m.s ⁻¹)	cond. (mS.s ⁻¹)	OD (mg/l)	pH	temp. (°C)
Córrego Sete de Setembro 22°36'16.3"S 52°18'00.9"W	2	2,80	0,30	3,0	0,45	17	8,6	7,15	20,9
Córrego São Carlos (ponto médio) 22°35'54.4"S 52°14'45.2"W	1	3,80	0,50	2,7	0,30	16	9,5	6,83	22,2
Córrego do Sapé (área alagada) 22°32'34.0"S 52°19'32"W	1	15,0	1,65	0,8	0	15	8,7	5,74	17,2
Córrego Caldeirão 22°29'12.4"S 52°21'14.7"W	2	4,0	1,20	3,2	0,40	22	13,0	8,30	20,5

3. Material e métodos

3.1. Dados físico-químicos

Foram tomados dados fisiográficos e físico-químicos de ordem (cf. Strahler, 1957), profundidade, largura, velocidade da corrente (averiguada através do tempo de deslocamento de um objeto flutuante), transparência horizontal da água (estimada através de disco de Secchi), pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade (através do Kit digital M-90 "Checkmate Deluxe Field System", CORNING)

3.2. Coletas dos peixes

Foram realizadas cinco viagens de coleta, com duração aproximada de quatro dias cada (em julho, setembro e dezembro de 2000, março e junho de 2001), onde foram amostrados trechos variando de 100 a 300 m de extensão em quatro riachos (Figuras 3 a 6, Tabela 1), conforme descrição abaixo



Fig. 3. Córrego do Caldeirão
Foto: Lilian Casatti



Fig 4. Córrego do Sapé
Foto: Lilian Casatti



Fig. 5. Córrego Sete de Setembro
Foto: Lilian Casatti



Fig. 6. Córrego São Carlos
Foto: Lilian Casatti

Córrego Sete de Setembro (conhecido também por Córrego da Onça): neste riacho foi realizada uma coleta com pesca elétrica (modificada a partir de Reynolds, 1992; Severi et al., 1995; Suzuki et al.; 1997 e Sônia Buck, comunicação pessoal). Um trecho de 100 m de extensão do riacho foi fechado por redes de bloqueio e submetido a passagens sucessivas de coleta utilizando-se uma combinação de eletrodos ligados a um gerador de corrente elétrica alternada (220 v, 50-60 Hz, 3,4-4,1 A, 1000 W), redes de arrasto manual e peneiras metálicas.

Córrego São Carlos (conhecido também por Córrego Taquara): neste riacho três trechos (superior, médio e inferior) de 100 m de extensão foram amostrados em quatro viagens de periodicidade trimestral. A coleta foi realizada com duas peneiras de malha fina (80 cm de diâmetro, 3 mm entrens) e uma rede de arrasto manual (3,5 x 1,7 m, 5 mm entrens) passadas por aproximadamente 30 minutos cada. Em cada viagem, dois covos, iscados com camarões carídeos do próprio riacho, foram colocados em pernoite (somente no Córrego São Carlos) nos trechos médio e inferior.

Córrego do Sapé (conhecido também por Córrego da Mina) e Córrego Caldeirão: nestes dois riachos a coleta dos peixes foi realizada com uma rede de arrasto manual (3,5 x 1,7 m, 5 mm entrens), passada por aproximadamente 1 hora, sendo que no Córrego do Sapé foi amostrado um trecho de aproximadamente 150 m de extensão e no Córrego Caldeirão, um outro com aproximadamente 300 m.

Em adição, no Córrego São Carlos foram realizadas 17 horas de observações subaquáticas através de mergulho livre (13 horas diurnas e 4 noturnas). Ao final de cada passagem de coleta, os peixes foram imediatamente fixados em formalina 10% e no laboratório foram transferidos para solução de etanol 70%, medidos e pesados. Os exemplares estão depositados nas coleções do Laboratório de Ictiologia de

Ribeirão Preto, Departamento de Biologia da FFCLRP-USP, Universidade de São Paulo (LIRP 1128-1135, 1576-1684, 1694-1705) e na coleção de peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto (DZSJRP 4670-4679).

4. Resultados e discussão

4.1. Caracterização dos locais de coleta

Todos os riachos estudados estão margeados por mata de galeria primária, sendo que em muitos trechos são freqüentes gramíneas (Commelinaceae e Poaceae), pteridófitas (Selaginellaceae e Pteridaceae) e palmeiras (Araceae) junto às margens. O fundo é predominantemente arenoso, com áreas de corredeiras e fundo de cascalhos e seixos, principalmente nos trechos superiores. Com exceção do Córrego Caldeirão, os demais deságuam diretamente no rio Paranapanema, no reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana. Demais dados fisiográficos e físico-químicos estão apresentados na Tabela 1.

4.2. Composição geral da ictiofauna

Foram coletadas 22 espécies de peixes, pertencentes a 5 ordens e 11 famílias (Tabela 2), num total de 1.573 indivíduos. Em termos de número de espécies, a ordem mais representativa para a ictiofauna de riachos do P.E. Morro do Diabo foi Siluriformes (45%), seguida por Characiformes (41%), enquanto que as famílias mais representativas foram Characidae, Pimelodidae e Loricariidae. Tal composição ictiofaunística, com dominância absoluta de Siluriformes e Characiformes, mais uma vez reflete aquela esperada para riachos não estuarinos da região neotropical (Lowe-McConnell, 1999; Castro, 1999), tendo sido também registrada em riachos da Amazônia (Soares, 1979; Sabino & Zuanon, 1998), na bacia do rio São Francisco (Casatti & Castro, 1998), no leste do Brasil (Bizerril, 1994), na Mata Atlântica (Sabino

& Castro, 1990; Aranha et al., 1998), no Chaco Oriental da Argentina (Jacobó & Veron, 1995) e no Alto Paraná (Garutti, 1988; Uieda, 1984; Penczak et al., 1994; Castro & Casatti, 1997; Pavanelli & Caramaschi, 1997).

4.3. Aspectos gerais da biologia e morfologia das espécies

Considerando a distribuição espacial, a tática alimentar mais freqüentemente observada para cada espécie, assim como informações sobre dieta obtidas da literatura e também a análise em andamento da dieta dos exemplares coletados realizada pela primeira autora, foi possível agrupar as espécies de peixes estudadas em oito guildas. Sempre que possível, nas referências são citados trabalhos

Tabela 2. Espécies de peixes coletadas em riachos do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do rio Paranapanema, SP.

Ordem Characiformes
Família Erythrinidae
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)
Família Characidae
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)
<i>Astyanax</i> sp.
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983
<i>Oligosarcus pinto</i> Campos, 1945
Família Crenuchidae
<i>Characidium</i> sp.
Ordem Siluriformes
Família Pimelodidae
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
<i>Pimelodella</i> aff. <i>gracilis</i> (Cuvier & Valenciennes, 1840)
Família Trichomycteridae
<i>Trichomycterus</i> sp.
Família Auchenipteridae
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)
Família Loricariidae
<i>Hisonotus</i> sp.
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Iheringi, 1911)
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)
Família Callichthyidae
<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i> (Gill, 1858)
Ordem Cyprinodontiformes
Família Poeciliidae
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)
Ordem Perciformes
Família Cichlidae
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982
Ordem Synbranchiformes
Família Synbranchidae
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795

realizados em riachos sul-americanos que envolvam aspectos da biologia das espécies ou de espécies correlatas, e trabalhos de cunho sistemático recentes.

4.3.1. Espécies de meia-água que coletam itens alimentares arrastados pela corrente (cf. Grant & Noakes, 1987):

Astyanax altiparanae, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax* sp., *Bryconamericus stramineus* e *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Figuras 7 a 11).

Neste grupo estão incluídos os lambaris, pertencentes à subfamília Tetragonopterinae, a mais diversificada e amplamente distribuída dentre os Characiformes. Apresentam o corpo geralmente alto, comprimido e nadadeiras peitorais posicionadas lateralmente, são ágeis nadadores e ocupam da meia água à superfície.

Referências: Uieda, 1984 (distribuição de espécies de *Astyanax* e *Bryconamericus*); Garutti, 1989 (reprodução de *A. bimaculatus* [= *A. altiparanae*]); Castro & Casatti, 1997 (dieta de *A. bimaculatus* [= *A. altiparanae*] e *A. fasciatus*); Garutti & Britski, 2000 (descrição de *A. altiparanae*); Casatti & Castro, 1998 (biologia de *B. Stramineus*).



Fig. 7. *Astyanax altiparanae*, LIRP 1719, 88,5 mm CP. Foto: Alexandre C. Ribeiro



Fig. 8. *Astyanax fasciatus*, LIRP 1678, 91,5 mm CP. Foto: Lilian Casatti



Fig. 9. *Astyanax* sp.,
LIRP 1663, 71,5 mm CP.
Foto: Alexandre C. Ribeiro



Fig. 10. *Bryconamericus stramineus*,
LIRP 1680, 40,2 mm CP.
Foto: Lilian Casatti



Fig. 11. *Moenkhausia sanctaefilomenae*,
LIRP 1632, 60,5 mm CP.
Foto: Alexandre C. Ribeiro

4.3.2. Espécies que vivem preferencialmente em remansos e praticam a cata de itens na superfície (cf. Sazima, 1986): *Phalloceros caudimaculatus* (Figura 12).

Este grupo está representado por uma única espécie ovovivípara de ciprinodontiforme. Apresenta dimorfismo sexual, sendo que o macho, menor, possui a nadadeira anal modificada em órgão copulador denominado gonopódio. Alguns autores têm citado a prática adicional de outras táticas alimentares, tais como cata de itens arrastados pela corrente, poda e cata de presas; porém, nos riachos estudados, a preferência por micro-habitats mais lânticos parece ser uma característica marcante desta espécie. Referências: Costa, 1987 (distribuição espacial e hábitos alimentares); Sabino & Castro, 1990 (alimentação, período de atividade e distribuição espacial); Aranha & Caramaschi, 1997 (distribuição espacial); Aranha & Caramaschi, 1999 (reprodução e dieta); Castro & Casatti, 1997 (dieta).



Fig. 12. *Phalloceros caudimaculatus*,
macho, LIRP 1704, 19,9 mm CP.
Foto: Ricardo M. C. Castro

4.3.3. Espécies predominantemente bentônicas que capturam insetos aquáticos através da especulação do substrato (cf. Curio, 1976 e Sazima, 1986): *Imparfinis mirini*, *Phenacorhamdia tenebrosa*, *Pimelodella* aff. *gracilis*, *Trichomycterus* sp. e *Corydoras* aff. *aeneus*.

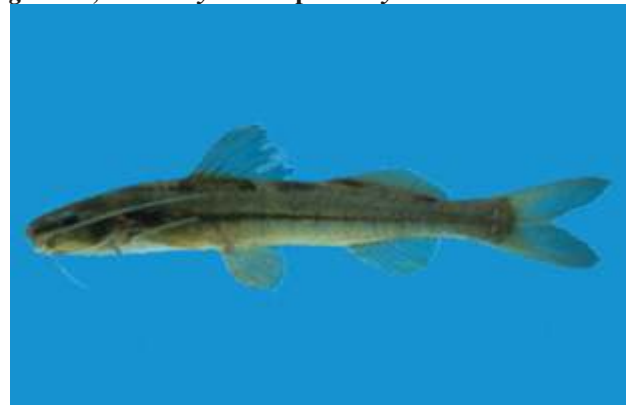


Fig. 13. *Imparfinis mirini*, LIRP 1696, 60,9 mm CP.
Foto: Ricardo M. C. Castro



Fig. 14. *Phenacorhamdia tenebrosa*, LIRP 1699, 68,1 mm CP.
Foto Ricardo M. C. Castro



Fig. 17. *Corydoras* aff. *aeneus*, LIRP 1700, 39,4 mm CP.
Foto Ricardo M. C. Castro



Fig. 15. *Pimelodella* aff. *Gracilis*, LIRP 1697, 92,5 mm CP.
Foto: Ricardo M. C. Castro



Fig. 16. *Trichomycterus* sp., LIRP 1672, 60,5 mm CP.
Foto: Lilian Cassati

Neste grupo estão incluídos os pequenos bagres heptapteríneos, tricomictéridos e calictídeos. Com exceção de *Tatia* e *Corydoras*, as espécies destes grupos apresentam o corpo delgado, as nadadeiras pares posicionadas ventralmente e olhos dorsais. Embora os micro-habitats preferenciais destas espécies sejam diversificados, com *P.* aff. *gracilis* e *C.* aff. *aeneus* mais frequentemente junto a substratos arenosos e as demais espécies em fundos de seixos, cascalhos e areia grossa, a principal tática alimentar utilizada é a especulação do substrato, onde os barbilhões cefálicos destas espécies têm função sensorial na localização de presas. Os itens predominantes na dieta são larvas aquáticas de Diptera e Trichoptera e ninfas de Ephemeroptera.

Referências: Arratia, 1983 (biologia de *Trichomycterus areolatus* e *T. chiltoni*); Costa, 1987 (distribuição espacial e hábitos alimentares de *Pimelodella lateristriga*); Manriquez et al., 1988 (reprodução de *T. areolatus*); Aranha et al., 1993 (distribuição, alimentação e reprodução de *C. aeneus*); Soares-Porto, 1994 (biologia de *Pimelodella lateristriga*); Castro & Casatti, 1997 (dieta de *Imparfinis mirini* e *Trichomycterus* sp.); Amaral et al., 1998 (reprodução de *Pimelodella pappenheimi*); Casatti & Castro, 1998 (biologia geral de *Trichomycterus* sp. e *T. brasiliensis*); Gerhard, 1999 (ecologia de *Pimelodella transitoria*).

4.3.4. Espécie crepuscular-noturna que captura presas na superfície d'água: *Tatia neivai* (Figura 18)

Uma única espécie pertencente à família de bagres Auchenipteridae representa este grupo. A análise do conteúdo estomacal do único exemplar capturado mostrou a presença de fragmentos de insetos e matéria vegetal, ambos de origem terrestre. Uma dieta de origem predominantemente terrestre, composta por Formicidae, Elateridae e Ephemeroptera, foi encontrada em *T. perugiae* em rios da Amazônia Equatoriana (Saul, 1975). Embora apenas um exemplar tenha sido por nós examinado, Ferraris (1991) cita que representantes da família Auchenipteridae, de um modo geral, alimentam-se de artrópodes que caem na superfície da água, durante o crepúsculo e à noite, distendendo seus barbilhões maxilares para cima e tocando a superfície da água durante a busca de alimento.



Fig. 18. *Tatia neivai*, LIRP 1682, 45,9 mm CP.
Foto: Lilian Casatti

4.3.5. Espécies predominantemente bentônicas que raspam algas aderidas ao substrato (cf. Keenleyside, 1979): *Hisonotus* sp., *Hypostomus ancistroides* e *H. nigromaculatus* (Figuras 19 a 21).

Estão incluídos neste grupo os cascudos da família Loricariidae. Apresentam geralmente corpo achatado e lábios modificados em um disco oral utilizado para fixação temporária ao substrato. Embora as três espécies amostradas utilizem diferentes micro-habitats para forrageamento - *Hisonotus* sp. permanece predominantemente entre a vegetação marginal submersa e as demais espécies são restritas ao fundo dos riachos - a raspagem de algas é a tática utilizada por todas as espécies na obtenção do alimento. O processo de digestão é facilitado pelo longo intestino enrolado, sendo que nas fezes as algas verdes e cianofíceas são encontradas intactas, enquanto que as frústulas de diatomáceas estão geralmente vazias, sugerindo que as últimas sejam mais digeríveis para os loricariídeos (Power, 1984a).

Referências: Uieda, 1984 (distribuição espacial de *H. ancistroides*); Power, 1984a (dieta); Power, 1984b, 1984c (distribuição espacial de cascudos); Power, 1990 (efeitos da presença de cascudos na comunidade de algas); Power et al., 1989 (predação e alimentação de cascudos); Menezes & Caramaschi, 1994 (reprodução de *Hypostomus* grupo *H. punctatus*); Buck & Sazima, 1995 (biologia de quatro espécies de cascudos); Castro & Casatti, 1997 (dieta de *Microlepidogaster francirochai* e *H. ancistroides*); Casatti & Castro, 1998 (biologia de três espécies de cascudos); Aranha et al., 1998 (biologia de *H. leucofrenatus*).



Figura 19. *Hisonotus* sp. LIRP 1703, 34,6 mm CP.
Foto: Ricardo M. C. Castro



Fig. 20. *Hypostomus ancistroides*, LIRP 1701, 83,3 mm CP.
Foto: Ricardo .M. C. Castro



Fig. 21. *Hypostomus nigromaculatus*, LIRP 1702, 36,8 mm CP.
Foto: Ricardo M. C. Castro

4.3.6. Espécies bentônicas que capturam presas por espreita (cf. Sazima, 1986): *Characidium* sp. (Figura 22).

Uma única espécie com corpo fusiforme e nadadeiras pares ventralmente orientadas e bem desenvolvidas foi incluída neste grupo. Estas nadadeiras permitem maior equilíbrio e ancoragem durante sua permanência junto ao fundo do riacho, mesmo em áreas de forte correnteza. Sua alimentação é basicamente composta por larvas aquáticas de insetos, principalmente Diptera, Trichoptera e Ephemeroptera.

Referências: Uieda, 1984 (distribuição de *C. aff. fasciatum*); Costa, 1987 (distribuição espacial e hábitos alimentares de *Characidium* sp.); Sabino & Castro, 1990 (alimentação, período de atividade e distribuição espacial de *Characidium* sp.); Castro & Casatti, 1997 (dieta de *C. gomesi* e *C. zebra*); Casatti & Castro, 1998 (biologia geral de *C. zebra* e *C. fasciatum*); Sabino & Zuanon, 1998 (biologia geral de *Characidium* sp.).



Fig. 22. *Characidium* sp., LIRP 1681, 51,2 mm CP.
Foto: Lilian Casatti



Fig. 24. *Oligosarcus paranensis*, LIRP 1664, 87,0 mm CP
Foto: Alexandre C. Ribeiro

4.3.7. Espécies de meia-água que capturam presas por emboscada (cf. Sazima, 1986): *Hoplias malabaricus*, *Oligosarcus paranensis*, *O. pintoii* e *Crenicichla britski* (Figuras 23 a 26).

Neste grupo estão incluídos representantes de três famílias, Erythrinidae, Characidae e Cichlidae. É comum entre essas espécies a presença de ampla abertura bucal, permitindo a ingestão de presas inteiras em um único bote. *Hoplias malabaricus* e *C. britskii* possuem coloração críptica, muitas vezes confundindo-se com as raízes da vegetação marginal, que aparentemente constitui o micro-hábitat preferencial destas espécies.

Referências: Soares, 1979 (alimentação de *H. malabaricus*); Uieda, 1984 (distribuição de *H. malabaricus* e *O. pintoii*); Menezes, 1987 (taxonomia de *Oligosarcus*); Costa, 1987 (hábitos alimentares e distribuição de *H. malabaricus*), Castro & Casatti, 1997 (dieta de *H. malabaricus* e *O. pintoii*); Sabino & Zuanon, 1998 (biologia geral de *H. malabaricus*, *C. notophthalma* e *Crenicichla* sp.).



Fig. 25. *Oligosarcus pintoii*, 1695, 50,9 mm CP
Foto: Ricardo M. C. Castro



Fig. 23. *Hoplias malabaricus*, LIRP 1694, 57,3 mm CP.
Foto: Ricardo M. C. Castro



Fig. 26. *Crenicichla britski*, LIRP 1705, 65,5 mm CP
Foto: Ricardo M. C. Castro

4.3.8. Espécies bentônicas que predam insetos ou peixes (cf. Sazima, 1986): *Rhamdia quelen* e *Synbranchus marmoratus* (Figuras 27 e 28).

Neste grupo estão incluídas duas espécies de predadores noturnos que, quando jovens, predam mais frequentemente insetos e após atingirem um porte adulto, passam a alimentar-se preferencialmente de peixes.

Referências: Castro & Casatti, 1997 (dieta de *R. quelen*); Casatti & Castro, 1998 (biologia geral de *R. quelen*); Sabino & Zuanon, 1999 (biologia geral de *Synbranchus* sp.).

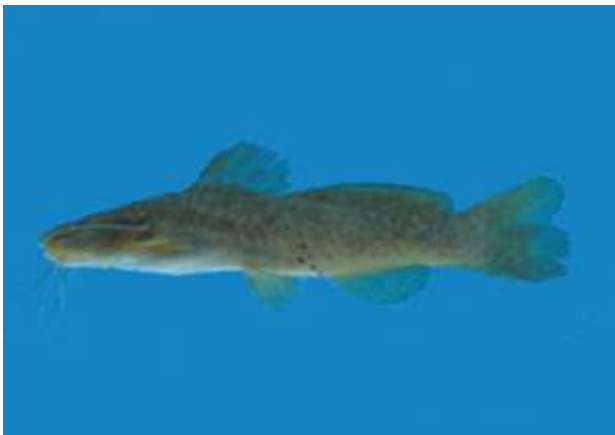


Fig. 27. *Rhamdia quelen*, LIRP 1698, 90,0 mm CP
Foto: Ricardo M. C. Castro



Fig. 28. *Synbranchus marmoratus*, LIRP 1677, 122,2 mm CP
Foto: Lilian Casatti

5. Considerações gerais

Dos oito agrupamentos ecológicos anteriormente discutidos nos quais a ictiofauna de riachos do Parque Estadual Morro do Diabo foi dividida, os seis primeiros são dominados por espécies com comprimento padrão inferior

a 100 mm; ou seja, aproximadamente 73% das espécies e 96% dos indivíduos estudados são de pequeno porte, reforçando a opinião de Castro (1999), que considera a predominância de peixes de pequeno porte como o único padrão geral com valor diagnóstico para a ictiofauna de riachos sul-americanos. Ainda segundo Castro (1999), associados ao pequeno porte destes peixes, seu grau relativamente elevado de endemismo e sua ocupação de micro-habitats bastante específicos são fatores que acentuam ainda mais a necessidade de estabelecer estratégias para a conservação desses ambientes. O endemismo resulta basicamente da pequena capacidade de deslocamento das espécies de peixes de pequeno porte que, de modo geral, não realizam extensas migrações ao longo de seu ciclo de vida e mantêm-se isoladas. Por sua vez, este isolamento atua como agente facilitador para especiação alopatrica (Castro, 1999). De fato, das 22 espécies coletadas, cinco são espécies com status taxonômico específico indeterminado, podendo tratar-se de espécies novas para a ciência. A utilização, por parte das espécies de peixes, de micro-habitats bastante específicos para abrigo e alimentação muitas vezes limita a sua ocorrência. *Trichomycterus* sp. e *Hypostomus nigromaculatus*, por exemplo, destacam-se dentre as espécies estudadas por apresentarem distribuição restrita aos trechos de corredeiras dos riachos. Nestes ambientes de pequena profundidade, correnteza forte e fundo composto por seixos e cascalhos, estas espécies adotam hábitos criptobióticos, protegendo-se de predadores, ao mesmo tempo que se alimentam de insetos aquáticos e algas, recursos abundantes em trechos de corredeiras (Casatti & Castro, 1998 e Castro, 1999).

Trabalhando em riachos de regiões temperadas, Karr (1981) enfatiza a utilização de comunidades de peixes como indicadoras do estado de conservação desses ambientes, por permitir inferir o grau de equilíbrio entre os componentes do ecossistema. Dentre as vantagens listadas por Karr (1981), justificando a utilização de comunidades de peixes como indicadores biológicos, está o relativamente extenso conhecimento sobre história natural da maioria das espécies. Esse fato é verdadeiro para peixes de riachos de regiões temperadas, mas não se aplica a riachos tropicais conforme tem sido salientado por Böhlke *et al.* (1978), Castro & Menezes, (1998) e Lowe-McConnell (1999). Recentemente, numa abordagem mais complexa, Angermeier (1995) e Angermeier & Winston (1997, 1999) têm utilizado a estrutura e biologia de comunidades de peixes de riachos em associação com ferramentas de análises multivariadas na caracterização do estado de conservação de ecossistemas. De 47 categorias empregadas nesta abordagem, 29 referem-se à distribuição espacial, alimentação e reprodução das espécies de peixes; ou seja, novamente fica evidente a importância do conhecimento da biologia geral das espécies de peixes para quaisquer medidas de conservação e manejo a serem tomadas no futuro, medidas estas que são um dos principais produtos finais esperados do Programa BIOTA/FAPESP (Joly, 1999), ao qual o presente trabalho está vinculado.

6. Chave para identificação das espécies de peixes de riachos do Parque Estadual Morro do Diabo (baseada em Menezes, 1987, Zanata & Santos, 1991 e Britski et al., 1999, com modificações)

1. Corpo nu ou coberto por placas óssea 2
- 1'. Corpo coberto por escama 12
2. Corpo coberto por placas óssea 3
2. Corpo totalmente nu, sem placas ósseas 6
3. Duas séries longitudinais de placas ósseas em cada lado do corpo; três barbilhões em cada canto da boca *Corydoras* aff. *aeneus* (limpa-fundo)
- 3'. Várias séries longitudinais de placas ósseas em cada lado do corpo; lábios desenvolvidos em forma de ventosa 4
4. Nadadeira adiposa ausente *Hisonotus* sp. (cascudinho)
- 4'. Nadadeira adiposa presente 5
5. Abdome nu, sem escudos ósseos; focinho relativamente largo e arredondado; corpo e nadadeiras com várias manchas escuras arredondadas bem delimitadas *Hypostomus nigromaculatus* (cascudo)
- 5'. Abdome recoberto com escudos ósseos; focinho relativamente estreito e de formato triangular; corpo e nadadeiras podendo apresentar manchas, não tão definidas quanto as descritas acima *Hypostomus ancistroides* (cascudo)
6. Corpo serpentiforme; uma única abertura branquial, mediana, localizada sob a cabeça; nadadeiras pares ausentes *Synbranchus marmoratus* (mussum)
- 6'. Corpo não serpentiforme; um par de aberturas branquiais; nadadeiras pares presentes 7
7. Região opercular com espinhos pequenos, direcionados para trás *Trichomycterus* sp. (Cambeva, Bagrinho)
- 7'. Região opercular sem espinhos 8
8. Aberturas branquiais pequenas (membranas branquiais ligadas ao ístmo); olhos laterais; corpo marrom com pintas claras *Tatia neivai* (bagrinho)
- 8'. Aberturas branquiais amplas (membranas branquiais livres do ístmo); olhos dorsais; corpo sem pintas claras 9
9. Órbita sem margem livre; corpo alongado, altura do corpo contida aproximadamente 7 vezes no Comprimento padrão *Phenacorhamdia tenebrosa* (bagrinho)
- 9'. Órbita com margem livre, isto é, a pele da cabeça formando uma invaginação ao redor dos olhos 10
10. Presença de uma região fortemente ossificada nos primeiros raios das nadadeiras dorsal e peitorais (espinho) processo occipital alcançando a placa pré-dorsal; barbilhão maxilar longo, geralmente alcançando a nadadeira adiposa *Pimelodella* aff. *gracilis* (mandi-chorão)
- 10'. Primeiros raios das nadadeiras dorsal e peitorais sem região fortemente ossificada nos primeiros raios: processo occipital relativamente menor; barbilhão maxilar nunca alcançando a nadadeira adiposa 11
11. Lobos da nadadeira caudal pontudos; nadadeira adiposa com base curta, originando-se na altura da nadadeira anal e seguindo até o meio do pedúnculo caudal *Imparfinis mirini* (bagrinho)
- 11'. Lobos da nadadeira caudal arredondados; nadadeira adiposa com base longa, iniciando-se logo após a extremidade posterior da base da nadadeira dorsal e seguindo até a base da nadadeira caudal *Rhamdia quelen* (bagre, jundiá)
12. Nadadeira adiposa ausente 13
- 12'. Nadadeira adiposa presente 14
13. Nadadeira anal do macho transformada em gonopódio; boca voltada para cima, sem dentes caniniformes *Phalloceros caudimaculatus* (guaru, barrigudinho)

14. Nadadeiras peitorais e pélvicas posicionadas ventralmente *Characidium* sp. (canivete)
- 14'. Nadadeiras peitorais situadas lateralmente 15
15. Raios anteriores das nadadeiras dorsal e anal transformados em espinhos
..... *Crenicichla britskii*(joaninha, carazinho)
- 15'. Raios anteriores das nadadeiras dorsal e anal moles, não transformados em espinhos 16
16. Abertura bucal oblíqua em vista lateral; maxilas com dentes caniniformes 17
- 16'. Abertura bucal nunca oblíqua em vista lateral; maxilas com dentes cônicos ou cuspidados 18
17. 34 a 40 escamas na linha lateral; mandíbula saliente, ligeiramente mais longa que a maxila superior quando a boca está fechada *Oligosarcus pinto*(lambari)
- 17'. 47 a 54 escamas na linha lateral; mandíbula igual ou ligeiramente mais curta que a maxila superior quando a boca está fechada *Oligosarcus paranensis* (peixe-cachorro, saicanga)
18. Corpo alongado, sua altura contida aproximadamente 4 vezes no comprimento padrão; corpo de aspecto geral prateado quando em vida *Bryconamericus stramineus*(piaba)
- 18'. Corpo relativamente mais alto, sua altura contida de 2 a 3 vezes no comprimento padrão; corpo com, no máximo, uma faixa prateada na lateral do corpo 19
19. Olho avermelhado em vida; base da nadadeira caudal envolvida por uma larga mancha escura; nadadeira caudal com escamas *Moenkhausia sanctaefilomenae* (olho-de-fogo, lambari)
- 19'. Olho sem coloração avermelhada; base da nadadeira caudal não envolvida por mancha escura; nadadeira caudal sem escamas 20
20. Nadadeiras ímpares amareladas em vida; mancha umeral ovalada, horizontalmente alongada e conspícua *Astyanax altiparanae*(lambari-do-rabo-amarelo)
- 20'. Nadadeiras ímpares vermelhas ou avermelhadas, nunca amareladas; mancha umeral alongada verticalmente e pouco conspícua 21
21. Nadadeira caudal vermelho -forte quando em vida; corpo baixo, sua altura contida aproximadamente 3 vezes no comprimento padrão; faixa prateada ao longo da linha lateral que se prolonga em uma mácula escura longitudinal sobre o pedúnculo caudal e raios medianos da nadadeira caudal
..... *Astyanax fasciatus*(lambari-do-rabo-vermelho)
- 21'. Nadadeira caudal avermelhada; corpo relativamente mais alto, sua altura contida aproximadamente 2,5 vezes no comprimento padrão; corpo sem faixa prateada ao longo da linha lateral *Astyanax* sp. (lambari)

8. Agradecimentos

Somos gratos a Hertz F. Santos, Katiane M. Ferreira, Luiz S. F. Martins, Renata Stopiglia e Humberto F. Mendes pela ajuda no campo; a Alex L. A. Melo pelo auxílio na identificação dos vegetais; a Alexandre C. Ribeiro pela confecção de algumas fotos de peixes; a Flávio A. Bockmann pela leitura e sugestões ao manuscrito; ao Instituto Florestal-SP, Parque Estadual Morro do Diabo e Departamento de Biologia FFCLRP-USP pelo apoio durante a realização deste trabalho. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) dentro do Programa

BIOTASP/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br) - através do Projeto Temático "Diversidade de peixes de riachos e cabeceiras da bacia do Alto rio Paraná no Estado de São Paulo, Brasil/Fish diversity of the headwaters and streams of the upper Paraná River system in the State of São Paulo, Brazil" (# 98/05072-8) e pelo Projeto PRONEX "Conhecimento, Conservação e Utilização Racional da Diversidade da Fauna de Peixes do Brasil" (FINEP/CNPq nº 661058/1997-2). LC é bolsista de pós-doutoramento (FAPESP # 00/01919-8), FL e RMCC são bolsistas de pesquisa (CNPQ # 300474/99-7 e 301309/91-4).

9. Referências bibliográficas

- ALMEIDA, F. F. 1964. Fundamentos geológicos do relevo paulista. *Geologia do Est. São Paulo, Bol.* 41:182.
- AMARAL, M.F., ARANHA, J.M.R. & MENEZES, M.S. 1998. Reproduction of the freshwater catfish *Pimelodella pappenheimi* in Southern Brazil. *Stud. Neotr. Fauna and Environ.* 33:106-110.
- ANGERMEIER, P.L. 1995. Ecological attributes of extinction prone species: loss of freshwater fishes of Virginia. *Cons. Biol.* 9:143-158.
- ANGERMEIER, P.L. & WINSTON, M.R. 1997. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecol. Appl.* 9:335-349.
- ANGERMEIER, P.L. & WINSTON, M.R. 1999. Assessing conservation value of stream communities: a comparison of approaches based on centres of density and species richness. *Fresh. Biol.* 37:699-710.
- ARANHA, J.M.R. & CARAMASCHI, E.P. 1997. Distribuição longitudinal e ocupação espacial de quatro espécies de Cyprinodontiformes no rio Ubatiba, Maricá, RJ, Brasil. *Acta Biol. Par.* 26:125-140.
- ARANHA, J.M.R. & CARAMASCHI, E.P. 1999. Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes (Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil. *Revta. bras. Zool.* 16:637-651.
- ARANHA, J.M.R., CARAMASCHI, E.P. & CARAMASCHI, U. 1993. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revta. bras. Zool.* 10:453-466.
- ARANHA, J.M.R., TAKEUTI, D.F. & YOSHIMURA, T.M. 1998. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Rev. Biol. Trop.* 46:951-959.
- ARRATIA, G. 1983. Preferencias de habitat de peces siluriformes de aguas continentales de Chile (Fam. Diplomystidae and Trichomycteridae). *Stud. Neotr. Fauna and Environ.* 18:217-237.
- BIZERRIL, C.R.S.F. 1994. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. *Acta Biol. Leopoldensia* 16:51-80.
- BÖHLKE, J., WEITZMAN, S.H. & MENEZES, N.A. 1978. Estado atual da Sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amaz.* 8:657-677.
- BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z.S. & LOPES, B.S. 1999. Peixes do Pantanal. EMBRAPA, Brasília, 184 p.
- BUCK, S. & SAZIMA, I. 1995. An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 6:325-332.
- CASATTI, L. & CASTRO, R.M.C. 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 9:229-242.
- CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). *Oecologia Brasiliensis*, v. VI, Rio de Janeiro, p. 139-155.
- CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, Southeastern Brasil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 7:337-352.
- CASTRO, R.M.C. & MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX*, 6: vertebrados (R.M.C. Castro, ed.). *WinnerGraph*, São Paulo, p. 1-13.
- CLAUSET, L.R. 1999. Paisagem paulista: áreas protegidas. Empresa das Artes, São Paulo, 185 p.
- COSTA, W.J.E.M. 1987. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, rio Mato Grosso, Brazil. *Stud. Neotr. Fauna and Environ.* 22:145-153.
- CURIO, E. 1976. The ethology of predation. Springer, Berlin, 249 p.
- FERRARIS JR, C. 1991. Catfish in the aquarium. Tetra Press, Morris Plains, 199 p.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição Longitudinal da Ictiofauna de um córrego na região noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. *Rev. Brasil. Biol.*, 48:747-759.
- GARUTTI, V. 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do Rio Paraná. *Rev. Brasil. Biol.* 49:489-495.
- GARUTTI, V. & BRITSKI, H.A. 2000. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei, Characidae), com mancha umeral horizontalmente ovalada, da bacia do rio Guaporé, Amazônia. *Papéis Avulsos de Zoologia* 40:217-229.

- GERHARD, P. 1999. Ecologia de populações e comportamento de quatro espécies de bagres Heptapterinae (Teleostei: Siluriformes) em riachos do Alto Vale do rio Ribeira (Iporanga, São Paulo). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 129 p.
- GRANT, J.W.A. & NOAKES, D.L.G. 1987. A simple model of optimal territory size for drift-feeding fishes. *Can. J. Zool.* 65:270-276.
- INVENTÁRIO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 1993. Instituto Florestal, Governo do Estado de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 199 p.
- JACOBO, M.A.C. & VERON, M.C.B. 1995. Relaciones troficas de la ictiofauna de cuencas autoctonas del Chaco Oriental, Argentina. *Rev. Brasil. Biol.* 55:419-437.
- JOLY, C. A. 1999. Apresentação da série. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 7: Infra-estrutura para a conservação da biodiversidade (C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, eds.). WinnerGraph, São Paulo, p. ix-xiv.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- KEENLEYSIDE, M.H.A. 1979. Diversity and adaptation in fish behaviour. Springer, Berlin, 208 p.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & P.T.M. Cunnhingham, tradutores), EDUSP, São Paulo, 534 p.
- MANRIQUEZ A., HUAQUÍN, L., ARELLANO, M. & ARRATIA, G. 1988. Aspectos reproductivos de *Trichomycterus areolatus* Valenciennes, 1846 (Pisces: Teleostei: Siluriformes) em Rio Angostura, Chile. *Stud. Neotr. Fauna and Environ.* 23:89-102.
- MENEZES, N.A. 1987. Três espécies novas de *Oligosarcus* Günther, 1864 e redefinição taxonômica das demais espécies do gênero (Osteichthyes, Teleostei, Characidae). *Bolm. Zool., Univ. S. Paulo* 11:1-39.
- MENEZES, N.A. 1988. Aquatic life in the Pantanal de Mato Grosso, Brazil, with special reference to fishes, In *Wildlife in the Everglades and Latin American Wetlands* (G.H. Dalrymple, W.F. Loftus, F.S. Bernardino, eds.). Abstracts of the Proceedings on the 1º Everglades National Park Symposium.
- MENEZES, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In *Biodiversity in Brazil* (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds.). CNPq, São Paulo, p. 289-295.
- MENEZES, M. S. & CARAMASCHI, E.P. 1994. Características reprodutivas de *Hypostomus* grupo *H. punctatus* no rio Ubatiba, Marica, RJ (Osteichthyes, Siluriformes). *Rev. Brasil. Biol.* 54:503-513.
- NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. Secretaria de Planejamento e Coordenação da Presidência da República e IBGE, Rio de Janeiro, 421 p.
- 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. Freshwaters* 8:23-31.
- PENCZAK, T., AGOSTINHO, A.A. & OKADA, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiol.* 294:243-251.
- POWER, M.E. 1984a. Grazing responses to tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. In *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes* (T.M. Zaret, ed.). Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Netherlands, p. 25-37.
- POWER, M.E. 1984b. Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. *Journal of Animal Ecology* 53: 357-374.
- POWER, M.E. 1984c. Depth distributions of armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology* 65:523-528.
- POWER, M.E. 1990. Resource enhancement by indirect effects of grazers: armored catfish, algae, and sediment. *Ecology* 71:897-904.
- POWER, M.E., DUDLEY, T.L. & COOPER, S.D. 1989. Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in a Panamanian stream. *Envir. Biol. Fish.* 26:285-294.
- REYNOLDS, J.B. 1992. Electrofishing. In *Fisheries Techniques* (L.A. Nielsen & D.L. Johnson, eds.). American Fisheries Society, Bethesda, p. 147-163.
- SABINO, J. & CASTRO, R.M.C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Rev. Brasil. Biol.* 50:23-36.
- SABINO, J. & ZUANON, J.A. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 8:201-210.

- SALIS, S.M., SHEPHERD, G.J. & JOLY, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio* 119:155-164.
- SAUL, W.G. 1975. An ecological study of fishes at a site in upper Amazonian Ecuador. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.* 127:93-134.
- SAZIMA, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *J. Fish. Biol.* 29:53-65.
- SCHAEFER, S.A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes* (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C.A.S. Lucena, eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p. 375-400.
- SCHLITTLER, F.H.M. 1990. Fitossociologia e ciclagem de nutrientes na floresta tropical do Parque Estadual do Morro do Diabo (região de Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- SEVERI, W., HICKSON, R.G. & MARANHÃO, T.C.F. 1995. Use of electring fishing for fish fauna survey in Southern Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 55:651-660.
- SOARES, M.G.M. 1979. Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do Igarapé do Porto, Aripuanã, MT. *Acta Amazonica* 9:325-352.
- SOARES-PORTO, L.M. 1994. Dieta e ciclo diurno de atividade alimentar de *Pimelodella lateristriga* (Müller e Troschel, 1849) (Siluroidei, Pimelodidae) no rio Ubatiba, Marica, Rio de Janeiro. *Rev. Brasil. Biol.* 54:451-458.
- SOUZA FILHO, E.E. & STEVAUX, J.C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In *A Planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos* (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, eds.). EDUEM, Maringá, p. 3-46.
- STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Amer. Geoph. Union* 38:913-920.
- 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, eds.). EDUEM, Maringá, p. 259-273.
- UIEDA, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Rev. Brasil. Biol.* 44:203-213.
- VARI, R.P. & MALABARBA, L.R. 1998. Neotropical Ichthyology: an overview. In *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes* (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C.A.S. Lucena, eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p. 1-11.
- ZANATA, A.M. & SANTOS, M.R. 1991. Ictiofauna do canal principal do Rio Pardo e de seus afluentes, em uma região próxima ao município de Ribeirão Preto, SP. Monografia de Conclusão de Curso, Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 81 p.

Título: Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP

Autor: Lilian Casatti, Francisco Langeani e Ricardo M. C. Castro

Biota Neotropica, Volume 1, números 1 e 2, 2001 - <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>

Recebido em 10 de agosto de 2001
Aceito em 12 de novembro de 2001

ISSN 1676-0603

Biodiversity Informatics, Biota/FAPESP and the future a personal view

<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN00601122001>

Arthur D. Chapman

Received: September 05, 2001

Accepted: September 05, 2001

Chapman, Arthur D., 5 Sargeant Place, Wanniasa, ACT 2903, Australia

arthur@onaustralia.com.au

Arthur.chapman@ea.gov.au

<http://www.erin.gov.au>

Abstract

This paper explores the development of the FAPESP/Biota project from the view of an external adviser. It explores the implementation of advice received and the development of the project through the first three years, and provides some views on future directions for the project.

Keywords - *BIOTA/FAPESP Scientific Advisory Committee, Biodiversity Virtual Institute, State of São Paulo, SinBiota, SinBiota, databases, biodiversity, Metadata and data management, data modeling, relationship to international organizations*

Resumo

Este artigo analisa o desenvolvimento do Programa BIOTA/FAPESP do ponto de vista de um membro do Comitê Internacional de Avaliação (Scientific Advisory Committee). Discute a implementação das sugestões propostas no decorrer do processo anual de avaliação e o desenvolvimento do Programa nos últimos três anos, oferecendo algumas opiniões a respeito dos rumos que o Programa deverá seguir nos próximos anos. Este artigo analisa o Internacional de Avaliação decorrer do processo anual de opiniões a respeito dos rumos

Palavras Chave - *Comitê Internacional de Avaliação (Scientific Advisory Committee) do BIOTA/FAPESP, Instituto Virtual da Biodiversidade, Estado de São Paulo, SinBiota, bancos de dados, gerenciamento de dados e metadados, modelagem, relação com organizações internacionais*

Introduction

The United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) meeting in Rio de Janeiro in March 1992 known as Agenda21 stressed the need to bridge the data gap (United Nations 1992). One area seen as a major cause of the ever-widening data gap, was the lack of standardization and accessibility to data. One of the key agreements adopted at Rio was the Convention on Biological Diversity (United Nations 1993), a core premise of which, was the exchange of information and technologies (Article 18, United Nations 1993).

For the past three years, I have had the privilege of being a member of the Scientific Advisory Committee of FAPESP/Biota (the Biodiversity Virtual Institute) for the São Paulo State Foundation for Research Support (FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo). The Biota program has the aim of studying all aspects botanical, zoological and microbial of the Biodiversity of São Paulo. My involvement with Brazil's biodiversity, however, stretches back to the beginnings of the 1990s.

In the late 1980s and early 1990s Geographic Information Systems (GIS) and Relational Database Management Systems (RDBMS) began to become more user friendly and be used more extensively in environmental science and environmental management. The idea of databasing large amounts of biodiversity and environmental data goes back far longer than this, however, and as early as 1974, Australian biologists developed an interchange standard for the exchange of museum and herbarium data (Busby 1979). These standards were developed to facilitate the transfer of information between institutional databases, but the reality of the time was that very few biological institutions in Australia had suitable databases, and indeed very little museum or herbarium data had been databased at this time (Richardson & McKenzie 1991). The standards were not wasted, however, as many institutions began to use the standards in the design of their databases.

Early in the 1990s, a number of biologists around the world saw the information explosion as a challenge and an opportunity. How could existing, and rapidly increasing stores of information be best organized; how could the information be made available in the most useable way; how could new technologies be used to harvest the data and information; and how could these new technologies be utilized to make the information available to users?

In 1989, ERIN (the Environmental Resources Information Network) was established within the Federal Department of the Environment by the Australian Government “... to draw together, upgrade and supplement information on the distribution of endangered species, vegetation types and heritage sites” (Hawke 1989). The ERIN information bases were designed to answer questions crucial to the management and conservation of the Australian environment.

In 1992, around the same time as the Agenda21 meeting in

Rio, meetings of the Taxonomic Databases Working Group (TWG) and the International Organisation for Plant Information (IOPI) were being held in Xalapa, Mexico. Both of these organizations had been set up to develop standards and to promote the databasing and exchange of biodiversity, and especially taxonomic, data around the world. Also at this time, the Mexican Government established the Mexican National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (Conabio) to “coordinate conservation and research efforts designed to preserve biological resources, to conserve the nation's resources and to generate criteria for sustainable development” (<http://www.conabio.gob.mx/>).

Not long afterwards, Dan Janzen of the University of Pennsylvania, organized for a group of people from Conabio in Mexico, Inbio in Costa Rica, LIPI in Indonesia, and the Kenya National Museums, as well as a number of self-funded people from the USA and the Natural History Museum in the UK to spend two weeks exchanging information and ideas, and examining in detail, the database and GIS structures within the Environmental Resources Information Network in Australia. Although each of these agencies were established in different ways and under different administrative arrangements, this meeting formed the basis of a continuing exchange of information and methodologies and played a major part in shaping how each of these organizations developed through their formative years.

The internet at this time was largely restricted to research institutions and universities, but the development of the Gopher protocols saw the internet move into the wider community. Gopher was essentially a textual exchange format, but biologists quickly began to see the possibilities it presented not only for the exchange of information, but for the exchange of ideas. The Base de Dados Tropical in Campinas, Brazil was one organization that quickly latched on to the possibilities and set up a network of loosely connected technically-interested biodiversity-related institutions in the form of the Biodiversity Information Network, or Bin21 (Canhos *et al.* 1994, Green & Croft 1994).

Further development and expansion of the internet happened with the development of the http protocols and the World Wide Web. These developments provided the impetus and means for the enhanced exchange of biodiversity information. The Convention on Biological Diversity (CBD) recognized these possibilities with formation of a Clearing House Mechanism (CHM) for exchange of information among signatory nations. Unfortunately, despite an early flurry of activity, the Clearing House Mechanism has not been as effective as envisioned by many in its early days. In the mean-time, the expansion of the internet and of improved distributed systems and databases, has meant that the need for a formalized Clearing House Mechanism has declined.

First preliminary meeting Serra Negra 1997

In the lead up to 1997, a small group of dedicated individuals had seen the possibilities of using databases and the internet for conservation studies in Brazil, and had begun work toward setting up a biodiversity database system at the Base de Dados Tropical in Campinas. They, and others, began planning an interim BIOTASP (Biota - São Paulo) and organizing a number of small workshops.

In 1997, a workshop in Serra Negra in central São Paulo examined the use of databases and the internet for the conservation of biodiversity within that State. The workshop, 'Bases para a conservação da biodiversidade do estado de São Paulo', brought together biologists from a range of disciplines, along with a small number of Government officials and select international advisers. Prior to the Serra Negra meeting, the small group of international advisers were invited to briefing meetings in Campinas and invited to present information on their own systems and experiences. Discussions were held on the lessons learnt from these existing systems, and how those lessons could be applied in the State of São Paulo. It was interesting to note that a number of the organizations involved were the same as those that met in Canberra, Australia to examine the Environmental Resources Information Network some five years earlier.

At the Serra Negra meeting, it was fascinating to see biologists of all disciplines pouring over maps and getting excited as they realized that they weren't unique in their thinking and that many benefits could be gained from the exchange of information and in developing consistency in the databasing of biotic and environmental information. The experts exchanged information as they worked collaboratively together to begin determining biodiversity priorities for the State. The sense of cooperation and collaboration was encouraging and refreshing. Fish biologists, algologists, botanists, mammalogists, and others all sharing information and gaining new insights about their own information and where it fits into the broader conservation picture. It became obvious to many that there could be advantages to their own research in being able to exchange information on areas of mutual or common research interest. The sense of cooperation at that meeting led to the development of what we now know of as the FAPESP/Biota program. This could not have happened without the support of the political contingent at the meeting, and without a lot of lobbying by a dedicated group of key biologists and organisers. As one of the advisers, I left the meeting excited and encouraged for the future of the São Paulo State's conservation efforts. I am sure that those more intimately involved, and with a larger investment in the future of the biodiversity of the State, felt even more enthused than I. This is borne out by the hard work put in since to develop what is fast becoming one of the world's leading bioinformatic systems.

A key outcome of these meetings was an agreement on the importance of documenting biodiversity as a step towards management and conservation and in developing common goals and approaches.

In keeping with the aims of the workshop, the discussions and results are available via the internet and can be seen at <http://www.biota.org.br/info/workshop/>.

Following the Serra Negra meeting, the international advisers were asked to write brief articles on their impressions of the meeting and to list ideas that they had for the way forward. It is pleasing to note that many of those suggestions have been followed up and implemented in the development of Biota. Many of the suggestions still apply, and I have grouped them below and commented on their implementation.

Metadata and data management

A number of advisers at the Serra Negra meeting stressed the need for structured metadata to allow better access to São Paulo's vast data resources. As stated by Colwell and others (Colwell 1997), like any country databases in Brazil exist in a variety of formats in many locations and institutions. The only way for users to know what databases are available is to record information about each of them, who is responsible for them (ie the custodian), what access conditions apply to the data they contain, as well as a range of other characteristics of the database. With this information, users are able to determine the fitness of the data for their particular use and determine who they need to contact to access the information therein (Chapman & Busby 1994, Freeman *et al.* 1999).

The development of metadata by any organization should be regarded as a priority. The Biota program organisers were aware of this from the start and as early as the Serra Negra workshop were asking participants to fill out survey forms about existing datasets that participants were responsible for. These have since formed the basis of the SinBiota 'metadatabase', whereby all new data must be accompanied by a metadata record before being included in the SinBiota system.

Consistent and appropriate standards for data management go hand in hand with the metadata and one cannot properly exist without the other. Data management standards need to be flexible and be able to accommodate continuing changes in technology and in the nature of data itself. These standards form a part of the metadata, and supply linking protocols between the various databases described in the metadata.

In addition, update mechanisms need to be developed and recorded as part of the metadata. This is an often neglected part of data management. Negotiations for data need to include procedures for updating the data at regular intervals if appropriate. Also, mechanisms need to be implemented for tracking changes and for archiving data that is no longer relevant and/or is being replaced or updated.

Standard taxonomies

Species do not recognize political boundaries. While it is necessary to work within political units, taxonomic identifications and evaluations require knowledge of the species and related taxa throughout their entire biogeographical ranges. Where possible, centralized

taxonomies, preferably including synonymies, can be used to link disparate databases. This allows for information on the same species to be accessible, even if collected under different names in different projects. It also reduces errors due to mis-spelt names and outdated synonymies.

While it is often difficult to justify funding for activities beyond political boundaries, the scientific importance of pursuing them should be built into all aspects of the program (Potts 1997). For example, where species are widespread, such as with birds, it may be more productive to create field guides for all (or a large part) of Brazil or South America, and later subset into State or regional guides, rather than attempt to create separate guides for each region or State.

The use of a standard taxonomy, or species names list, to link species-related databases (i.e. any database that includes species names as a key) is highly recommended. To date the Biota program has not included a standard names list and have accepted uncritically all names submitted to them in associated databases. The Species 2000 Programme (<http://www.species2000.org/>) is developing dynamic checklists of taxa which include an annualized checklist, available either via the internet or on CD-ROM. Such a checklist could form the basis of a State-wide list. Names in taxonomic groups not yet covered in Species 2000, could be added to the list, gradually building a State-wide checklist. The inclusion of a standard taxonomy where possible, allows for names in different databases that may be synonyms, to be linked. In this way a São Paulo-wide checklist of standard taxonomies can be gradually built up.

Protocols also need to be developed for the handling of unnamed and unidentified taxa that arise in Biota projects. Protocols for handling these need strengthening, to ensure that data remain referenced to organisms in the future.

Data quality and validation

Data quality is an often neglected aspect of data and database management. It is important that databases are constructed with data quality recording in mind. This includes the inclusion of accuracy fields wherever possible, especially for all spatially-related fields such as latitude, longitude and altitude. Often these accuracy fields are included as categorical fields with values of 1 to 5, one end of the scale being more accurate than the other. The use of categories, however, leads to a loss of valuable information. If categories go from 1 for 100 metres, 2 for 1000 metres, 3 for 5000 metres, etc., then a record that is accurate to 2 km has to be recorded as a 3 with the resultant loss of information. It is far better, wherever possible, to record accuracy as raw data, for example, in metres (Chapman 1992, 2000). Data quality and validation need to be considered at an early stage and should be considered at the design stage of any database development or collection strategy (Chapman & Busby 1994).

The use of standard taxonomies to check names for correctness is another form of validation. Only by using valid names, can checklists can be merged and exchanged

between databases and linked to additional information. As mentioned above, collaboration with Species 2000 may be an option for developing checklists of valid taxonomic names.

Data sharing

There is a vast amount of biodiversity information already in electronic form in Brazilian institutions outside the State of São Paulo and in other countries. Working out cooperative arrangements for data-sharing with these institutions can begin with queries to their databases for relevant electronic information, followed by arrangements either to download this information to a central data bank somewhere in São Paulo, or perhaps long-term agreements for online access over the internet. Wherever possible, a distributed system is preferable, whereby data is maintained at the source by the custodians and owners of the data. Alternatively, the data may be stored centrally with the custodians maintaining and updating the information on line. Any successful system will adopt a range of ways of maintaining the data, but if the system is too centralized, data can quickly become outdated and of little value.

Existing non-databased information

There is also a vast amount of information on historic specimen labels and in field notes from specimens deposited in São Paulo institutions such as museums and herbaria. The task of bringing this information into usable electronic form is enormous, but can be scheduled to proceed in parallel with other objectives. For example, type specimens could be made high priority, or groups of specimens of particular conservation interest, etc. There is an advantage in prioritising the databasing of taxonomic groups across the State, as this will lead to a complete coverage of one group at an early stage rather than lots of incomplete parts arising from collections from different data custodians, each with their own priorities.

At present there is interest from a number of large developed nation collection institutions in beginning to database their collections, and many are looking at priorities for that databasing. Developing countries that are embarking on a process such as the FAPESP/Biota program need to inform and influence those institutions as to their priorities. As most collections are stored taxonomically and not geographically, taxonomic groups that are of importance to developing countries need to be identified and publicized. As priorities are developed for the State of São Paulo northern hemisphere collecting institutions may be persuaded to make those groups their priorities as well.

In most cases, it is far cheaper to digitise existing data than to collect new data (Chapman & Busby 1994). It is important therefore, to utilise existing data wherever possible, before attempting the collection of new data.

Data integration

The integration of data is a key to the success of any

conservation operation. Once the data is collected, it needs to be useable through its integration with other data sets. Individual databases can be good for some purposes, but the true value for use in environmental decision making is in their integration with other data through GIS systems, etc. This integration is already becoming a strength of the FAPESP/Biota program.

Gap filling

As existing information is databased, the information can be used to identify gaps in the information - not only geographically, but also environmentally. In this way, future collecting activities can be prioritized to concentrate on filling those gaps. These gaps, when identified, can be used for setting funding priorities and for setting targets for further data collection. It should be recognized that many gaps will take a long time to fill, and those gaps should not be an excuse for a slow down in other parts of the program. The vast data resources being databased as part of the FAPESP/Biota Program will form a basis for these types of analysis.

Tools and standards

Many electronic tools are available for storing, processing, handling, manipulating and disseminating biodiversity information. It is important to make use of existing tools where possible, rather than losing time by devising (and maintaining) new ones. It is also important, not to get tied to proprietary, outdated or non-updateable technology for data storage and dissemination, publication or analysis. Dissemination technologies are rapidly changing as evidenced by the changes occurring on the World Wide Web, and any system must be able to take advantage of any new developments in this area.

As far as is possible, it is preferable to adapt existing standards (global, national, etc.) than develop new ones. There is also an advantage in involving stakeholders in any modifications of existing standards and/or development of new ones as this is more likely to provide a better base for acceptance and compliance by the users.

Modelling and statistics

It has been evident that few Biota projects are using predictive approaches for filling knowledge gaps. Predictive modeling can be very powerful for assessing adequacy of understanding of the environment. For example, predictions of species, distributions, abundances or habitats, made before sampling a new area, may indicate where to concentrate survey effort. In areas as large and as diverse as the State of São Paulo, with scarce and uneven collecting, it is important to use predictive methods to help fill in those gaps. A number of good bioclimatic and environmental modeling tools and systems exist which allow for environmental surrogates to fill in for areas of lacking knowledge (Chapman & Busby 1994). An effort needs to be made, however, to develop the underlying environmental parameters that these models require, so that scientists can then easily use them to begin filling in the

knowledge gaps. To date, few Biota projects have made use of sample-based biodiversity statistics or multivariate approaches, and almost no one has used bioclimatic modeling, or other techniques from the growing range of biodiversity analytical tools. Biota may consider using international experts and workshops to guide the setting up of biodiversity informatics tools and in training São Paulo scientists in their use.

Training of young scientists

Specialized workshops bringing together young scientists to discuss the Biota projects they are working on, began at the second annual review of the Program, in the forests of Intervales in 2000, following recommendations of the Scientific Advisory Committee. The exchange of ideas, and the development of collaborative arrangements between the young scientists was indeed encouraging. It was evident from discussions with many of these young scientists that they saw benefits in not having the senior professors present for much of the symposium, however, it was also evident that there would be further benefit by having some overlap with the Principal Investigators toward the end of the symposia.

The development of training courses on specialized topics of interest across a range of projects may also be worth considering. These could cover such topics as collecting methodologies, analysis and modeling techniques, data storage and presentation, etc. Not only would the training itself be valuable, but the bringing together of junior scientists at these courses would provide additional opportunities for collaboration and interchange.

Education and outreach

There needs to be full interaction at all stages, between providers of information, the data analysts and managers, and end users to ensure that the data being collected and analysed is in a format that will provide the information required by users. This involvement of stakeholders also applies to the development of standards at all levels of the process. Apart from the obvious users of biodiversity data, such as for science, nature conservation, sustainable use, policy development and general ecosystem management, it is important not to forget outputs that may be used by the general public. The development of a good school's program has already been considered by FAPESP/Biota and this needs to be enhanced.

The Biota goal of providing internet access to biodiversity information for the State has already been implemented most effectively. The time is ripe for the Biota program to develop a long-term plan for increasing public awareness and appreciation of the habitats and organisms of the São Paulo State, not only within the State, but also nationally and internationally. Public interest and involvement in the conservation of biodiversity needs to be increased by providing appropriate levels of information, for example, in Visitor's Centers in natural areas, through development of local field guides to groups of organisms (e.g. birds,

butterflies), through natural history programs in elementary and secondary schools, and possibly through the development of television series on the biodiversity of São Paulo. The creation of awareness of biodiversity and its importance, in all levels of society, is essential for its long-term survival and conservation.

Long-term monitoring and the use of common reference sites

The selection of specific sites in specific environments such as Coastal, Mata Atlantica and Cerrado, and where interdisciplinary studies may take place, would provide significant added value to the program. The Biota project has already instituted funding of some common sites and is encouraging interdisciplinary studies where possible. The goal of intensive surveys and inventory throughout all areas of the State is obviously unrealistic, and the overall level of knowledge will prove greater through a well-designed mix of intensive and less intensive studies. By using select sites in these different environments it is likely that a better understanding of each of those environments will ensue, and lead to a better understanding of the overall biology of the State.

The selected common sites could also be used as long-term monitoring sites for detecting change as well as providing references for comparison between sites. The development of a long-term monitoring strategy needs to be considered at an early stage and integrated into new collecting activities and strategies (Chapman 1997).

Mapping of information

Maps showing existing knowledge, regardless of how preliminary, will be an important step in developing a large-scale conservation strategy for the State of São Paulo. They can point to important regions for which knowledge is lacking as well as to areas where immediate conservation actions may be a priority. In this way they can be an extremely valuable tool in priority setting. It is critical, however, that no matter how preliminary the nature of the maps, that they be fully documented. Only in this way can users be confident in making decisions based on them. Maps are an essential tool for presenting information to users, including policy makers and environmental managers, in a way that is easily understood and assimilated.

A well developed GIS unit may help improve the standard and quality of maps across the project and lead to greater standardization between projects. The development of an expanded GIS and analysis unit, in parallel with SinBiota, may be an element that the FAPESP/Biota program will need to consider.

Collections and collections infrastructure

The maintenance of collections and collections infrastructure should not be neglected in the pursuit of databasing. It is important that administrators do not view the maintenance of collections and the databasing of the

information they contain as alternatives. Some administrators believe that the database and maps, are end product and once completed, that the collections themselves become superfluous. But, through time, as the quality of the information associated with the collections (identifications, vouchers, etc.) increases then the quality of the database also increases (Chernoff 1997).

Programs such as FAPESP/Biota generally have an unexpected spin-off, in that they often generate an increased rate of collection. It is important that this be borne in mind in the funding of infrastructure support so collections and infrastructure can be expanded to meet the increased demand.

Prioritization and program balance

With a project like Biota, it soon becomes apparent that one cannot focus on everything, so priorities need to be set - on environments, on particular species (endangered, keystone), on priority areas or "hot spots", etc. These need to be flexible to be able to take advantage of opportunistic data sets, and designed around conservation priorities (Chapman 1997). In the mid 1990s, Australia developed a bioregional approach to conservation (Thackway & Creswell 1995). Although not providing all the answers, the resultant regionalization provides an ongoing basis for conservation priority setting and funding across the country. Since then, a complimentary regionalization has been developed for the marine and coastal areas of Australia (IMCRA Technical Group 1997). The Biota Program may find it valuable in using the increasing information base it is producing to develop a similar bioregional approaches for the State of São Paulo.

At the same time, in order to get a consistent conservation coverage for the State, a good coverage of taxa and environments should not be neglected. In particular, key taxa (indicators, soil microbiology, etc.) need to be incorporated into the coverage of the program. Areas where added emphasis needs to be given, include studies on soil biota other than mites (bacteria, nematodes, earthworms and arthropods); expanding geographic coverage within the SinBiota databases to cater for data from outside the State where appropriate; giving consideration to cultural and social aspects of the environment; and giving greater emphasis to research in secondary and regenerating forests, disturbed, agricultural and urban areas.

The marine environment is an important and often neglected part of biodiversity investigations, even though 95% of animal phyla are mainly or exclusively marine. Marine research can be more expensive to conduct than terrestrial research because of equipment and sampling requirements, however, this environment should be an integral part of the Biota program because of São Paulo's strategic location on the Atlantic Coast.

Relationship with international organizations with similar goals

Already, Biota has shown a keenness to be involved with relevant international organizations, and has taken a lead role in a number of them. One of the unique aspects of the Biota project has been its willingness to use international experts and advisers at all stages of the project, from its first initial steps through to their use on the Scientific Advisory Committee for annual evaluation. This has been a particular strength of the Biota project compared with similar projects in other countries. Some of the more important international projects that Biota could profitably be associated with are:

The Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (<http://www.gbif.org>) is a product of the OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) Megascience Forum and was fully established in February, 2001. GBIF was established to design, implement, coordinate, and promote the compilation, linking, standardization, digitization and global dissemination of the world's biodiversity data, within an appropriate framework for property rights and due attribution (OECD 2000). It is designed to work in close cooperation with established programs and organizations that compile, maintain and use biological resources and information.

The Clearing House Mechanism (CHM) of the Convention on Biological Diversity (CBD) was established under Article 18, paragraph 3 of the Convention on Biological Diversity (United Nations 1993) (<http://www.biodiv.org/chm>). The CHM is intended to become the primary global cooperative information network on the conservation and sustainable use of biological diversity.

The Inter-American Biodiversity Information Network (IABIN) (<http://www.nbio.gov/iabin/index.html>) is an initiative of the Summit of the Americas established to provide greater access to biodiversity information throughout the hemisphere. Established in 1996, its primary objective is to promote the collection, access to, and exchange of technical, scientific, and supporting information on biodiversity in the Americas. The Biota project is in an ideal position to take a leading role in IABIN, and already has been instrumental in that organization.

The Species 2000 Programme (<http://www.species2000.org/>) is developing a dynamic species' checklist on the internet through a common access gateway, linking an array of on-line taxonomic databases. This gateway links directly to the much more detailed information in the distributed databases. Users can locate species by name using the dynamic on-line gateway or by using an annual checklist, also made available on the Internet and on CD-ROM.

The International Working Group on Taxonomic Databases (TDWG) (<http://www.tdwg.org/>) was started

in 1985 as an international working group to explore ideas on standardization and collaboration between major plant taxonomic database projects. TDWG has since expanded its scope to include taxonomic databases from all biological disciplines. There may be significant advantages to Biota in being a part of TDWG in assisting with the development and use of standards and interoperability of biodiversity databases.

The present state of Biota

The Scientific Advisory Committee for the FAPESP/Biota program have now made two annual evaluations of the program and on each occasion, have praised the efforts of Biota in reaching its present stage of development in just three years.

At each meeting, the Committee has attended verbal presentations by Project Leaders and held discussions with participants. It has made recommendations on the future of Biota, the overall aims of the Biota Program and on perceived gaps in the Program.

Following each meeting, members of the Committee have spent some time with key projects in order to get a better understanding of the details of those program, to work with participants in an interactive way and to discuss the projects in detail with them. As part of this process, I have spent some examining the databases and GIS systems that are now housed at the **Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA) created by the former BDT staff**. The SinBiota databases and other systems being used appear to be highly efficient and to some extent world-leading in their methodologies. There are many similarities and overlaps with the systems being used by **CRIA** and the Environmental Resources Information Network in Australia, and reflect the informal collaboration between these two institutions since the early 1990s. There are lessons to be learned from both organisations.

The future

The future of the Biota program is a bright one. The multidisciplinary nature of the Biota Program, the proactive nature of the Biota coordinating committee in actively seeking to identify and fill gaps in the program and the security of funding offered through FAPESP all contribute to what should be a long and successful future.

The multidisciplinary research that brings together scientists from different backgrounds and expertise is a key aspect of Biota's future. Many exciting findings are sure to arise from work at the interfaces between different biological disciplines and between these and other fields such as geology, geochemistry, climatology, modeling, etc. The diversity of projects being funded, and the varied emphases on different levels of biodiversity (genomic, species, ecosystem structure and function), as well as the positive and active involvement of young scientists and the involvement of the wider community through education and are sure to provide lasting benefits to the State's conservation needs.

Conclusion

The explosion in desktop computing, the introduction of PCs and the expansion of the Internet in the late 1980s and early 1990s, made possible the availability and distribution of information in a way that had previously only been dreamed about. It gave the wherewithal for massive amounts of biological information to be made available to researchers and the public alike in their own offices and homes.

Much has been said about the effect of the information age, the Internet and the World Wide Web on people's lives, education and business, but perhaps the greatest benefits has been in the area of biodiversity, and on the study of the environment and through the development of what has been termed 'biological informatics'.

The São Paulo FAPESP/Biota program is a world-leading program and is likely to prove a major element in the long-term conservation of the State's, and indeed the whole of Brazil's, natural resources. The program may even provide a template for similar programs across the continent. The Biota program does have the advantage of the backing of FAPESP, and it is pleasing to see biodiversity being recognized by FAPESP as a key program in its broader agenda.

The science in Biota is, in most projects, of high quality and equivalent to that in other countries, and in several projects is of outstanding quality and at the cutting edge. In many respects, the Biota program sets an example that many countries would be proud to follow.

I would like to praise the efforts of Biota in reaching its present stage of development in such a short time. It is a well-structured and well-coordinated program. The Coordenação Biota team, led by Professor Carlos Joly need to be congratulated.

ACKNOWLEDGMENTS

I wish to thank the director of FAPESP, Professor José Fernandez Perez and his staff, especially Carmen Weingrill, firstly for inviting me to be a member of the Scientific Advisory Committee for the BIOTA/FAPESP Program, but also for making me most welcome on my several visits to the State of São Paulo. Professor Carlos A. Joly, Dr Vanderlei Perez Canhos and Dr Dora Ann Lange Canhos have been most supportive of me at all times, not only during meetings of the BIOTA/FAPESP Program, but at many other times and in many places around the World. I regard them as true and trusted friends. The other members of the Coordenação Biota and all the Coordinators of BIOTA/FAPESP projects have made my visits to São Paulo most memorable and enjoyable, enough now for me to regard the State as a home away from home. Lastly, I thank Karl Bossard and Jeff Tranter of the Environmental Resources Information Network in Canberra for their comments on the manuscript.

LITERATURE

- Busby, J.R. (1979). *Australian Biotaxonomic Information System. Introduction and data interchange standards*. 25 pp. Canberra: Australian Government Publishing Service.
- Canhos, D.A.L., Canhos, V. and Kirsop, B. (1994) (eds). *Linking Mechanisms for Biodiversity Information*. Proceedings of the International Workshop held at the Tropical Database, Campinas, São Paulo, Brazil 23-25 February, 1994 [Also available electronically at <http://www.bdt.org.br/bin21/proceed94/procl.html>].
- Chapman, A.D. (1992). Quality Control and Validation of Environmental Resource Data, in *Data Quality and Standards: Proceedings of a Seminar Organised by the Commonwealth Land Information Forum, Canberra 5 December 1991*. Canberra: Commonwealth Land Information Forum.
- Chapman, A.D. (1997). *Workshop: Bases para a conservação da biodiversidade do estado de São Paulo*. View of Arthur D. Chapman [published electronically at: <http://www.biota.org.br/info/workshop/result/chapman>]
- Chapman, A.D. (2000). Quality Control and Validation of Point-Sourced Environmental Resource Data. pp. 409-418 in K.Lowell (ed.). *Spatial Accuracy Assessment: Land Information Uncertainty in Natural Resources*. Chelsea, MI: Ann Arbor Press.
- Chapman, A.D. and Busby, J.R. (1994). Linking Plant Species Information to Continental Biodiversity Inventory, Climate Modeling and Environmental Monitoring, pp. 179-195 in R.I.Miller (ed.). *Mapping the Diversity of Nature*. London: Chapman & Hall.
- Chernoff, B. (1997). *Workshop: Bases para a conservação da biodiversidade do estado de São Paulo*. Comments by Barry Chernoff [published electronically at: <http://www.biota.org.br/info/workshop/result/barry>]
- Colwell, R.K. (1997). *Workshop: Bases para a conservação da biodiversidade do estado de São Paulo*. Comments by Robert Colwell [published electronically at: <http://www.biota.org.br/info/workshop/result/colwell>]
- Freeman, N., Boston, T. and Chapman, A.D. (1999) Integrating Internal, Intranet and Internet Access to Spatial Datasets via ERIN's Environmental Data Directory in *Proceedings of the 26th Annual Conference of AURISA, Perth, Western Australia, 23-27 November 1998*. AURISA
- Green, D.G. and Croft, J.R. (1994). *Proposal for*

- Implementing a Biodiversity Information Network*. In *Linking Mechanisms for Biodiversity Information*. in Canhos, D.A.L., Canhos, V. and Kirsop, B. (eds), *Proceedings of the Workshop for the Biodiversity Information Network*, pp. 5-17. Fundacao Tropical de Pesquisas e Tecnologia "Andre Tosello", Campinas, São Paulo, Brazil.
- Hawke, R.J.L. (1989). *Our Country, Our Future*. 62 pp. Canberra: Australian Government Publishing Service.
- IMCRA Technical Group (1997). *Interim Marine and Coastal Regionalisation for Australia: an ecosystem-based classification for marine and coastal environments Versions 3.2*. Canberra: Environment Australia.
- OECD (2000). *Business Plan for the Global Biodiversity Information Facility*. [published electronically at <http://www.gbif.org/infofram.htm>].
- Potts, D.C. (1997). *Workshop: Bases para a conservação da biodiversidade do estado de São Paulo*. Comments by Donald C. Potts [published electronically at <http://www.biota.org.br/info/workshop/result/potts>]
- Richardson, B.J. and McKenzie, A.M. (1991). *Australia's Taxonomists and Taxonomic Collections*. 44 pp. Canberra: Australian National Parks & Wildlife Service.
- Thackway, R. and Cresswell, I.D. (1995). *An Interim Biogeographic Regionalisation for Australia: A framework for setting priorities in the National Reserve Systems Cooperative Program*. Canberra: Australian Nature Conservation Agency.
- United Nations (1992). *Rio declaration on environment and development* : United Nations Conference on Environment and Development, 3-14 June 1992, Rio de Janeiro 8 pp. Rio de Janeiro; United Nations. [Also published electronically at <http://www.bdt.org.br/bin21/ws92/rio.declaration.html>]
- United Nations (1993). *Convention on Biological Diversity. Text and Annexes*. 34 pp. Châtelaine, Switzerland: Interim Secretariat for the Convention on Biological Diversity.

Title: Biodiversity Informatics, Biota/FAPESP and the future - a personal view

Author: Chapman, Arthur D. - ISSN 1676-0611

Revista Biota Neotropica, v 1, números 1 e 2 - 2001
<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN00601122001>

le+BN00601122001

Date Received: Sept 05, 2001 Accepted: Sept 05, 2001

Editorial

Do BIOTASP à Internet 2

Oito de abril de 1996, Auditório da FAPESP. Um grupo de cerca de 40 pesquisadores discute sobre a possibilidade de organizarem um Projeto Especial de Pesquisa em Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Fala-se em criar mecanismos para a implementação, no âmbito do Estado de São Paulo, da Convenção sobre a Diversidade Biológica, aprovada no decorrer da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento/CNUMAD (ECO-92) em junho de 1992 e ratificada pelo Congresso Nacional em fevereiro de 1994.

As discussões abordam questões como a complexidade e a abrangência da temática conservação e uso sustentável da biodiversidade, a elevada fragmentação das informações disponíveis sobre a biota do Estado, a inexistência de mapas de campo atualizados e atualizáveis, e a indiscutível premência de uma política que contivesse e revertesse o desaparecimento de habitats e espécies. Outro aspecto muito discutido é o distanciamento entre os pesquisadores que detêm, e continuam a gerar, as informações científicas e técnicas de alta qualidade sobre a biodiversidade e os órgãos que propõem e/ou administram as políticas de conservação e uso sustentável dos recursos naturais do Estado.

O que fazer? Como alterar esta situação? Como contribuir para melhorar este cenário sem perder nossa principal característica, produzir ciência de alto padrão. Todos estavam dispostos a cooperar, a trabalhar em prol de um projeto ainda vago e sem um formato definido, de voluntariamente investir parte de seu tempo e capacidade no desenvolvimento da idéia ali lançada, envolver a FAPESP num grande Projeto de Pesquisas em Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Nascia o BIOTASP!

Ao longo dos três anos subsequentes o Grupo de Coordenação do BIOTASP publicou a série Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX, sintetizando o conhecimento até então disponível sobre a biota paulista e a infraestrutura para sua conservação in situ e ex situ. Além disso, promoveu o histórico Workshop de Serra Negra e organizou a comunidade científica em torno de um conjunto de Projetos Temáticos articulados em torno de objetivos comuns. Em março de 1999 nascia o Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade.

O Programa BIOTA/FAPESP, que nasceu de uma iniciativa da comunidade científica, representa, sem dúvida, um divisor de águas entre a imprescindível etapa dos inventários sobre a composição do biota paulista e um programa de pesquisas em conservação e uso sustentável da biodiversidade.

Em um programa com este objetivo era necessário não só dar continuidade à importante tarefa de descrever e catalogar espécies, como também desenvolver projetos de pesquisa que incorporassem os aspectos estruturais e funcionais da biodiversidade, a distribuição espacial e temporal dos organismos e as relações entre seus componentes nos diversos níveis organizacionais. Além disso, era também necessária a valorização da biodiversidade, a tentativa de estabelecer um vínculo entre os serviços e produtos da diversidade biológica e os sistemas produtivos.

A partir da criação do Programa ocorreu, concomitantemente, o início dos Projetos Temáticos aprovados e o desenvolvimento das ferramentas de integração, dos dados

coletados pelos projetos que integram o Instituto Virtual da Biodiversidade. Estas ferramentas, o banco de dados textuais e a base cartográfica digital na escala 1:50.000 foram recentemente integradas pelo SinBiota, o Sistema de Informação Ambiental do Programa BIOTA/FAPESP.

Cinco anos depois, uma análise retrospectiva, evidencia o sucesso de uma experiência ímpar, a criação e implantação do Programa BIOTA/FAPESP. A funcionalidade das ferramentas de integração desenvolvidas pelo Programa nos faz crer que, num futuro não muito distante, elas serão replicadas em outros estados e regiões do país. Idealmente, em alguns anos, teremos diversos Biotas que, interconectados, resultarão em um BIOTA/Br. O processo de criação do BIOTA/FAPESP, entretanto, dificilmente se repetirá, pois ele é o resultado do amadurecimento da comunidade científica do Estado de São Paulo em torno das premissas da Convenção sobre a Diversidade Biológica. A tônica do Programa BIOTA/FAPESP é a busca incessante de novas ferramentas de integração. O lançamento da BIOTA NEOTROPICA, revista eletrônica "on line only", com o objetivo de publicar e disponibilizar informações relevantes para o conhecimento da biodiversidade da região Neotropical, é apenas mais uma etapa deste complexo processo iniciado em abril de 1996.

Carlos Alfredo Joly
Coordenador do Programa BIOTA/FAPESP

DIET OF *CRENICICHLA BRITSKII* (PERCIFORMES: CICHLIDAE) IN A STREAM OF RIO AGUAPEÍ BASIN, UPPER RIO PARANÁ SYSTEM, SOUTHEASTERN BRAZIL

*Fernando Zaniolo Gibran*¹
*Katiane Mara Ferreira*¹
*Ricardo M. C. Castro*¹

Biota Neotropica v1 <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?short-communication+BN01001122001>

Received: August, 27, 2001

Revised: December, 12, 2001

Accepted: December 30, 2001

¹ Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), Departamento de Biologia, FFCLRP-Universidade de São Paulo (www.ffclrp.usp.br), Av. Bandeirantes 3900, CEP 14040-901, Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil

Correspondence to: F.Z. Gibran. e-mail: fergibran@hotmail.com

K.M. Ferreira: katianeferreira@hotmail.com

R.M.C. Castro: rmcastro@ffclrp.usp.br

Abstract

Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil

We qualitatively studied the gut contents of 20 specimens (36.1-71.3 mm standard length) of the pike cichlid *Crenicichla britskii* from a 100 m stretched second order stream running inside a small gallery forest in a large pasture area of Rio Aguapeí basin, State of São Paulo, southeastern Brazil. The diet, in terms of per cent composition, constituted primarily of aquatic insects (50%) (mostly immature forms), crustaceans (14.3%), unidentified organic material and filamentous green algae (both with 10.7%), followed by fishes and arachnids (both with 7.1%). Diet analysis indicates that *C. britskii* is a generalist insectivore with a relatively short digestive tube, which feeds on autochthonous items captured in a broad array of habitats such as in the water column or at the surface, buried in or over the bottom, or associated with macrophytes and submerged vegetation debris.

Key Words: Cichlidae, *Crenicichla britskii*, diet, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil.

Resumo

Dieta de *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) em um riacho da bacia do rio Aguapeí, Alto rio Paraná, sudeste do Brasil

Estudamos qualitativamente os conteúdos estomacais de 20 exemplares (36,1-71,3 mm de comprimento padrão) de *Crenicichla britskii* ("Jacundá" ou "Joaninha"), coletados na bacia do rio Aguapeí, Estado de São Paulo, sudeste do Brasil, em um trecho de 100 m de riacho de segunda ordem correndo no interior de uma mata de galeria rala localizada dentro de uma grande área de pastagem. A dieta, em termos de composição percentual, foi predominantemente constituída por insetos aquáticos (50%) (principalmente estágios imaturos), crustáceos (14,3%), material orgânico não identificado e algas clorofíceas filamentosas (ambos com 10,7%), seguidos por peixes e aracnídeos (ambos com 7,1%). A análise da dieta mostra que *C. britskii* é um insetívoro generalista que apresenta um tubo digestivo relativamente curto, e uma dieta composta por itens autóctones que captura na coluna d'água ou na superfície, enterrados ou sobre o substrato, ou ainda associados às macrófitas e restos vegetais submersos.

Palavras-chave: Cichlidae, *Crenicichla britskii*, dieta, bacia do Alto rio Paraná, sudeste do Brasil.

1. Introduction

Crenicichla (pike cichlids), the most speciose genus of South American Cichlidae, contains 72 predatory species with elongated bodies, and occurs over most of tropical and subtropical cis-Andean South America (Ploeg 1991, Lucena & Kullander 1992). *Crenicichla britskii* Kullander, 1982 (Fig. 1), is endemic of the Upper Rio Paraná basin, and although not rare, is not usually represented by large samples in scientific collections (pers. obs., see also Ploeg 1991). Our sampling efforts in the streams and headwaters of Upper Rio Paraná system yielded 34 individuals of this poorly known cichlid, with a good size range, in a single sampled stretch of stream. We present the diet of *C. Britskii*, along with a detailed description of the environment at the collection site and inferences of its feeding places, based on published information on the biology and habits of its prey.



Fig. 1: A specimen of *Crenicichla britskii* (LIRP 1125 - 68.3 mm SL).

The so-called Upper Rio Paraná basin encompasses a huge number of streams and headwaters inhabited primarily by fish species of small overall size (mostly less than 120 mm in standard length, SL), with restricted geographical distributions and small or nonexistent commercial value. These species are highly dependent of the riparian vegetation for food, shelter and reproduction, and are thus highly susceptible to deleterious human activities, including deforestation and the extensive use of fertilizers and pesticides associated with intensive agricultural activities (Castro & Menezes 1998, Castro 1999).

2. Material and Methods

2.1 Study site

Field work was carried out in a 100 m long stretch of Córrego Ariranha (21°24'47.2"S, 51°25'22.9"W), a second order stream tributary to the Rio Aguapeí at approximately 300 m elevation in the Upper Rio Paraná system, at município de Junqueirópolis, São Paulo State, southeastern Brazil. The studied stretch of stream is located on a private cattle raising farm and runs through a large pasture area formerly covered by the semideciduous subtropical mesophytic forest of southern and southeastern Brazil (Hueck & Seibert 1981). It is sheltered by a narrow, thin gallery of riparian vegetation (Fig. 2).

Geologically, the study site belongs to Bauru Basin, a huge depression formed in the Late Cretaceous filled with sandy sedimentary material, characterized by the presence of fine to very fine sandstones (Petri & Fúlfaro 1988, Fernandes &



Fig. 2: A view of the study site. Córrego Ariranha, Upper Rio Paraná basin, Brazil.

Coimbra 1996). Climate is humid, warm tropical, with the rainy season (maximum rainfall in January) occurring during the summer (December to March) and the dry season (minimum rainfall in July) occurring during the winter (June to September). The mean annual temperature is 22°C, and the mean annual rainfall is 1250 mm (Nimer 1989).

The stream stretch width ranged between 2.7 and 4.7 m, average depth was 0.1 m (maximum of 0.3 m), and bottom was largely covered by medium to fine sand, and was almost completely devoid of submerged fallen litter, with submerged (*Bacopa* sp. and *Ceratophyllum demersum*), and semi-submerged (*Oryza* sp., *Heteranthera* cf. *reniformes* and *Scleria* sp.) macrophytes. Air and water temperature were 25 and 23°C respectively, horizontal water transparency 0.7 m, average current velocity 0.34 m.s⁻¹, dissolved oxygen 9.3 mg.L⁻¹, pH 7.1, and conductivity 125 mS.cm⁻¹.

Together with the *C. britskii*, we also collected *Hoplias malabaricus*, *Pyrrhulina australis*, *Astyanax altiparanae*, *Bryconamericus* sp., *Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Piabina argentea*, *Serrapinnus notomelas*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Imparfinis mirini*, *Pimelodella* sp., *Corydoras aeneus*, *Hypostomus ancistroides*, *Gymnotus* cf. *sylvius*, *Phalloceros caudimaculatus*, and *Cichlasoma paranaense*, for a total of 817 fish specimens. *Phalloceros caudimaculatus* (27.3%), *Pimelodella* sp. (27%), and *A. altiparanae* (14.8%), were the most abundant species in terms of number of individuals, and *A. altiparanae* (54.2%), *Pimelodella* sp. (20.9%), and *C. britskii* (6.4%), having the highest biomass. *Crenicichla britskii* was the fifth more abundant species, constituting 4.4% of the total number of collected individuals.

2.2 Sampling methods and specimens preservation

Sampling was done between 11:00 and 15:30 h of 6 April 2000, utilizing electrofishing, manual seines, and hoop nets by five collectors.

Two block nets (10 x 2 m, 5 mm mesh) were set 100 m apart across the stream at the downstream and upstream limits of

the stretch to be sampled. Area was then sampled in to six approximately 30 minutes long successive collecting downstream to upstream passes. Three passes were made by two collectors equipped with a conductive dip net and a spatula electrode, coupled to an alternate electric current generator (100W, 220V, 3.4-4.1 A); two passes by two collectors equipped with one manual seine (3.5 x 1.7 m, 5 mm mesh); one pass by two collectors equipped with two metallic hoop nets (70 cm, 2 mm mesh).

Fishes were fixed immediately by immersion in 10% formalin and latter transferred to ethanol 70% for permanent storage. The studied specimens were deposited in the fish collection of the Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), FFCLRP-Universidade de São Paulo, Brazil (LIRP 1124-25).

2.3 Diet analysis

Stomach contents of 20 specimens (36.1-71.3 mm SL, and 0.5-8 g of weight) were analyzed. The ratio of digestive tube length/standard length was calculated (DTL.SL⁻¹ index - intestinal ratio - see Knöppel 1970), as were the frequency of occurrence (Bowen 1992) and the per cent composition (Hynes 1950) for each food item.

3. Results

Sixteen digestive tracts of the 20 studied specimens contained food items, in the following decreasing order of frequency: aquatic insects (Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, Odonata, Psocoptera, Heteroptera and Coleoptera); crustaceans (Copepoda and Ostracoda); unidentified organic material and filamentous green algae; fishes (*P. caudimaculatus*) and arachnids (Araneae and Acari) (Table 1).

Food items grouped in broad taxonomic categories and expressed as per cent composition values show that aquatic insects (50%) were the main components of the diet, followed by crustaceans (14.3%), unidentified organic material and filamentous green algae (both with 10.7%), fish and arachnids (both with 7.14%). Looking at the ingested insects separately, we find that most were Ephemeroptera (36%), followed by Trichoptera and Diptera (mostly Chironomidae), both with 25%. The average DTL.SL⁻¹ index was 0.71 ± 0.15.

4. Discussion

Aquatic immature insects (pupae, nymphs and larvae),

Food items	FO%	Habits and microhabitats of prey items	References
Insecta (mostly aquatic pupae, nymphs and larvae)	87.5	-	-
Ephemeroptera (Baetidae, Caenidae) (immature)	81.25	Nymphs of Baetidae are swimmers and clingers, while nymphs of Caenidae live on bottom and are associated with submerged vegetation, being important fish prey in their habitats	Borror & DeLong 1969, Edmunds Jr. & Waltz 1996
Trichoptera (immature) - were all found without associated cases	56.25	Construct remarkable nets, refuges, and portable cases, and live associated with the substrate. Most larvae eat plant material and are also very important prey for fish	Wiggins 1996, Borror & DeLong 1969
Diptera (larvae)	56.25	-	-
Chironomidae	50.0	-	-
Orthocladiinae (Corynoneurini)	31.25	Live associated with macrophytes	Trivinho-Strixino & Strixino 1995
Tanypodinae (Pentaneurini: <i>Ablabesmyia</i> , <i>Labrundinia</i> , <i>Larsia</i> ; Coelotanypodini)	31.25	Free swimming or benthic mud burrowers	Epler 1995
Chironominae (Chironomini, Tanytarsini) - no tube were found	25.0	Live in tubes or on the bottom	Pinder & Reiss 1983, Epler 1995, Trivinho-Strixino & Strixino 1995
Ceratopogonidae	6.25	-	-
Culicidae	6.25	Larvae are active swimmers, feeding on algae and detritus	Walker & Newson 1996, Borror & DeLong 1969
Odonata (larvae)	12.5	Usually conceal themselves by either burrowing in substrate, sitting amongst fine sediment and detritus, or climbing vascular plants	Westfall Jr. & Tennesen 1996
Psocoptera (nymphs)	6.25	Live associated with vegetation	Borror & DeLong 1969
Heteroptera (Naucoridae) (adults)	6.25	Surface predators	Borror & DeLong 1969
Coleoptera (adults)	6.25	-	-
Crustacea	25.0	-	-
Copepoda	25.0	Mostly plankton forms	Ruppert & Barnes 1996
Ostracoda	6.25	Live associated to the bottom	Ruppert & Barnes 1996
Unidentified organic material	18.75	-	-
Chlorophyta filamentous	18.75	-	-
Teleostei (Cyprinodontiformes, Poeciliidae: <i>Phalloceros caudimaculatus</i>)	12.5	Remain most of the time near the surface, usually close to the margins	R.M.C. Castro, pers. obs.
Arachnida	12.5	Occur on the water surface or associated with the vegetation	Ruppert & Barnes 1996
Araneae	6.25	-	-
Acari (Hydracarina)	6.25	-	-

Table 1. Frequency of occurrence (FO%), habits and microhabitats of *Crenicichla britskii* (n=20) food items.

were the most frequent food items, followed by crustaceans, unidentified organic material and green filamentous algae, fish and arachnids (Table 1). Green filamentous algae were probably unintentionally ingested during the capture of prey items. Almost all preys were found intact, which is in accordance with aquarium observations that *C. britskii* engulfs them quickly utilizing mouth protrusion (A.L.A. Melo & L.S.F. Martins, pers. comm.), as do many other perciform predators (see Lauder & Liem 1983).

Based on diet analysis, and on information on prey habits and microhabitats (Table 1), we conclude that *C. britskii* is a generalist insectivore with a relatively short digestive tube. Its diet consists of autochthonous food items captured in the water column or at the surface, buried in or over the bottom, or associated with submerged and semi-submerged macrophytes and submerged vegetation debris. Goulding et al. (1988), analyzing a relatively small number of individuals of *C. johanna* (n=1), *C. lenticulata* (n=1) and *C. lugubris* (n=9) (150-218 mm SL) from the Rio Negro, in the Brazilian Amazon, found that fish were the principal food items for those species. Alternatively, Gurgel et al. (1998) in their study of the diet of *C. lepidota* [probably *C. menezesi*, see Ploeg 1991] at Lagoa Redonda, Nisia Floresta, in the State of Rio Grande do Norte, Brazil, found that insects, crustaceans, and fish, were the major diet components of that another species of pike cichlid. Those authors also noted that qualitative and quantitative changes in diet composition were not observed with regard to sex or during the dry versus flood periods. According to Ploeg (1991), *C. menezesi* ranges from 42 to 146 mm SL, a size range more similar to that of the *C. britskii* specimens examined in our study (36.1-71.3 mm SL). The small prey item size is to be expected in a small size *Crenicichla* species such as *C. britskii*, which apparently occur only in small streams and headwaters of the Upper Rio Paraná, in which terrestrial and aquatic arthropods are the most important food items available for fishes (see Castro & Casatti 1997, Castro 1999). The relatively short digestive tube of *C. britskii* (mean 71% of SL) is in complete agreement with its carnivore/insectivore feeding habits (see Wootton 1994).

Finally, it is noteworthy that the presence of algae and macrophytes in the digestive tract of *C. britskii* is apparently incidental to the capture of prey items in their microhabitats. Such microhabitats seem to be very important feeding places for *C. britskii*, where it exploits its most food item, immature aquatic insects that are directly and/or indirectly dependent on the riparian vegetation for subsistence. Thus, *C. britskii*, like the majority of small size stream fishes is potentially very highly sensitive to deforestation and the consequent negative modification of the riparian environmental (see Castro & Casatti 1997, Castro & Menezes 1998, Castro 1999).

5. Acknowledgments

We thank Lilian Casatti, Hertz F. Santos, and Luiz S.F. Martins for help in the field; Humberto F. Mendes for

stomach content identification, suggestions and literature of prey items; Alexandre C. Ribeiro, Alex L.A. Melo, Flávio A. Bockmann, L. Casatti, Rodrigo L. Moura, and Richard P. Vari for useful suggestions on manuscript; A.L.A. Melo and L.S.F. Martins for aquarium observation data. The IBAMA gave us the collecting permit (DIREN No. 38/99). This work was partially supported by the State of São Paulo Research Foundation (FAPESP) within the BIOTA/FAPESP - The Biodiversity Virtual Institute Program (www.biota.org.br) through the Thematic Project "Diversidade de peixes de riachos e cabeceiras da bacia do Alto rio Paraná no Estado de São Paulo, Brasil/Fish diversity of the headwaters and streams of the Upper Paraná River system in State of São Paulo, Brazil" (FAPESP grant No. 98/05072-8) and by PRONEX Project "Conhecimento, Conservação e Utilização Racional da Diversidade da Fauna de Peixes do Brasil" (FINEP/CNPq grant No. 661058/1997-2). The last author is a Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico do

6. References

- BORROR, D.J. & DeLONG, D.M. 1969. Introdução ao Estudo dos Insetos. EDUSP, São Paulo.
- BOWEN, S.H. 1992. Quantitative description of the diet. In Fisheries Techniques (L.A. Nielsen & D.L. Johnson, eds.). American Fisheries Society, Southern Printing Company, Inc., Blacksburg, Virgínia, p.325-336.
- 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. Mazzoni & P.R. Peres-Neto, eds.). Série Oecologia Brasiliensis, v.VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, p.139-155.
- 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. Freshwaters 7(4):337-352.
- CASTRO, R.M.C. & MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do Conhecimento ao Final do Século XX (R.M.C. Castro, ed.). Vertebrados, v.6, BIOTA-FAPESP, São Paulo, Brasil, p.1-13.
- EDMUNDS JR., G.F. & WALTZ, R.D. 1996. Ephemeroptera. In An Introduction to the Aquatic Insects of North America (R.W. Merritt & K.W. Cummins, eds.). 3rd Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, USA, p.126-163.
- EPLER, J.H. 1995. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of Florida. Revised Edition. Systematic Entomologist.

- FERNANDES, L.A. & COIMBRA, A.M. 1996. A Bacia Bauru (Cretáceo Superior, Brasil). An. Acad. Bras. Ci. 68(2):195-205.
- GOULDING, M., CARVALHO, M.L. & FERREIRA, E.G. 1988. Rio Negro, Rich Life in Poor Water: Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as Seen Through Fish Communities. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands.
- GURGEL, H.C.B., ALMEIDA, R.C., BARBIERI, G. & VIEIRA, L.J.S. 1998. Diet of *Crenicichla lepidota* Heckel, 1840 (Perciformes, Cichlidae) da lagoa Redonda, Nisia Floresta, RN. Acta-Scientiarum 20(2):191-194.
- HUECK, K. & SEIBERT, P. 1981. Vegetationskarte von Südamerika. Band IIa, Fischer, Stuttgart.
- HYNES, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19:36-57.
- KNÖPPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. Amazoniana 2(3):257-352.
- LAUDER, G.V. & LIEM, K.F. 1983. The evolution and interrelationships of the actinopterygian fishes. Bull. Mus. Comp. Zool. 150(3):95-197.
- LUCENA, C.A.S. & KULLANDER, S.O. 1992. The *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguai River drainage in Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwater 3(2):97-160.
- NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Rio de Janeiro, 2ª ed.
- PETRI, S. & FÚLFARO, V.J. 1988. Geologia do Brasil-Fanerozóico. (T.A. Queiroz, ed.). EDUSP, São Paulo, v.9.
- PINDER, L.C.V. & REISS, F. 1983. The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region - keys and diagnoses. Entomol. Scandinavica, Supplement no.19, p.293-435.
- PLOEG, A. 1991, Revision of the South American cichlid genus *Crenicichla* Heckel, 1840, with descriptions of fifteen new species and considerations on species groups, phylogeny and biogeography (Pisces, Perciformes, Cichlidae). Academisch Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.
- RUPPERT, E.E. & BARNES, R.D. 1996. Zoologia dos Invertebrados. Ed. Roca Ltda., São Paulo, 6ª ed.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995, Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros. UFSCar, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (J.E. dos Santos, ed.), São Carlos, São Paulo.
- WALKER, E.D. & NEWSON, H.D. 1996. Culicidae. In An Introduction to the Aquatic Insects of North America (R.W. Merritt & K.W. Cummins, eds.). 3rd Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, USA, p.571-590.
- WESTFALL JR., M.J. & TENNESSEN, K.J. 1996. Odonata. In An Introduction to the Aquatic Insects of North America (R.W. Merritt & K.W. Cummins, eds.). 3rd Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, USA, p.164-211.
- WIGGINS, G.B. 1996. Trichoptera families. In An Introduction to the Aquatic Insects of North America (R.W. Merritt & K.W. Cummins, eds.). 3rd Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, USA, p.309-349.
- WOOTTON, R.J. 1994. Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall, London.

Title: Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil

Authors: Fernando Zaniolo Gibran, Katiane Mara Ferreira & Ricardo M. C. Castro

Revista Biota Neotropica, Vol. 1, numbers 1 and 2, 2001

<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?short-communication+BN01001122001>

Received: August, 27, 2001

Revised: December, 12, 2001

Accepted: December 30, 2001

ISSN 1676-0611

BIOTA/FAPESP, Brazil's Model Program for Assessing Global Biodiversity

James T. Staley

Received: September 05, 20001

Accepted: September 05, 2001

Department of Microbiology
University of Washington
Seattle, WA 98195

Abstract

Brazil's state of São Paulo ranks among the few governments that has recognized the importance of biodiversity. It has successfully launched Biota as part of its FAPESP program in biology. The Biota program has been in operation for three years now, long enough to pose questions about its promise. The questions I will try to address here are:

What attributes of the Biota program have allowed it to succeed where others have failed?

Can the Biota program serve as a global model for biodiversity efforts?

Resumo

O governo do Estado de São Paulo, Brasil, está entre os poucos no mundo que reconheceram a importância da biodiversidade, implantando com sucesso o Biota/FAPESP como parte de seu programa de pesquisas na área de Ciências Biológicas. Agora que já fazem três anos que o Programa BIOTA/FAPESP está em funcionamento é o momento certo para nos colocarmos algumas questões sobre o seu sucesso. As questões que eu vou tratar neste artigo são:

Quais as características que garantiram o sucesso do BIOTA/FAPESP numa área onde, ao redor do mundo, outras iniciativas falharam?

Podemos utilizar o BIOTA/FAPESP como modelo para Programas de Pesquisa em Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade no mundo?

Key Words: Biodiversity; BIOTA/FAPESP; Assessing Global Biodiversity; Scientific Advisory Committee; State of São Paulo; Brazil.

Palavras-chave: Biodiversidade; BIOTA/FAPESP; Avaliando a biodiversidade global; Scientific Advisory Committee; Estado de São Paulo; Brasil.

Introduction

Earth's creatures are not only unique but they are the most valuable matter in the Universe. They are of far greater consequence than the world's mineral and energy resources. Yet, many governments and citizens have mixed feelings about the importance of organisms.

The ambivalent attitude of humans toward other species likely stems from our changing perception of our place on Earth. On the one hand, humans have great respect and affection for plant and animal life. Ancient civilizations worshiped animals or mythical creatures because of their strength, their ability to fly or their uncanny senses of sight, hearing and smell.

Yet, at the same time, a common attitude of humans is that Nature must be conquered and held under human control. This view likely springs from the competitive struggle that our species, which evolved about 100,000 years ago, developed while taking reign over a wild and sometimes dangerous planet. Indeed, it has been only in the past few thousand years that humans have had any great impact on the planet's biological resources at all. Animals and plants have always been important as resources to be exploited for food, shelter and clothing, and still are. And wild animals, especially large carnivores, were a threat to the existence of humans and were duly eradicated, and still are.

The Human Impact on Biodiversity

During the past few thousand years, Earth has been undergoing a dramatic transformation. As humans left Africa and colonized other continents, many animal and plant species were driven to extinction by over-hunting and over-harvesting (Diamond, 1997). Such was the fate of the North American mammoth, the large Australian marsupials and the New Zealand moa. A single example, that of the Rapanui people of Easter Island, illustrates this lesson well. When the Dutch ship *Afrikaansche Galei* visited Easter Island in 1722, Captain Jakob Roggeveen noted that there was not a single tree. However, more recently anthropologists have discovered pollen from extinct trees that was preserved in soil profiles. From this they concluded that the island was at one time forested like other Pacific Islands. Apparently, the Rapanui harvested all of their trees for shelter, clothing and food until the trees were driven to extinction (Flannery, 1994). The result is that an island that previously supported about 8,000 inhabitants and developed its own written language and distinctive culture, could now support only an impoverished population of hundreds. Furthermore, the Rapanui lacked clothing and lived in caves.

Now it is abundantly clear that the human species, which has harnessed animals and farmed plants, has succeeded in its "conquest" of Nature. The result is a human population that has exploded and multiplied into the billions. Correspondingly, this continuing increase in population has had a startling impact on our fellow inhabitants of this planet. Biologists are alarmed about the loss of species

diversity by a variety of human activities such as agriculture, fisheries, mining and industry all of which pose hazards to environments and threaten native species. Furthermore human activities have resulted in the translocation of species from one place on Earth to another. Many of these transplanted plants and animals have become invasive species in the new habitat where they flourish and threaten native species and ecosystems.

The impact of human activities is the major force driving the most recent mass extinction of life on Earth. In the next few decades, increasing numbers of plant and animal species are projected to become extinct. Faced with this daunting predicament, one would expect that governments and scientists would be planning massive research and conservation programs aimed at stemming the loss of this invaluable and irreplaceable resource. But, this is not happening. We must ask ourselves why? Why will governments spend millions or billions of dollars on their economies and completely neglect their most valuable resource--biodiversity? Is it simply because it has no apparent economic value other than that obtained in harvesting? How can some governments spend more on the exploration of space, which has no clear economic virtue, than on the study of the unexplored and vast diversity of life here on Earth the only planet known that contains life?

A Biodiversity Maxim

Humans are carrying out a gigantic experiment in which the state of life on the planet is teetering and most governments continue to go about their everyday activities seemingly oblivious to the matter. How surprising this all is considering that the biblical story of Noah, who saved the animals during the great flood, indicates that humans regard all life as precious and sacred. As ambivalent as humans may be about the value of other living organisms, the human species recognizes that it has a moral responsibility as the caretaker of Earth's biodiversity. Among the consequences of ignoring our moral duty to biodiversity will be, if not the extinction of our own species, the continuing and irreversible loss of fellow creatures with whom we have evolved and who provide us with such joy. Our neglect will bring upon us the rightful wrath of future generations.

Biologists are the professional custodians of this vast and marvelous diversity. Why have biologists failed to convey to the world that Earth's organisms are the canaries of the biosphere and as such, their loss may portend even our own extinction? What can and should we do to educate the public and begin to take action? I suggest that biologists need to work together in a more effective way. We must convince our brothers and sisters in our own countries and throughout the world of the moral value of the Biodiversity Maxim: All species are unique and precious. Of course, the best way to convince people of the importance of biodiversity is to develop an organized program of research and education. That is why the Biota program is so

important. The Biota program provides the first operating framework for a successful governmental program in biodiversity.

The BIOTA/FAPESP Program

Brazil's state of São Paulo ranks among the few governments that has recognized the importance of biodiversity. It has successfully launched Biota as part of its FAPESP program in biology. The BIOTA/FAPESP Program has been in operation for three years now, long enough to pose questions about its promise. The questions I will try to address here are:

- What attributes of the BIOTA/FAPESP Program have allowed it to succeed where others have failed?
- Can the BIOTA/FAPESP Program serve as a global model for biodiversity efforts?

However, it is important to first provide some perspective of my own experience with the Biota program. I was a member of the first, three-member site visit team, or Scientific Advisory Committee, that met with BIOTA/FAPESP administrators and scientists at the State University of Campinas, São Paulo in 1999. Then in 2000, I was part of a four-member site visit advisory board that attended the annual BIOTA/FAPESP meeting in Parque Estadual Intervales. So, I have had a special opportunity to learn first-hand about many of the activities that are underway in the program. Although, as a microbiologist, I am not familiar with the details of all of the work that is underway in the various disciplines in biology, I believe I have a good understanding of the major attributes of the people and program that have allowed it to become so successful.

The first attribute of the program that I believe is critical to its operation are its people, in particular, the scientists and students as well as the staff and technical help that are responsible for collecting and analyzing field and laboratory information. They are the heart of the program, for without them the science would not occur. What is particularly noteworthy about this group of scientists is that it truly encompasses scientists in all aspects of organismal biology from microbes to primates.

But a biodiversity effort requires more than the individual science labs, however distinguished they may be, it requires that they work together in an interdisciplinary setting. For example, it is not enough to know and understand the species distributions of zooplankton in a lake if one is interested in biodiversity. It is essential to understand also, the invertebrates and fish that live on the zooplankton,

the phytoplankton that feed to zooplankton and the bacteria that are involved in the turnover of nutrients that affect the growth of all organisms. Furthermore, it is essential to understand the physical and chemical factors that influence

the biology of the lake. And finally the lake exists in a watershed with the plants, animals and microorganisms as well as physical and chemical features which also have an impact on the lake. So, the successful biodiversity effort involves team work and interaction among various disciplines. Open and good communication is the key to making this a success.

The second attribute is appropriate size. The success of a biodiversity program depends on the interest and support of a receptive and informed citizenry. This occurs at the local level, in watersheds, in agricultural belts or transitional zones between land and sea. It is the people who live in a particular area who are most interested in the biota of the area because they are so well acquainted with the species - after all, they are fellow occupants of their everyday lives. So, it seems much more reasonable that the citizens of a locality will have the interest and familiarity with the biota and will be supportive of its study. On the other hand, in order that there are a sufficient number of expert scientists, the area needs to have universities, museums and research centers with the needed expertise to study the biota. The State of São Paulo is an appropriate size, not too big and not too small in which to undertake a meaningful biodiversity effort.

Of course, none of this could have happened were it not for leadership. Key leaders in science and government play perhaps the most critical role in seeing that a program in biodiversity happens. The leaders must convince the politicians and populace of the importance of biodiversity while at the same time produce a balanced and effective scientific program.

Finally, the local habitats and diverse biota of Brazil make it a natural location for launching biodiversity efforts. There are many species to be studied and much to be learned about how they interact with one another, their environments and the local citizens. The goals of a program in biodiversity must be directed toward understanding how the biota can be sustained in the face of human populations that increasingly encroach upon their habitats and life styles.

Beyond São Paulo State

BIOTA/FAPESP is in a unique position to serve as a model for biodiversity efforts not only in Brazil and Latin America but for the rest of the world. Brazil's BIOTA/FAPESP leaders and scientists can teach others about how to go about creating a successful program in biodiversity. It would seem that small countries are of the appropriate size to launch other efforts and could greatly benefit from Brazil's model.

A reasonable initial goal would be to extend the program to other states in Brazil. Indeed, there are logical extensions of the program into other states already.

Of course, the world needs leadership in biodiversity. A successful program such as BIOTA/FAPESP is the envy of biologists in other countries. BIOTA/FAPESP scientists

can take a leadership role in promulgating the organization of biodiversity efforts throughout the world.

References

Diamond, J. 1997. Guns, germs and steel. W.W. Norton & Co. New York.

Flannery, T. F. 1994. The future eaters. Reed New Holland, Sydney.

Title: BIOTA/FAPESP, Brazil's Model Program for Assessing Global Biodiversity

Author: James T. Staley

Biota Neotropica, Vol. 1, numbers 1 and 2,
2001 - Bn00501122001

ISSN 1676-0611

Date received september / 04 / 2001