
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**O EFEITO DO CONTEXTO DA PAISAGEM E DA ESTRUTURA DE HABITAT
SOBRE ABELHAS E VESPAS SILVESTRES EM FRAGMENTOS DE CERRADO**

BRUNO FERREIRA

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências do Câmpus
de Rio Claro, Universidade
Estadual Paulista, como parte dos
requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Fevereiro - 2010

BRUNO FERREIRA

O EFEITO DO CONTEXTO DA PAISAGEM E DA ESTRUTURA DE
HABITAT SOBRE ABELHAS E VESPAS SILVESTRES EM
FRAGMENTOS DE CERRADO

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biociências do Campus de Rio
Claro, Universidade Estadual
Paulista Júlio de Mesquita Filho,
como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientadora: Profa. Dra. Maria José de Oliveira Campos

Rio Claro
2010

595.79 Ferreira, Bruno
F383e O efeito do contexto da paisagem e da estrutura de habitat
sobre abelhas e vespas silvestres em fragmentos de cerrado /
Bruno Ferreira. - Rio Claro : [s.n.], 2010
96 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Maria José de Oliveira Campos

1. Himenóptero. 2. Ecologia da paisagem. 3. Abelhas
solitárias. 4. Vespas solitárias. 5. Ninho armadilha. I. Título.

BRUNO FERREIRA

O EFEITO DO CONTEXTO DA PAISAGEM E DA ESTRUTURA DE
HABITAT SOBRE ABELHAS E VESPAS SILVESTRES EM
FRAGMENTOS DE CERRADO

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biociências do Campus de Rio
Claro, Universidade Estadual
Paulista Júlio de Mesquita Filho,
como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas (Zoologia).

Comissão Examinadora

Profa. Dra. Maria José de Oliveira Campos

Dr. Marcio Uehara Prado

Prof. Dr. Marcos Aparecido Pizano

Rio Claro, 21 de Dezembro de 2009

RESUMO

Os requerimentos de habitat necessários para o estabelecimento e sobrevivências de abelhas e vespas solitárias incluem locais e materiais de nidificação, e recursos para forrageio. Este estudo procurou compreender como os recursos oferecidos pelo habitat e pela paisagem podem influenciar na distribuição desses organismos, ao se estabelecerem e se deslocarem por diferentes tipos de uso e ocupação do solo. Foram utilizados ninhos armadilha como método de amostragem, durante um período de 13 meses, em 24 fragmentos de cerrado na região da Bacia do rio Corumbataí. Simultaneamente as mesmas áreas foram analisadas e descritas pelas métricas da Ecologia da Paisagem. O levantamento dos dados biológicos não permitiu nenhuma conclusão dentro dos objetivos propostos, uma vez que o número amostral de indivíduos adultos foi insatisfatório. Entretanto as análises da paisagem permitiram contextualizar a região de estudo com uma paisagem heterogênea e inadequada para o estabelecimento de uma fauna diversificada de abelhas e vespas. Os fragmentos de estudos são geralmente pequenos, pouco conectados e inseridos em matrizes de baixa permeabilidade, contribuindo com a diminuição da diversidade de fauna. Adicionalmente, foi possível organizar as áreas de estudo em níveis de prioridades de conservação, buscando criar caminhos mais práticos para traçar políticas conservacionistas e concentração de esforços.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem. Abelhas solitárias. Vespas solitárias. Ninho armadilha.

ABSTRACT

Habitat requirements of solitary bees and wasps include nesting sites, food resources and nesting material. This work attempted to understand how those resources, available in different scales, from habitat to landscape, could drive the distribution of bees and wasps populations over a heterogeneous landscape. For solitary bees and wasps sampling it was used trap-nests, during a 13 months period, on 24 cerrado patches scattered over Corumbataí river basin. Meanwhile, those same areas were analyzed by Landscape Ecology metrics. The biological survey could not allow any further analysis, given an unexpected low rate of nesting individuals. However, landscape analysis described Corumbataí river basin as an inappropriate environment for some trap-nesting bee and wasp species; as well the selected patches, which were usually small, with low connectivity, and merged in a hostile matrix. Besides, it was possible to create levels of “priority conservation”, which give decision makers practical choices in environmental policies and efforts.

Keywords: Landscape ecology. Solitary bees. Solitary wasps. Trap nests.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	06
1.1	CARACTERIZAÇÃO DO GRUPO DE ESTUDO	08
2.	OBJETIVOS	10
3.	REVISÃO DA LITERATURA	11
3.1	NINHOS ARMADILHAS	11
3.1.1	COMPORTAMENTOS GERAIS DE NIDIFICAÇÃO	13
3.1.2	RAZÃO SEXUAL	14
3.1.3	APROVISIONAMENTO DE ALIMENTO	16
3.1.4	PARASITISMO E COMPETIÇÃO	16
3.1.5	RAIO DE VÔO E FORRAGEAMENTO	17
3.2	ECOLOGIA DA PAISAGEM	19
3.2.1	ESTRUTURA DA PAISAGEM	20
3.2.2	MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM	23
3.2.3	GEOPROCESSAMENTO NA ECOLOGIA DA PAISAGEM	31
3.2.4	SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG)	34
4.	METODOLOGIA	36
4.1	ANÁLISE DA PAISAGEM	36
4.2	MÉTRICAS DE ANÁLISE	39
4.2.1	MÉTRICAS DE FRAGMENTO (PATCH)	40
4.2.2	MÉTRICAS DE CLASSE (CLASS)	43
4.2.3	MÉTRICAS DE PAISAGEM (LANDSCAPE)	47
4.3	NINHOS ARMADILHA	48
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	49
5.1	ECOLOGIA DA PAISAGEM	49
5.2	LEVANTAMENTO DE ABELHAS E VESPAS EM NINHOS	59
6.	CONCLUSÕES	64
7.	REFERÊNCIAS	65
8.	ANEXOS	89
8.1	ANEXO A – Métricas da Ecologia da Paisagem	89
8.2	ANEXO B – Mapas das Áreas de Estudo	94

1. INTRODUÇÃO

A crescente devastação dos ecossistemas tem trazido grande preocupação aos atores sociais envolvidos com a conservação da diversidade. Particularmente em relação às abelhas, sabe-se que seu papel como polinizadoras de inúmeras espécies é de fundamental importância para o funcionamento dos ecossistemas formados por plantas superiores, incluindo agroecossistemas, uma vez que muitas culturas de caráter econômico dependem da ação de abelhas para sua produtividade (KEVAN, 1999). Da mesma forma, vespas participam de importantes processos ecológicos, controlando o tamanho das populações de insetos fitófagos (LaSALLE; GAULD, 1993). A participação de himenópteros parasitóides e predadores no controle e regulação de populações de hospedeiros e presas é vista como de fundamental importância, uma vez que representa mais da metade da predação de insetos (SCHOENLY, 1990).

A importância do contexto espacial para o entendimento dos sistemas ecológicos e os efeitos da configuração das paisagens sobre a estrutura das comunidades biológicas vêm cada vez mais sendo reconhecidos por estudos em ecologia (GERING *et al.*, 2003; RICKLEFS; SCHLUTER, 1993). No mundo, os padrões espaciais de arranjo dos habitats e a estrutura da paisagem têm sido amplamente modificados pela destruição e fragmentação de áreas naturais e pela intensificação do uso da terra em regiões agrícolas, causando grandes impactos sobre a biodiversidade uma vez que alterações na paisagem afetam diretamente a distribuição de habitats e a dinâmica das populações silvestres (PETERS; GOSLEE, 2001; SAUNDERS *et al.*, 1991; TSCHARNTKE; BRANDL, 2004).

É conhecido que a relação entre o número de espécies encontradas em um local e sua área (relação espécie-área) é um dos padrões mais robustos em ecologia (CONNOR; MCCOY, 1979). A densidade populacional de animais pode ainda aumentar com o tamanho dos fragmentos (relação abundância-área), mas para insetos existem apenas poucos estudos que comprovem essa relação (CONNOR *et al.*, 2000; DIDHAM *et al.*, 1996). A fragmentação de habitats não afeta todas as espécies igualmente. Espécies de níveis tróficos mais altos, mutualísticas e especialistas de habitat ou alimentação tendem a se extinguir primeiro quando o tamanho do habitat diminui ou o isolamento do habitat aumenta (HOLT *et al.*, 1999; RATHCKE; JULES, 2003; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2000). Como

resultado, a estrutura das comunidades é alterada e relações interespecíficas como predação, polinização e parasitismo podem ser afetadas (STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2000). Embora a relação espécie-área tenha sido estudada diversas vezes, ainda é pouco claro como grupos funcionais como predadores e polinizadores respondem ao tamanho da área do habitat e como as funções dos ecossistemas são afetadas (DEBINSKI; HOLT, 2000; DIDHAM *et al.*, 1996).

Fragmentos de habitat terrestres encontram-se inseridos em uma matriz de paisagem que geralmente apresenta algum tipo de permeabilidade (ANDRÉN, 1994; KAREIVA; WENNERGREN, 1995; PERFECTO; VANDERMEER, 2002). A matriz do entorno de um fragmento de habitat pode aumentar a quantidade de recursos disponíveis ou oferecer recursos adicionais que não ocorrem dentro do fragmento de habitat local. Algumas espécies de abelhas, por exemplo, necessitam de diferentes tipos de habitat dentro de seu raio de forrageamento para preencher suas necessidades específicas quanto a recursos alimentares ou locais e materiais de nidificação (STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002). A matriz do entorno pode influenciar a conectividade estrutural dos fragmentos, possibilitando o aumento ou decréscimo das densidades populacionais locais e dos riscos de extinção (RICKETTS, 2001). A escala espacial na qual os indivíduos que se dispersam ou forrageiam na paisagem depende da história natural de cada espécie (KEITT *et al.*, 1997; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002). Estudos demonstraram que a disponibilidade de recursos, em ambientes fragmentados, pode ser mais importante do que a área do habitat na determinação da diversidade de artrópodes e que a baixa correlação em certas comunidades com a heterogeneidade da paisagem pode ser consequência de fatores como composição da vegetação e tipos de habitats adequados à organismos específicos (KORICHEVA *et al.*, 2000; ATAURI; LUCIO, 2001). A escala mais relevante para estes organismos é difícil de determinar e deve ser identificada testando-se a relação entre os aspectos da dinâmica populacional e as características da paisagem em diferentes escalas (LOYOLA; MARTINS, 2008; WIEGAND *et al.*, 1999). Existem diversos parâmetros pelos quais uma paisagem pode ser descrita, mas a proporção de habitats adequados e a diversidade de tipos de habitats têm sido os mais utilizados (TISCHENDORF, 2001).

1.1 CARACTERIZAÇÃO DO GRUPO DE ESTUDO

A ordem Hymenoptera pode ser considerada como um dos grupos de insetos de maior importância para a humanidade. Além dos benefícios, tanto naturais como econômicos, gerados pela polinização e controle biológico, as espécies desse grupo podem representar organismos-modelos úteis para o desenvolvimento de diferentes estudos dentro da área biológica e ambiental. Vespas, formigas e abelhas são alguns dos membros dessa ordem grande e heterogênea, considerada um dos quatro maiores grupos de insetos do mundo, com mais de 120 mil espécies descritas e, sem dúvida, inúmeras outras espécies ainda não descritas (GARCIA, 1999)

O sucesso evolutivo dos himenópteros deve-se a quatro principais características do grupo (GAULD; BOLTON, 1996): 1. Sistema ovipositor – as fêmeas primitivamente apresentavam um sistema ovipositor associado ao seu sistema reprodutivo, utilizado para determinar o local da postura dos ovos. O sistema, no decorrer do processo evolutivo, tornou-se um aparato de veneno, normalmente utilizado para defesa ou captura de alimento; 2. Provisão parental da larva – na base do processo evolutivo, acredita-se que as larvas tenham sido fitófagas, sendo a postura de ovos feita próxima a tecidos vegetais. Essa característica foi substituída pelo fornecimento e aprovisionamento de alimento pela fêmea, diminuindo a suscetibilidade da cria à predação; 3. Dieta larval – caracterizada pela capacidade da larva em armazenar a parte do alimento não digerido no final do intestino, permitindo que a larva sobreviva em locais confinados, sem poluir seu local de desenvolvimento. 4. Determinação dos sexos – Esta adaptação teve algumas implicações importantes no sucesso evolutivo da ordem. O mecanismo haplodiplóide, que consiste na geração de machos haplóides oriundos de ovos não fecundados e fêmeas diplóides de ovos fecundados, permite à fêmea escolher o sexo de sua prole em diferentes situações ecológicas (FLANDERS, 1956).

Uma importante característica da ordem é a presença de diferentes graus de sociabilidade, onde grupos podem apresentar comportamento eusocial, com a formação de colônias, divisão em castas e cuidado aloparental das crias (CRESPI; YANEGA, 1995); ou comportamento solitário, onde as fêmeas, que forrageiam

sozinhas, constroem seus próprios ninhos e aprovisionam alimento para suas crias, que são geralmente abandonadas logo após a oviposição (MICHENER, 2000).

A ordem Hymenoptera é dividida em duas subordens, Symphyta e Aprocrita, onde Apocrita é posteriormente dividida em Parasitica e Aculeata. O grupo Parasitica é formado por organismos parasitóides, enquanto que os Aculeatas, cujo nome deriva do latim, significando “ferrão”, são membros caracterizados pelas modificações especiais do sistema ovipositor, encontrado apenas em fêmeas adultas (O’NEILL, 2001). A hipótese mais aceita sobre a filogenia de Aculeata é a de Brothers (1999), que leva em conta características morfológicas. Uma revisão feita por Brothers e Carpenter (1993) reconhece três superfamílias dentro de Aculeata: Chrysidoidea, Apoidea e Vespoidea.

A superfamília Apoidea é caracterizada pela ausência de pernas na fase larval e pela constrição abdominal. Esta superfamília é um grupo monofilético representado pelos apiformes, que é o clado correspondente ao grupo monofilético das abelhas, e esfeciformes, grupo parafilético que representam alguns grupos de vespas que em sua maior parte são solitárias (MELO, 2000).

A família Sphecidae é formada por aproximadamente 8 mil espécies de vespas, com uma grande variação de formas e hábitos (HANSON; MENKE, 1996). A maioria de espécies do grupo é predadora, aprovisionando seus ninhos com diferentes espécies de aranhas e insetos. Outros representantes do grupo podem ter dieta variada, incluindo até espécies nectarívoras ou cleptoparasitas, as quais depositam seus ovos dentro ou sobre um hospedeiro (BOHART; MENKE, 1976; GAULD; BOULTON, 1996).

A maioria dos Sphecidae exibe cuidado maternal durante a construção e aprovisionamento do ninho para o desenvolvimento dos imaturos até o estágio adulto. Como esse é um processo bastante importante no ciclo de vida dessas espécies, a vida reprodutiva da fêmea gira em torno de seus ninhos. Resumidamente, após a emersão de um adulto e acasalamento, as fêmeas procuram um local para nidificação, geralmente retornando para seu local de origem e algumas vezes até reutilizando seu ninho natal. Após a escolha do local, a fêmea captura presas e as leva para o ninho, onde são aprovisionadas dentro das células de cria. A fêmea então oviposita sobre uma das presas e fecha a célula, para que novas células sejam preenchidas da mesma maneira até que o ninho esteja completo. Os Sphecidae possuem hábitos diversos de nidificação, desde escavação

de ninhos no solo à construção de ninhos aéreos com a utilização de barro ou fibras vegetais (KROMBEIN, 1967).

Entre os apiformes, são estimados que existam mais de 16 mil espécies de abelhas no mundo, sendo a maioria delas espécies solitárias (MICHENER, 2000). Nas espécies solitárias, o comportamento de nidificação é semelhante ao das vespas, porém o aprovisionamento da cria normalmente é feito com massas de pólen, e o ninho pode ser revestido por algum material semelhante à cera, resina, barro, entre outros materiais (MICHENER, 2000). O local mais utilizado para nidificação é solo; seguido por madeira, onde os ninhos podem ser construídos em troncos, tocos, galhos, ramos de árvores e madeira trabalhada, como mourões e vigas. Embora algumas espécies cavem buracos na madeira, cerca de 5% das abelhas solitárias tem como hábito utilizar cavidades preexistentes, como o interior da medula de plantas, orifícios em árvores, galerias escavadas na madeira por outros invertebrados, caules e ramos ocos, orifícios em paredes de alvenaria, ninhos abandonados de outras espécies, etc (KROMBEIN, 1967).

2. OBJETIVOS

Este estudo avalia os efeitos do tamanho do habitat, conectividade da paisagem, proporção de habitats semi-naturais e diversidade de tipos de habitat (diversidade de paisagem) sobre a comunidade de abelhas e vespas que nidificam em ninhos-armadilha em fragmentos de cerrado.

O trabalho ainda caracteriza as áreas de estudo, categorizando áreas de maiores e menores níveis de prioridade de conservação.

Os objetivos específicos incluíram os testes das seguintes predições:

I. A riqueza de espécies e abundância de abelhas e vespas aumenta com o aumento da área de habitat.

II. A conectividade e a estruturação da paisagem do entorno influenciam na riqueza de espécies, abundância e suas interações.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 NINHOS ARMADILHAS

Abelhas e vespas que nidificam em cavidades pré-existentis representam cerca de 5% da totalidade de espécies de abelhas e vespas (KROMBEIN, 1967), onde os ninhos são edificados pelas fêmeas no interior de cavidades como troncos ou orifícios abandonados por outros insetos, os quais são divididos em um número determinado de células, dependendo do comportamento de nidificação de cada espécie. Em cada célula é depositado, geralmente, um único ovo juntamente com o alimento provisionado, que será tudo que a cria terá para se alimentar até atingir o estágio adulto e deixar o ninho (KROMBEIN, 1967; PERUQUETTI; DEL LAMA, 2003). Existem abelhas que são parasitas desses ninhos, ovipositando no interior das células da espécie hospedeira. Os ovos do parasita tendem a eclodir antes dos ovos do hospedeiro, e a espécie oportunista alimenta-se dos ovos e do alimento provisionado dentro do ninho (BOHART; MENKE, 1976).

Além de alimento, outros tipos de recursos devem estar localizados dentro do raio de vôo das espécies solitárias para garantir sua reprodução, como a disponibilidade de sítios de nidificação e materiais para a edificação de ninhos e fontes de alimento para manter as atividades das fêmeas (GATHMANN; TSCHARNTKE, 2002; TSCHARNTKE *et al.*, 2002).

A necessidade da presença de um conjunto de fatores específicos dentro de uma área relativamente próxima ao local de nidificação classifica a comunidade de espécies que nidificam em cavidades pré-existentis como especialista de habitat e, portanto, um grupo mais susceptível à extinção do que espécies generalistas (STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2000).

A característica comportamental de nidificação em cavidades pré-existentis, tanto para abelhas como para vespas, tem estimulado o uso de ninhos-armadilha na tentativa de proporcionar locais de nidificação para o aumento populacional de espécies de interesse (BOSH; KEMP, 2002; ROUBIK, 1995; SAMPSON; CANE, 2000), como por exemplo, em situações onde os ninhos armadilhas são utilizados para fins comerciais, onde agricultores na tentativa de manter abelhas e vespas em suas propriedades fornecem grandes quantidades de sítios artificiais para nidificação, garantido os serviços ecológicos prestados por esses organismos (como

polinização e controle de pragas) (SHEPHERD *et al.*, 2003). Além disso, podem ser adquiridas informações científicas sobre diversidade e abundância de espécies (BORGES; BLOCHTEIN, 2001; CAMILLO *et al.*, 1996; COVILLE; COVILLE, 1980; GARCIA; ADIS, 1993; GARCIA; ADIS, 1995; GARÓFALO *et al.*, 2004; GAZOLA, 2003; KROMBEIN, 1967; VIANA *et al.*, 2001), dados sobre construção de ninhos (BARBER; MATTHEWS, 1979; FRICKE, 1991; MEDLER, 1965; SOARES *et al.*, 2001), recursos fornecidos para alimentação da cria (CAMILLO; BRESOVIT, 1999), preferências de habitat (GATHMANN *et al.*, 1994), entre outras variáveis ecológicas (MATTHEWS; MATTHEWS, 1978).

Os ninhos armadilha consistem em cavidades artificiais construídas para que esse grupo de abelhas e vespas nidifique em seu interior (Figuras 1 e 2). Existem descritos vários modelos de ninhos armadilhas, onde o tipo de material, comprimento, diâmetro interno e disposição variam bastante (KROMBEIN, 1967).



Figura 1: Ninhos armadilha montados em gomos de bambu.



Figura 2: Detalhe do ninho, com o internódio do bambu ocupado por um ninho de vespa solitária.

Os tipos mais comuns de ninhos armadilhas são confeccionados em ramos vegetais ocos, como junco (*Phragmites australis*) ou bambus lenhosos (tribo Bambuseae), seguido por aqueles que se constituem de tubetes de papel ou perfurações na madeira. Apesar de eficiente e relativamente fácil de ser manejado, o emprego desse tipo de armadilha para a obtenção de ninhos apresenta limitações. Baixas taxas de ocupação dos ninhos podem ocorrer ocasionalmente, devido à grande oferta de substratos já existentes, ou fatores microclimáticos limitantes como umidade ou luminosidade (PERUQUETTI *et al.*, 1999).

Apesar da eficiência de armadilhas que simulam cavidades preexistentes ter sido notado no início do século XX (RAU; RAU, 1918), poucos estudos pontuais nos EUA e Europa testaram a eficiência dos ninhos. Os primeiros registros da utilização de ninhos artificiais em pesquisas datam da década de 50, com os estudos de T. W. Koerber, J. T. Medler e R. E. Fye, com a utilização de ninhos-armadilhas no norte dos EUA em testes de polinização de espécies de legumes e cereais (KOERBER; MEDLER, 1958). A popularização acadêmica do método ocorreu na década de 60, com as publicações K. V. Krombein, revisando e reunindo toda informação publicada até então sobre abelhas e vespas que nidificam em ninhos armadilhas. As duas próximas décadas que se seguiram foram marcadas principalmente por trabalhos que buscavam o aperfeiçoamento dos serviços de polinização para culturas de valor econômico (KROMBEIN, 1967).

3.1.1 COMPORTAMENTOS GERAIS DE NIDIFICAÇÃO

Michener (1974) destacou a importância dos estudos em etologia e biologia de nidificação de espécies que utilizam cavidades pré-existent, principalmente a respeito dos materiais utilizados na edificação dos ninhos, para a compreensão das proximidades filogenéticas entre os grupos de abelhas, além de fornecerem inúmeras informações diferenciais para a classificação taxonômica.

As espécies que frequentemente nidificam em ninhos armadilha geralmente possuem taxonomia e biologia bem conhecidas, e caracterizam-se por ser de fácil manuseio e poderem ser avaliadas por parâmetros simples e rápidos (TSCHARNTKE *et al.*, 1998).

Estudos em remanescentes de florestas semi-decíduas em regiões urbanizadas, amostraram espécies de vespas (Pompilidae, Sphecidae) e de abelhas (Megachilidae e Apidae) utilizando blocos de madeira perfurados (LOYOLA; MARTINS, 2006). *Trypoxylon lactitarse* foi a espécie mais abundante, mostrando uma correlação significativa entre os períodos de ocupação dos ninhos e as variações de temperatura. Entre outros estudos utilizando blocos de madeira, Horn e Hanula (2004) registraram a presença de espécies de abelhas, vespas, parasitas e cleptoparasitas em florestas de *Pinus* spp. da América do Norte.

No semi-árido da Bahia, Aguiar *et al.* (2005), utilizando duas metodologias diferentes de amostragem em ninhos armadilha, obtiveram amostragem de espécies

de abelhas (Apidae e Megachilidae) durante coletas nos meses de verão; Tormos *et al.* (2005) testaram ninhos armadilhas obtidos a partir das diferentes espécies vegetais “árvore-do-céu” (*Ailanthus altissima*) e do junco comum (*Phragmites australis*). Existem preferências de alguns grupos por ninhos-armadilhas confeccionados em materiais específicos. Garófalo *et al.* (1993) relatou que espécies de Euglossini dão forte preferências para ninhos oferecidos em gomos de bambu, e ainda pôde registrar diferenças nos padrões de arquitetura das células de cria, relacionadas aos diâmetros dos gomos. Posteriormente, Jesus e Garófalo (2000) encontraram outras diferenças nos padrões de arquitetura de ninhos, determinadas pelas características morfométricas dos ninhos, como a relação entre o número de células e o comprimento do ninho. Outros fatores ambientais certamente regem o número de células encontradas em um ninho, como o comprimento. Ninhos excessivamente longos podem conter espaços vazios que poderiam alocar a construção de novas células (SILVA *et al.*, 2001).

Outros estudos verificam que existe um padrão na disposição das crias de sexos diferentes, onde os ovos fecundados (que originarão fêmeas) são depositados na região mais interna dos ninhos, e os ovos não-fecundados (machos) ocupam a região mais externa dos ninhos, uma vez que emergirão antecipadamente (GARÓFALO *et al.*, 1993; OKU; NISHIDA, 1999; SILVA *et al.*, 2000; VIANA *et al.*, 2001; PAINI; BAILEY, 2002; PAINI, 2004).

O dimorfismo sexual em relação ao tamanho do corpo pode ser visto como resultado de estratégias adaptativas de provisionamento de alimento adotado pela mãe. Geralmente as fêmeas tanto em abelhas quanto em vespas são maiores que os machos, um padrão apontado para a quantidade de alimentos provisionada na célula pela mãe. Fêmeas possuem maior capacidade de forragear ou predar com mais eficiência, realizando vôos mais distantes e rápidos, capturar presas maiores, roubar ninhos de fêmeas menores, além de produzirem uma maior quantidade de ovos (KIM, 1997; KIM; THORP, 2001; PERUQUETTI; DEL LAMA, 2003).

3.1.2 RAZÃO SEXUAL

Diversos trabalhos utilizaram dados obtidos a partir de amostragens em ninhos armadilhas para elaboração de estudos a respeito da razão sexual e investimento parental das espécies, a partir de observações do peso e sexo das

crias, além das características de aprovisionamento adotado pela mãe e posição das células (KIM, 1997; OKU; NISHIDA, 1999; KIM; THORP, 2001; PAINI; BAILEY, 2002; PERUQUETTI; DEL LAMA, 2003; BOSCH; VISCENS, 2005).

Peruquetti e Del Lama (2003) citam que a maioria das populações animais possui investimento parental igualitário para ambos os sexos, mas em comunidades de abelhas e vespas solitárias, normalmente o maior investimento parental cabe às fêmeas. Esse investimento, assim como as razões sexuais, pode variar de acordo com as variáveis ambientais (CAMILLO *et al.*, 1993; SILVA *et al.*, 2001; KIM; THORP, 2001; PAINI; BAILEY, 2002; PERUQUETTI; DEL LAMA, 2003; BOSCH; VISCENS, 2005).

Peruquetti e Del Lama (2003) demonstraram ainda que o diâmetro dos ninhos armadilhas oferecidos afeta diretamente a razão sexual de crias em *Trypoxylon rogenhoferi*. Ninhos de maior diâmetro geraram um maior número de fêmeas, enquanto ninhos mais estreitos produziram um maior número de machos. Os autores acreditam que um diâmetro pequeno pode limitar o aprovisionamento de grandes quantidades de alimentos, o que leva a uma maior ocorrência de machos.

Exceções aos modelos de razão sexual conhecidos podem ocorrer em inúmeras espécies. Silva *et al.* (2001) não encontrou nenhuma relação entre diâmetro de ninhos e razão sexual ao estudar biologia e arquitetura de ninhos de *Centris tarsata*.

O compartilhamento de ninhos, que ocorre no caso de ninhos reutilizados por sucessivas gerações, é relatado por Augusto e Garófalo (2004) com observações de *Euglossa* em ninhos armadilha. Neste caso, a fêmea mais velha não deixa o ninho, e oviposita em células aprovisionadas por outras fêmeas, após comer o ovo (FIELD, 1992).

No caso de observações de abelhas quasisociais ou semi-sociais alguns trabalhos descrevem a utilização de um mesmo ninho armadilha por mais de uma fêmea, em uma relação de cooperação entre os adultos, que busca fornecer proteções adicionais contra parasitas, predadores, competidores e imprevisibilidades ambientais (SILBERBAUER; SCHWARZ, 1995; BULL; SCHWARZ, 1996; HOGENDOORN; ZAMMIT, 2001).

3.1.3 APROVISIONAMENTO DE ALIMENTO

Estudos utilizando ninhos armadilha também envolvem investigações a respeito do tipo de alimento provisionado por abelhas e vespas. Uma vez que essas amostras podem ser encontradas dentro dos ninhos armadilha, torna-se possível reunir dados sobre o tipo do alimento usado por cada grupo, sejam dados sobre as diferentes espécies de plantas visitadas por abelhas (palinologia) ou sobre a diversidade de presas caçadas por vespas (COVILLE, 1987). Também é possível a determinação de preferências alimentares dentro de cada espécie. Quiroz-Garcia *et al.* (2001) verificaram que o pólen encontrado em alguns ninhos armadilha ocupados por espécies de *Centris* representavam um grande número de espécies de plantas, e de um modo geral, pode-se reconhecer uma preferência de determinadas espécies de plantas para o provisionamento. Em vespas, Gonzaga e Vasconcellos (2005) relatam que a abundância e diversidade de aranhas aprisionadas em ninhos armadilhas foram diferentes das encontradas em busca ativa pelas áreas de estudo. Esse estudo indica que essas vespas são seletivas na escolha do recurso alimentar. Sears *et al.* (2001), também estudando seletividade de presas para a vespa solitária *Symmorphus*, verificaram que algumas populações são generalistas, enquanto que outras possuem um comportamento estritamente especializado.

3.1.4 PARASITISMO E COMPETIÇÃO

Münster-Swendsen e Calabuig (2000) notaram que além de um comportamento defensivo, abelhas e vespas podem utilizar aprimoramentos nos seus modos de construção do ninho como métodos de proteção de suas crias contra parasitas, como o caso da abelha *Chelostoma florissomme*, que deixa células vestibulares e células vazias entre as células com ovos, proporcionando uma maior proteção contra seu parasita. Os autores observaram que o fechamento da célula não era capaz de deter a invasão do parasita, mas estes sempre ovipositavam dentro das células vazias, levando suas larvas à morte. A intercalação de células vazias e vestibulares também foi observada em *Centris*, mas sem a mesma eficácia (SILVA *et al.*, 2001).

Além do parasitismo, estudos sobre competição entre abelhas silvestres e abelhas melíferas foram conduzidos por Steffan-Dewenter e Tscharntke (2000), onde ninhos armadilha foram empregados na avaliação do sucesso reprodutivo, forrageamento e mortalidade de abelhas.

Westrich *apud* Schlindwein (2004) sugere que abelhas oligoléticas estão mais ameaçadas pela competição por não terem como contornar uma eventual drástica redução de seu recurso alimentar sobre explorado pelas competidoras. Entretanto, Wcislo e Caine (1996) apontam evidências que essas mesmas espécies são capazes de superar a competição pela sua diferencial eficiência de forrageio.

3.1.5 RAI0 DE VÔ0 E FORRAGEAMENTO

O quanto uma abelha ou vespa solitária consegue voar para alcançar uma fonte de alimento e retornar para seu ninho, e sua eficiência em cruzar os diferentes ambientes que podem se encontrar entre os dois pontos é de fundamental importância para sua reprodução, sobrevivência e nidificação. Gathmann e Tscharntke (2002) estimam que o raio de forrageio para abelhas solitárias encontra-se entre 150 e 600 metros, dependendo do tamanho do corpo da espécie e da disponibilidade de alimento. No mesmo estudo os autores demonstram que a duração do tempo de vôo tende a refletir a qualidade do habitat circundante. Paisagens ricas em espécies vegetais utilizadas como recursos para o forrageamento, abrigo e nidificação comportam espécies de abelhas que apresentam durações de vôos 50% menores em relação às espécies de paisagens pobres em espécies vegetais. Para esse grupo de organismos, o tempo de forrageio encontra-se como um dos parâmetros mais eficientes para a determinação da qualidade do habitat (GATHMANN *et al.*, 1994; TYLIANNAKIS *et al.*, 2006).

Os extensos trabalhos desenvolvidos em Göttingen, Alemanha (STEFFAN-DEWENTER, 2002; STEFFAN-DEWENTER, 2003; STEFFAN-DEWENTER; LESCHKE, 2003; TSCHARNTKE *et al.*, 1998), inseridos em paisagens agrícolas típicas da Europa, mantiveram por anos as amostragens padronizadas em ninhos armadilha e contribuíram para a construção do conhecimento acerca das relações entre as estruturas do habitat e da paisagem com os organismos bioindicadores como abelhas, vespas e seus inimigos naturais.

O clássico estudo de Tschardtke *et al.* (1998) marcou a utilização de ninhos armadilhas na bioindicação da qualidade do habitat, uma vez que, a grosso modo, abelhas refletem a diversidade de espécies vegetais, enquanto vespas refletem a diversidade de insetos e aranhas. Nesses estudos os autores mostram que as informações obtidas fornecem bases para o entendimento sobre presença e ausência de espécies, dados populacionais, eficiência das funções ecológicas como polinização ou controle biológico, taxas de parasitismos e mortalidade e características de forrageio.

Gathmann *et al.* (1994) compararam os dados de riqueza coletados em ninhos armadilha em habitats com diferentes estágios sucessionais, enquanto Tschardtke *et al.* (1998) realizaram comparações semelhantes com a diversidade de espécies de plantas, sendo que ambos encontraram uma correlação positiva entre as variáveis comparadas; Klein *et al.* (2002) associaram a diversidade ao uso e ocupação do solo, explicando que a intensificação do manejo agrícola pode ter aumentado a oferta de locais de nidificação e Steffan-Dewenter (2002) fez relações diretamente com a riqueza de habitats.

Em estudos em três diferentes habitats (cerrado, pomar abandonado e residências abandonadas), Camillo *et al.* (1995) encontraram uma maior diversidade de espécies em ambientes alterados.

As relações específicas entre espécies e seus habitats alertam para a importância dos agroecossistemas para a conservação de espécies, principalmente em relação ao manejo do mesmo e as interações entre remanescentes naturais e áreas de uso agrícola. Dentre os principais tipos de manejo exercidos sobre os agroecossistemas encontra-se o pastoreio, que impacta negativamente a diversidade de abelhas e vespas solitárias (KRUESS; TSCHARNTKE, 2000). Os efeitos do pastoreio sobre esses grupos podem, entretanto, ser minimizados caso o habitat possua espécies vegetais de porte arbóreo, que podem em alguns casos ser mais importantes que espécies de porte herbáceo (STEFFAN-DEWENTER; LESCHKE, 2003).

Klein *et al.* (2002) verificaram os impactos de culturas de manejo intensivo sobre as comunidades de abelhas e vespas em ninhos armadilhas, observando que vespas foram beneficiadas pelo tipo de manejo, ao contrário de abelhas, que foram prejudicadas pela intensificação do manejo. O aumento na abundância de vespas

pode ser correlacionado ao aumento de pragas provenientes da intensificação do manejo agrícola.

Além dos efeitos diretos do manejo, mudanças na estrutura da paisagem podem ter efeitos sobre a riqueza de espécies, quando os parâmetros alterados incluem o tamanho e a conectividade entre habitats favoráveis (TSCHARNTKE; BRANDL, 2004). A riqueza e abundância de espécies são variáveis que podem depender diretamente das configurações e distribuição dos tipos de habitats de uma paisagem (STEFFAN-DEWENTER, 2002). Cane (2001) notou que espécies que dependem de recursos variados separados temporal e espacialmente, como abelhas e vespas, podem ser afetadas por danos aos habitats e fragmentação da paisagem.

Como regra geral, a diversidade de espécies de abelhas e vespas que nidificam em ninhos armadilha correlacionam-se positivamente com a abundância de habitats seminaturais e com a diversidade da paisagem circundante em uma área (STEFFAN-DEWENTER, 2002). Klein *et al.* (2007) fornecem informações adicionais sobre estratégias de conservação para essas espécies que geralmente freqüentam (durante o forrageio) as áreas próximas e circundantes de seu habitat de nidificação, fortalecendo a necessidade da compreensão dos efeitos da estrutura da paisagem sobre as comunidades.

3.2 ECOLOGIA DA PAISAGEM

Foi no século XIX que A. von Humboldt introduziu a paisagem como um termo científico, definindo-a como “a totalidade das características de uma região do planeta”. Com a evolução das ciências que focavam somente características físicas da Terra, como a geografia e a geologia, o termo “paisagem” ficou restrito a um enfoque das características geológicas, geomorfológicas e fisiográficas da crosta terrestre. Entretanto, nesse mesmo período na Rússia, geógrafos que já estavam familiarizados com os estudos de fenômenos orgânicos e inorgânicos nos conceitos da paisagem, nomearam esse tipo de ciência como “geografia da paisagem” (NAVEH; LIEBERMAN, 1994).

O desenvolvimento da “geografia da paisagem” foi detalhado por Carl Troll em 1971, onde a paisagem foi definida como “uma entidade espacial e visual total” do espaço no qual os seres humanos vivem, incluindo a antroposfera, a biosfera e a geosfera. Em seu estudo a paisagem era considerada uma entidade holística

integrada, ou seja, onde a totalidade é bem mais do que a soma das partes e, portanto deve ser estudada sob todos os seus aspectos. Foi também Carl Troll quem, estudando a problemática do uso do solo no oeste da África, elaborou o termo “ecologia da paisagem”, ao imaginar as infinitas possibilidades que fotografias áreas poderiam gerar nos estudos da paisagem.

Risser, em 1987, afirmou que a ecologia da paisagem caracteriza-se como uma ciência básica para as atividades de conservação, manejo e planejamento da paisagem, a qual permite uma avaliação sob inúmeras perspectivas, possibilitando que processos ecológicos sejam estudados em diferentes escalas espaciais e temporais. Dentre as diversas definições que existem atualmente para a paisagem, destaca-se a de Naveh (1987), onde “a paisagem totaliza as entidades físicas, ecológicas e geográficas, integrando os processos naturais e humanos”. Seguindo um pensamento similar, Lucas (1991) afirma que o termo “paisagem” inclui aspectos naturais (geomorfologia e vegetação), de intervenção humana (manejo do solo e vegetação) e as características estéticas (reação humana ao que os olhos vêem). Schama, em 1996, reconhece o conceito de paisagem como elemento da memória e da cultura da sociedade, colocando a dimensão humana dentro da ciência em questão. Essa percepção partiu da inclusão de métodos e conceitos originários das ciências sociais.

Turner e Gardner (1990) afirmam que a paisagem poderia ser entendida de maneira simples como uma área espacialmente heterogênea, entretanto três características deveriam ser consideradas nesse entendimento: estrutura (relação espacial entre cada ecossistema ou elemento inserido na paisagem); função (interação dos elementos espaciais, como os fluxos de organismos, materiais e energia); e alterações (modificações que as funções e estruturas de uma paisagem podem sofrer no decorrer do tempo) (FORMAN; GODRON, 1986). A quantificação da estrutura da paisagem torna-se assim o pré-requisito dos estudos das funções e das alterações de uma paisagem (McGARIGAL; MARKS, 1995).

3.2.1 ESTRUTURA DA PAISAGEM

Segundo Forman e Godron (1986) todas as paisagens têm uma estrutura fundamental, composta por três elementos básicos: matriz, fragmentos (ou *patch*), e corredores.

A matriz é o elemento que recobre a maior extensão de uma paisagem, e por isso apresenta também os maiores valores de conectividade. A matriz é responsável pela maior influência no funcionamento dos ecossistemas (McGARIGAL; MARKS, 1995). Em paisagens dominadas por lavouras, por exemplo, com recortes (ou fragmentos) de diferentes tipos de outros usos do solo (fragmentos florestais, açudes, etc.), o elemento matriz é a lavoura. Quando falamos na conservação de remanescentes florestais, matrizes que permitem a melhor conectividade entre fragmentos florestais geralmente são as de maior importância para decisões em estratégias de manejo (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

Forman e Godron (1986) definem fragmentos como superfícies não lineares inseridas em uma matriz, que são diferentes da superfície ao seu redor. Fragmentos variam em tipo, tamanho e formato. Além de suas características espaciais e geométricas, os fragmentos ocorrem em diferentes escalas de tempo e possuem estrutura interna própria (KOTLIAR; WIENS, 1990). Desse modo a estrutura da paisagem pode ser entendida basicamente como um conjunto de fragmentos imersos em uma matriz de diferente composição (FARINA, 1998).

Fragmentos podem ter origem antrópica (açudes, edificações) ou natural (afloramentos rochosos, clareiras). Quando a fragmentação das paisagens naturais é fruto da ação antrópica, o processo representa um risco para o ecossistema. Inúmeros trabalhos discutem o impacto da fragmentação sobre os ambientes naturais, entre eles, Schelhas e Greenberg (1996) resumem que fragmentação de áreas florestais nativas certamente levará ao comprometimento de diversos processos e funções ecológicas do ecossistema afetado. Saunders *et al.* (1991) enumeraram as principais alterações causadas pelo processo de fragmentação, como a diminuição da diversidade, formato e tamanho dos fragmentos, e aumento da distância de isolamento entre eles.

Corredores, entretanto, são faixas estreitas, naturais ou antrópicas, que podem apresentar matrizes diferentes em cada um de seus lados. Geralmente em grandes escalas as paisagem são simultaneamente separadas e unidas por corredores (FARINA, 1998). Os corredores podem variar em seu comprimento e função: corredores lineares são geralmente resultado de atividades humanas, caracterizados por serem estreitos e servirem para o deslocamento entre as bordas dos outros elementos da paisagem (aceiros, estradas); corredores em faixas são mais largos e servem para o deslocamento dentro de interiores de outros fragmentos

(linhas de transmissão, matas ciliares). Em alguns casos, corredores largos podem ser grandes o suficiente para possuírem próprios efeitos de borda e microambientes no seu interior (FORMAN, 1997).

Ecologicamente os corredores são os principais conectores de remanescentes florestais (como por exemplo, dois fragmentos conectados por um rio e sua mata ciliar), facilitando os processos de dispersão e aumentando a diversidade de espécies locais (HARRIS, 1984). A importância das conexões entre fragmentos já é reconhecida como determinante para a sobrevivência e crescimento de diversas populações biológicas. Metzger *et al.* (1999) reconhecem que estratégias de conservação que utilizam a implantação e manutenção de corredores de vegetação nativa constituem uma das principais maneiras de controlar os danos causados pela fragmentação. Esses estudos também relatam que a estrutura externa dos corredores (largura e complexidade no arranjo espacial) é o fator determinante nos deslocamentos biológicos dentro de uma paisagem.

Entender os elementos da paisagem é desse modo, fundamental para a descrição de sua estrutura e reconhecimento de seus padrões. Turner (1989) e Dunning *et al.* (1992) defendem que a caracterização da estrutura da paisagem deveria ter seus padrões definidos com base na composição e configuração da própria paisagem.

A composição diz respeito à ausência ou presença dos elementos dentro da paisagem, sem levar em conta a distribuição espacial deles. Portanto, essa característica da paisagem considera apenas a abundância e variedade de seus elementos, descartando sua localização (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Forman (1997) cita que estudos da composição da paisagem são essenciais para a compreensão de diversos processos ecossistêmicos, como por exemplo, a fragmentação florestal. Baker e Cai (1992) relatam que a composição pode ser uma importante ferramenta utilizada para a conservação dos recursos naturais. Partindo-se da quantificação da composição da paisagem seria possível estabelecer atividades para a conservação de remanescentes e manutenção da diversidade de espécies. Harris (1984) e Baker (1989) notam que, a partir da década de 1980, passou-se a dar mais atenção para estratégias de conservação em nível de paisagem, buscando garantir a integridade dos processos e estruturas das paisagens.

Dentre as variáveis integrantes da composição, destacam-se o formato, o tamanho, e os tipos dos fragmentos que a compõem (FORMAN; GODRON, 1986).

McGarigal e Marks (1995) referem-se à configuração como a distribuição e caracterização espacial dos elementos de uma paisagem. Dentre as principais características estão: a localização desses fragmentos em relação aos outros elementos da paisagem; o quanto esses fragmentos estão isolados uns dos outros ou dos outros elementos; e o padrão de vizinhança de cada fragmento.

Segundo Kareiva (1990), diversos esforços foram realizados no intuito de integrar a configuração da paisagem (principalmente quando heterogênea) aos modelos de dinâmicas populacionais e de processos ecológicos. Baskent (1997) afirma que a composição e a configuração podem ser ambas quantificadas na tentativa de obter-se uma melhor representação espacial da estrutura de uma paisagem. Essas tentativas foram responsáveis pelo recente aumento no uso de índices e softwares em estudos ecológicos (VALENTE; VETTORAZZI, 2005). Os índices empregados na ecologia da paisagem representam métodos inovadores na quantificação e comparação de padrões espaciais, os quais permitem identificar as principais diferenças desses padrões, além de determinar quais são as relações com os processos funcionais do ecossistema (TURNER; GARDNER, 1990). Seguindo esse raciocínio, Gustafson e Parker (1992) concordam que o aperfeiçoamento desses índices para a quantificação da paisagem pode resultar em estudos de grande potencial para a compreensão das relações entre a paisagem e os processos biológicos.

3.2.2 MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM

Dentro dos estudos em ecologia da paisagem, buscando a análise dos diferentes processos do ecossistema, torna-se necessária a utilização de algum tipo de representação quantitativa da estrutura e padrões da paisagem, de modo a permitir que essas representações sejam compreendidas e gerem previsões de aspectos observados (HARGIS *et al.*, 1998). Com esse objetivo foram elaborados diversos índices quantitativos dentro da ecologia da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986; O'NEIL *et al.*, 1998; TURNER, 1990; TURNER; GARDNER, 1990; GUSTAFSON; PARKER, 1992; LI; REYNOLDS, 1993; MCGARIGAL; MARKS, 1995)

Em estudos ambientais a maioria dos esforços de pesquisa tem sido lançada aos processos de fragmentação, uma vez que o controle e redução dessa ameaça são fundamentais para estabilidade e integridade da estrutura da paisagem (o ecossistema em si) (SAUNDERS *et al.*, 1991).

Dentre os principais trabalhos em fragmentação de paisagens, podemos citar Hargis *et al.* (1998), que avaliaram a variação de alguns índices de paisagem (contágio, distância euclidiana do vizinho mais próximo, proximidade média entre fragmentos, densidade de borda, e relação perímetro-área e massa na dimensão fractal) em paisagens geradas artificialmente e colocadas sob fragmentações simuladas em crescentes níveis de distúrbio. Jorge e Garcia (1997), em estudos de campo no interior do Estado de São Paulo, registraram índices de dominância, diversidade, dispersão e espaçamento entre fragmentos, além de abundância, densidade e razão perímetro/área para os próprios fragmentos. Nessa quantificação o estudo usou como base uma carta de uso e cobertura do solo obtida por classificação digital supervisionada de uma imagem LANDSAT.

A numerosa diversidade de índices que existem em ecologia da paisagem, fez com que pesquisadores como McGarigal e Marks (1995) organizassem os índices em categorias específicas: área; formato; densidade, tamanho e variabilidade métrica; borda; área nuclear; vizinho mais próximo; diversidade; contágio e espalhamento.

A composição de uma paisagem é mensurada por índices de área, que incluem: área do maior fragmento; área de cada fragmento; índice de similaridade; área da classe; porcentagem de áreas na paisagem (TURNER *et al.*, 1990). Forman e Godron (1986) afirmam que a área de um fragmento está entre uma das informações mais importantes sobre a paisagem, uma vez que está incluída como variável no cálculo de muitos outros índices, além de possuir, por si só, um grande valor interpretativo.

É conhecimento geral dentro do pensamento conservacionista que a redução no tamanho da área de um fragmento natural, levará conseqüentemente a uma redução na diversidade de espécies, interferindo diretamente na dinâmica populacional local e comprometendo a funcionalidade ecológica do fragmento (HARRIS, 1984). Farina (1998) reconhece que a redução na área de um fragmento causará diminuição imediata da diversidade regional, pela perda direta das espécies que compõe o fragmento e conseqüente alteração de sua estrutura interna.

Á área mínima para o estabelecimento adequado da diversidade biológica é determinado por inúmeros fatores, sendo o mais relevante o grupo biológico em questão. Metzger (1997) afirma que para a flora de fragmentos florestais semi-decíduos, 25 ha seria a área mínima para sua sustentabilidade. Farina (1998) relata que para outros grupos, esses valores variariam de 1 ha (insetos), 10 ha (mamíferos), até 100 ha (aves). Essas predições tornam-se alarmantes quando observamos trabalhos como os de Ranta *et al.* (1998) e de Pires *et al.* (1998) que, em áreas fragmentadas de Floresta Atlântica, registraram que aproximadamente 50% de todos os fragmentos amostrados possuíam áreas inferiores a 10 ha, e menos de 10% do mesmo total possuíam áreas maiores que 100 ha.

Os índices de formato (ou forma) regem a configuração da paisagem. A quantificação dessas variáveis é altamente complexa, sendo normalmente utilizada uma paisagem padrão para comparação (McGARIGAL; MARKS, 1995). Turner e Ruscher (1988) defendem que a dimensão fractal mostra-se como o modo mais confiável de quantificação do formato.

Forman (1997) acredita que a análise do formato de fragmentos naturais, tratando-se de sua sustentabilidade, é uma variável tão importante quanto sua área. O autor agrupa os tipos de formatos em três categorias: naturais ou antrópicas (curvilíneas, geométricas); compactas ou alongadas (razão entre comprimento e largura); e arredondada ou convoluta. Análises do formato não devem ser realizadas isoladamente, pois as informações só estarão completas se forem conhecidos os aspectos da vizinhança e do efeito de borda (VALENTE; VETTORAZZI, 2005)

Outras medidas importantes de configuração da paisagem são os índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica, os quais incluem: número de fragmentos; tamanho médio de fragmentos em suas classes; e desvio padrão e coeficiente de variação do tamanho (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Índices de borda são populares métricas de configuração da paisagem, entretanto seu arranjo espacial nem sempre é claro. Entre os índices de borda estão: perímetro; contraste de borda; total de borda da classe; e densidade de borda (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Uma vez que a matriz possui características ecológicas diferentes do interior de um fragmento, a formação de uma borda é inevitável, dada a influência que a matriz tende a exercer sobre o fragmento (YAHNER, 1998). Os resultados desta influência são representados por alterações microclimáticas e consequentemente

distúrbios nas dinâmicas naturais do fragmento. As principais alterações incluem mudanças nos processos de dispersão de sementes e no comportamento de herbívoros, dois fatores chave para a determinação da composição florística (CHEN; FRANKLIN, 1990). Podem existir algumas espécies que naturalmente são mais tolerantes aos efeitos de borda (FORMAN, 1997), assim como espécies oportunistas que facilmente colonizam tais áreas sob perturbação (ruderais), que pode minimizar ou potencializar as influências da matriz.

Inúmeros estudos objetivaram a mensuração da profundidade da borda, porém tais valores não são fixos, e estão sempre associados a inúmeros fatores, como tipo da fisionomia vegetal e regime climático local. Tabanez *et al.* (1997), ao estudarem um fragmento de floresta mesófila semi-decídua de 9,5 ha, no Estado de São Paulo, determinaram que a extensão da borda variava entre 80 e 100 metros. Ranney *et al.* (1981), no Estado do Paraná, constataram bordas com larguras médias entre 10 e 30 metros. Lovejoy *et al.* (1986), em estudos com aves na Floresta Amazônica, observaram larguras médias de borda de 50 metros. No norte dos EUA, em áreas de manejo florestal, Borgesa e Hoganson (2000) obtiveram profundidades de bordas entre 20 e 40 metros. Em fragmentos de Floresta Atlântica, onde a estrutura dos fragmentos e seus processos são frágeis, observa-se que em locais com larguras da borda superiores a 60 metros, a área nuclear praticamente não existe (ou seja, o fragmento comporta-se totalmente com uma borda) (RANTA *et al.*, 1998).

Índices de área nuclear ilustram a composição e a configuração da paisagem, porém, normalmente, sua interpretação depende de outros índices como os de borda, os de forma, de densidade, e de número de fragmentos (McGARIGAL; MARKS, 1995). Compõe os índices de área nuclear algumas dessas métricas: número de áreas nucleares; área nuclear dos fragmentos e porcentagem de áreas nucleares na paisagem.

De acordo com Temple (1986) a área nuclear pode ser caracterizada como a área de um fragmento excluindo-se a sua largura de borda, sendo uma variável melhor do que apenas a área total para indicar qualidade ambiental do fragmento. A área nuclear é, portanto determinada diretamente pelo formato e profundidade de borda de um fragmento. Ou seja, podemos encontrar um fragmento grande o suficiente para conter algumas espécies, porém sem área nuclear o suficiente para suportá-las, mantendo sua estrutura natural (TURNER; GARDNER, 1990).

Tomando como base as distâncias euclidianas de fragmentos de um mesmo tipo (mesma classe) e suas bordas, podem ser calculados os índices de proximidade, que são métricas de configuração da paisagem. Incluem índices de: distância do vizinho mais próximo; proximidade entre fragmentos (FORMAN; GODRON, 1986).

Os índices de proximidade nos permitem tomar conhecimento sobre o grau de isolamento de fragmentos, além de gerar noções sobre o tamanho da fragmentação da paisagem (VALENTE; VETTORAZZI, 2005), entretanto esses índices são sensíveis à área dos fragmentos (HARGIS *et al.*, 1998).

Índices de diversidade têm a função de quantificar a composição da paisagem, onde os mais populares são os índices de diversidade Shannon e o de diversidade de Simpson. O índice de Shannon tem como base a riqueza de fragmentos, e o de Simpson a equitabilidade de fragmentos (KREBS, 1989).

Índices de contágio e espalhamento geram quantificações de configuração da paisagem. O índice de contágio nos permite conhecer a extensão dentro da qual os fragmentos encontram-se agregados ou dispersos em uma paisagem e, com o índice de espalhamento, é possível quantificar a distribuição espacial de uma categoria de fragmento em uma paisagem (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

Segundo Ritters *et al.* (1995) o melhor ao se quantificar a estrutura de uma paisagem é a utilização de uma baixa variedade de índices, de modo a permitir a obtenção em menor tempo daquilo que é mais relevante para descrever os padrões da paisagem. Nesse estudo foram avaliados 56 índices, onde somente 6 índices sem variação mostraram-se suficientes para representar os padrões e a estrutura da paisagem: razão perímetro/área; formato; índice de contágio; densidade do maior fragmento; e número de atributos das classes. A conectividade também se mostra um importante aspecto diretamente relacionado à diversidade de espécies (METZGER, 1997).

Em avaliações de fragmentação, baseadas na modificação dos aspectos da paisagem ao longo do tempo, os principais índices consistem em: área nuclear e borda; dispersão; e autocorrelação espacial. Quantificações dessa natureza são fundamentais para o desenvolvimento de planos de ação para o manejo de paisagens (BASKENT, 1997).

Em modelos de desmatamentos e avaliação de danos, Trani e Giles (1999) observaram que os índices que melhor ilustraram as perdas em áreas naturais

foram: a abundância, o tamanho médio, a distância, e a densidade média de fragmentos.

Koivu (1999) usou índices de tamanho médio de fragmentos, formato, porcentagem da paisagem, densidade de fragmentos, e comprimento da borda, para caracterizar e avaliar as mudanças agrícolas da área de estudo. Turner *et al.* (1996), ao acompanharem as alterações da paisagem, utilizaram os índices: área dos fragmentos; número de fragmentos; razão borda/área; e área do maior fragmento. Já Hessburg *et al.* (2000), ao caracterizarem a composição e a estrutura de toda a paisagem, para comparações temporais, utilizaram os índices de: área; tamanho médio de fragmentos; densidade de fragmentos; borda; diversidade de Shannon; diversidade de Simpson; e contágio. Ripple *et al.* (2000), ao estudar os tipos de manejo utilizados em sua área de estudo, selecionaram os índices de: área do fragmento; densidade do fragmento; área do maior fragmento; densidade de bordas; coeficiente de variação da área do fragmento e proporção de área nuclear na paisagem.

O reconhecimento da escala de paisagem como adequada para o tratamento das questões relacionadas à conservação de espécies, grupos funcionais e serviços prestados pelos ecossistemas é relativamente recente. Bengtsson *et al.* (2002) afirmam que uma importante questão nos trabalhos dessa natureza é saber até que ponto os estudos desenvolvidos em uma escala local nos informam sobre as consequências da perda de biodiversidade em uma escala de paisagem ou em uma escala regional, nas quais os órgãos responsáveis pelo estabelecimento de políticas conservacionistas podem atuar. Uma vez que as decisões da política ambiental são tomadas com base em orientações científicas, Jobin *et al.* (2003) ressaltam a importância da ecologia da paisagem no entendimento das relações naturais e como uma ferramenta para atuar nas questões relacionadas à conservação da biodiversidade.

O uso do sensoriamento remoto na análise de mudanças temporais na paisagem vem ganhando reconhecimento na perspectiva de monitoramento e conservação e sendo implantado em diversos países. Jobin *et al.* (2003) defendem que projetos em longo prazo para o monitoramento da paisagem devem ser desenvolvidos regional e nacionalmente, onde esse tipo de informação normalmente é ausente, e para o manejo de espécies, estratégias são definidas em escalas que abrangem, em geral, áreas quilométricas (ATAURI; LUCIO, 2001). As medidas de

preservação da diversidade de espécies podem ser mais efetivas em planos de manejo na escala de paisagem que contemplem a conservação de estruturas da paisagem e de habitats necessárias para a sobrevivência da espécie em questão (PETERS; GOSLEE, 2001). Os estudos em ecologia da paisagem têm trazido mudanças para os processos de uso da terra na Europa, caracterizadas pela progressiva diferenciação entre áreas protegidas e não protegidas. As áreas protegidas passam a compor, freqüentemente, paisagens marginais onde as atividades agrícolas foram abandonadas. Entretanto Atauri e Lucio (2001) advertem que uma política de conservação baseada no simples abandono da terra levaria, com o tempo, à perda da heterogeneidade, e traria assim repercussões negativas para as comunidades biológicas.

Durante a última década, os problemas relacionados a espaço tornaram-se um tópico importante em ecologia. É cada vez mais claro que a ocorrência de espécies, suas densidades, dinâmicas populacionais, interações tróficas e estrutura das comunidades dentro de um habitat podem depender de processos em grandes escalas espaciais (GERING *et al.*, 2003; TSCHARNTKE; BRANDL, 2004). Muitos estudos têm utilizado as relações entre o contexto das paisagens e a diversidade de comunidades biológicas como ferramenta para os mais diversos estudos ambientais, como na avaliação dos gradientes de perturbação em dinâmicas de fragmentação (BÉLANGER; GRENIER, 2002), no estudo das características e da distribuição de áreas alagadas para a construção de modelos de fluxo hídrico em terras agrícolas (JOBIN *et al.*, 2003), ou ainda no manejo de populações, comunidades, habitats e ecossistemas (PETERS; GOSLEE, 2001; BUREL *et al.*, 1998).

A intensificação agrícola tem levado a consideráveis perdas na diversidade de habitat em múltiplas escalas espaciais e temporais. A destruição e a fragmentação dos habitats remanescentes é uma das maiores preocupações no manejo da paisagem, uma vez que pode exercer grandes efeitos sobre a biodiversidade (PETERS; GOSLEE, 2001; TSCHARNTKE; BRANDL, 2004). As mudanças na paisagem afetam diretamente a distribuição dos habitats, que por sua vez influenciam as dinâmicas das comunidades existentes. Portanto, torna-se importante avaliar essas mudanças como uma abordagem preventiva para a conservação da biodiversidade, além de compreender como a repercussão dos efeitos de habitats adjacentes pode alterar a diversidade de insetos e as interações tróficas (DENYS; TSCHARNTKE, 2002; JOBIN *et al.*, 2003; TSCHARNTKE; BRANDL, 2004).

Em paisagens dinâmicas como aquelas predominantemente agrícolas, o desaparecimento de áreas fonte de organismos para recolonização acelera o processo de extinção de espécies (TSCHARNTKE *et al.*, 2005). A sustentabilidade dos sistemas e dos serviços que eles oferecem depende da conservação da biodiversidade em uma escala de paisagem. Uma vez que diferentes fragmentos suportam diferentes tipos de habitats, cada qual com sua própria composição de espécies, pode-se esperar que o número de espécies em uma paisagem aumente à medida que a diversidade de paisagem torna-se maior. Portanto, essas paisagens devem se apresentar como um mosaico de habitats de início e final de sucessão de modo a garantir maior diversidade de espécies e, deste modo, garantir a capacidade de recuperação após perturbações (PETERS; GOSLEE, 2001). Kareiva e Wennergren (1995) apontam que os processos de fragmentação e destruição de habitats são as principais causas de mudanças na estrutura da paisagem, com reflexos nos processos e padrões ecológicos; o estudo destes processos depende da abordagem além das escalas de habitat, incorporando as influências em nível de paisagem.

Assim, é correto afirmar que quantificação e caracterização de estruturas e de paisagens fragmentadas permitem a contextualização da distribuição espacial dos elementos da paisagem, além de poder determinar as mudanças resultantes da própria fragmentação. A soma desses métodos constitui uma eficaz ferramenta no direcionamento de esforços de conservação de recursos naturais e da diversidade biológica (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

Dunster e Dunster (1996) definem a conservação de ambientes naturais como um conjunto de medidas que podem ser tomadas, objetivando a recomposição, proteção e sustentabilidade de um ecossistema e seus processos, enquanto preservação, por outro lado, caracteriza-se no uso de um ecossistema sem interferência humana direta, e quando existir, deve ser mínima.

Dessa maneira a ecologia da paisagem torna-se fundamental para estratégias de conservação, uma vez que a soma de seus pontos de vista culmina em uma visão holística do ecossistema, pois leva em conta primeiramente a distribuição espacial dos habitats e posteriormente os processos e a estrutura do ambiente e das espécies (WILCOVE, 1985).

3.2.3 GEOPROCESSAMENTO NA ECOLOGIA DA PAISAGEM

As técnicas de coleta, armazenamento, processamento e análise podem ser definidas como geoprocessamento, as quais geram uma representação espacial dos dados (VETTORAZZI, 1996). O SIG (sistema de informações geográficas) e o sensoriamento remoto constituem técnicas do geoprocessamento que são as mais comuns em estudos de ecologia da paisagem (YOUNG *et al.*, 1993). Segundo Turner e Carpenter (1998), tais técnicas vieram a se tornar essenciais dentro da ecologia da paisagem porque possuem o poder de caracterizar no tempo e espaço os padrões de uso do solo e cobertura da paisagem, que são as bases para a quantificação da estrutura da paisagem e definição de seus padrões.

Novo (1992) define sensoriamento remoto como o uso de sensores para a obtenção de informações sobre fenômenos e objetos sem que seja necessário contato direto com eles. Sensores são equipamentos com a capacidade de coletar energia oriunda do objeto e transformá-la em uma informação possível de ser registrada, apresentando-a em uma forma adequada à interpretação.

O sensoriamento remoto pode ser aplicado em diversos campos da ciência, especialmente na área ambiental (CAMPBELL, 1987; JENSEN, 1996; BROWN *et al.*, 2000). Ele permite coletar informações multiespectrais em diversas escalas e épocas, dando a oportunidade de verificar vários fenômenos ao longo do tempo. São tais características associadas às amplitudes espectrais que os sensores possuem, que permitem que suas imagens sejam essenciais nas mais diversas aplicações dentro da ecologia da paisagem (QUATTROCHI; PELLETIER, 1990).

As informações espaciais são obtidas por aeronaves ou satélites (captura indireta), e são armazenadas como matrizes, onde cada um dos elementos da imagem (pixel) possui um valor correspondente à energia eletromagnética emitida ou refletida pela superfície terrestre correspondente (CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

Uma imagem pode ser multidimensional: vertical, horizontal e multiespectral, permitindo, dentro da ecologia da paisagem, o estudo de diferentes características ambientais e do ecossistema. (FORMAN; GODRON, 1986). Os autores ainda relatam que em estudos de fragmentação florestal, a dimensão horizontal pode informar a dispersão e agregação das áreas remanescentes, além de outros dados relevantes. A escolha resolução espacial, espectral e radiométrica do sensor irá

dependem de quais informações estão sendo buscadas na interpretação da imagem (McGARIGAL; MARKS, 1995; CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

Da mesma maneira, a escolha da imagem e do sensor é uma etapa fundamental, uma vez que dois importantes índices da ecologia da paisagem (número e tamanho dos fragmentos) mostraram-se mais sensíveis aos aspectos da imagem, refletindo maiores erros do que outros índices (BROWN *et al.*, 2000). Após a definição sobre quais sensores e imagens devem ser utilizados, torna-se necessário escolher qual técnica de processamento deveria ser empregada para a análise de dados e interpretação das informações. Formatos digitais de imagens já permitem um processamento digital direto (QUATTROCHI; PELLETIER, 1990).

O principal papel do processamento digital de imagens é o fornecimento de modos que facilitam extração e identificação de informações contidas nas imagens. Dessa maneira, programas computacionais são empregados nas atividades de manipulação e análise de imagens brutas. Os resultados destes processos são a produção de novas imagens, a partir das imagens originais, as quais irão conter informações específicas (CRÓSTA, 1993).

O processo de digitalização segue os seguintes passos: correção das características geométricas e atmosféricas da imagem; realce; e classificação e modelagem ou fusão de dados (QUATTROCHI; PELLETIER, 1990). Frequentemente os passos do processo seguem a ordem descrita acima, mas não é obrigatório que se apliquem todos, dependendo dos objetivos da aplicação.

Correções atmosféricas possuem como finalidade diminuir os efeitos que a atmosfera terrestre exerce sobre os valores de radiância capturados pelos sensores em uma imagem. A correção geométrica reorganiza os pixels de uma imagem de acordo com um sistema de representação cartográfica específica (VETTORAZZI, 1996).

O processo de realce melhora a visualização da imagem, aprimorando as diferenças visuais entre os tipos de feições para obter-se mais informações interpretáveis. Segundo Lillesand e Kiefer (1994), a técnica de realce é frequentemente categorizada em: filtragem digital (realiza a transformação pixel a pixel, levando em conta os valores digitais de cada pixel vizinho); manipulação do contraste (promove transformações na imagem pixel a pixel, com alteração dos valores dos níveis de cinza, aprimorando a visualização); realce espectral (processo

relacionado às imagens multiespectrais de uma cena em comum) (NOVO, 1992; VETTOTAZZI, 1992; CRÓSTA, 1993).

Venturieri e Santos (1998) afirmam que a classificação digital de imagens pode ser definida como o um processo onde um grupo de pixels iguais é definido como pertencentes a uma classe específica. Crósta (1993) ainda adiciona que o resultado final de uma classificação digital é representado por um mapa temático, que é uma imagem classificada.

A classificação digital tenta acabar com toda a subjetividade existente em um processo de mapeamento, promovendo diretamente um produto na forma digital, significativamente importante para a alimentação de um sistema de informações geográficas. Os mapas temáticos, como parte de um SIG, permitem seu uso como recurso informativo para os mais distintos interesses, como a ecologia da paisagem (NOVO, 1992).

Existem dois métodos de classificação digital que são agrupados de acordo com a ausência ou não de uma fase de treinamento. Chama-se de não-supervisionado quando o técnico não utiliza nenhuma informação a respeito das classes existentes na cena e define a categorização da imagem, atribuindo classes específicas aos pixels. O algoritmo define as classes que possuem base em regras estatísticas selecionadas previamente (RICHARD, 1993).

A classificação é supervisionada quando há um prévio conhecimento da região de trabalho, permitindo uma escolha de amostras de treinamento mais confiáveis, onde o algoritmo operaria baseado nas distribuições de probabilidades da classe pré-selecionada (ADENIYI, 1985).

O método de classificação supervisionada conta com as seguintes etapas: escolha de amostras de treinamento; classificação; e criação de mapas temáticos e esquemas ilustrando os resultados (LILLEN SAND; KIEFER, 1994).

Segundo Venturieri e Santos (1998), as amostras de treinamento representam uma etapa na qual o sistema computacional é programado para encontrar, através de meios estatísticos, os padrões nos dados. O estudo também cita que a definição desses meios estatísticos é feita no instante da escolha das amostras de treinamento, após a digitalização da imagem, com os pixels que são da classe de interesse. A quantidade de amostras de treinamento é definida pela riqueza de feições da área e à abundância de classes a serem mapeadas (CAMPBELL, 1987;

LILLESAND; KIEFER, 1994). Richards (1993) sugere que o tamanho amostral deve ser de, no mínimo, igual a 1% da quantidade de pixels totais da imagem.

Uma vez que o comportamento médio dos pixels é representado pelas amostras de treinamento, seria ideal que as amostras fossem homogêneas e representassem da melhor maneira as classes de interesse (NOVO, 1992). A verificação da homogeneidade amostral pode ser feita com a análise de seu histograma, onde é esperado que uma amostra homogênea seja representada por um histograma unimodal.

Um mapa temático, fruto da classificação, precisa ter sua exatidão analisada (NOVO, 1992). Na análise da exatidão de uma classificação, é preciso comparar os dados de referência (verdade de campo) com os dados digitais do sensor utilizados para a elaboração do mapa temático. As relações entre estes conjuntos de informações podem ser ilustradas em uma matriz de erros (JENSEN, 1996), que também pode ser chamada de tabela de contingência ou matriz de confusão (LILLESAND; KIEFER, 1994).

Ao serem utilizados índices de ecologia da paisagem, o conhecimento da exatidão do mapa temático é fundamental para o se conhecer a representatividade do aspecto analisado na paisagem (GRIFFITH *et al.*, 2000).

Young *et al.* (1993) afirmam que o mapa temático deva estar sempre que possível integrado a um SIG, uma vez que esse sistema integrado tornar-se-ia importante para as análises e manipulações de dados nos estudos da paisagem e outras quantificações ambientais. Os SIGs têm a capacidade de produzir, integrar, e combinar diversos tipos de informações espaciais (QUATTROCHI; PELLETIER, 1990). Além disso, outras vantagens incluem a modelagem de dados e verificação dos padrões de paisagem (TURNER, 1990).

3.2.4 SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG)

Podemos definir SIGs como sistemas que se destinam ao tratamento automatizado de informações espacialmente referenciadas. Tais sistemas podem ter seus dados, de inúmeras fontes (imagens, mapas, cadastros), manipulados, de forma que se possa obter e combinar informações para realizar diversos tipos de análises (ALVES, 1990).

Rodrigues (1990) afirma que os componentes de um SIG são os *softwares*, os *hardwares*, os procedimentos de *input* e *output*, o georreferenciamento, manipulação e análise de dados, e a técnicas de codificação.

Para Burrough (1988) os dados utilizados nos SIGs podem ser classificados como espaciais (produtos de sensores; mapas; relatórios de informações georreferenciadas e de censos; e quaisquer levantamentos onde as características dos dados sejam mais implícitas do que explícita) ou não-espaciais (referem-se à atributos concretos de caráter espacial, como identificadores que estejam associados à esses atributos).

Na ecologia da paisagem, os SIGs são de fundamental importância, uma vez que permitem manipulações de dados reais e modelos, além da transformação de informações implícitas em resultados explícitos (FARINA, 1998), como, por exemplo, a quantificação da estrutura da paisagem a partir de um mapa de uso e ocupação do solo.

Para a quantificação da estrutura da paisagem, existem inúmeros programas computacionais que utilizam estatísticas espaciais, os quais podem executar suas análises no próprio ambiente do SIG. Esses *softwares* analisam a fragmentação da paisagem, gerando valores de extensões de áreas e de distribuições espaciais de todos os tipos de fragmentos que povoam a paisagem (HESSBRURG *et al.*, 2000).

O FRAGSTATS, criado por Kevin McGarigal e Barbara J. Marks, encontra-se entre os *softwares* de ecologia da paisagem mais utilizados no mundo, contando com mais de 50 índices e sendo de domínio público (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Farina (1998) defende que para a melhor compreensão da configuração e composição das paisagens é preciso a caracterização de seus aspectos físicos (geomorfologia, pedologia, geologia, etc), o que pode ser facilitado com a disposição de um SIG. Dentro desse contexto, SIGs mostram-se essenciais na maioria das investigações de uma paisagem, em casos como: alterações de uso da terra; padrões da vegetação; ocorrência e distribuição da fauna; relações entre o sensoriamento remoto e a topografia; e modelagem de processos.

4. METODOLOGIA

4.1 ANÁLISE DA PAISAGEM

A análise da paisagem contida neste trabalho refere-se à região compreendida pela Bacia do rio Corumbataí (Figura 3), Estado de São Paulo, nas áreas envolvidas pelos municípios de Analândia, Corumbataí, Ipeúna, Itirapina e Rio Claro. A região é caracterizada por pequenas e médias propriedades rurais inseridas em matrizes predominantemente compostas por pastagens e áreas agricultáveis.

Para a área de estudos foi inicialmente realizado o georreferenciamento utilizando-se a banda pancromática do Landsat-7 ETM+ (com resolução de 15m), cartas topográficas das Folhas Corumbataí (SF-23-Y-A-I-2), Rio Claro (SF-23-M-I-4), e os softwares Carta Linx e Idrisi. A partir da banda pancromática georreferenciada foi realizado o registro (que é o georreferenciamento de uma imagem a partir das coordenadas obtidas em outra imagem já georreferenciada) das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 de resolução espacial de 30m.

O mapeamento de uso e cobertura do solo foi obtido por meio de classificação supervisionada da imagem orbital, que consiste em: delimitação da área de estudo, levantamento de dados preexistentes e reconhecimento de campo; seleção de áreas teste nas imagens, de forma que contenham diferentes classes de uso da terra; elaboração de legenda e chaves de identificação; realização do mapeamento da área de estudo; obtenção de dados de verdade terrestre para checagem dos resultados obtidos; transferência dos dados para base cartográfica e estimativa da exatidão do mapeamento realizado.

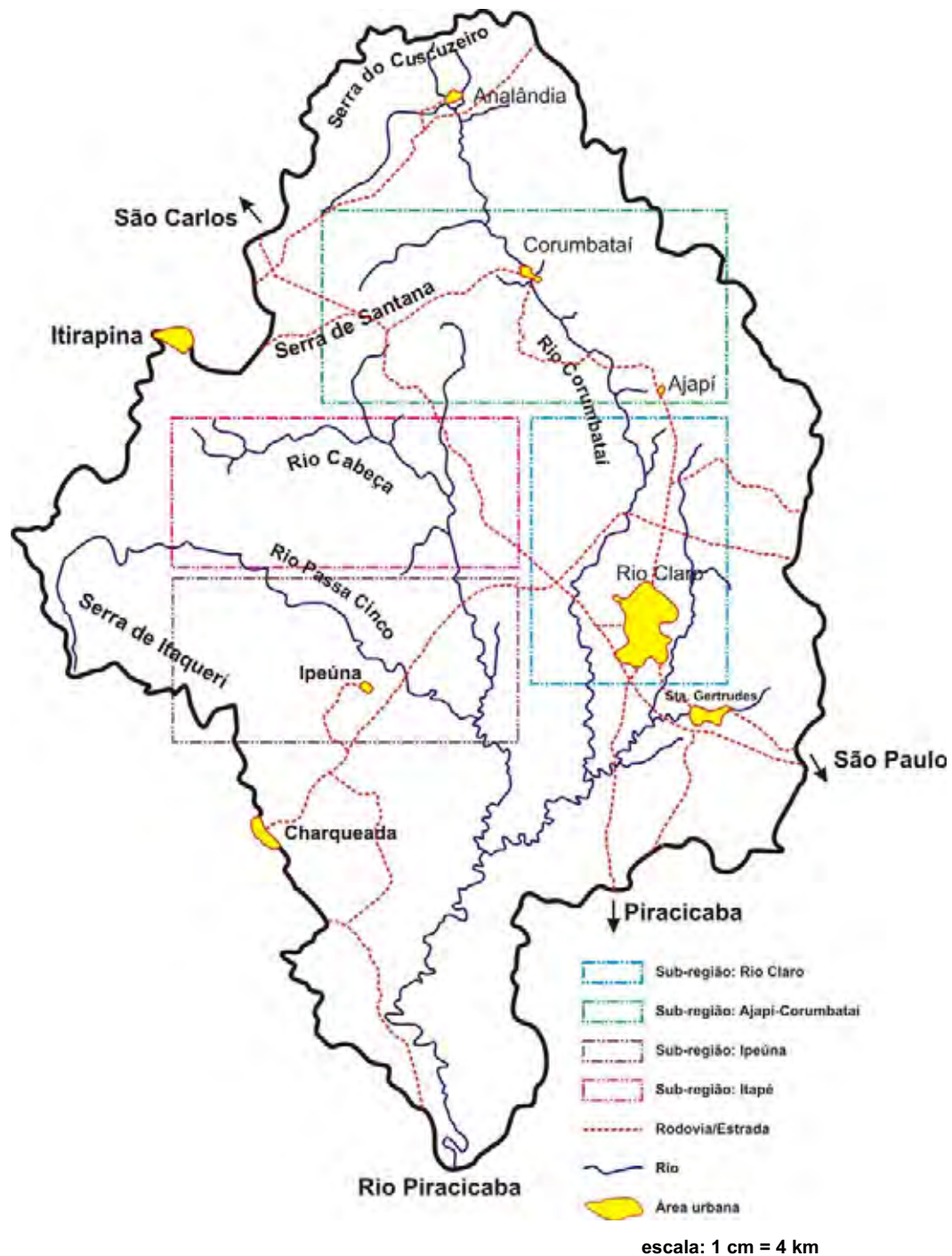


Figura 3: Bacia do rio Corumbataí (CEAPLA, 2009), e delimitação das áreas de estudo.

A partir dos mapas temáticos da classificação do uso e ocupação do solo foram selecionados fragmentos de Cerrado, aqueles que se apresentaram como mais representativos dentro da região mapeada, observando-se suas áreas totais e recortes do fragmento (formato). O bioma Cerrado foi uma opção por ser facilmente diferenciado de outras formações vegetacionais em um mapa de cobertura do solo

por sua estruturação, ao contrário de Florestas Mesófilas, que facilmente podem ser confundidas com matas de brejo ou alteradas (ex. com presença de espécies exóticas). Dada as limitantes condições de conservação deste tipo de habitat dentro da Bacia do rio Corumbataí, métricas de densidade e de distância do vizinho mais próximo foram descartadas da seleção, na tentativa de aumentar o número amostral, selecionando fragmentos eventualmente próximos uns dos outros. A pré-seleção em laboratório listou 150 fragmentos que teriam potencial como local de estudo. Em campo os fragmentos selecionados foram visitados um a um, sendo descartados aqueles com sinais de alteração da paisagem originalmente descrita no mapa (ex. conversão do tipo de lavoura das propriedades adjacentes, supressão parcial ou total do fragmento), ou com dificuldades ou impossibilidade de acesso.

A intensidade de modificação da paisagem foi notória, onde 125 das áreas foram descartadas por não se adequarem ao mapa original ou serem inatingíveis. Assim 25 locais de estudos foram estabelecidos, sendo que uma das áreas, no início das amostragem foi convertida em pastagem (figura 4 e 5), sendo também descartada.



Figura 4: Um dos pontos amostrais, sujeito a queimadas eventuais.



Figura 5: Área de cerrado desmatada para conversão em pastagem.

Para as 24 áreas restantes a paisagem de entorno foi quantificada em raios de 250, 500, 750, 1000 e 1500 metros a partir do fragmento, utilizando dois diferentes parâmetros de descrição da paisagem, na tentativa de atribuir valores de conectividade do fragmento e, de acordo com a estruturação da paisagem do entorno, traçar as possíveis relações entre as características das áreas em torno desses fragmentos e a diversidade de espécies que os habitam. Todos os tipos de

habitat circundantes foram incluídos, uma vez que cada um pode eventualmente contribuir com certos requisitos como fontes de nidificação ou alimento para abelhas e vespas.

4.2 MÉTRICAS DE ANÁLISE

Cada área de estudo, recortada a partir de uma porção do mapa temático, foi analisada junto ao *software* Fragstats 3.3, o qual analisa a informação espacial da imagem e a transforma em índices e métricas da ecologia da paisagem.

Os principais dados gerados para encontrar as relações entre estruturas da paisagem e diversidade de espécies foram área de fragmento, índice de conectividade e índices de diversidade de paisagem. Para a avaliação dos diferentes potenciais de conservação de cada fragmento, uma série de métricas foi empregada (Anexo A):

Métricas de Fragmento:

- Área do Fragmento;
- Perímetro do Fragmento;
- Índice de Formato;
- Índice de Dimensão Fractal;
- Área Nuclear;
- Número de Áreas Nucleares;
- Índice de Área Nuclear;
- Índice de Proximidade;
- Distancia Euclidiana do Vizinho mais Próximo.

Métricas de Classe:

- Área Total da Classe;
- Porcentagem da Paisagem;
- Número de Fragmentos;
- Densidade de Fragmentos;
- Índice de Formato de Paisagem;
- Área Nuclear Total;

- Porcentagem da Área Nuclear na Paisagem;
- Número de Áreas Nucleares Disjuntas;
- Densidade das Áreas Nucleares Disjuntas;
- Índice de Agregação;
- Índice de Conectividade;
- Índice de Coesão de Fragmentos.

Métricas de Paisagem:

- Riqueza de Fragmentos;
- Índice de Diversidade de Shannon;
- Índice de Equitabilidade de Shannon.

4.2.1 MÉTRICAS DE FRAGMENTO (PATCH)

Área do Fragmento (AREA)

A *área* de cada fragmento contida em cada paisagem é talvez a mais importante informação contida em uma paisagem. Não é apenas a base para muitas informações contidas em métricas para índices de fragmento, classe ou paisagem, como também possui uma grande importância ecológica por si só.

O alcance em AREA é limitado pela extensão da imagem.

Perímetro do Fragmento (PERIM)

O *perímetro* do fragmento é a peça fundamental de informação disponível sobre uma paisagem e representa a base para muitas métricas de classes e paisagens. Especificamente, o perímetro de um fragmento é tratado como uma borda, e a intensidade e distribuição dessas bordas constituem uma das principais características nos padrões de paisagem. Além disso, a relação entre perímetro e área de um fragmento é a base para a maioria dos índices de formato.

Índice de Formato (SHAPE)

O índice SHAPE utiliza medidas simples de complexidade de formato, corrigindo os problemas de índices mais simples (como a Razão Perímetro-Área),

ajustando as medidas para um quadrado padrão e como resultado, torna-se a mais simples e precisa medida para complexidade de formato.

SHAPE é igual a 1 quando o fragmento está compactado em seu máximo (ou seja, um quadrado) e aumenta sem limites à medida que o formato torna-se mais irregular.

O perímetro mínimo é o perímetro possível para o máximo de compactação do fragmento dentro da área do fragmento correspondente.

Índice de Dimensão Fractal (FRAC)

O *índice de dimensão fractal* é funcional porque reflete a complexidade de formato ao longo de uma série de escalas espaciais (tamanho de fragmentos). Assim, como o SHAPE, ele supera uma das maiores limitações as medidas mais simples para complexidade de formato.

Uma dimensão fractal maior que 1 para um fragmento de bidimensional indica o início a partir de uma geometria Euclidiana (ou seja, um aumento na complexidade de formato). FRAC se aproxima de 1 para formatos muito simples como quadrados, e aproxima-se de 2 para formatos altamente complexos.

Área Nuclear (CORE)

CORE é igual a zero quando cada localização dentro do fragmento está contida na distância especificada para a profundidade de borda. CORE aproxima-se de AREA quando a profundidade de borda diminui ou o formato torna-se mais simples.

Número de Áreas Nucleares (NCORE)

Uma área nuclear separada é uma espacialmente distinta área CORE. Dependendo do tamanho e formato do fragmento e das distâncias entre as profundidades de borda especificadas, um único fragmento pode conter algumas áreas nucleares distintas. De uma perspectiva centrada em organismos ou processos, pode ser mais apropriado considerar as áreas nucleares distintas como fragmentos separados.

NCORE é igual a zero quando CORE também é igual a zero. NCORE é maior que 1 quando, devido ao formato, o fragmento contém áreas nucleares distintas e separadas.

Índice de Área Nuclear (CAI)

CAI é zero quando CORE é igual a zero, ou seja, o fragmento não contém área nuclear. CAI se aproxima de 100 quando, devido ao seu tamanho, formato ou profundidade de borda, o fragmento contém em sua maioria áreas nucleares.

CAI é igual à área nuclear do fragmento dividida pela área total, multiplicada por 100 (para conversão em porcentagem); em outras palavras, CAI é a porcentagem de área nuclear em um fragmento.

Índice de Proximidade (PROX)

O índice de proximidade foi desenvolvido por Gustafson e Parker (1992) e considera o tamanho e a proximidade de todos os fragmentos que estejam com suas bordas dentro do raio de análise. O índice não possui dimensão, então o valor absoluto possui pouco valor interpretativo, sendo utilizado como índice comparativo.

PROX é igual à soma das áreas dos fragmentos dividido pela distância borda-a-borda quadrada (m^2) mais próxima entre o fragmento e o fragmento focal de todos os fragmentos do mesmo tipo os quais as bordas estejam inclusas dentro da distância de análise especificadas a partir do fragmento focal.

PROX é igual a zero se o fragmento não possui vizinhos do mesmo tipo dentro do raio de análise. PROX aumenta à medida que a vizinhança (definida pelo raio de análise) é cumulativamente ocupada por fragmentos do mesmo tipo e esses fragmentos tornam-se mais próximos e mais contíguos (ou menos fragmentados) na distribuição. O maior limite de PROX é afetado pelo raio de análise e a distância mínima entre os fragmentos.

Distancia Euclidiana do Vizinho mais Próximo (ENN)

A ENN é talvez a mais simples medida do contexto do fragmento e tem sido utilizada freqüentemente para quantificar o isolamento de um fragmento. Aqui, a distância do vizinho mais próximo é definida usando a simples geometria Euclidiana como a mais curta linha reta entre o fragmento focal e vizinho mais próximo do mesmo tipo.

EEN aproxima-se de zero à medida que a distância para o vizinho mais próximo diminui.

4.2.2 MÉTRICAS DE CLASSE (CLASS)

Área Total da Classe (CA)

CA é a medida da composição da paisagem; especificamente, quanto da paisagem é preenchida por um tipo particular de fragmento. Além de seu valor interpretativo, a CA é utilizada para muitos dos cálculos em métricas de classe e paisagem.

CA é igual à soma de todas as áreas de todos os fragmentos de um tipo correspondente, dividido por 10.000 (para conversão em hectares).

CA aproxima-se de zero à medida que o tipo de fragmento torna-se cada vez mais raro na paisagem. CA é igual à área total quando a paisagem inteira consiste de um único tipo de fragmento, ou seja, quando a imagem é composta por único tipo de cobertura.

Porcentagem da Paisagem (PLAND)

A porcentagem da paisagem quantifica a abundância proporcional de cada tipo de fragmento na paisagem. Assim como a CA, é uma medida da paisagem importante em muitas aplicações ecológicas. Entretanto, uma vez que PLAND é uma medida relativa, ela deve ser mais apropriada para análises de composição da paisagem do que medidas do total de área para a comparação entre paisagem de diferentes tamanhos.

PLAND é igual à soma das áreas de todos os fragmentos de um tipo correspondente, dividida pela área total da paisagem, multiplicada por 100 (para a conversão em porcentagem); em outras palavras, PLAND é igual à porcentagem da paisagem composta por um tipo específico de fragmento.

PLAND aproxima-se de zero quando o tipo de fragmento (classe) correspondente torna-se cada vez mais raro na paisagem. $PLAND = 100$ quando a paisagem inteira consiste de um único tipo de fragmento.

Número de Fragmentos (NP)

O número de fragmentos de um tipo particular de fragmento é uma medida simples da extensão da fragmentação de um tipo de fragmento. Embora o número de fragmentos em uma classe possa ter uma importância fundamental em processos

ecológicos, freqüentemente possui um valor interpretativo limitado por si só, uma vez que não traz consigo qualquer informação sobre área, distribuição ou densidade dos fragmentos. Se a área total da paisagem e a área da classe são mantidas constantes, então o NP comporta informações como densidade de fragmentos ou média de tamanhos, e pode ser um índice bastante útil para interpretações.

NP é igual à 1 quando a paisagem contém apenas um único fragmento do tipo correspondente.

Densidade de Fragmentos (PD)

A densidade de fragmentos é um aspecto limitado, porém fundamental, do padrão da paisagem. A densidade de fragmentos tem a mesma utilidade básica do número de fragmentos como um índice, exceto que ela expressa o número de fragmentos em uma base por unidade de área que facilita comparações entre paisagens de tamanhos diferentes. Logicamente, se a área total é mantida constante, então a densidade e o número de fragmento geram a mesma informação. Assim como o NP, a densidade de fragmentos freqüentemente tem valor interpretativo limitado por si só, já que não carrega informações sobre tamanhos e distribuições espaciais.

PD é igual ao número de fragmentos de um mesmo tipo dividido pela área total da paisagem, multiplicada por 10.000 e 100 (para conversão em 100 hectares).

Índice de Formato de Paisagem (LSI)

O LSI dá uma medida simples da agregação de classes e, por isso, é muito similar ao Índice de Agregação (AI). A diferença permanece no fato da agregação ser mensurada via perímetro da superfície da classe (no LSI) ou via adjacências (no AI). Uma vez que essas contas de superfície são inversamente relacionadas uma com a outra (mantendo área constante, enquanto a conta do perímetro aumenta, a conta da adjacência interna deve diminuir, e vice versa), essas métricas medem as mesmas coisas.

LSI é igual ao comprimento total do perímetro envolvendo a classe correspondente, dado em número de superfícies de célula, dividido pelo comprimento mínimo possível do perímetro para a agregação máxima da classe, também dado em número de superfícies de célula, as quais são obtidas quando a classe é agrupada ao máximo em um único e compacto fragmento.

LSI é igual a 1 quando a paisagem consiste em um único quadrado de fragmento ou um fragmento compactado ao seu máximo; LSI aumenta sem limites à medida que o tipo de fragmento torna-se menos agregado (ou seja, o comprimento dos perímetros dentro da paisagem de um determinado tipo de fragmento aumenta).

Área Nuclear Total (TCA)

A área nuclear total é como a CORE, porém com todas as áreas nucleares de todos os fragmentos do mesmo tipo somadas em uma mesma métrica.

TCA é igual à soma das áreas nucleares de cada fragmento do tipo correspondente, dividido por 10.000 (para conversão em hectares).

TCA é igual a zero quando cada localidade dentro de cada fragmento está contida na distância da profundidade de borda especificada. A TCA se aproxima da Área da Classe (CA) à medida que a profundidade de borda diminui e o formato dos fragmentos torna-se mais simples.

Porcentagem da Área Nuclear na Paisagem (CPLAND)

CPLAND é igual à soma das áreas nucleares de cada fragmento de um tipo correspondente, dividida pela área total da paisagem, multiplicada por 100 (para a conversão em porcentagem); em outras palavras, CPLAND é igual à porcentagem da paisagem composta de áreas nucleares de um tipo de fragmento específico.

CPLAND aproxima-se de zero quando a área nuclear de um tipo de fragmento correspondente (classe) torna-se cada vez mais rara na paisagem, devido ao aumento no número de fragmentos pequenos e/ou ao aumento da complexidade dos formatos. CPLAND aproxima-se de 100 quando a paisagem inteira consiste de um único tipo de fragmento (ou seja, quando a imagem inteira é composta com uma única cobertura) e a profundidade da borda aproxima-se de zero.

Número de Áreas Nucleares Disjuntas (NDCA)

NDCA é definido da mesma maneira como NCORE, mas aqui trata da soma de todos os fragmentos correspondentes a classe. O número de áreas nucleares disjuntas é uma alternativa ao número de fragmentos quando é mais sensato tratar as áreas nucleares como fragmentos funcionalmente distintos.

NDCA é igual à soma do número de áreas nucleares separadas contidas dentro de cada fragmento de um tipo correspondente; ou seja, o número de áreas nucleares disjuntas contidas dentro da paisagem.

NDCA é igual a zero quando $TCA = 0$. $NDCA > 1$ quando, devido à complexidade do formato de um fragmento, este contém mais do que uma área nuclear.

Densidade das Áreas Nucleares Disjuntas (DCAD)

A densidade de áreas nucleares disjuntas, assim como sua contraparte, a densidade de fragmentos (PD), expressa o número de áreas nucleares distintas em uma base por unidade de área que facilita a comparação entre paisagens de tamanhos diferentes.

DCAD é igual à soma do número de áreas nucleares disjuntas contidas dentro de cada fragmento de um determinado tipo, dividida pela área total da paisagem, multiplicada por 10.000 e 100 (para converter para 100 hectares).

Índice de Agregação (AI)

O índice de agregação é calculado a partir de uma matriz adjacente, a qual mostra a frequência com a qual diferentes pares de tipos de fragmentos (incluindo fragmentos do mesmo tipo) aparecem lado a lado no mapa. Este índice leva em conta apenas a adjacência envolvendo a classe focal, e não a adjacência com outros tipos de classes. Além disso, em contraste com todas as outras métricas baseadas em adjacências, o AI utiliza conjuntamente o método *single-count*, no qual cada lado de uma célula é contado apenas uma vez.

O número máximo possível de adjacências é obtido quando a classe é agrupada em seu máximo em um único e compacto fragmento.

AI é igual a zero quando o tipo de fragmento focal está desagregado ao máximo (ou seja, não existem adjacências); AI aumenta à medida que a classe focal torna-se mais agregada, e iguala-se a 100 quando o tipo de fragmento está agregado ao máximo em um único e compacto fragmento.

Índice de Conectividade (CONNECT)

Conectividade é definida sobre o número de junções funcionais entres fragmentos de uma classe, onde cada par de fragmentos está tanto conectado ou

não baseado em uma distância determinada previamente. CONNECT é registrada na porcentagem da conectividade máxima possível dada o número de fragmentos totais.

CONNECT é igual ao número de junções funcionais entre todos os fragmentos do tipo correspondente (a soma de c , onde $c = 0$ se os fragmentos j e k não estão dentro da distancia especificada um do outro; e $c = 1$ se os fragmentos j e k estão dentro da distancia especificada), dividido pelo número total de possíveis junções entre todos os fragmentos da classe, multiplicado por 100 para converter em porcentagem.

CONNECT é igual a 0 quando tanto a classe focal consiste de um único fragmento ou nenhum dos fragmentos da classe focal estão “conectados” (ou seja, dentro da distancia especificada até outro fragmento do mesmo tipo). CONNECT = 100 quando cada fragmento da classe focal está “conectado”.

Índice de Coesão de Fragmentos (COHESION)

O índice de coesão de fragmentos mede a conectividade física de uma classe. Abaixo do estado de percolação, a coesão é sensível à agregação da classe focal. A coesão aumenta à medida que o tipo de fragmento torna-se mais agregado e fisicamente conectado em sua distribuição. Acima do estado de percolação, a coesão parece não ser sensível a configuração do fragmento (GUSTAFSON, 1998).

COHESION aproxima-se de zero à medida que a proporção da paisagem referente à classe focal diminui e torna-se mais subdividida e menos fisicamente conectada. COHESION aumenta à medida que essa proporção aumenta até estar próxima de um estado de percolação.

4.2.3 MÉTRICAS DE PAISAGEM (LANDSCAPE)

Riqueza de Fragmentos (PR)

A riqueza de fragmentos é talvez a mais simples medida da composição da paisagem, porém não reflete as abundancia relativas dos tipos de fragmentos.

Índice de Diversidade de Shannon (SHDI)

O índice de diversidade de Shannon é uma popular medida da diversidade na ecologia de comunidades, sendo aplicada aqui para paisagens. Este índice é de

certo modo mais sensível a classes raras do que o índice de diversidade de Simpson.

SHDI é igual a menos a soma, entre todos os tipos de fragmentos, da abundância proporcional de cada tipo de classe, multiplicada por essa proporção.

SHDI é igual a zero quando a paisagem contém apenas 1 fragmento (ou seja, sem diversidade). SHDI aumenta à medida que o número de diferentes tipos de fragmentos (PR) aumenta e/ou a distribuição proporcional da área entre os tipos de fragmentos torna-se mais equitativa.

Índice de Equitabilidade de Shannon (SHEI)

O SHEI é expresso como uma distribuição da área entre os tipos de fragmentos que resulta em uma equitabilidade máxima. Dessa forma, equitabilidade é um descritor de dominância.

SHEI é igual a zero quando a paisagem contém somente 1 único fragmento, e aproxima-se de zero quando a distribuição da área entre as diferentes classes torna-se cada vez mais desigual (domina por um tipo). SHEI = 1 quando a área entre as classes é perfeitamente equitativa (ou seja, as abundâncias proporcionais são as mesmas para cada classe).

SHEI pode ser descrito como o SHDI dividido pelo SHDI máximo para este número de classes.

4.3 NINHOS ARMADILHA

A compreensão das relações que abelhas e vespas solitárias estabelecem com a estrutura da paisagem depende da amostragem, monitoramento e estudos dessas comunidades. Para isso ninhos armadilhas foram oferecidos como substrato de nidificação para essas espécies. Essa técnica oferece a oportunidade de estimar simultaneamente riqueza de espécies, abundância, interações entre espécies, com suficientes réplicas independentes (STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002), além de oferecer a oportunidade de monitorar riqueza e abundância de espécies, interações com inimigos naturais e com plantas hospedeiras, de uma forma padronizada.

Seguindo a metodologia utilizada por Uehara-Prado (1997) e Tschardtke *et al.* (1998), com algumas modificações, foram utilizados ninhos armadilha feitos a partir de gomos de bambu de 7 a 23 cm, com diâmetros internos de 5 a 17 mm. Os gomos

foram agrupados em estruturas de aproximadamente 15 unidades, e colocados em campo. Em cada área foram selecionados cinco pontos amostrais, constituídos por quatro ninhos-armadilhas cada, espaçados até 25 metros um do outro. As estações de coleta foram amarradas com arame inox junto a mourões de cercas ou árvores, a uma altura média de 1,5 m do solo. Os ninhos-armadilhas foram monitorados quinzenalmente; envolvendo a vistoria dos ninhos com auxílio de um otoscópio e substituição dos gomos de bambu ocupados por abelhas ou vespas por gomos novos, e eventuais reparos de danos causados por chuvas e ventanias.

Os ninhos armadilha foram instalados em agosto de 2007, e permaneceram até setembro de 2008. Inicialmente somente três estações de ninhos (pontos amostrais) foram distribuídas em cada fragmentos. Após 3 e 4 meses de coleta, o número de estações foi aumentado para 4 e 5 por fragmento, respectivamente, na tentativa de aumentar a probabilidade de nidificação, tendo em vista a ausência de ninhos ocupados observados até aquele momento.

Em laboratório os ninhos-armadilhas ocupados tiveram sua abertura coberta com véu, e foram deixados em temperatura ambiente até a emergência dos adultos. Os indivíduos que emergiram foram mortos sob vapor de acetato de etila, alfinetados, etiquetados e identificados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM

A bacia do rio Corumbataí é caracterizada por uma fragmentação florestal estrutural (LORD; NORTON, 1990), onde os remanescentes encontram-se distribuídos por uma matriz não florestal, porém localizam-se uns próximos aos outros, formando uma falsa continuidade florestal.

As análises da área total e área nuclear (Figura 6) mostram que os fragmentos localizados na sub-região de Corumbataí (*Cor1*, *Cor2*, *Cor3*, *Cor4*, *Cor5* e *Cor6*) são os maiores, com 61% da área total de todos os fragmentos observados. A sub-região também conta com os maiores valores para área nuclear dos fragmentos, onde dos 80,6 ha de área nuclear total observada, 80% foram amostrados na sub-região. Com esses valores pode-se concluir que, para todos os

fragmentos observados encontrados, existem cerca de 80 ha que representam região de borda (mais de 50% do total de área amostrada).

Áreas com tamanhos menores que 1 ha com ausência de área nuclear e formato alongado geralmente possuem baixa prioridade de conservação. Esses aspectos contribuem para uma frágil estrutura interna, tornando os fragmentos sujeitos à total influência da matriz circundante. Em fragmentos florestais com até 4 ha, observou-se que cerca de 50% das espécies registradas tornaram-se extintas no último século (TURNER *et al.*, 1996).

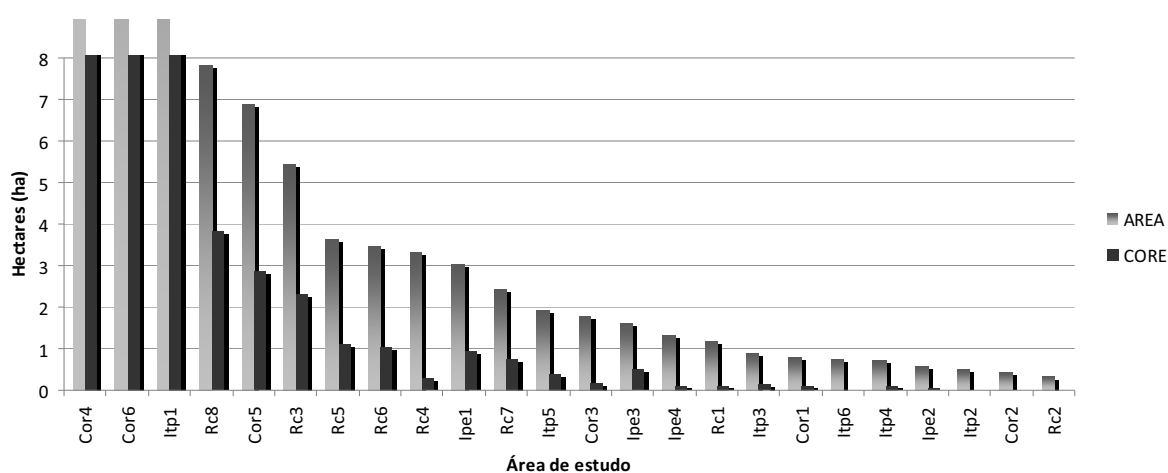


Figura 6: Valores para área total (AREA, em hectares) e área nuclear (CORE, em hectares), que medem o tamanho total do fragmento e de sua área interna excluindo-se as bordas, respectivamente. Note que a escala do gráfico foi elaborada para evidenciar fragmentos com menos de 8 ha. Os fragmentos *Cor4*, *Cor6* e *Itp1* possuem valores de AREA/CORE de 62,3/36,8 ha, 28,0/21,3 ha e 23,0/8,1 ha, respectivamente.

Apesar do baixo valor para a conservação dos fragmentos menores de 1 ha quando considerados isoladamente, as estratégias para a conservação dos fragmentos que possuem área nuclear grande o suficiente para manter sua estrutura interna envolvem também a inclusão e proteção dos remanescentes que não possuem tais condições.

Metzger (1997) salienta a importância da proximidade entre fragmentos, citando que remanescentes com área superior a 0,72 ha possuem condições de representar um importante papel na conexão florestal, uma vez que podem servir como ponte para o deslocamento da fauna e dispersão de sementes pela paisagem.

Os fragmentos analisados apresentaram poucas diferenças quanto ao formato (figura 7). Exceções foram feitas a duas grandes áreas (*Itp1* e *Cor4*), que

possuem os melhores formatos para a manutenção da estrutura interna do fragmento. Pode-se sugerir que o índice FRAC mostrou-se muito fraco para esse tipo de análise, gerando valores muito parecidos para todas as áreas observadas.

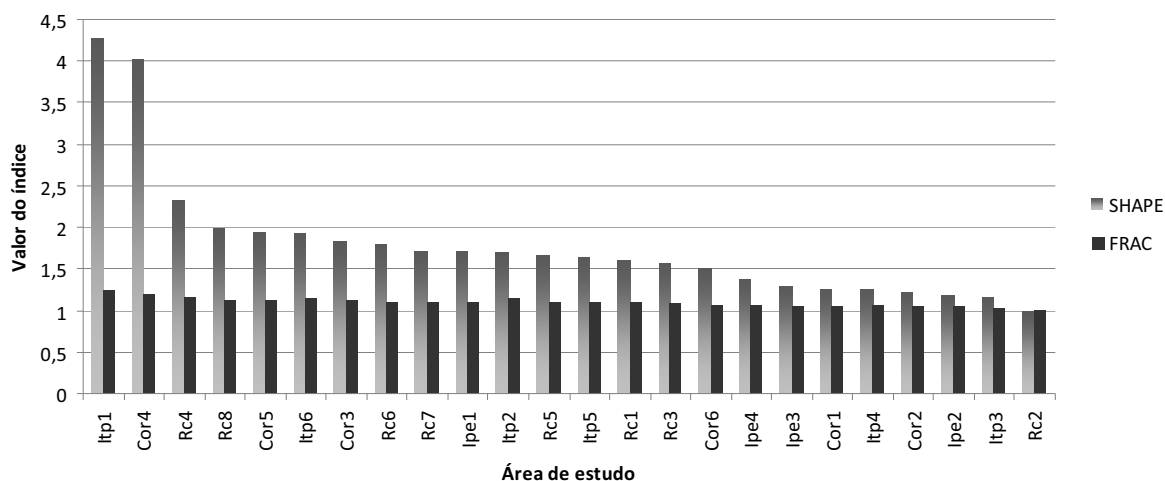


Figura 7: Valores para formato (SHAPE) e dimensão fractal (FRAC), que medem a complexidade da forma do fragmento.

Os valores de proximidade gerados a partir no índice ENN, e de densidade gerados por PD (Figuras 8 e 9), mostraram que os padrões de distribuição dos fragmentos e sua conectividade não estão associados a nenhuma característica sub-regional, uma vez que as variações observadas em todos os fragmentos não seguem padrões de organização pela proximidade de áreas. Isso leva a considerar que as características de conectividade podem estar diretamente relacionadas aos históricos do uso do solo de cada propriedade em que estão inseridos, uma vez que a Bacia do rio Corumbataí é preenchida por uma ampla heterogeneidade de tipos de manejo agrícola e silvícola (GIORDANO, 2004).

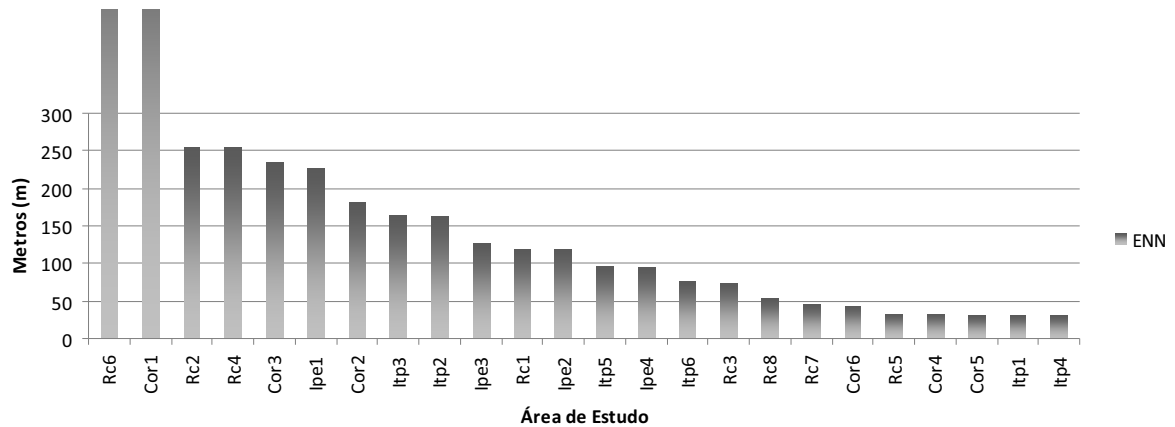
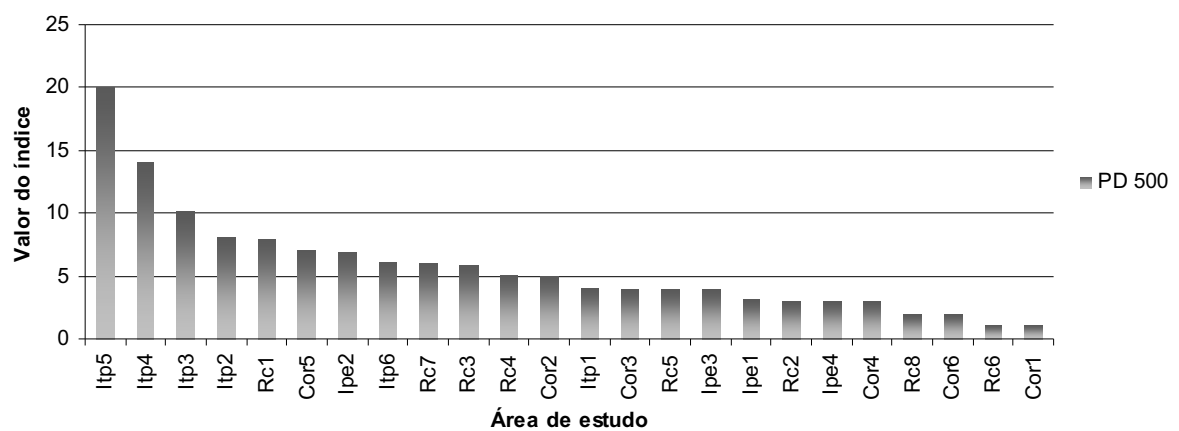
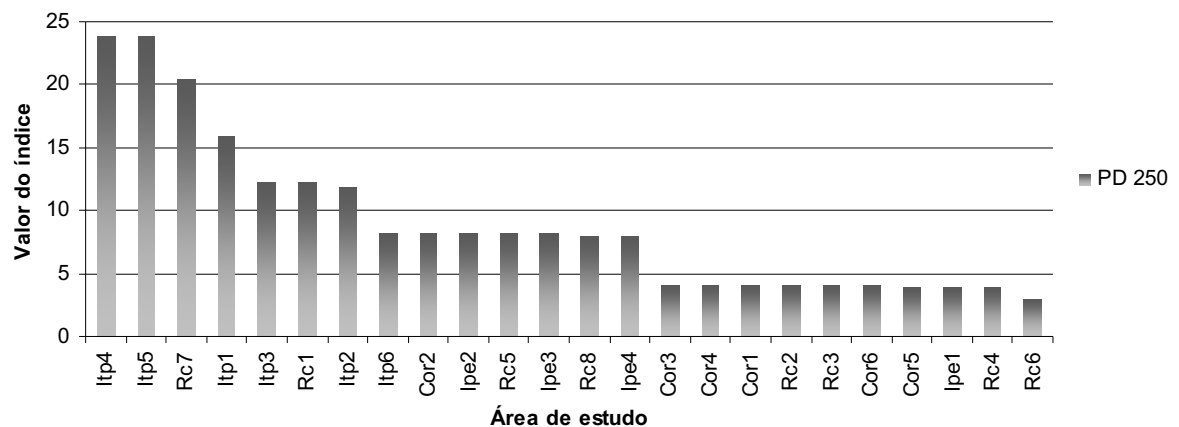


Figura 8: Valores para proximidade (ENN, dado em metros) entre fragmentos, que mede o contexto do fragmento em meio à fragmentos da mesma categoria, ilustrando seu isolamento/conectividade na paisagem. Note que a escala do gráfico foi elaborada para evidenciar fragmentos com ENN menores que 300 metros. Os fragmentos *Rc6* e *Cor1* possuem valores de ENN de 679,6 m e 654,8 m, respectivamente.



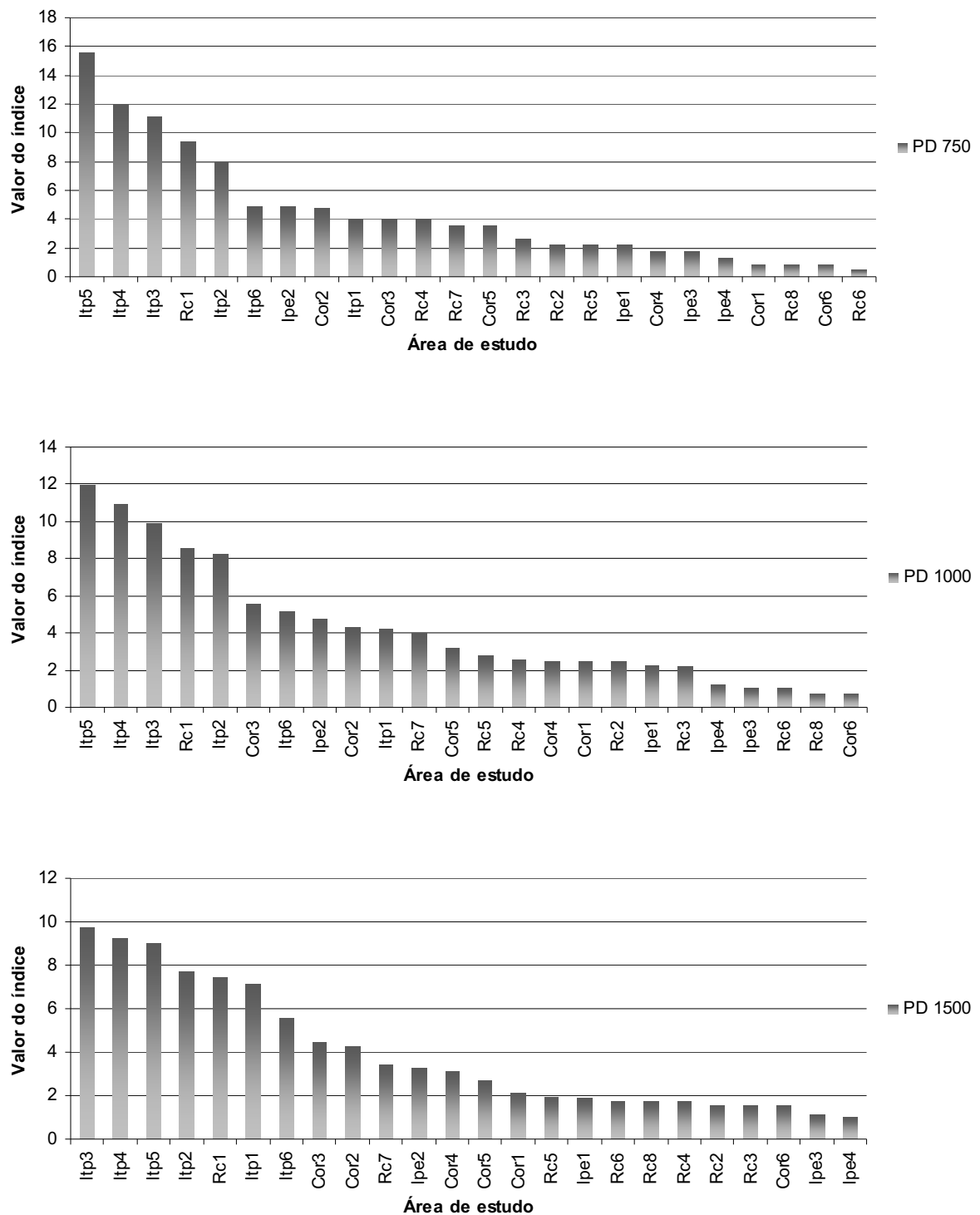
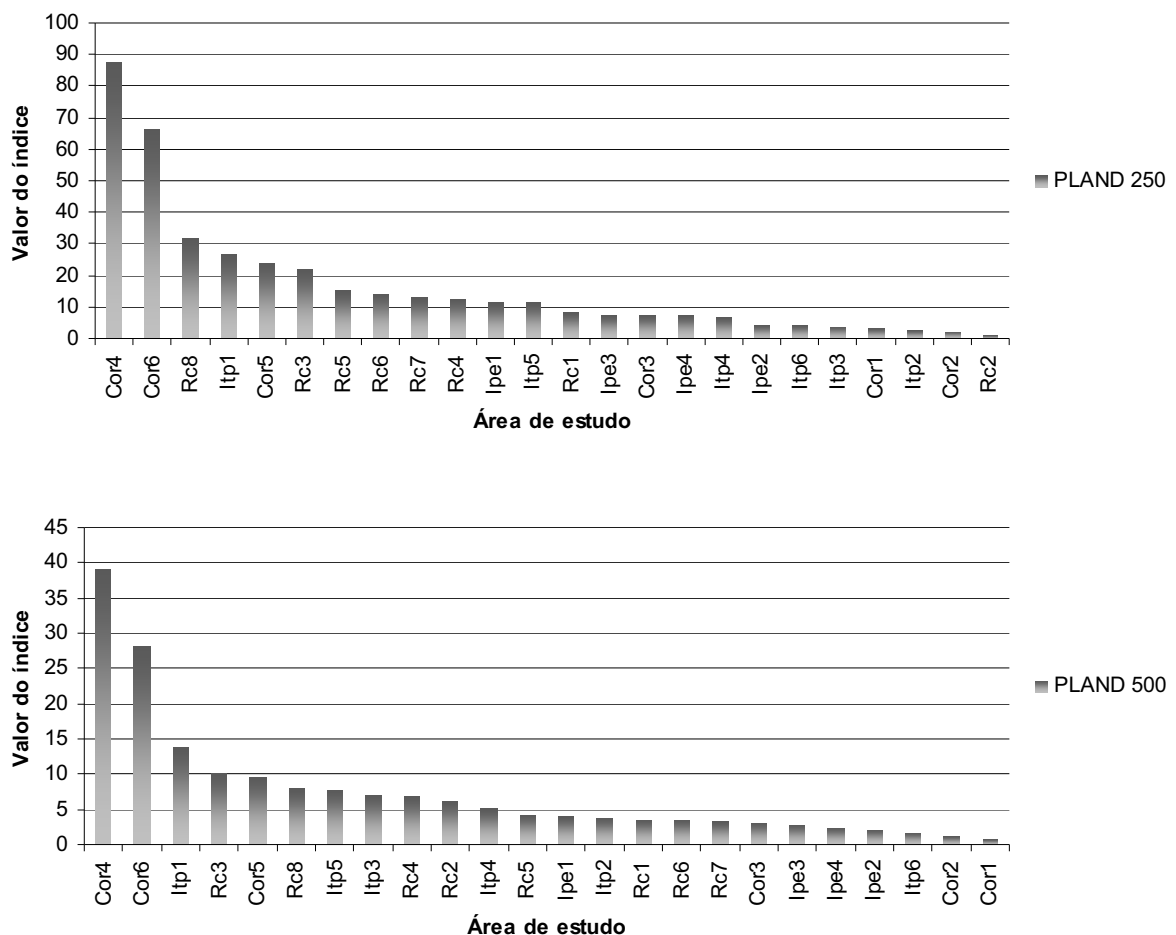


Figura 9: Valores para densidade de fragmentos (PD), que ilustra a ocorrência da classe de fragmento em uma área de 100 ha, para o raios de 250, 500, 750, 1000 e 1500 metros.

Os fragmentos deste estudo ilustram o estado geral de conservação dos remanescentes de cerrados da Bacia do rio Corumbataí. Pelas análises de

diversidade da paisagem (Figura 10), principalmente para valores superiores ao raio de análise de 750 metros, pode ser observada a baixa ocorrência de fragmentos de cerrado na paisagem (menos de 5%), mostrando a escassez dessas áreas quando observamos a paisagem em grandes escalas.

A situação das áreas estudadas assemelha-se aos padrões de fisionomia e de florística encontrados em fragmentos de cerrado perturbados (COUTINHO, 2002), que pode variar de acordo com a intensidade da intervenção antrópica a que foram submetidos, como, por exemplo, frequência de queimadas ou limpeza, além de outras perturbações naturais. Entretanto fragmentos de cerrado tendem a conservar sua estrutura, mesmo se alvos de constantes pressões antrópicas nas paisagens agrícolas, principalmente onde o fogo é um fator importante na destruição de sua estrutura (GIBBS *et al.*, 1983).



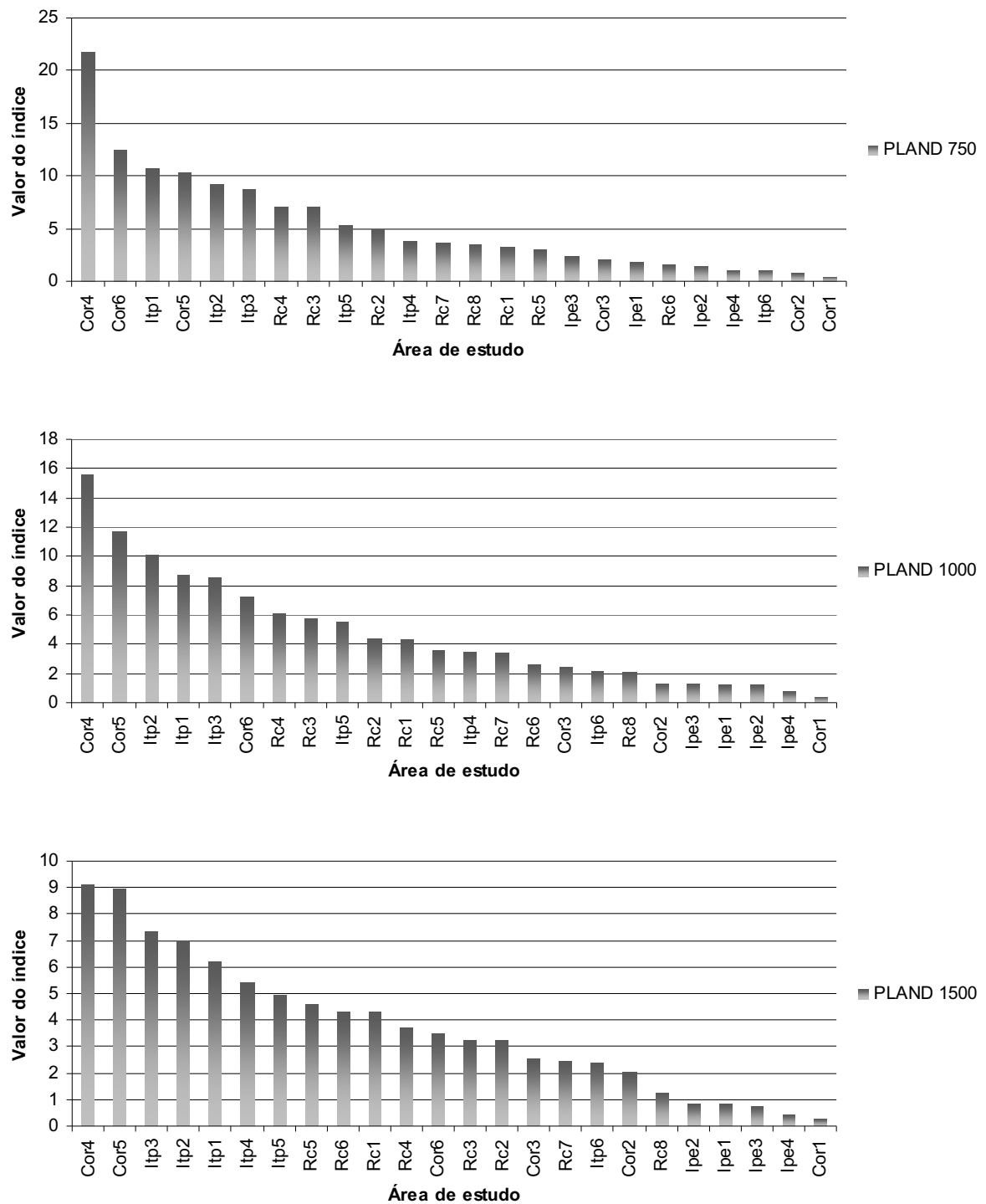


Figura 10: Valores para diversidade da paisagem (PLAND), que mede a heterogeneidade de todos os fragmentos dentro dos raios de análise (250, 500, 750, 1000 e 1500 metros).

Para a conservação de ambientes fragmentados estruturalmente são necessárias medidas tomadas nos próprios fragmentos e paisagem, que estimulem

a diminuição dos efeitos de borda e do isolamento entre fragmentos (JARVINEN, 1982).

Em paisagens dominadas por matrizes agrícolas, os fragmentos que possuem áreas grandes o suficiente para suportar de maneira adequada fenômenos e processos ecológicos, são extremamente raros. Esses grandes fragmentos devem ser protegidos, pois formam a base estrutural (florestal) da paisagem, abrigando grande parte da diversidade biológica da formação florestal originalmente presente (LOVEJOY *et al.*, 1986).

A análise da paisagem foi realizada em laboratório pelo *software* FRAGSTATS 3.3, após a manipulação dos dados no *software* IDRISI ANDES. Após a quantificação de cada fragmento, para cada uma das métricas propostas pelo trabalho, os valores obtidos foram reunidos para o estabelecimento das classes de conservação. Valores ecologicamente favoráveis foram considerados como pontos positivos, enquanto que valores desfavoráveis contavam como pontos negativos. Estabelecidos os valores de cada classe (específicos para cada métrica), os fragmentos foram caracterizados de acordo com a ocorrência de altos ou baixos valores em cada uma das principais variáveis utilizadas para a conservação de espécies em ambientes fragmentos. Essa categorização tomou como base a soma dos pontos positivos e negativos de cada fragmento, criando um diferencial de valores finais entre os fragmentos. Os resultados, ilustrados nas Tabelas 1, 2, 3 e 4, puderam separar cada fragmento analisado em três grandes classes de prioridade de conservação (baixa, média e alta).

No Anexo B são ilustradas cada uma das áreas de estudo. Cada mapa é composto pelo fragmento de cerrado ao centro, circulado pelos raios de análises (250 até 1500 metros), utilizados para as métricas de Classe e Paisagem.

Tabela 1: Categorias de conservação para as métricas dos fragmentos da sub-região de Rio Claro.

	Rc1	Rc2	Rc3	Rc4	Rc5	Rc6	Rc7	Rc8
Tamanho	BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO
Formato	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
Área Nuclear	BAIXO	BAIXO	ALTO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
Conectividade	MÉDIO	BAIXO	ALTO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Espalhamento	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
Densidade	ALTO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Diversidade (Próxima)¹	BAIXO	MÉDIO	ALTO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
Diversidade (Distante)²	BAIXO	ALTO	ALTO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
Prioridade de Conservação³	BAIXA	BAIXA	ALTA	MÉDIA	BAIXA	BAIXA	MÉDIA	MÉDIA

¹ raios de análise inferiores a 750 metros. ² raios de análise superiores a 750 metros.

³ potencial de preservação do fragmento.

Tabela 2: Categorias de conservação para as métricas dos fragmentos da sub-região de Ajapi-Corumbataí.

	Cor1	Cor2	Cor3	Cor4	Cor5	Cor6
Tamanho	BAIXO	BAIXO	BAIXO	ALTO	MÉDIO	ALTO
Formato	ALTO	ALTO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
Área Nuclear	BAIXO	BAIXO	BAIXO	ALTO	ALTO	ALTO
Conectividade	BAIXO	BAIXO	BAIXO	ALTO	ALTO	MÉDIO
Espalhamento	BAIXO	BAIXO	BAIXO	ALTO	ALTO	ALTO
Densidade	BAIXO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Diversidade (Próxima)	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
Diversidade (Distante)	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO
Prioridade de Conservação	BAIXA	BAIXA	BAIXA	ALTA	ALTA	ALTA

Tabela 3: Categorias de conservação para as métricas dos fragmentos da sub-região de Ipeúna.

	Ipe1	Ipe2	Ipe3	Ipe4
Tamanho	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
Formato	MÉDIO	ALTO	ALTO	ALTO
Área Nuclear	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Conectividade	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
Espalhamento	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
Densidade	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO
Diversidade (Próxima)	MÉDIO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
Diversidade (Distante)	MÉDIO	MÉDIO	ALTO	ALTO
Prioridade de Conservação	BAIXA	BAIXA	MÉDIA	BAIXA

Tabela 4: Categorias de conservação para as métricas dos fragmentos da sub-região de Itapé.

	Itp1	Itp2	Itp3	Itp4	Itp5	Itp6
Tamanho	ALTO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
Formato	BAIXO	MÉDIO	ALTO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO
Área Nuclear	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
Conectividade	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	BAIXO
Espalhamento	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO
Densidade	MÉDIO	ALTO	ALTO	ALTO	ALTO	MÉDIO
Diversidade (Próxima)	ALTO	MÉDIO	ALTO	ALTO	ALTO	MÉDIO
Diversidade (Distante)	ALTO	MÉDIO	ALTO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO
Prioridade de Conservação	ALTA	MÉDIA	ALTA	ALTA	MÉDIA	BAIXA

Os fragmentos que ainda guardam características que justifiquem esforços de conservação ou investimentos de elaboração e implementação de planos de

recuperação são aqueles que apresentam as melhores características tanto de sua estrutura como fragmentos, quanto localização dentro da paisagem, e assim podem ser classificados como remanescentes de biodiversidade e fonte de dispersão e colonização das áreas adjacentes. Dos fragmentos analisados dentro da área de estudo, foram encontrados 7 fragmentos de alta prioridade de conservação, 6 de média prioridade, e 11 de baixa prioridade. O conjunto de fragmentos compreende uma área total superior a 160 ha.

5.2 LEVANTAMENTO DE ABELHAS E VESPAS EM NINHOS ARMADILHA

O levantamento da comunidade de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos armadilhas foi realizado por um período de 13 meses, onde os ninhos foram regularmente vistoriados em campo para a coleta de ninhos ocupados. Em apenas 30 dos 84 ninhos retirados do campo observou-se emergência de adultos. Cabe ressaltar que esses 84 ninhos representaram menos de 2% dos ninhos oferecidos. No total, 52 indivíduos adultos emergiram dos ninhos, representando quatro espécies de abelhas e três espécies de vespa, onde o gênero *Trypoxylon* (*Trypargilum*) sp. (Crabronidae) (BORROR; DELONG, 1969; MENKE; FERNÁNDEZ, 1996) foi predominante em toda a amostragem. A relação de ninhos ocupados e grupos emergentes pode ser encontrada na Tabela 5. O reduzido número amostral tornou qualquer tipo de validação estatística inadequada, dentro das propostas do estudo em relacionar a ocorrência de diferentes espécies em função da estrutura do habitat.

Tabela 5: números de ninhos ocupados (retirados de campos) e a proporção em relação aos aproximados 7.200 ninhos independentes (gomos de bambu) colocados em cada fragmento; e número de adultos emergentes e sua proporção em relação ao número de ninhos retirados do fragmento.

Área	Número de ninhos ocupados	Taxa de ocupação	Ninhos com adultos emergentes	Taxa de emergência	Adultos emergentes	Grupos encontrados ¹
Rc1	5	1,7%	1	20,0%	2	<i>Centris tarsata</i>
Rc2	0	0,0%	0	0,0%	0	-
Rc3	12	4,0%	1	8,3%	2	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
Rc4	2	0,7%	2	100,0%	3	<i>Trypoxylon lactitarse</i> (2) <i>Trypoxylon latreille</i> (1)
Rc5	7	2,3%	1	14,3%	4	<i>Centris similis</i>
Rc6	7	2,3%	2	28,6%	7	<i>Centris tarsata</i> (3) <i>Trypoxylon lactitarse</i> (4)
Rc7	2	0,7%	1	50,0%	1	<i>Centris similis</i>
Rc8	3	1,0%	0	0,0%	0	-
Cor1	0	0,0%	0	0,0%	0	-
Cor2	1	0,3%	1	100,0%	1	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
Cor3	0	0,0%	0	0,0%	0	-
Cor4	5	1,7%	0	0,0%	0	-
Cor5	5	1,7%	4	80,0%	6	<i>Trypoxylon lactitarse</i> (2) <i>Centris tarsata</i> (1) <i>Centris similis</i> (2) Abelha parasita #1 (1)
Cor6	1	0,3%	1	100,0%	1	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
lpe1	8	2,7%	2	25,0%	6	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
lpe2	1	0,3%	1	100,0%	1	<i>Euglossa</i> sp.
lpe3	3	1,0%	1	33,3%	2	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
lpe4	5	1,7%	3	60,0%	5	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
ltp1	3	1,0%	1	33,3%	1	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
ltp2	2	0,7%	2	100,0%	5	<i>Pachodynerus</i> sp. (2) <i>Trypoxylon lactitarse</i> (3)
ltp3	2	0,7%	2	100,0%	1	<i>Centris tarsata</i>
ltp4	3	1,0%	1	33,3%	1	<i>Trypoxylon lactitarse</i>
ltp5	4	1,3%	3	75,0%	3	<i>Pachodynerus</i> sp. <i>Trypoxylon lactitarse</i> Abelha parasita #2 (1)
ltp6	3	1,0%	0	0,0%	0	-
TOTAL	84	1,2%	30	35,7%	52	-

¹ números entre parênteses indicam a quantidade de indivíduos de uma mesma espécie encontrados no total de adultos emergidos.

A mais provável explicação para a reduzida taxa de emergência de adultos pode ser relacionada à ação de inimigos naturais, que teriam parasitado ou predado os ninhos antes da coleta do material em campo. Uma parcela de ninhos dos quais nunca chegaram a emergir adultos foi aberta em laboratório para análise; e em

todos os casos os indivíduos foram encontrados mortos em estágio de pupa, a outra parcela continua em laboratório com eventuais casos de adultos deixando o ninhos até 12 meses após o final das coletas. Já a baixa taxa de ocupação pode ser o reflexo de uma paisagem ecologicamente já comprometida (fragmentos pequenos, cercado por paisagens de baixa permeabilidade, normalmente cana-de-açúcar), sem a estrutura necessária para suportar uma comunidade de organismos como abelhas e vespas solitárias; ou para algumas áreas como sobre-oferta de ninhos naturais no ambientes, mais adequados para nidificação do que as armadilhas.

As vespas do gênero *Trypoxylon* são consideradas espécies oportunistas e de alta flexibilidade ambiental, facilmente adaptando-se a ambientes perturbados. A elevada ocorrência destes indivíduos suporta as considerações feitas sobre as baixas condições de conservação do habitat e da estruturação da paisagem no local de estudo.

Viana *et al.* (2001), após dois anos de levantamentos das comunidades de abelhas solitárias em dunas litorâneas no nordeste do Brasil, encontraram uma taxa de ocupação de ninhos bem abaixo da esperada. Os autores listam alguns fatores que poderiam explicar a baixa ocorrência de nidificação, entre eles, a preferência de alguns grupos por ambientes mais sombreados e de temperaturas mais amenas. A metodologia de amostragem em ninhos armadilha utilizada pelos autores também excluiu abelhas que nidificam próximo ao solo, ou abelhas que requerem diâmetros diferentes aos utilizados.

Gazola (2003), por outro lado, aponta um maior número de nidificações e riqueza de espécies na estação quente e chuvosa, dada a maior disponibilidade de alimentos. Em seu trabalho a autora relata que dois anos de amostragem são suficientes para a caracterização da comunidade, uma vez que no primeiro ano as espécies dominantes são coletadas, seguidas pelas espécies raras no ano seguinte. A própria composição e número de espécies coletadas pode variar entre as áreas de coleta, dada as condições locais de luminosidades e presença de edificações antrópicas.

Em regiões de cerrado do semi-árido brasileiro, Camarotti-de-Lima e Martins (2005) realizaram uma amostragem de um ano utilizando um total de 837 ninhos armadilha confeccionados em cartolina. O estudo relata a coleta de apenas 10 ninhos ocupados por *Anthodioctes lunatus*, de onde emergiram 35 indivíduos, uma baixa taxa explicada pela ocorrência de fungos e microhimenópteros nas células, os

quais foram os responsáveis por uma taxa de mortalidade de 53%. Em ninhos armadilha, é comum ocorrerem altas taxas de mortalidade dos imaturos, na fase de ovo, larva, pré-pupa, pupa e adulto pré-emergente. Aguiar (2002) observou em ninhos de *Centris tarsata* taxas de mortalidade de imaturos de até 42%, sendo a maior mortalidade na fase adulta pré-emergente, por causas desconhecidas. Morato (2001) relatou mortalidades de 52% dos ninhos de *Anthodioctes moratoi*, causada pela ocorrência de fungos nos ninhos.

Aguiar *et al.* (2006), em estudos com biologia da nidificação de *Centris trigonoides*, utilizaram 80 gomos de bambu em um período de aproximadamente 10 meses. O total de oito ninhos colonizados sugeriu que a espécie apresentava pequenas populações local e regionalmente, sendo uma evidência reforçada pelo pequeno número de indivíduos coletados em flores (AGUIAR; ZANELLA, 2005).

Ao longo de três anos de amostragem, Santoni e Del Lama (2007) e Santoni *et al.* (2009) disponibilizaram mais de 58 mil ninhos de bambu em três diferentes regiões do Estado de São Paulo. Durante o estudo 2431 ninhos foram ocupados por abelhas e vespas, onde as vespas do gênero *Trypoxylon* representaram 87% desse total. A taxa de mortalidade de imaturos foi de 47%, sendo a maioria no estágio de pupa (86%) pela ação de parasitóides.

Em fragmentos de floresta estacional semidecídua, Mendes e Rêgo (2007) ofereceram mais de 600 ninhos armadilha confeccionados em gomos de bambu durante um período de um ano. Foram coletados 41 ninhos de *Centris tarsata*, principalmente durante o período de estiagem. As autoras atribuem a taxa de ocupação de ninhos à ação de parasitas, que é regida por dois fatores: idade e heterogeneidade do fragmento e distância dos ninhos em relação às áreas com altas taxas de inimigos naturais.

Garófalo (2008) realizou a amostragem da comunidade de abelhas da Estação Ecológica dos Caetetus (SP) por um período de um ano e meio. Foram oferecidos ao longo do estudo 600 gomos de bambu e 400 tubetes de cartolina como locais de nidificação, dos quais 218 foram ocupados por nove espécies de abelhas. Entre os vários fatores que podem influenciar a diversidade de espécies e abundância em amostragens com ninhos armadilha, a localização dos sítios de amostragem (GATHMANN *et al.*, 1994; TSCHARNTKE *et al.*, 1998; AGUIAR; MARTINS, 2002), a disponibilidade de materiais para nidificação (CAMILLO *et al.*, 1995; AGUIAR; MARTINS, 2002) e o número de sítios de amostragem (MORATO;

CAMPOS, 2000; VIANA *et al.*, 2001) devem ter um papel significativo naqueles parâmetros.

Em um estudo de quatro anos com dinâmicas populacionais da abelha solitária *Osmia rufa*, Steffan-Dewenter e Schiele (2008) reportaram uma taxa de mortalidade em 38,9% dos 4300 ninhos oferecidos. A principal causa de mortalidade foram ataques de parasitóides e cleptoparasitas sobre as células em desenvolvimento. Os autores relatam que as taxas de mortalidade variaram ao longo do período de coleta, porém a ação de inimigos naturais não foi o fator determinante da dinâmica populacional da espécie.

Taki *et al.* (2008) estudaram comunidades em habitats florestais durante dois meses. Nesse período foram empregados mais de 1700 ninhos armadilha confeccionados em tubetes de cartolina. Foram encontradas 12 espécies de vespas e três de inimigos naturais entre os 612 ninhos ocupados. Os autores sugerem que a comunidade de vespas em florestas é influenciada principalmente pelas condições naturais do habitat do que pela perda de áreas florestada.

Loyola e Marins (2008), ao avaliarem os componentes do habitat como eficientes preditores para a diversidade de espécies que utilizam ninhos armadilhas, forneceram 1350 ninhos perfurados em caixotes de madeira. Ao final de nove meses de amostragem 137 ninhos haviam sido ocupados por quatro espécies de vespas e sete espécies de abelhas. Os autores não apontam evidências para as taxas de nidificação, mas reconhecem que componentes específicos do habitat são importantes na determinação da riqueza e abundância de himenópteros.

Mais de 560 ninhos armadilhas foram disponibilizados em um estudo em fragmentos de florestais, com inspeções quinzenais e substituição de ninhos ocupados (DRUMMONT *et al.*, 2008). Ao final dos 14 meses de amostragem foram recolhidos um total de 95 ninhos da espécie *Centris terminata*. As taxas de mortalidade de imaturos em laboratórios foram atribuídas às falhas endógenas de desenvolvimento e ao parasitismo, e as taxas os autores descartam os efeitos da diapausa na taxa de colonização

Diferentes métodos para captura de abelhas foram testados por Krug e Alves-dos-Santos (2008), entre eles a metodologia de ninhos armadilhas foi avaliada com a utilização de 2640 ninhos deixados em campo ao longo de 11 meses. Do total de ninhos armadilha oferecidos, apenas 8,5% foram ocupados, onde 20% ninhos foram fundados por abelhas e 80% por vespas. Destes, somente na metade observou-se a

emergência de adultos. As autoras reconheceram a importância dos diferentes tipos de métodos para situações específicas, mas apontaram a coleta com rede entomológica como a mais representativa para levantamentos biológicos.

Mesquita *et al.* (2009) realizou um breve levantamento sobre a ocupação de duas espécies de *Centris* em áreas de cerrado. Em um período de 10 meses as autoras forneceram 56 ninhos armadilhas em um sítio entomológico, dos quais 35 foram ocupados pelas espécies alvo. Considerando o período de estudo, o número de fundações é alto quando comparado a outros estudos com *Centris* desenvolvidos no Brasil (SILVA *et al.*, 2001; BUSQUINI, 2006; BUSQUINI; WOLFF, 2006; LOYOLA; MARTINS, 2006).

Em um estudo de dois anos com comunidades de abelhas que nidificam em ninhos armadilhas, Gazola e Garófalo (2009) obtiveram 330 adultos emergentes em 115 ninhos de um total de mais de 2200 ninhos oferecidos ao longo do estudo. Tais valores nas taxas de ocupação são suportadas pelas observações de Aguiar *et al.* (2005), que relatam sobre o efeito da presença de cavidades naturais preexistentes no local de estudo e a influência do período de amostragem. A ação de inimigos naturais sobre os imaturos e alimento armazenado foi levada em conta, uma vez que foi reportada em vários estudos similares (PEREIRA *et al.*, 1999; JESUS; GARÓFALO, 2000; AGUIAR; MARTINS, 2002; ALVES-DOS-SANTOS, 2003; GAZOLA; GARÓFALO, 2003; AGUIAR; GARÓFALO, 2004; AGUIAR *et al.*, 2006).

6. CONCLUSÕES

Dentro das condições específicas em que o estudo foi conduzido, foi possível concluir:

- As análises do mapa de uso e ocupação do solo permitiram a caracterização quantitativa da área e feições de fragmentos de cerrado. Os índices que se mostraram mais eficientes, mostrando claras possibilidades de comparação nas análises propostas foram: área e área nuclear; densidade; formato; conectividade; e dispersão.
- Quando analisados em conjunto, os índices possibilitam a caracterização da estrutura florestal de um fragmento, e a verificação dessas áreas sob as necessidades de preservação.

- As Bacias do rio Corumbataí possui um padrão de estruturação florestal com existência de poucos fragmentos com potencial de conservação sem intervenção. Para a maioria devem ser direcionados esforços de conservação, em diferentes níveis de prioridade.
- O levantamento de espécies foi inconclusivo para propor qualquer tipo de relação entre as condições de conservação de uma paisagem e o estabelecimento de espécies, dado o número insuficiente de indivíduos e espécies para análises estatísticas.
- Os principais fatores responsáveis pela baixa taxa de nidificação de espécies estão possivelmente relacionados aos baixos níveis estruturais da paisagem e do habitat, refletidos por um ecossistema já comprometido e perturbado.

7. REFERÊNCIAS

- ADENIYI, P. O. Digital analysis of multitemporal Landsat data for land-use/landcover classification in semi-arid area of Nigeria. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 51, p. 1761-1774, 1985.
- AGUIAR, C. M.; GARÓFALO, C. A. Nesting biology of *Centris (Hemisiella) tarsata* Smith (Hymenoptera, Apidae, Centridini). **Rev. Bras. Zool.** v. 21, p. 477-486, 2004.
- AGUIAR, C. M. L.; GARÓFALO, C. A.; ALMEIDA, G. F. Trap-nesting bees (Hymenoptera, Apoidea) in areas of dry semideciduous forest and caatinga, Bahia, Brazil. **Rev. Bras. Zool.** v. 22, p. 1030-1038, 2005.
- AGUIAR, C. M. L.; GARÓFALO, C. A.; ALMEIDA, G. F. Biologia de nidificação de *Centris (Hemisiella) trigonoides* Lepeletier (Hymenoptera, Apidae, Centridini). **Rev. Bras. Zool.**, v. 23, p. 323-330, 2006.
- AGUIAR, A. J. C.; MARTINS, C. F. Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil). **Rev. Bras. Zool.**, v. 19, p. 101-116, 2002.

- AGUIAR, C. M. L.; ZANELLA, F. C. V. Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apiformis) de uma área na margem do domínio da Caatinga (Itatim, BA). **Neotropical Entomology**, v. 34, p. 15-24, 2005.
- ALVES, D. S. Sistema de informação geográfica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1º., São Paulo, 1990. **Anais...**, São Paulo: USP, 1990. p. 66-78.
- ALVES-DOS-SANTOS, I. Trap-nesting bees and wasps on the University Campus in São Paulo, Southeastern Brazil (Hymenoptera, Aculeata). **J. Kansas Entomol. Soc.** v. 76, p. 328-334, 2003.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat. **Oikos**, v. 71, p. 355-366, 1994.
- ATAURI, J. A.; LUCIO, J. V. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. **Landscape Ecology**, v. 16, p. 147-159, 2001.
- AUGUSTO, S. C.; GARÓFALO, C. A. Nesting biology and social structure of *Euglossa (Euglossa) townsendi* Cockerell (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). **Insectes Sociaux**, v. 51, p. 400-409, 2004.
- BAKER, W. L. Landscape ecology and nature reserve design in the boundary Waters Canoe area, Minnesota. **Ecology**, v. 70, p. 23-35, 1989.
- BAKER, W. L.; CAI, Y. The role programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. **Landscape Ecology**, v. 7, p. 291-302, 1992.
- BARBER, M. C.; MATTHEWS, R. W. Utilization of trap nests by the pipe-organ mud-dauber, *Trypoxylon politum* (Hymenoptera: Sphecidae). **Annals of Entomological Society of America**, v. 72, p. 2260-2262, 1979.

- BASKENT, E. Z. Assessment of structural dynamics in forest landscape management. **Canadian Journal of Forestry Research**, v. 27, p. 1675-1684, 1997.
- BÉLANGER, L.; GRENIER, M. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. **Landscape Ecology**, v. 17, p. 495-507, 2002.
- BENGTSSON, J.; ENGELHARDT, K.; GILLER, P.; HOBBIE S.; LAWRENCE D.; LEVINE J.; VILÁ, M.; V. WOLTERS. Slippin and slidin between the scales: the scaling components of biodiversity – ecosystems functioning relations. In: LOREAU, M.; NAEEN, S.; INCHAUSTI, P. (eds.). **Biodiversity and ecosystem functioning**. Oxford: Oxford University Press, 2002. p. 209–220.
- BOHART, R. M.; MENKE, A. S. Sphecid wasps of the World: A generic revision. Berkeley: University of California Press, 1976. 695 p.
- BORGES, F. V. B.; BLOCHTEIN, B. Aspectos da biologia de cinco espécies de Trypoxylon (Hymenoptera, Sphecidae, Trypoxylini) no Rio Grande do Sul. **Biociências (Porto Alegre)**, v. 9, p. 51-62, 2001.
- BORGESA, J. G.; HOGANSON, H. M. Structuring a landscape by forestland classification and harvest scheduling spatial constraints. **Forest Ecology and Management**, v. 130, p. 269-275, 2000.
- BORROR, D. J.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo dos insetos**. Rio de Janeiro: USAID, 1969. 653p.
- BOSCH, J.; VICENS, N. Relationship between body size, provisioning rate, longevity and reproductive success in females of the solitary bee *Osmia cornuta*. **Behav. Ecol. Sociobiol.**, v. 60, p. 26–33, 2006.

- BOSH, J.; KEMP, W. P. Developing and establishing bee species as crop pollination: the example of *Osmia* spp. (Hymenoptera: Megachilidae) and fruit trees. **Bulletin of Entomological Research**, v. 92, p. 3–16, 2002.
- BROTHERS, D. J. Phylogeny and evolution of wasps, ants and bees (Hymenoptera, Chrysidoidea, Vespoidea and Apoidea). *Zool. Scr.*, vol. 28, p. 233-249, 1999.
- BROTHERS, D. J.; CARPENTER, J. M. Phylogeny of Aculeata: Chrysidoidea and Vespoidea (Hymenoptera). *Journal of Hymenoptera Research*, vol. 2, p. 227-302, 1993.
- BROWN, D. G.; DUH, J. D.; DRZYGA, S. A. Estimating error in an analysis of forest fragmentation change using north-american landscape characterization (NALC) data. **Remote Sensing of Environment**, v. 71, p. 106-117, 2000.
- BULL, N. J.; SCHWARZ, M. P. The habitat saturation hypothesis and sociality in an allodapine bee : cooperative nesting is not making the best of a bad situation. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 39, p. 267-274, 1996.
- BUREL, F.; BAUDRY, J.; BUTET, A.; CLERGEAU, P.; DELETTRE, Y.; Le COEUR, D.; DUBS, F.; MORVAN, N.; PAILLAT, G.; PETIT, S.; THENAIL, C.; BRUNEL, E.; DUNNING, J. B.; DANIELSON, J. B.; PULLIAM, H. –R. Ecological process that affect population in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, p.169-175, 1998.
- BURROUGH, P. A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1988. 194 p.
- BUSCHINI, M. L. T. Species diversity and community structure in trap-nesting bees in southern Brazil. **Apidologie**. v. 37, p. 58-66, 2006.
- BUSCHINI, M. L. T.; WOLFF, L. L. Nesting biology of *Centris* (Hemisiella) *tarsata* Smith in southern Brazil (Hymenoptera, Apidae, Centridini). **Brazilian Journal Biology**. v. 66, n. 4, p. 1091-1101, 2006.

- CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Mapa e suas representações computacionais. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. Brasília: Embrapa, 1998. p. 31-43.
- CAMAROTTI-DE-LIMA, M.; MARTINS, C. F. Biologia de Nidificação e Aspectos Ecológicos de *Anthodiocetes lunatus* (Smith) (Hymenoptera: Megachilidae, Anthidiini) em Área de Tabuleiro Nordestino, PB. **Neotropical Entomology**, v. 34, p. 375-380, 2005.
- CAMILLO, E.; BRESCOVIT, A. D. Aspectos biológicos de *Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse* Saussure e *Trypoxylon (Trypargilum) rogenhoferi* Kohl (Hymenoptera: Sphecidae) em ninhos-armadilhas, com especial referência a suas presas. **An. Soc. Entomol. Bras.**, v. 28(2), p. 251-262, jun. 1999.
- CAMILLO, E.; GARÓFALO, C. A.; de ASSIS, J. M. F.; SERRANO, J. C. Biologia de *Podium denticulatum* Smith em ninhos armadilhas (Hymenoptera: Sphecidae: Sphecinae). **An. Soc. Entomol. Brasil**, v. 25, p. 439-450, 1996.
- CAMILLO, E.; GAROFALO, C. A.; MUCCILLO, G.; SERRANO, J. C. Biological observations on *Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse* Saussure in southeastern Brazil (Hymenoptera: Sphecidae). **Rev. Bras. Entomol.**, v. 37, p. 769-778, 1993.
- CAMILLO, E.; GAROFALO, C. A.; SERRANO, J. C.; MUCCILLO, G. Diversidade e abundância sazonal de abelhas e vespas solitárias em ninhos armadilhas (Hymenoptera: Apocrita: Aculeata). **Rev. Bras. Entomol.**, v. 39, p. 459-470, 1995.
- CAMPBELL, J. B. **Introduction to remote sensing**. New York: The Guilford, 1987. 551 p.
- CANE, J. H. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? **Conservation Ecology**, v. 5. Disponível em <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3>>. Acessado em ago.2009.

- CEAPLA – CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí**. Disponível em <www.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas>. Acesso em: nov. 2009.
- CHEN, J.; FRANKLIN, J. P. Microclimatic pattern and basic biological responses at the clearcut edges of old-growth Douglas-fir stands. **Northwest Environmental Journal**, v. 6, p. 424-425. 1990.
- CONNOR, E. F.; COURTNEY, A. C.; YODER, J. M. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. **Ecology**, v. 81, p. 734-748, 2000.
- CONNOR, E. F.; McCOY, E. D. The statistic and biology of specie-area relationship. **The American Naturalist**., v. 113, p. 791-833, 1979.
- COUTINHO, L. M. O bioma do cerrado. In: KLEIN, A. L. (org.), **Eugen Warming e o Cerrado Brasileiro: Um Século Depois**. São Paulo: Editora UNESP, 2002. p. 77-91.
- COVILLE, R. E. Spider-hunting sphecid wasps. In: NENTWIG, W. (Ed.). **Ecophysiology of spiders**. Berlin: Springer, 1987. p. 309-318.
- COVILLE, R. E.; COVILLE, P. L. Nesting biology and male behavior of *Trypoxylon (Trypargylon) tenocitlan* in Costa Rica (Hymenoptera :Sphecidae). **Ann. Entomol. Soc. Am.**, v. 73, p. 110-119, 1980.
- CRESPI, B. J.; YANEGA, D. The definition of eusociality. **Behav. Ecol.**, v. 6, p. 109-115, 1995.
- CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas: IG; UNICAMP, 1993. 170 p.
- DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, p. 342-355, 2000.

- DENYS, C.; TSCHARNTKE, T. Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margins strips, adjacent crop fields, and fallows. **Oecologia**, v. 130, p. 315-324, 2002.
- DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends Ecol. Evol.**, v. 11, p. 255-260, 1996.
- DRUMMONT, P.; SILVA, F. O.; VIANA, B. F. Ninhos de Centris (Heterocentris) terminata Smith (Hymenoptera: Apidae, Centridini) em Fragmentos de Mata Atlântica Secundária, Salvador, BA. **Neotropical Entomology**. v. 37, p. 239-246, 2008.
- DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscape. **Oikos**, v. 65, p. 169-175, 1992.
- DUNSTER, J.; DUNSTER, K. **Dictionary of natural resource management**. Vancouver: University of British Columbia, 1996. 379 p
- FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**. Londres: Chapman & Hall, 1998. 235 p.
- FIELD, J. Intraspecific parasitism and nest defense in the solitary pompilid wasp *Anoplius viaticus* (Hymenoptera, Pompilidae). **Journal of Zoology**, v. 228, p. 341-350, 1992.
- FLANDERS, S.E. The mechanisms of sex-ratio regulation in the (Parasitic) Hymenoptera. **Insectes Sociaux**, v. 3, p. 325-334, 1956.
- FORMAN, T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. New York: Cambridge University, 1997. 632 p.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

- FRICKE, J. M. Trap-nest bore diameter preferences among sympatric *Passaloecus* spp. (Hymenoptera: Sphecidae). **Great Lakes Entomol.**, v. 24, p. 123-125, 1991.
- GAULD, I.; BOLTON, B. The Hymenoptera. Oxford: Oxford Univerity Press, 1996, 332 p.
- GARCIA, F. R. M. Zoologia agrícola: manejo ecológico de pragas. Porto Alegre, 1999, 248 p.
- GARCIA, M. V. B.; ADIS, J. On the biology of *Penepodium goryanum* Lepeletier in wooden trap-nests (Hymenoptera : Sphecidae). **Proc. Entomol. Soc. Wash.**, v. 95, p. 547-553, 1993.
- GARCIA, M. V. B.; ADIS, J. Comportamento de nidificação de *Trypoxylon* (*Trypargilum*) *rogenhoferi* Kohl (Hymenoptera: Sphecidae) em uma floresta inundável de várzea na Amazônia Central. **Amazoniana**, v. 13, p. 259-282, 1995.
- GARÓFALO, C. A. Abelhas (Hymenoptera, Apoidea) Nidificando em Ninhos-Armadilha na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. In: Encontro Sobre Abelhas, 8o. Ribeirão Preto, 2008. **Anais...**, Ribeirão Preto: USP, 2008, v. 1, p. 208-217.
- GARÓFALO, C. A.; CAMILLO, E.; SERRANO, J. C.; REBÊLO, J. M. M. Utilization of trap nest by Euglossini species (Hymenoptera: Apidae). **Rev. Bras. Biol.** v. 53, p. 177-187, 1993.
- GARÓFALO, C. A.; MARTINS, C. F.; ALVES-DOS-SANTOS, I. The Brazilian solitary bee species caught in trap nests. In: FREITAS, B. M.; PEREIRA, J. O. **Solitary bees – Conservation, rearing and management for pollination**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2004. p. 77-84.

- GAZOLA, A. L. **Ecologia de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera, Apoidea) que nidificam em ninhos-armadilha em dois fragmentos de floresta estacional semidecidual no Estado de São Paulo**. Tese (Doutor em Ciências – Entomologia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 2003.
- GAZOLA, A. L.; GARÓFALO, C. A. Parasitic behavior of *Leucospis cayennensis* Westwood (Hymenoptera, Leucospidae) and rates of parasitism in populations of *Centris (Heterocentris) analis* (Fabricius) (Hymenoptera, Apidae, Centridini). **J. Kansas Entomol. Soc.** v. 76, p 131-142, 2003.
- GAZOLA, A. L.; GARÓFALO, C. A. Trap-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) in forest fragments of the state of São Paulo, Brazil. **Genetics and Molecular Research**. v. 8, p. 607-622, 2009.
- GATHMANN, A.; GREILER, H. -J.; TSCHARNTKE, T. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. **Oecologia**, v. 98, p. 8-14, 1994.
- GATHMANN, A.; T. TSCHARNTKE. Foraging ranges of solitary bees. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, p. 757-764, 2002.
- GERING, J. C.; CRIST, T. O.; VEECH, J. A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conserv. Biol.**, v. 17, p. 488-499, 2003.
- GIBBS, P. E.; LEITÃO FILHO, H. F.; SHEPHERD, G. Floristic composition and community structure in a area of cerrado in SE Brazil. **Flora**, v. 173, p. 433-449, 1983.
- GIORDANO, L. C. **Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (green ways) ao longo de cursos fluviais**. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004.

- GONZAGA, M. O.; VASCONCELLOS-NETO, J. Orb-web spiders (Araneae: Araneomorphae; Orbiculariae) captured by hunting-wasps (Hymenoptera: Sphecidae) in an area of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 39, p. 2913-2933, 2005.
- GRIFFITH, J. A.; MATINKO, E. A.; PRICE, K. P. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. **Landscape and Urban Planning**, v. 52, p. 45-61, 2000.
- GUSTAFSON, E. J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? **Ecosystems**, v. 1, p. 143-156, 1998.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, p.101-110, 1992.
- HANSON, P. E.; MENKE, A. S. The sphecid wasps (Sphecidae). In: P. E. HANSON; GAULD, I. A. (eds.). **The Hymenoptera of Costa Rica**. New York: Oxford University Press, p 621-649, 1996.
- HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 13, p. 167-186, 1998.
- HARRIS, L. D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago. 1984. 229 p.
- HESSBURG, P. F.; SMITH, B. G.; SALTER, R. B.; OTTMAR, R. D.; ALVARADO, E. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest forest, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 136, p. 53-83, 2000.
- HOGENDOORN, K.; ZAMMIT, J. Benefits of cooperative breeding through increased colony survival in an allodapine bee. **Insectes Sociaux**, v. 48, p. 392-397, 2001.

- HOLT, R. D.; LAWTON, J. H.; POLIS, G. A.; MARTINEZ, N. D. Trophic rank and the specie-area relationship. **Ecology**, v. 80, p. 1495-1504, 1999.
- HORN, S.; HANULA, J. L. A survey of cavity-nesting bees and wasps in Loblolly Pine stands of the Savannah River Site, Aiken County, South Carolina. **J. Entomol. Sci**, v. 39, p. 464-469, 2004.
- JARVINEN, O. Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves? **Oikos**, v. 38, p. 301-307, 1982.
- JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. New Jersey: Prentice Hall, 1996. 316 p.
- JESUS, B. M. V.; GARÓFALO, C. A. Riqueza e abundância sazonal de Euglossini (Hymenoptera, Apidae) na Mata da Virgínia, Matão, São Paulo. In: ENCONTRO SOBRE ABELHAS, 4º. Ribeirão Preto, 2000. **Anais...**, Ribeirão Preto: USP, 2000, v. 4, p. 239-245.
- JOBIN, B.; BEAULIEU, J.; GRENIER, M.; BÉLANGER, L.; MAISONNEUVE, C.; BORDAGE, D.; FILION, B. Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. **Landscape Ecology**, v. 18, p. 575-590, 2003.
- JORGE, L. A. B.; GARCIA, G. J. A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). **Forest Ecology and Management**, v. 98, p. 35-47, 1997.
- KAREIVA, P. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 330, p. 175-190, 1990.
- KAREIVA, P.; WENNERGREN, U. Connecting landscapes patterns to ecosystem and population processes. **Nature**, v. 373, p. 299-302, 1995.

- KEITT, T. H.; URBAN, D. L.; MILNE, B.T. Detecting critical scales in fragmented landscapes. **Conservation Ecology**, v. 1, p. 1-17, 1997. Disponível em <<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>>. Acessado em: set. 2009.
- KEVAN, P. G. Pollinators as bioindicators of the state of environment: species, activity and biodiversity. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 74, p. 373-393, 1999.
- KIM, J. Y. Female size and fitness in the leaf-cutter bee *Megachile apicalis*. **Ecol. Entomol.**, v. 22, p. 275–282, 1997.
- KIM, J. Y.; THORP, R. W. Maternal investment and size-number trade-off in a bee, *Megachile apicalis*, in seasonal environments. **Oecologia**, v. 126, p. 451–456, 2001.
- KLEIN, A. -M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; BUCHORI, D.; TSCHARNTKE, T. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. **Conservation Biology**, v. 16, p. 1003-1014, 2002.
- KLEIN, A. -M.; VAISSIÈRE, B. E.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proc. R. Soc. B.**, v. 274, p. 303–313, 2007.
- KOIVU, R.H. Agricultural landscape change: a case study in Yläne, southwest Finland. **Landscape and Urban Planning**, v. 43, p.103-108, 1999.
- KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper Collins Publishers, Inc., 1989. 654 p.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of south-east Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 37, p. 29- 35, 1997.b

- KOERBER, T. W.; MEDLER, J. T. A trap-nest survey of solitary bees and wasps in Wisconsin, with biological notes. **Wisconsin Acad. Sci. Arts. Lett.** v. 47, p. 53-63, 1958.
- KORICHEVA, J.; MULDER, C.P.H.; SCHMID, B.; JOSHI, J., HUSS-DANEL, K. Numerical response of different trophic groups of invertebrates to manipulations of plant diversity in grasslands. **Oecologia**, v. 125, p. 271-282, 2000.
- KOTLIAR, N. B.; WIENS, J. A. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. **Oikos**, v. 59, p. 253-260, 1990.
- KROMBEIN, K. V. 1967. **Trap - nesting wasps and bees. Life histories and associates.** Washington: Smithsonian Inst. Press, 1967. 570 p.
- KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. **Oecologia**, v. 122, p. 129-137, 2000.
- KRUG, C.; ALVES-DOS-SANTOS, I. O Uso de Diferentes Métodos para Amostragem da Fauna de Abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um Estudo em Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Neotropical Entomology**. v. 37, p. 265-278, 2008.
- LaSALLE, J.; GAULD, I. D. **Hymenoptera and Biodiversity.** Londres: CAB International, 1993. 348p.
- LI, H.; REYNOLDS, J. F. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. **Landscape Ecology**, v. 8, p. 155-162, 1993.
- LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation.** Chichester: John Wiley, 1994. 750 p.

- LORD, J. M.; NORTON, D. A. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology**, v. 4, p. 197-202, 1990.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGARD Jr, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HAPER, L. H.; BROWN, Jr, K. S.; POWELL, A. H.; PPOWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. **Conservation Biology**, v. 2, p. 257-285, 1986.
- LOYOLA, R. D.; MARTINS, R. P. Trap-nest occupation by solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in a forest urban remanent. **Neotropical Entomology**, v. 35, p. 41-48, 2006.
- LOYOLA, R. D.; MARTINS, R. P. Habitat structure components are effective predictors of trap-nesting Hymenoptera diversity. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, p. 735–742, 2008.
- LUCAS, O. W. R. **The design of forest landscapes**. New York: Oxford University Press, 1991. 391 p.
- MATTHEWS, R. W.; MATTHEWS, J. R. **Insect behavior**. New York: John Wiley & Sons, 1978. 507p.
- McGARIGAL, K; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, 1995. 122 p.
- MEDLER, J.T. Biology of *Isodontia* (*Murrayella*) *mexicana* in trap-nests in Wisconsin (Hymenoptera: Sphecidae). **Ann. Entomol. Soc. Am.**, v. 58, p. 137-142, 1965.
- MELO, G. A. R. Comportamento social em vespas da família Sphecidae (Hymenoptera, Apoidea). In MARTINS, R. P.; LEWINSOHN, T. M.; BARBEITOS, M. S. (eds). **Ecologia e comportamento de Insetos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ. Oecologia Brasiliensis, vol. 3, p. 85-130, 2000.

- MENDES, F. N.; RÊGO, M. M. C. Nidificação de *Centris (Hemisiella) tarsata* Smith (Hymenoptera, Apidae, Centridini) em ninhos-armadilha no Nordeste do Maranhão, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, p. 382-388, 2007.
- MENKE, A. S.; FERNÁNDEZ, F. Claves ilustradas para las subfamilias, tribus y géneros de esfécidos neotropicales (Apoidea: Sphecidae). **Rev. Biol. Trop.**, v. 44 (supl. 2), p. 1-68, ago. 1996.
- MESQUITA, T. M. S.; VILHENA, A. M. G. F.; AUGUSTO, S. C. Ocupação de ninhos-armadilha por *Centris (Hemisiella) tarsata* Smith, 1874 e *Centris (Hemisiella) vittata* Lepeletier, 1841 (Hymenoptera: Apidae: Centridini) em áreas de cerrado. **Biosci. J.** v. 25, p. 124-132, 2009.
- METZGER, J. P.; GOLDENGERB, R.; BERNACCI, L. C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, v.25, n.146, p. 62-64, 1999.
- MICHENER, C. D. **The Social Behavior of the Bees**. Cambridge: Harvard University Press, 1974. 404 p.
- MICHENER, C. D. **The bees of the world**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2000. 913p
- MORATO, E. F. Biologia e ecologia de *Anthodiocetes moratoi* Urban (Hymenoptera, Megachilidae, Anthidiini) em matas contínuas e fragmentos na Amazônia Central. **Brasil. Rev. Bras. Zool.**, v. 18, p. 729-736, 2001.
- MORATO, E. F.; CAMPOS, L. A. O. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. **Rev. Bras. Zool.**, v. 17, p. 429-444, 2000.
- MÜNSTER-SWENDSEN, M.; CALABUIG, I. Interaction between the solitary bee *Chelostoma florisomne* and its nest parasite *Sapyga clavicornis* — empty cells reduce the impact of parasites. **Ecological Entomology**, v. 25, p. 63-70, 2000.b

- NAVEH, Z. Biocybernetic and thermodynamic perspective of landscape functions and land use patterns. **Landscape Ecology**, v. 1, p. 75-83, 1987.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. **Landscape ecology, theory and application**. New York: Springer Verlag, 1994. 360 p.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgar Blücher, 1992. 308 p.
- OKU, S.; NISHIDA, T. Factors affecting female-biased Sex ratio in trap nesting wasp, *Trypoxylon malaisei*. **Researches on Population Ecology**, v. 41, p. 169–175, 1999.
- O'NEIL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. Indices to landscape structure. **Landscape Ecology**, v.1, p. 153-162, 1998.
- O'NEILL, K. M. **Solitary Wasps: Behavior and Natural History**. Ithaca: Cornell University Press, 2001. 406p.
- PAINI, D. R. Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: A review. **Austral Ecol.**, v. 29, p. 399-407, 2004.
- PAINI, D. R.; BAILEY, W. J. Seasonal sex ratio and unbalanced investment sex ratio in the Banksia bee *Hylaeus alcyoneus*. **Ecological Entomology**, v. 27, p. 713-719, 2002.
- PEREIRA, M.; GARÓFALO, C. A.; CAMILLO, E.; SERRANO, J. C. Nesting biology of *Centris (Hemisiella) vittata* Lepeletier in southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae, Centridini). **Apidologie**. v. 30, p. 1-12, 1999.
- PERUQUETTI, R. C.; CAMPOS, L. A. O.; COELHO, C. D. P.; ABRANTES, C. V. M.; LISBOA, L. C. O. Abelhas Euglossini (Apidae) de áreas de Mata Atlântica:

abundância, riqueza e aspectos biológicos. **Revta. bras. Zool.**, v. 16, p. 101-118, 1999.

PERUQUETTI, R. C.; DEL LAMA, M. A. Alocação sexual e seleção sexo-dependente para tamanho de corpo em *Trypoxylon rogenhoferi* Kohl (Hymenoptera: Sphecidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 47, p. 581–588, 2003.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, p. 174-182, 2002.

PETERS, D. P. C.; GOSLEE, S. C. Landscape diversity. In: LEVIN, S. A. (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**. New York: Academic Press, 2001. p. 645-658.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, A. M. Z. C.; HENKE-OLIVEIRA, C. Abordagem metodológica para identificação e manejo de fragmentos de áreas naturais. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8º. São Carlos, 1998. **Anais....** São Carlos: USP; Universidade Federal de São Carlos, 1998. p. 571-584.

QUATTROCHI, D. A.; PELLETIER, R. E. Remote sensing. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. p. 15-7.

QUIROZ-GARCÍA, D. L.; MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, E.; PALACIOS-CHÁVEZ, R.; GALINDO-MIRANDA, N. E. Nest provisions and pollen foraging in three species of solitary bees (Hymenoptera:Apidae) from Jalisco, México. **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 74, p. 261–269, 2001.

RANNEY, J. W.; BRUNER, M. C. LEVENSON, J. B. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: BURGESS, R. L.; SHAPE, D. M. **Forest islands dynamics in man-dominated landscapes**. New York: Springer-Verlag. 1981. p. 67-95

- RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; SIITONEN, E. J. M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385-403, 1998.
- RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. **Current Science**, v. 65, p. 273-277, 1993.
- RAU, P.; RAU, N. **Wasp studies afield**. Princeton: Princeton University Press, 1918. 372 p.
- RICHARDS, J. A. **Remote sensing digital images analysis: an introduction**. Berlin: Springer Verlag. 1993. 281 p.
- RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, p. 87-99, 2001.
- RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. Chicago: Univ. Chicago Press, 1993.
- RIPPLE, W. J.; HERSHEY, K. T.; ANTHONY, R. G. Historical forest patterns of Oregon's central Coast range. **Biological Conservation**, v. 93, p. 127-133, 2000.
- RISSE, P. G.; Landscape ecology: state-of-the-art. In: TURNER, M.G. **Landscape heterogeneity and disturbance**. New York: Springer-Verlag, 1987. p. 3-14.
- RITTERS, K. H.; O'NEIL, R. V.; HUNSAKER, C. T.; WICKHAM, J. D.; YANKEE, D. H.; TIMMINS, S. P. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. **Landscape Ecology**, v. 10, p. 23-39, 1995.
- RODRIGUES, M. Introdução ao geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1º., São Paulo, 1990. **Anais...**, São Paulo: USP, 1990. p. 1-26.

- ROUBIK, D. W. Pollination of cultivated plants in the tropics. **Agricultural Services Bulletin**, v. 118, p. 196, 1995.
- SAMPSON, B. J.; CANE, J. H. Pollination efficiencies of three bee (Hymenoptera: Apoidea) species visiting rabbiteye blueberry. **Journal of Economic Entomology**, v. 93, p. 1726–1731, 2000.
- SANTONI, M. M.; BRESCOVIT, A. D.; DEL LAMA, M. A. Ocupação diferencial do habitat por vespas do gênero *Trypoxylon* (*Trypargilum*) Latreille (Hymenoptera, Crabronidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, p. 107-114, 2009.
- SANTONI, M. M.; DEL LAMA, M. A. Nesting biology of the trap-nesting Neotropical wasp *Trypoxylon* (*Trypargilum*) *aurifrons* Shuckard (Hymenoptera, Crabronidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, p. 369-376, 2007.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v. 5, p. 18-32, 1991.
- SCHAMA, S. **Paisagem e memória**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 645 p.
- SCHELHAS, J. GREEMBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Califórnia: Island Press. 1996. 498 p.
- SCHLINDWEIN, C. Abelhas Solitárias e Flores: Especialistas são Polinizadores Efetivos? **Publicação online UFPE**. Disponível em <<http://www.ufpe.br/plebeia/arquivos/Schlindwein%20viciosa%20abelhas%20oli goleticas%20-2004.pdf>>. Acessado em: jul. 2009.
- SCHOENLY, K. The predators of insects. **Ecological Entomology**, v. 15, p. 333-345, 1990.
- SEARS, A. L. W.; SMILEY, J. T.; HILKER, M.; MÜLLER, F.; RANK, N. E. Nesting behavior and prey use in two geographically separated populations of the

specialist wasp *Symmorphus cristatus* (Vespidae: Eumeninae). **Amer. Mid. Nat.**, v. 145, p. 233-246, 2001.

SHEPHERD, M.; BUCHMANN, S. L.; VAUGHAN, M.; BLACK, S. H. **Pollinator Conservation Handbook. A guide to understanding, protecting, and providing habitat for native pollinator insects**. Portland: The Xerces Society, 2003. 145 p.

SILBERBAUER, L. X.; SCHWARZ, M. P. Life cycle and social behavior in a heathland population of the allodapine bee, *Exoneura bicolor* (Hymenoptera: Apidae). **Insectes Sociaux**, v. 42, p. 201-218, 1995.

SILVA, J. G. M.; LIMA, G. F. C.; PAZ, L. G. Degradabilidade *in situ* da matéria seca de cactáceas nativas, silagem de sorgo e concentrado. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 37^a. Viçosa, 2000. **Anais...**, Viçosa: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2000, p. 65.

SILVA, F. O.; VIANA, B. F.; NEVES, E. L. Biologia e arquitetura de ninhos de *Centris (Hemisiella) tarsata* Smith (Hymenoptera: Apidae: Centridini). **Neotrop. Entomol.** v. 30, p. 541-545, 2001.

SOARES, L. A.; ZANETTE, L. R. S.; PIMENTA, H. R.; GONÇALVES, A. M.; MARTINS, R. P. Nesting Biology of *Isodontia costipennis* (Spinola) (Hymenoptera: Sphecidae). **Journal of Hymenoptera Research**, v. 10, p. 245-250, 2001.

STEFFAN-DEWENTER, I. Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. **Ecological Entomology**, v. 27, p. 631–637, 2002.

STEFFAN-DEWENTER, I. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. **Conservation Biology**, v. 17, p. 1036-1044, 2003.

- STEFFAN-DEWENTER, I.; LESCHKE, K. Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 1953-1968, 2003.
- STEFFAN-DEWENTER, I.; MÜNZENBERG, U.; BÜRGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**, v. 83, p. 1421-1432, 2002.
- STEFFAN-DEWENTER, I.; SCHIELE, S. Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats? **Ecology**, v. 89, p. 1375–1387, 2008.
- STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Butterfly community structure in fragmented habitats. **Ecology Letters**, v. 3, p. 449-456, 2000.
- TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, p. 47-60, 1997.
- TAKI, H.; VIANA, B. F.; KEVAN, P. G.; SILVA, F. O.; BUCK, M. Does forest loss affect the communities of trap-nesting wasps (Hymenoptera: Aculeata) in forests? Landscape vs. Local habitat conditions. **J. Insect Conserv.** v. 12, p. 15–21, 2008.
- TEMPLE, S. A. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: a comparison of two models. In: VERNE, J.; MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. **Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison: University of Wisconsin Press, 1986. p. 301-330.
- TISCHENDORF, L. Can landscape indices predict ecological processes consistently? **Landscape Ecology**, v. 16, p. 235-254, 2001.

- TORMOS, J.; ASÍS, J. D.; GAYUBO, S. F.; CALVO, J.; MARTIN, M. A. Ecology of crabronids wasps found in trap nests from Spain (Hymenoptera: Spheciformes). **Florida Entomologist**, v. 88, p. 278-284, 2005.
- TRANI, M. K.; GILES JR, R. H. An analysis of deforestation: metrics used to describe pattern change. **Forest Ecology and Management**, v. 114, p. 459-470, 1999.
- TSCHARNTKE, T.; BRANDL, R. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 49, p. 405-430, 2004.
- TSCHARNTKE, T.; GATHMANN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 708-719, 1998.
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CARSTEN, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.
- TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KRUESS, A.; THIES, C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities on grassland-cropland landscapes. **Ecol. Appl.**, v. 12, p. 354-363, 2002.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.
- TURNER, M. G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 4, p. 21-30, 1990.
- TURNER, M.G.; CARPENTER, S. At last a journal devoted to ecosystem. **Ecosystems**, v. 11, p. 1-4, 1998.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. 536 p.

- TURNER, M. G.; RUSCHER, C. L. Changes in the spatial patterns of lands use in Georgia. **Landscape Ecology**, v. 1, p. 241-251, 1988.
- TURNER, M. G.; WEAR, D. N.; FLAMM, R. O. Land ownership and land-cover change in the southern Appalachian highlands and the Olympic peninsula. **Ecological Applications**, v 4, p. 1150-1172, 1996.
- TYLIANAKIS, J.M.; KLEIN, A.M.; LOZADA, T.; TSCHARNTKE, T. Spatial scale of observation affects α , β and γ diversity of cavity-nesting bees and wasps across a tropical land-use gradient. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1295-1304, 2006.
- UEHARA-PRADO, M. **Distribuição e aspectos fenológicos de Hymenoptera que nidificam em ninhos-armadilha, em diferentes habitats do Parque Municipal da Serra do Itapety, Mogi das Cruzes (SP)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. *Scientia Forestalis*, v. 68, p. 45-57, 2005.
- VIANA, B. F.; SILVA, F. O.; KLEINERT, A. M. P. Diversidade e sazonalidade de abelhas solitárias (Hymenoptera: Apoidea) em dunas litorâneas no nordeste do Brasil. **Neotrop. Entomol.**, v. 30, p. 245-251, 2001.
- VENTURIERI, A.; SANTOS, J. R. Técnicas de classificação de imagens para análise de cobertura vegetal. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. Brasília: Embrapa, 1998. p. 31-34.
- VETTORAZZI, C. A. Técnicas de geoprocessamento no monitoramento de áreas florestadas. **Série Técnica IPEF**, v. 10, p. 45-51. 1996.
- YAHNER, R. H. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology**, v. 2, p. 333-339, 1998.

- YOUNG, R. H.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and geographic information systems**. New York: Taylor & Francis, 1993. 288 p.
- WCISLO, W. T.; CANE, J. H. Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera: Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies. **Annual Review of Entomology**, v. 41, p. 257-286, 1996.
- WIEGAND, T.; MOLONEY, K. A.; NAVES, J.; KNAUER, F. Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. **The American Naturalist**, v. 154, p. 605-627, 1999.
- WILCOVE, D. S. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbird. **Ecology**, v. 8, p. 1211-1214, 1985.

8. ANEXOS

8.1 ANEXO A – Métricas da Ecologia da Paisagem

Métrica	Fórmula	Unidade	Alcance
AREA	$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$ a_{ij} = área (m²) do fragmento ij .	Hectares (ha)	AREA > 0 sem limite
PERIM	$PERIM = p_{ij}$ p_{ij} = perímetro (m) do fragmento ij .	Metros (m)	PERIM > 0 sem limite
SHAPE	$SHAPE = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$ p_{ij} = perímetro do fragmento ij em termos de número de células superficiais. $\min p_{ij}$ = perímetro mínimo do fragmento ij em termos de células superficiais.	N/A	SHAPE ≥ 1 sem limite
FRAC	$FRAC = \frac{2 \ln(25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$ p_{ij} = perímetro (m) fragmento ij . a_{ij} = área (m²) do fragmento ij .	N/A	$1 \leq FRAC \leq 2$
CORE	$CORE = a_{ij}^* \left(\frac{1}{10.000} \right)$ a_{ij}^* = área nuclear (m²) do fragmento ij baseada na profundidade de borda (m).	Hectares (ha)	CORE ≥ 0 sem limite
NCORE	$NCORE = n_{ij}^*$ n_{ij}^* = nº de áreas nucleares separadas no fragmento ij baseada na profundidade de borda (m).	N/A	NCORE ≥ 0 sem limite

CAI	$CAI = \frac{a_{if}^2}{a_{if}} (100)$ a_{if}^2 = área nuclear (m^2) do fragmento if baseado na profundidade da borda (m), a_{if} = área (m^2) do fragmento if.	Porcentagem (%)	$0 \leq CAI < 100$
PROX	$PROX = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ifg}}{h_{ifg}^2}$ a_{ifg} = área (m^2) do fragmento ifs dentro do vizinho mais próximo (m) do fragmento if. h_{ifg}^2 = distância (m) entre o fragmento ifs e ifs, baseado na distância borda a borda.	N/A	$PROX \geq 0$
ENN	$ENN = h_{if}$ h_{if} = distância (m) do fragmento if para o vizinho mais próximo baseado na distância borda a borda.	Metros (m)	$ENN > 0$ sem limite
CA	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ a_{ij} = área (m^2) do fragmento ij.	Hectares (ha)	$CA > 0$ sem limite
PLAND	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$ P_i = proporção da paisagem ocupada por um tipo de fragmento (classe) i. a_{ij} = área (m^2) do fragmento ij. A = área total da paisagem (m^2)	Porcentagem (%)	$0 < PLAND \leq 100$

NP	$NP = n_i$ n_i = número de fragmentos do mesmo tipo (classe) na paisagem.	N/A	NP ≥ 1 sem limite
PD	$PD = \frac{n_i}{A} (10.000) (100)$ n_i = número de fragmentos de um tipo (classe) em uma paisagem. A = área total da paisagem (m ²)	Número por 100 hectares (/100ha)	PD > 0, determinado pelo tamanho da célula
LSI	$LSI = \frac{e_i}{\min e_i}$ e_i = comprimento total do perímetro da classe i em termos de número de superfícies de célula. $\min e_i$ = comprimento total mínimo do perímetro da classe i em termos de nº de superfícies de célula.	N/A	LSI ≥ 1 sem limite
TCA	$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^2 \left(\frac{1}{10.000} \right)$ a_{ij}^2 = área nuclear (m ²) do fragmento ij baseada na profundidade de borda (m).	Hectares (ha)	TCA ≥ 0 sem limite
CPLAND	$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} (100)$ a_{ij}^2 = área nuclear (m ²) do fragmento ij baseada na profundidade de borda (m). A = área total da paisagem (m ²)	Porcentagem (%)	0 ≤ CPLAND < 100

NDCA	$NDCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}$ n_{ij} = número de áreas nucleares disjuntas no fragmento j baseada na profundidade de banda (m).	N/A	NDCA ≥ 0 sem limite
DCAD	$DCAD = \frac{\sum_{j=1}^n n_{ij}}{A} (10.000) (100)$ n_{ij} = número de áreas nucleares disjuntas no fragmento j baseada na profundidade de banda (m) A = área total da paisagem (m^2).	Número por 100 hectares (/100ha)	DCAD ≥ 0 sem limite
AI	$AI = \left[\frac{g_{it}}{\max \rightarrow g_{it}} \right] (100)$ g_{it} = número de adjacências (ângulos) entre pixels da classe i baseada no método "single count". $\max \rightarrow g_{it}$ = número máximo de adjacências entre pixels da classe i baseado no método "single count".	Porcentagem (%)	$0 \leq AI \leq 100$
CONNECT	$CONNECT = \left[\frac{\sum_{j=1}^n c_{ijk}}{n_i (n_i - 1)} \right] (100)$ c_{ijk} = junção¹ entre o fragmento j e k do tipo i correspondente, baseada na distância espectral da n_i = número de fragmentos de um tipo (classe) na paisagem. ¹0 = desunido, 1 = unido	Porcentagem (%)	$0 \leq CONNECT \leq 100$

COHESION	$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n P_{ij} P_{ij}}{\sum_{i=1}^n P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} \cdot (100)$ P_{ij} = perímetro do fragmento i em termos de número de superfície de células. a_{ij} = área total do fragmento i em termos de número de células A = número total de células na paisagem.	N/A	0 ≤ COHESION < 100
PR	$PR = m$ m = número de tipos de fragmentos (classe) presentes na paisagem.	N/A	PR ≥ 1 sem limite
SHDI	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)$ P_i = proporção da paisagem ocupada por um tipo de fragmento (classe) i.	N/A	SHDI ≥ 0 sem limites
SHEI	$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)}{\ln m}$ P_i = proporção da paisagem ocupada por um tipo de fragmento (classe) i. m = número de classes presentes na paisagem.	N/A	0 ≤ SHEI ≤ 1

 Métricas de Fragmento (Patch)

 Métricas de Classe (Class)

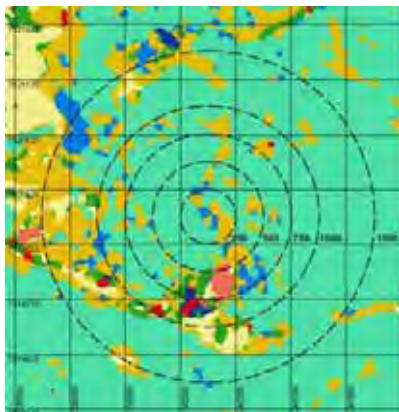
 Métricas de Paisagem (Landscape)

8.2 ANEXO B – Mapas das Áreas de Estudo

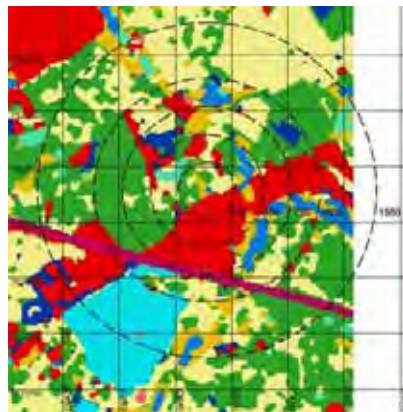
Área: Nome da área de estudos.

Sub-região: Divisão geográfica na qual o fragmento se insere.

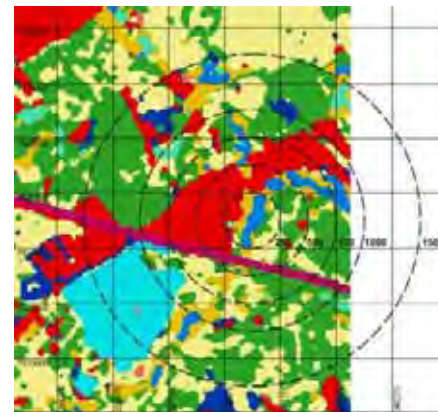
Co. UTM: Coordenadas do ponto georreferenciado dentro do fragmento.



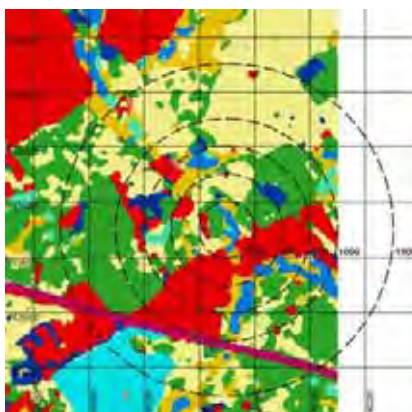
Área: RC1
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 240206/7520200



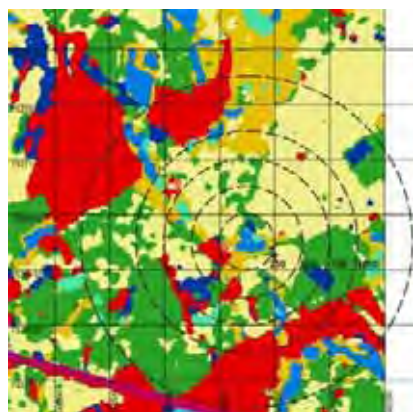
Área: RC2
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 240714/7525549



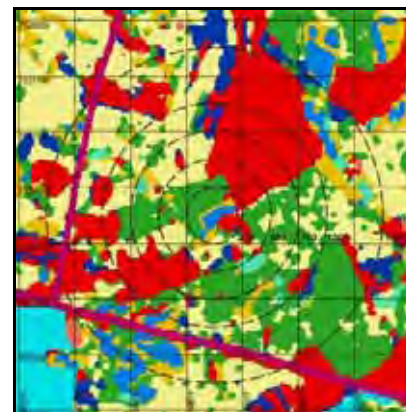
Área: RC3
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 241163/7525094



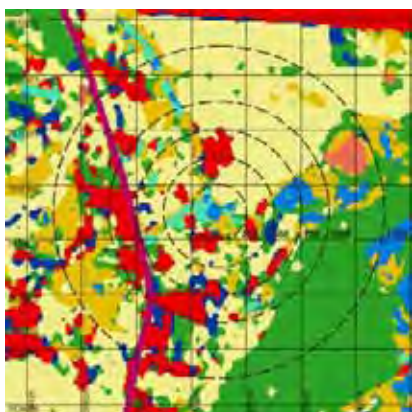
Área: RC4
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 241057/7525843



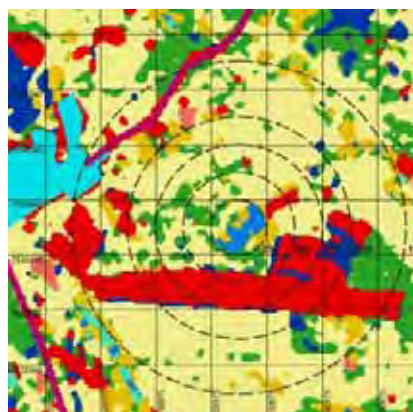
Área: RC5
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 240737/7526414



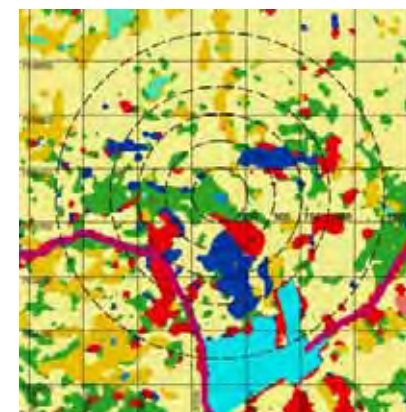
Área: RC6
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 238841/7526451



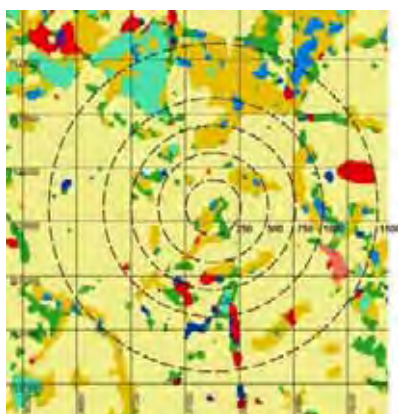
Área: RC7
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 238855/7531156



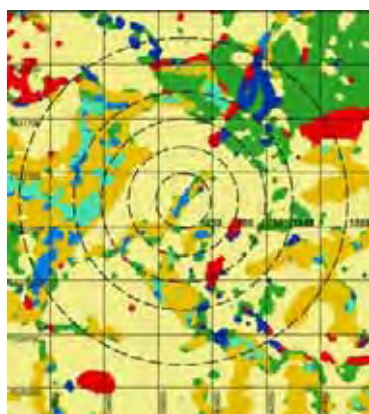
Área: RC8
Sub-região: Rio Claro
Co. UTM: 23K 239458/7533580



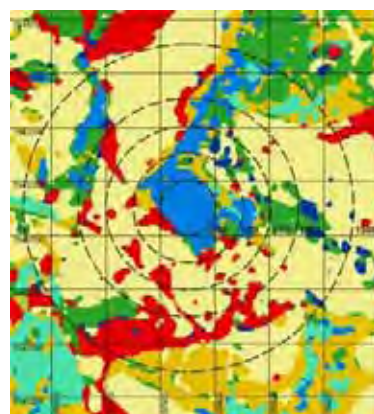
Área: COR1
Sub-região: Ajapi-Corumbataí
Co. UTM: 23K 237272/7535595



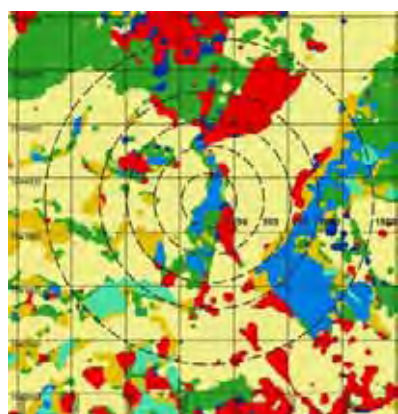
Área: COR2
Sub-região: Ajapí-Corumbataí
Co. UTM: 23K 238075/7538966



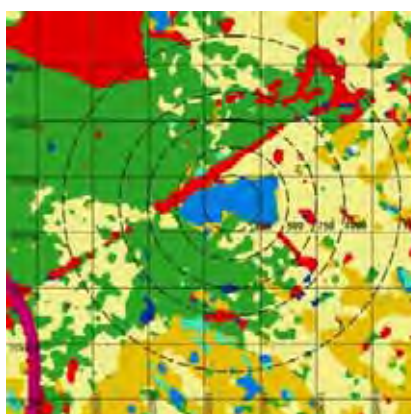
Área: COR3
Sub-região: Ajapí-Corumbataí
Co. UTM: 23K 240182/7540989



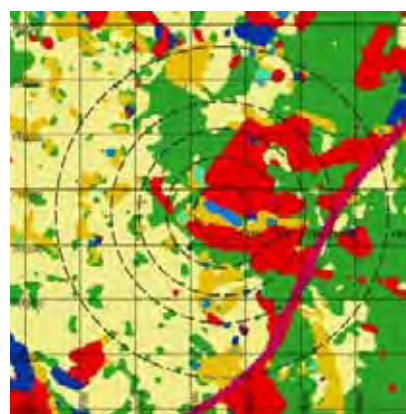
Área: COR4
Sub-região: Ajapí-Corumbataí
Co. UTM: 23K 238140/7543029



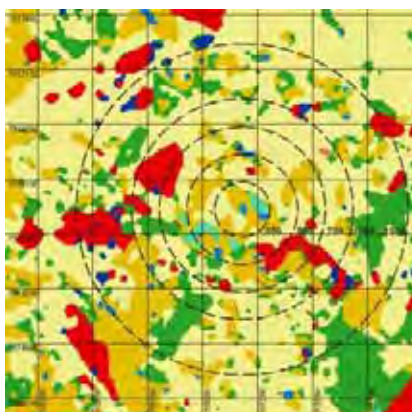
Área: COR5
Sub-região: Ajapí-Corumbataí
Co. UTM: 23K 237296/7543790



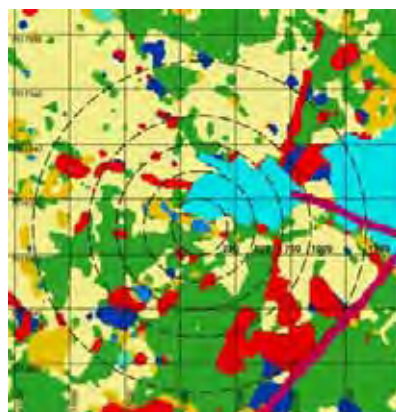
Área: COR6
Sub-região: Ajapí-Corumbataí
Co. UTM: 23K 223255/7538022



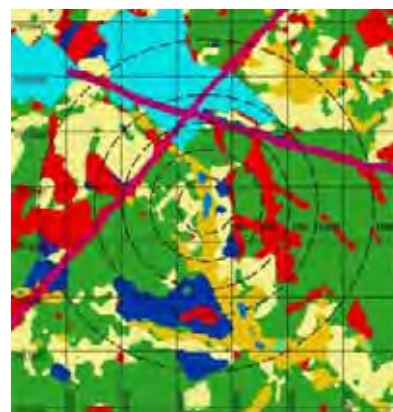
Área: IPE1
Sub-região: Ipeúna
Co. UTM: 23K 218660/7513630



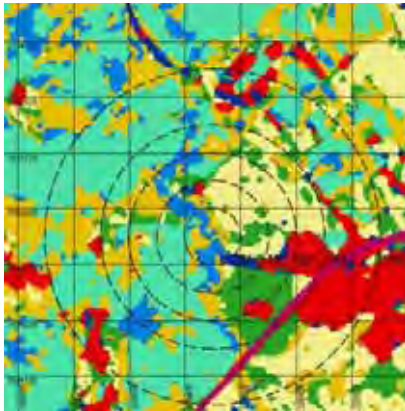
Área: IPE2
Sub-região: Ipeúna
Co. UTM: 23K 217257/7515873



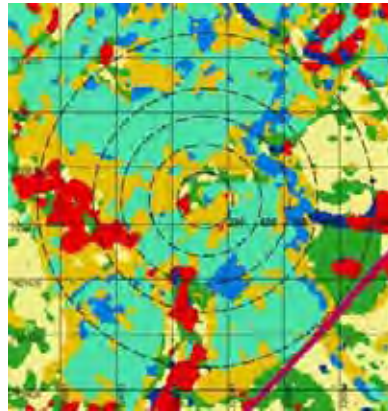
Área: IPE3
Sub-região: Ipeúna
Co. UTM: 23K 219701/7516155



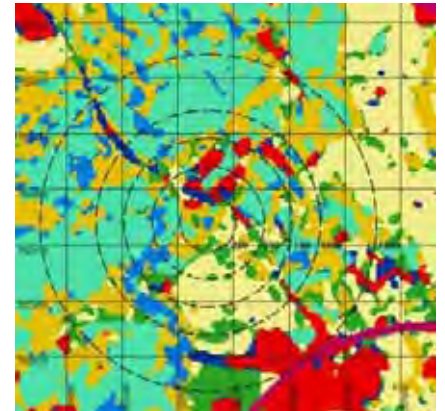
Área: IPE4
Sub-região: Ipeúna
Co. UTM: 23K 221782/7515294



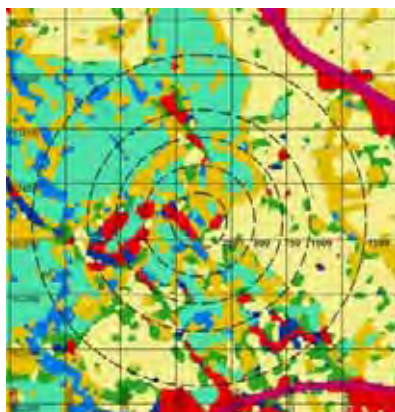
Área: ITP1
Sub-região: Itapé
Co. UTM: 23K 225695/7522338



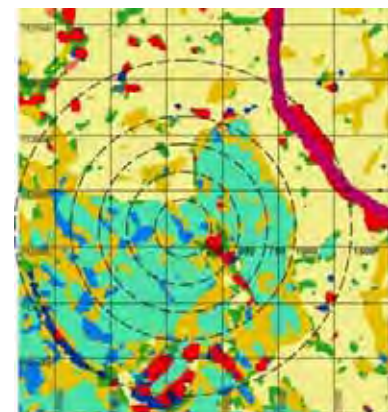
Área: ITP2
Sub-região: Itapé
Co. UTM: 23K 224849/7522344



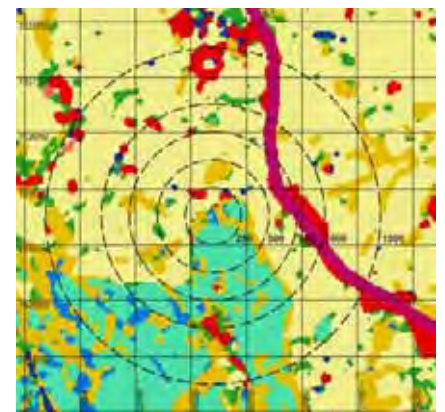
Área: ITP3
Sub-região: Itapé
Co. UTM: 23K 225921/7522391



Área: ITP4
Sub-região: Itapé
Co. UTM: 23K 226706/7523991



Área: ITP5
Sub-região: Itapé
Co. UTM: 23K 226211/7525117



Área: ITP6
Sub-região: Itapé
Co. UTM: 23K 226458/7526078

Legenda:

- reflorestamento
- cerrado
- mata
- solo exposto
- área agrícola
- cana-de-açúcar
- pasto
- água
- área urbana
- estradas

Escala: 1 cm = 500 m