

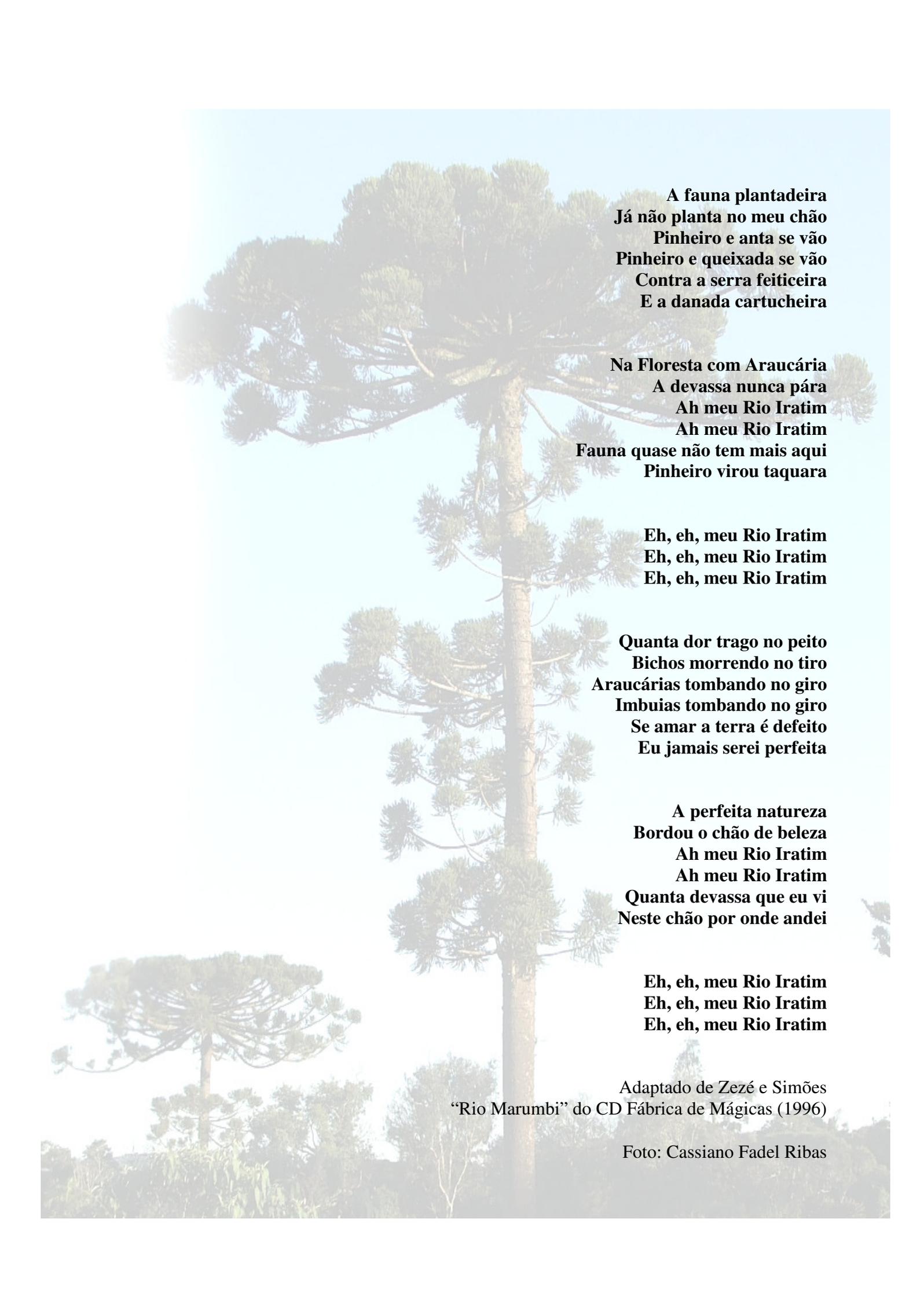
GISLEY PAULA VIDOLIN

**ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA O  
PLANEJAMENTO ESTRATÉGICO DE CONSERVAÇÃO DA ANTA (*Tapirus  
terrestris* Linnaeus, 1758) E DO QUEIXADA (*Tayassu pecari* Link, 1795) EM  
REMANESCENTES DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, área de concentração Conservação da Natureza, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Daniela Biondi Batista

CURITIBA  
2008



**A fauna plantadeira  
Já não planta no meu chão  
Pinheiro e anta se vão  
Pinheiro e queixada se vão  
Contra a serra feiticeira  
E a danada cartucheira**

**Na Floresta com Araucária  
A devassa nunca pára  
Ah meu Rio Iratim  
Ah meu Rio Iratim  
Fauna quase não tem mais aqui  
Pinheiro virou taquara**

**Eh, eh, meu Rio Iratim  
Eh, eh, meu Rio Iratim  
Eh, eh, meu Rio Iratim**

**Quanta dor trago no peito  
Bichos morrendo no tiro  
Araucárias tombando no giro  
Imbuías tombando no giro  
Se amar a terra é defeito  
Eu jamais serei perfeita**

**A perfeita natureza  
Bordou o chão de beleza  
Ah meu Rio Iratim  
Ah meu Rio Iratim  
Quanta devassa que eu vi  
Neste chão por onde andei**

**Eh, eh, meu Rio Iratim  
Eh, eh, meu Rio Iratim  
Eh, eh, meu Rio Iratim**

Adaptado de Zezé e Simões  
“Rio Marumbi” do CD Fábrica de Mágicas (1996)

Foto: Cassiano Fadel Ribas

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Paraná, curso de pós-graduação em Engenharia Florestal e à CAPES pela bolsa auxílio durante o curso;

À minha orientadora Dra. Daniela Biondi, por toda paciência e confiança depositada;

Ao Instituto Ambiental do Paraná, Programa Paraná Biodiversidade pelo apoio financeiro ao Projeto, bem como ao SISFAUNA pela oportunidade de elaborar os Planos de Conservação da anta e do queixada no Estado do Paraná;

As Indústrias Pedro N. Pizzatto, Luciano Pizzatto, Gladis e Rafael, e em especial ao administrador da Fazenda Lageado Grande, Valmir Jesus de Oliveira pelo sempre apoio logístico e por ter se tornado “um guardião” dos animais;

À Remasa Reflorestadora, sobretudo ao Diretor Técnico Gilson Geronasso pelo apoio logístico local e confiança;

Aos senhores Jair, Osvaldo e Germano, funcionários da Remasa Reflorestadora pelo apoio em campo;

Aos senhores Ernesto Antunes e Marino Antunes da Fazenda Etiene;

Ao senhor Pedro Geyer da Fazenda Santa Gema Geyer;

À *Bio situ* pelo empréstimo de equipamentos e de veículo 4x4 para deslocamento até as áreas de estudo;

Ao Batalhão de Polícia Ambiental Força Verde pelo atendimento das várias denúncias de caça na região, em especial ao Tenente Coronel Filardo e sua equipe Capitão Adilson, Tenente Luiz Rogério, Sargento Serpa e Soldado Valmor;

A minha família por todo apoio e incentivo;

Aos amigos e companheiros Ayrton Machado, Paulo Rogério Mangini, George Velastin, e Ariádina Almeida;

Ao Cassiano e ao Raphael por incorporarem o queixada em suas entrevistas sobre papagaio-de-peito-roxo nas áreas prioritárias do Corredor Araucária;

À Banca examinadora aqui presente;

A todos os pesquisadores que contribuíram indiretamente com seus trabalhos técnicos, publicações, teses, dissertações, embasando cientificamente este trabalho;

Um imenso muito obrigada ao meu esposo Adilson Wandembruck, que jamais me deixou desistir e não mediu esforços para me auxiliar em campo e em decifrar junto comigo os enigmas do *Arc Map* 9.2 e do *Fragstats* 3.3. Hoje, além de Engenheiro

Florestal, o Adilson se tornou um pouco Biólogo e um apaixonado, assim como eu, pela anta e pelo queixada;

A anta e ao queixada, espécies fascinantes, que despertaram em mim o poder de achar bonito o que até então considerava “muito feio” ou “muito alterado”; que propiciaram sentir a satisfação de ter concluído um trabalho, mas principalmente por terem plantado uma incessante vontade de fazer algo, realmente efetivo, pela conservação da natureza. Estes dois ungulados, com toda sua fragilidade (nem sempre aparente) me fazem sentir uma verdadeira Bióloga da Conservação;

Finalmente a Deus por ter me feito uma pessoa de sorte na família, nas amizades, na profissão, e no mais importante .... No amor !!!!

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

RESUMO

ABSTRACT

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	5
2.1	FLORESTA OMBRÓFILA MISTA .....	5
2.2	ECOLOGIA DA PAISAGEM – REFERENCIAL TEÓRICO .....	8
2.2.1	Breve Histórico .....	8
2.2.2	Fragmentação de Habitats .....	10
2.2.3	Estrutura da Paisagem .....	11
2.2.3.1	Matriz .....	12
2.2.3.2	Fragmento .....	13
2.2.3.3	Corredor .....	14
2.2.4	Métricas de Paisagem .....	15
2.2.5	Escala: a paisagem na visão dos animais .....	18
2.2.6	Análises do uso de habitats e das influências da estrutura da paisagem correlacionadas à fauna .....	21
2.3	ANTA-BRASILEIRA OU ANTA <i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) .....	23
2.4	QUEIXADA <i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795) .....	29
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	35
3.1	ÁREAS DE ESTUDOS .....	35
3.1.1	Paisagem em Meso-escala – Fazenda Lageado Grande (FLG) .....	35
3.1.2	Paisagem em Macro-escala .....	38
3.2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS EMPREGADOS NA PAISAGEM EM MESO-ESCALA / ÁREA DE USO CENTRAL DOS ANIMAIS .....	40
3.2.1	Elaboração do mapa de uso da terra .....	40
3.2.2	Sistema de amostragem dos tipos de habitats .....	43
3.2.3	Relação da frequência de uso e seletividade de habitats pela anta e pelo queixada e identificação dos habitats-chaves na FLG .....	44
3.2.4	Análise da estrutura da paisagem e do padrão espacial das manchas de habitats .....	47
3.2.5	Avaliação da percepção da paisagem pelas espécies .....	49
3.3	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS EMPREGADOS PARA A VERIFICAÇÃO DA ADEQUAÇÃO DOS HABITATS DA PAISAGEM EM MACRO-ESCALA / ÁREA DE USO TOTAL DOS ANIMAIS .....	50
3.3.1	Estimativa do tamanho da área de uso e índice de abundância relativa das espécies .....	50
3.3.2	Verificação da adequação dos habitats no polígono da área de uso dos animais .....	51
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	53
4.1	PAISAGEM EM MESO-ESCALA – FLG .....	53
4.1.1	Caracterização geral dos tipos de habitats da FLG .....	53

4.1.2	Amostragem de cada tipo de habitat .....	59
4.1.3	Frequência de uso e seletividade de habitats pela anta e pelo queixada para identificação dos habitats-chaves .....	62
4.1.4	Análise da estrutura da paisagem .....	69
4.1.4.1	Características gerais da paisagem da FLG .....	69
4.1.4.2	Percepção da paisagem da FLG pelas espécies estudadas .....	76
4.2	PAISAGEM EM MACRO-ESCALA .....	85
4.2.1	Estimativa da área de uso e índice de abundância relativa das espécies .....	85
4.2.2	Estrutura da paisagem da área de uso das espécies e como elas percebem a paisagem .....	92
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>106</b>
<b>6</b>	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>109</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>111</b>

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 –	ANTA <i>Tapirus terrestris</i> .....	24
FIGURA 2 –	QUEIXADA <i>Tayassu pecari</i> .....	30
FIGURA 3 –	MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA FAZENDA LAGEADO GRANDE, PARANÁ, BRASIL .....	36
FIGURA 4 –	MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES NA MACRO-ESCALA / ÁREA DE USO TOTAL DOS ANIMAIS .....	40
FIGURA 5 –	MAPA DAS CLASSES DE USO DO SOLO NA FAZENDA LAGEADO GRANDE, PARANÁ, BRASIL /ÁREA DE USO CENTRAL DOS ANIMAIS .....	42
FIGURA 6 –	INDÍCIOS DA PRESENÇA DA ANTA NOS HABITATS AMOSTRADOS .....	46
FIGURA 7 –	INDÍCIOS DA PRESENÇA DO QUEIXADA NOS HABITATS AMOSTRADOS .....	47
FIGURA 8 –	TIPOS DE AMBIENTES FORMADOS PELA FLORESTA COM PREDOMÍNIO DE PINHEIRO NA FLG .....	54
FIGURA 9 –	VISTA GERAL DO AMBIENTE DE FLORESTA COM PREDOMÍNIO DE FOLHOSAS NA FLG .....	55
FIGURA 10 –	VISTA GERAL DO AMBIENTE RIPÁRIO DO RIO IRATIM .....	56
FIGURA 11 –	FITOFISIONOMIAS DAS VÁRZEAS NA FLG .....	57
FIGURA 12 –	VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL DE REGENERAÇÃO .....	57
FIGURA 13 –	VISTA GERAL DAS ÁREAS DE FLORESTA PLANTADA COM PINUS .....	58
FIGURA 14 –	VISTA GERAL DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA ANTRÓPICA .....	58
FIGURA 15 –	TAMANHOS DE ÁREAS DE USO NA FAZENDA LAGEADO GRANDE UTILIZADAS PELA ANTA.....	78
FIGURA 16 –	TAMANHOS DE ÁREAS DE USO NA FAZENDA LAGEADO GRANDE UTILIZADAS PELO QUEIXADA	79
FIGURA 17 –	PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN” .....	81
FIGURA 18 –	DISTRIBUIÇÃO DAS VÁRZEAS NA FLG .....	83
FIGURA 19 –	VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER” .....	84
FIGURA 20 –	ÁREAS DE USO CENTRAL E TOTAL DA ANTA .....	86
FIGURA 21 –	ÁREAS DE USO CENTRAL E TOTAL DOS QUEIXADAS DO GRUPO 1 .....	87
FIGURA 22 –	ÁREAS DE USO CENTRAL E TOTAL DOS QUEIXADAS DO GRUPO 2 .....	88

FIGURA 23 –	ÁREA TOTAL (GRUPOS 1 e 2) DE USO DOS QUEIXADAS .....	89
FIGURA 24 –	PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NA ÁREA DE USO TOTAL DA ANTA, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN” .	94
FIGURA 25 –	VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NA ÁREA DE USO TOTAL DA ANTA, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER” .....	94
FIGURA 26 –	ROTAS DE DESLOCAMENTO DA ANTA UTILIZADAS PARA TRÂNSITO ENTRE A FLG E DEMAIS FAZENDAS DO ENTORNO .....	95
FIGURA 27 –	PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 1 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN” .....	97
FIGURA 28 –	VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 1 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER” .....	97
FIGURA 29 –	ROTAS DE DESLOCAMENTO DO GRUPO 1 DE QUEIXADAS UTILIZADAS PARA TRÂNSITO ENTRE A FLG E DEMAIS FAZENDAS DO ENTORNO .....	98
FIGURA 30 –	PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN” .....	100
FIGURA 31 –	VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER” .....	101
FIGURA 32 –	POTENCIAIS ROTAS DE DESLOCAMENTO DO GRUPO 2 DE QUEIXADAS UTILIZADAS PARA TRÂNSITO ENTRE A FLG E DEMAIS FAZENDAS DO ENTORNO ....	102
FIGURA 33 –	PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NAS ÁREAS DE USO TOTAL DOS GRUPOS 1 E 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN” .....	103
FIGURA 34 –	VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NAS ÁREAS DE USO TOTAL DOS GRUPOS 1 E 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER” .....	104

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 –	TIPOS DE MOVIMENTO DE ANIMAIS E RELAÇÕES COM A ESTRUTURA DA PAISAGEM .....	19
TABELA 2 –	PORCENTAGEM DE ERRO NA VERIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO DAS PARCELAS <i>IN LOCO</i> .....	60
TABELA 3 –	NÚMERO DE PARCELAS EM CADA TIPO DE HABITAT CONFORME SUA PROPORÇÃO NA PAISAGEM .....	60
TABELA 4 –	FREQUÊNCIA DE INDÍCIOS (FO%) DA ANTA E DO QUEIXADA ENCONTRADAS NOS HABITATS AMOSTRADOS .....	62
TABELA 5 –	RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELA ANTA NA FAZENDA LAGEADO GRANDE .....	63
TABELA 6 –	RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELO QUEIXADA NA FAZENDA LAGEADO GRANDE .....	63
TABELA 7 –	RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELA ANTA NAS ESTAÇÕES SECA E ÚMIDA .....	66
TABELA 8 –	RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELO QUEIXADA NAS ESTAÇÕES SECA E ÚMIDA .....	67
TABELA 9 –	ÁREA DAS CLASSES (CA) E A PORCENTAGEM DE OCUPAÇÃO DAS CLASSES NA PAISAGEM (PLAND) DA FLG .....	70
TABELA 10 –	NÚMERO DE FRAGMENTOS DOS TIPOS DE HABITATS POR CLASSE DE TAMANHO DE ÁREA .....	71
TABELA 11 –	ÁREA E PORCENTAGEM OCUPADA PELOS HABITATS NA PAISAGEM DA FLG CONFORME CLASSES DE TAMANHO DOS FRAGMENTOS .....	72
TABELA 12 –	VALORES DO “SHAPE” (ÍNDICE DE FORMA) DAS CLASSES NA PAISAGEM DA FLG .....	73
TABELA 13 –	VALORES DE “TCA” E “CPLAND” CONSIDERANDO O EFEITO DE BORDA DE 30 METROS E REDUÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES QUE CONSTITUEM A PAISAGEM DA FLG .....	74
TABELA 14 –	VALORES DE “IJI” E “CLUMPY” PARA AS CLASSES DE HABITAT DA FLG .....	76
TABELA 15 –	PORCENTAGEM OCUPADA PELOS HABITATS NA PAISAGEM DA FLG CONFORME CLASSES DE TAMANHO DOS FRAGMENTOS .....	80
TABELA 16 –	VALORES DE “CA”, “PLAND”, “IJI” E “CLUMPY” OBTIDOS PARA AS CLASSES DE HABITATS DA PAISAGEM DE USO TOTAL DA ANTA .....	93

TABELA 17 –	VALORES DE “CA”, “PLAND”, “IJI” E “CLUMPY” OBTIDOS PARA AS CLASSES DE HABITATS DA PAISAGEM DO DE USO TOTAL DO GRUPO 1 DOS QUEIXADAS .....	96
TABELA 18 –	VALORES DE “CA”, “PLAND”, “IJI” E “CLUMPY” PARA AS CLASSES DE HABITATS DA PAISAGEM DE USO TOTAL DO GRUPO 2 DOS QUEIXADAS .....	100

## RESUMO

Este estudo teve como objetivo geral analisar remanescentes de Floresta com Araucária, com base em métricas de paisagem e nos requisitos ecológicos de *Tapirus terrestris* (anta) e de *Tayassu pecari* (queixada). Para tanto, a pesquisa foi conduzida na paisagem em meso-escala (Fazenda Lageado Grande - FLG, onde os animais possuem áreas de uso fixo) e na paisagem em macro-escala (áreas limítrofes à FLG, de uso esporádico dos animais). Na paisagem de meso-escala os objetivos específicos foram: avaliar o uso de habitat pelas espécies considerando áreas conservadas e áreas antropizadas; relacionar a composição e disposição das unidades paisagísticas que compõem a paisagem com a frequência de uso e seletividade de habitats pelos animais; testar a utilidade do método de parcelas amostrais para a obtenção de dados referentes ao uso e seletividade de habitats pelas espécies; e analisar a estrutura espacial da paisagem mediante a utilização de métricas. Na paisagem em macro-escala os objetivos específicos foram: verificar a adequação de habitats para as espécies; conhecer o tamanho de área de uso, abundância relativa, capacidade de movimentação e distribuição espacial das espécies na região estudada; analisar a estrutura espacial das áreas, sobretudo das manchas dos habitats-chaves, mediante a utilização de métricas da paisagem; e por fim, avaliar o conjunto de informações disponíveis a respeito dos ambientes, identificando pontos favoráveis à sua conservação e as ameaças a que estão submetidas, como parte do planejamento estratégico de conservação dos ungulados em ambiente natural. Os métodos de amostragem utilizados consistiram na elaboração do mapa de uso e cobertura do solo, por meio de fotointerpretação, onde seis classes de habitat foram identificadas: várzeas (VAZ), vegetação ciliar do Rio Iratim (APP), floresta com predomínio de pinheiro (FPP), floresta com predomínio de folhosas (FPF), reflorestamento com pinus (REF) e área antrópica (AIA). Esses habitats foram amostrados *in loco* para verificar a frequência de uso e seletividade de habitats pelas espécies, sendo a quantidade de parcelas de 1 ha a serem amostradas em cada habitat determinada mediante o “Cálculo do Tamanho de uma Amostra Aleatória Simples”. A intensidade de uso dos habitats foi medida pela “Frequência de Ocorrência de Localizações”; e a seleção de habitats avaliada mediante o uso do “Índice de Seletividade de Ivlev”. A análise da estrutura da paisagem foi realizada mediante a utilização do software *Fragstats* 3.3, métricas de área, forma, área central, contágio e agregação. No *Arc Map* 9.2 foi calculada a proporção de áreas de conexão na paisagem. Inferências sobre a percepção da paisagem das espécies foram baseadas no Limiar de Fragmentação de Andrén e no Limiar da Percolação de Stauffer. Foram utilizados índices para estimar a abundância relativa das espécies, como a contagem de indícios (no caso da anta) e número de visualizações (no caso do queixada). Os resultados obtidos pelo “Índice de Seletividade” indicaram que a anta seleciona os ambientes de VAZ em proporções equivalentes a 14 vezes mais que sua disponibilidade na área (IS 0,8698). Da mesma forma, o queixada seleciona estes ambientes 10 vezes mais que sua respectiva disponibilidade (IS 0,8108). O segundo habitat mais selecionado por estes ungulados foi APP: anta utiliza esse habitat três vezes mais que sua disponibilidade (IS 0,5434), e o queixada cinco vezes mais que sua disponibilidade na área (IS 0,6367). Com base nesses valores pode-se afirmar que as várzeas e a vegetação ciliar, embora sejam os habitats menos disponíveis na paisagem, são habitats-chave para a sobrevivência das espécies na região estudada. A característica da matriz (predominantemente florestal com espécies nativas), associada aos limiares de percolação e à proporção de elementos de conexão existentes, favorece o deslocamento dos animais até as manchas de seus habitats-chaves. Tanto a anta quanto o queixada utilizam rotas de deslocamento estáveis para trânsito entre a FLG e as áreas do entorno. A anta possui sua área de vida restrita as FLG, Santa Gema Geyer, Lageado Grande/ Remasa e Santa Cruz (4.314 ha); e sua densidade relativa na região estudada pode ser considerada bastante baixa (média de apenas quatro indivíduos). O queixada possui área de vida maior que a anta (Grupo 1 = 12.457 ha, e o Grupo 2 = 7.397 ha), porém a sua densidade relativa também pode ser considerada baixa (Grupo 1 = média de 56 indivíduos; Grupo 2 = média de 63 indivíduos). A caça é a principal causa do declínio populacional das espécies na região estudada, e a falta de fiscalização e coibição da caça, bem como de educação ambiental são fatores que potencializam ainda mais as ameaças sobre as espécies.

Palavras-chave: Floresta com Araucária, Paisagem, Anta, Queixada.

## ABSTRACT

This paper has as its general goal to analyze the remainders of Forest with Araucaria, based on landscape metric and on ecologic requirements of *Tapirus terrestris* (tapir) and of *Tayassu pecari* (white-lipped peccary). Therefore, the research was led in the landscape in middle scale (Farm Lageado Grande - FLG, where the animals have fixed areas of use) and in the landscape in macro scale (bordering areas to FLG of sporadic use of the animals). In the middle scale landscape the specific goals were: evaluate the use of habitat by the species taking into consideration preserved areas and antropized areas; connect composition and disposition of landscape units that make the landscape with the frequency of use and selectivity of habitats by the animals; test the method utility of sampling portions for data obtainment regarding the use and selectivity of habitats by the species; and analyze spatial structure of the landscape by means of metric use. In the macro scale landscape the specific goals were: verify the habitats adaptation for the species; know the size of the area in use, relative abundance, capacity of moving and spatial distribution of the species in the studied region; analyze the spatial structure of the areas, mainly of the smudges of key-habitats, by means of metric utilization of the landscape; and lastly, evaluate the available information set regarding environments, identifying favorable spots for preservation and threats to which they are submitted, as part of strategic planning of protection and preservation of the ungulates in natural environment. The used sampling methods consisted of map preparation of use and groundcover, by means of photo-interpretation where six classes of habitat were identified: lowland (VAZ), ciliary vegetation of the River Iratim (APP), forest with pine tree predominance (FPP), forest with leafy predominance (FPF), reforestation with *pinus* (REF) and anthropic area (AIA). These habitats were sampled *in loco* to verify the frequency of use and selectivity of habitats by the species, being the amount of portions of 1 ha to be sampled in each habitat, which was determined by means of "Size Calculation of a Simple Aleatory Sample". The intensity of use of habitats was measured by "Frequency of Location Occurrence"; and the selection of habitats evaluated by the use of "Ivlev Selectivity Table". The structure analysis of the landscape was accomplished by means of software *Fragstats* 3.3, area metrics, shape, central area, contagion and aggregation. In the *Arc Map* 9.2 it was calculated the connection areas proportion in the landscape. Inferences on the landscape perception of the species were based on the Andr en Fragmentation Threshold and on the Stauffer Percolation Threshold. Tables were used to estimate the relative abundance of the species, such as counting of traces (in the case of tapir) and number of visualizations (in the case of white-lipped peccary). The results obtained by "Selectivity Table" indicated that the tapir selects the VAZ environment in ratios equivalent to 14 times more than its availability in the area (IS 0,8698). In the same way, the white-lipped peccary selects these environments 10 times more than its respective availability (IS 0,8108). The second more selected habitat by these ungulates was APP: tapir uses this habitat three times more than its availability (IS 0,5434), and the white-lipped peccary five times more than its availability in the area (IS 0,6367). Based on these values one can state that the lowlands and ciliary vegetation, although they are less available habitats in the landscape, are key-habitats for the species survival in the studied region. The matrix characteristic (predominantly forestal with native species), associated with percolation thresholds and to the proportion of elements of existing connection, favors the animals displacement until the smudges of their key-habitats. Both tapir and white-lipped peccary use stable displacement routes for passage between FLG and the vicinity areas. The tapir has its life restricted to FLG, Santa Gema Geyer, Lageado Grande/ Remasa and Santa Cruz (4.314 ha); and its relative density in the studied region can be considered extremely low (an average of only four individuals). The white-lipped peccary has a living area larger than the tapir's (Group 1 = 12.457 ha, and Group 2 = 7.397 ha), but its relative density can also be considered low (Group 1 = average of 56 individuals; Group 2 = average of 63 individuals). Hunting is the main cause of population decay of the species in the studied region, and lack of surveillance and hunting restraint, as well as environmental education are factors that intensify even more the threats on the species.

Key words: Forest with Araucaria, Landscape, Tapir, White-lipped peccary.

## 1 INTRODUÇÃO

A perda e a conversão de habitats representam uma grande ameaça para todas as espécies florestais dos neotrópicos, contudo para ungulados como a anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e o queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795), essas transformações representam uma ameaça ainda maior a médio e longo prazo, tornando estes ungulados ameaçados nas florestas tropicais. No Paraná, ambas as espécies ocorriam em todas as formações vegetais, na Floresta Estacional Semidecidual, na Floresta Ombrófila Mista e na Floresta Ombrófila Densa e nos Campos Naturais e Cerrado, mas atualmente distribuem-se de forma descontínua e fragmentada, tendo desaparecido na maior parte de suas áreas de ocorrência original (MIKICH e BÉRNILS, 2004). Em função disto a anta está categorizada no Estado sob o *status* de ameaça “em perigo” e o queixada como “criticamente em perigo” (Decreto n.º 3.148, publicado no Diário Oficial n.º 6.750 de 15/06/2004).

As conseqüências desse processo de fragmentação das populações de antas e queixadas, embora seja um aspecto de suma importância para a conservação das espécies, é muito pouco compreendido, mas sabe-se que a sobrevivência desses ungulados a longo prazo depende da habilidade de persistirem nesses ambientes. As atividades antrópicas, mesmo que não destruam ou fragmentem seus habitats completamente, podem alterar suas características ambientais, minando progressiva e constantemente a sua qualidade (SEAGLE, 1986).

O mesmo ocorre com as populações da anta e do queixada, ou seja, o fato de ainda ocorrerem em determinadas regiões do Estado não significa que suas populações estejam estáveis, e que os efeitos deletérios da transformação de habitats, do uso inadequado da terra resultem de imediato na redução do número de espécimes. Nesse contexto, ambos ungulados podem ser considerados bioindicadores acumulativos, pois apresentam uma cadeia de reações como respostas aos diferentes fatores antrópicos a que estão submetidos (como a fragmentação de habitats, o isolamento de suas populações, os efeitos da caça, entre outros) que ocorrem em uma escala temporal (LIMA, 2005) e não imediatamente às pressões sofridas.

Por este motivo, se atitudes eficazes de proteção das espécies e de seus habitats não forem adotadas, a longo prazo, suas populações poderão se reduzir ainda mais, seja pela escassez progressiva de recursos ambientais ou pelo impacto da caça que é bastante expressiva sobre as espécies. Desta forma, as possibilidades destes ungulados estarem

isolados nas regiões do Estado onde ainda ocorrem, com conseqüentes problemas de endocruzamentos e efeitos estocásticos, são crescentes. De acordo com Soulé *et al.* (1992), as alterações na estrutura da paisagem interferem na dinâmica das populações e alteram os riscos de extinção e a probabilidade de deslocamentos dessas populações.

A transformação da paisagem, além de implicar na perda de habitats, na redução do tamanho de fragmentos, e no aumento da distância entre eles, também contribui com a formação e aumento de novos ambientes, que podem ou não ser utilizados pelos animais (ANDRÉN, 1994). Esse é o caso de ambientes de origem antrópica, como reflorestamentos com espécies exóticas, áreas de agricultura e pastagens, entre outros. Nesse sentido, a utilização de habitats é um importante aspecto a ser considerado em estudos com animais de vida livre, já que o habitat provê alimento e refúgio, essenciais para a sobrevivência das espécies (WHITE e GARROT,<sup>1</sup> citado por JÁCOMO 2004). Para Firkowski (1993) a fauna é o produto do meio que a mantém, haja vista a dependência que possuem do habitat para satisfazer suas necessidades específicas de sobrevivência e reprodução.

Dada a importância dos habitats na manutenção das espécies, a situação de conservação da anta e do queixada se torna tema ainda mais preocupante quando se considera o intenso processo de degradação e supressão dos remanescentes de Floresta com Araucária no decorrer da história no Estado do Paraná, que hoje, segundo Britez *et al.* (2000) não ultrapassam 1% de sua cobertura original. Ainda que antropizados e empobrecidos floristicamente, os remanescentes de Floresta com Araucária mantêm hoje a maior parte das populações relictuais de queixada, por exemplo.

Cabe ressaltar que a ausência de antas e queixadas pode causar rompimentos de alguns processos ecológicos, tais como predação e dispersão de sementes e de ciclos de nutrientes, os quais ajudam a manter a integridade e funcionalidade dos ambientes (JANZEN, 1978). Dirzo e Miranda (1990), no México, por exemplo, compararam duas florestas tropicais, uma com todos os grandes mamíferos (queixadas, anta e veados) e outra onde essas espécies foram eliminadas por caçadores. A floresta onde houve caça caracterizou-se pela ausência de regeneração natural, onde sementes e frutos apodreceram sem serem comidos ou dispersos, e ervas e mudas permaneceram intocadas por mamíferos herbívoros, cenário menos evidente na outra floresta onde não houve caça (REDFORD, 1997). Bodmer (1989) resalta que os ungulados, em especial

---

<sup>1</sup> WHITE, G.; GARROT, R. **Analysis of wildlife radiolocation data**. New York: Academic Press, 1991, 383 p.

os queixadas com seus enormes bandos, foram provavelmente elementos importantes nas mudanças da composição e da estrutura das florestas. Da mesma forma, Galetti (2001) cita a anta como um eficiente dispersor de sementes, alimentando-se de uma ampla variedade de espécies vegetais, sendo considerada muitas vezes como espécie-chave na dispersão de determinados frutos.

Segundo Campos (2004), um dos primeiros passos na pesquisa no âmbito do manejo de vida silvestre é definir a área de estudo. Os ambientes podem ser heterogêneos no espaço e tempo, e o padrão dessa heterogeneidade pode afetar a distribuição das espécies e de suas populações. O comportamento das espécies é influenciado tanto pelo padrão de heterogeneidade ou espacialização das manchas quanto pela escala em que o padrão de paisagem é percebido por elas.

Nesse sentido, utilizando áreas remanescentes de Floresta com Araucária, realizou-se esta pesquisa com o objetivo geral de analisar os referidos ambientes com base em métricas de paisagem e nos requisitos ecológicos dos ungulados *Tapirus terrestris* (anta) e *Tayassu pecari* (queixada). Para tanto, a pesquisa foi conduzida em duas escalas de investigação da paisagem, definidas em função da extensão da área de uso freqüente e esporádica dos animais. Considerou-se como meso-escala aquelas áreas de uso freqüente, ou seja, onde os animais possuem áreas de uso fixo; e como macro-escala, as áreas utilizadas com menor freqüência ou apenas em determinados períodos do ano por esses ungulados.

Baseando-se nessas escalas de paisagens, os objetivos específicos desta pesquisa foram:

- 1) Na paisagem de meso-escala (área de uso freqüente das espécies):
  - (a) Analisar o uso de habitat por *Tapirus terrestris* (anta) e *Tayassu pecari* (queixada) considerando áreas conservadas e áreas antropizadas;
  - (b) Relacionar a composição e disposição das unidades paisagísticas que compõem a paisagem com a freqüência de uso e seletividade de habitats pela anta e pelo queixada;
  - (c) Testar a utilidade do método de parcelas amostrais para a obtenção de dados referentes ao uso e seletividade de habitats pela fauna;
  - (d) Analisar a estrutura espacial da paisagem mediante a utilização de métricas.
  
- 2) Na paisagem de macro-escala (áreas utilizadas pelas espécies com menor freqüência ou apenas em determinados períodos do ano) foram:

(a) Verificar a adequação de habitats para as espécies em macro-escala da paisagem para a conservação das mesmas;

(b) Conhecer o tamanho e área de uso, abundância relativa, capacidade de movimentação e distribuição espacial das espécies na região estudada;

(c) Analisar a estrutura espacial da paisagem, sobretudo das manchas dos habitats-chaves para as espécies, mediante a utilização de métricas da paisagem;

(d) Avaliar o conjunto de informações disponíveis a respeito dos ambientes e aspectos ecológicos das espécies, identificando pontos favoráveis à sua conservação e as ameaças a que estão submetidas, como parte do planejamento estratégico de conservação dos ungulados em ambiente natural.

Espera-se que o conteúdo deste trabalho sirva como catalizador da necessidade de adoção de estratégias de ações voltadas à proteção da anta e do queixada e do manejo da paisagem local.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

A Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Floresta com Araucária, de acordo com o Decreto nº. 6660 de 24/11/08, pertence ao Bioma Mata Atlântica. Originalmente, distribuía-se na América do Sul abrangendo uma parte da região norte da Argentina, e ocorrendo principalmente em território brasileiro. No Brasil, compreende as formações florestais típicas e exclusivas dos planaltos da região sul do país, com disjunções na região sudeste e em países vizinhos, e encontra-se predominantemente entre 800 e 1200 m s.n.m, podendo ocorrer acima desses limites (IBGE, 1992; LEITE, 1994; RODERJAN *et al.* 1993).

Em território brasileiro, a área original de Floresta Ombrófila Mista, era de aproximadamente 200.000 km<sup>2</sup> (MAACK, 1968), ocorrendo com maior intensidade nos Estados do Paraná (37%), Santa Catarina (31%), Rio Grande do Sul (25%), apresentando manchas esparsas no sul de São Paulo (3%), internando-se até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%) (LEITE e KLEIN, 1990; VELOSO *et al.*, 1991).

Dentre estes Estados, o Paraná era o que apresentava a maior extensão desta formação, correspondendo a 7.378.000 ha, ou seja, 37% da área do Estado (MAACK, 1968). Esse percentual, no entanto, vem sofrendo uma drástica redução devido ao processo histórico de degradação ambiental (MEDEIROS *et al.*, 2005). Segundo SEITZ (1986) o período mais intenso desse processo teve início a partir de 1934 e atingiu seu auge no período de 1950 a 1970, sendo que até a década de 70 a araucária foi o principal produto brasileiro de exportação, respondendo com mais de 90% da madeira remetida para fora do país. Como resultado desse contínuo processo de exploração florestal estima-se que restam hoje no Estado do Paraná somente 60 mil hectares de Floresta de Araucária, o que equivale a menos de 1% de sua área original, que está representado por fragmentos distribuídos de forma dispersa e isolada na paisagem, de tamanho reduzido, não superior a 5.000 ha (BRITZ *et al.*, 2000). De acordo com Medeiros *et al.* (2005) a situação dos remanescentes de Floresta com Araucária em toda a sua área de sua distribuição natural, coloca esta tipologia entre as mais ameaçadas do bioma Mata Atlântica.

A Floresta Ombrófila Mista, segundo Leite (1994) é uma unidade fitoecológica que contempla a coexistência de representantes das floras tropical (afro-brasileira) e

temperada (austro-brasileira), em marcada relevância fisionômica de elementos das ordens Coniferales e Laurales. Apresenta quatro formações distintas: Aluvial, em terraços antigos ao longo dos rios; Submontana, de 50 até mais ou menos 400 metros de altitude; Montana, de 400 até mais ou menos 1000 metros de altitude; e Alto-montana, situada a mais de 1000 metros de altitude (VELOSO *et al.*, 1991).

A composição florística é caracterizada pela associação da araucária (*Araucaria angustifolia*), que segundo Schäffer e Prochnow (2002) representa mais de 40% dos indivíduos arbóreos, apresentando valores de abundância, dominância e frequência bem superiores às demais espécies componentes desta associação, com grupos diferenciados de espécies. O fato de manter relações dinâmicas com as formações vegetais adjacentes (Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual da bacia do Paraná), e com os campos sulinos, faz com que sua composição e estrutura florestal apresentem variações significativas ao longo de toda a sua área de distribuição (BRITTEZ *et al.*, 2000).

A sinúsia arbórea divide-se nitidamente em três estratos. Ocorrem indivíduos emergentes (normalmente araucárias) com alturas de 25 m ou às vezes maiores e a diversidade florística é maior nos estratos intermediários, no qual domina a araucária associada à imbuia *Ocotea porosa*, sassafrás (*Ocotea pretiosa*), canela-preta (*Nectandra megapotamica*), canela-amarela (*Nectandra lanceolata*), canela-lageana (*Ocotea pulchella*), sapopemas (*Sloanea lasiocoma*, *S. monosperma*) e pinho-bravo (*Podocarpus lambertii*), que de acordo com Klein (1960) e Rizinni (1979), formam comunidades características consideradas fases sucessionais.

Nos segundo e terceiro estratos, o sub-bosque é um pouco mais diversificado e denso, tendo como espécies características pitangueiras (*Eugenia uniflora*), vacum (*Alophylus edulis*), camboatá (*Cupania vernalis*), miguel-pintado (*Matayba elaeagnoides*), craveiro (*Pimenta pseudocaryophyllus*), *Myrcia hatschbachii*, cataia (*Drimys brasiliensis*), guabirobeiras (*Campomanesia xanthocarpa*), aroeira (*Schinus terebinthifolius*), bugreiro (*Lithraea brasiliensis*), xaxim (*Dicksonia sellowiana*), pimenteira (*Capsicodendron dinisii*), guaçatunga (*Casearia decandra* e *C. sylvestris*), erva-mate (*Ilex paraguariensis*), caúna (*I. theezans*), congonha (*I. dumosa*) (KLEIN, 1960; RIZINNI, 1979; RODERJAN *et al.* 1993).

Algumas destas espécies figuram nas listas oficiais nacional e estadual de espécies ameaçadas de extinção, entre outros motivos, pela vulnerabilidade a qual estão sujeitas as suas populações naturais, em função das práticas de manejo adotadas no

passado, e da grande pressão de ocupação observada atualmente (IBAMA, 1992; PARANÁ, 1995). Da mesma forma diversas espécies da fauna ocorrentes na Floresta Ombrófila Mista estão também ameaçadas de extinção, como é o caso do papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), do queixada (*Tayassu pecari*), da anta (*Tapirus terrestris*), da onça-pintada (*Panthera onca*), dentre muitos outros (MIKICH e BÉRNILS, 2004).

Na região centro-sul do Estado foi onde restou a maior quantidade de remanescentes desta tipologia, e também as maiores áreas contíguas, sendo que a maior parte destas são propriedades privadas, possuem baixa diversidade, caracterizando-se por estarem em estágios sucessionais iniciais, ou por apresentarem cobertura densa de pinheiros sem a presença das outras espécies associadas. Os poucos remanescentes ainda existentes vêm sofrendo intensa degradação, com perdas expressivas de biodiversidade (BRITTEZ *et al.*, 2000).

Um levantamento realizado pela FUPEF (2001), constatou que as principais ameaças a estes remanescentes são a extração de madeira, a supressão da floresta via queimadas, a substituição da cobertura florestal nativa por reflorestamento de exóticas e para a expansão de atividades agropecuárias, a pressão urbana, e a ocupação de terras por movimentos sociais. Estas ações antrópicas propiciam, além da perda de habitat para a fauna, o isolamento de populações, causando redução da diversidade biológica e empobrecimento genético (BRITTEZ *et al.*, 2000). Apesar disso, conforme salientam Castella e Brittez (2004), avaliações de estratégias e alternativas para conservação das florestas com araucárias foram feitas nas últimas décadas, sempre salientando sua preocupante criticidade, mas quase nada foi realizado em termos de conservação efetiva.

Algumas iniciativas conservacionistas realizadas por entidades da sociedade civil, como por exemplo, a campanha de “adoção” de remanescentes florestais por empresas ou a transformação de áreas bem conservadas em RPPNs, realizada pela Sociedade de Pesquisa da Vida Silvestre e Educação Ambiental (SPVS), tem despertado o interesse de proprietários rurais em conservar os fragmentos existentes em suas terras. Também há o Programa Paraná Biodiversidade, de iniciativa do Governo do Estado do Paraná, com apoio financeiro do Banco Mundial (Bird)/GEF que tem como objetivo a conservação da biodiversidade mediante o estabelecimento e implantação de corredores ecológicos, sendo um deles incluso na Floresta com Araucária.

## 2.2 ECOLOGIA DA PAISAGEM

### 2.2.1 Breve histórico

A Ecologia da Paisagem surgiu na Europa, na primeira metade do século XX, com o biogeógrafo Carl Troll em 1939, cuja abordagem tinha forte influência de disciplinas relacionadas ao planejamento regional. O enfoque dessa abordagem de paisagem era o de ordenar a ocupação humana, pelo conhecimento dos limites e potencialidades de uso de diferentes porções territoriais contidas em amplas escalas geográficas ou temporais, caracterizando uma ciência aplicada voltada para o estudo das inter-relações do homem com seu meio e a solução de problemas ambientais (ACCACIO, 2004). Nessa visão geográfica, o termo paisagem é definido por Troll (1971) como a entidade visual e espacial total do espaço vivido pelo homem.

No quarto final do século XX surgiu uma nova abordagem difundida por ecólogos e biogeógrafos empenhados no planejamento e manejo de reservas naturais. Neste contexto, o enfoque estava voltado para a compreensão da influência da estrutura espacial sobre as espécies e os processos ecológicos, e as análises espaciais e temporais não são necessariamente em macro-escala, mas dependem de cada objeto de estudo (METZGER, 2001; ACCACIO, 2004). Nessa visão ecológica, Forman e Godron (1986) definem a paisagem como um mosaico heterogêneo constituído de relevos, diferentes tipos de vegetação e formas de ocupação, apresentando três características fundamentais: (a) estrutura e forma - que se referem às relações espaciais entre os elementos existentes, mais especificamente a distribuição de energia, relação das espécies quanto às dimensões, formas, números, tipo e configuração da paisagem; (b) função e processo - que se referem às interações existentes entre os elementos espaciais, como os fluxos de energia e das espécies com os componentes da paisagem; e (c) mudança - que se refere à alteração na estrutura e na função do mosaico ecológico, ao longo do tempo. Nesse sentido, Forman e Godron (1986) definem a Ecologia da Paisagem como o estudo da estrutura, função, mudança de uma região heterogênea composta de ecossistemas em interação.

Ainda com relação à visão ecológica de paisagem Turner e Gardner (1991), definem-na como uma unidade ecológica, de estrutura, função e padrões espaciais dinâmicos, sendo conjuntos de habitats, comunidades e tipos de uso do solo, cuja

configuração espacial desses elementos é atribuída a uma combinação de fatores ambientais e forças humanas.

Atualmente existe a preocupação de integrar estas duas vertentes mencionadas, ou seja, a geográfica com a ecológica, mediante a unificação dos conceitos básicos e sedimentação de uma base teórica comum (ACCACIO, 2004). Nesse sentido Metzger (2001) propôs uma noção integradora dos conceitos de paisagem e a define como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente pelo menos para um fator, segundo um observador e em uma determinada escala de observação. Esse mosaico heterogêneo é essencialmente visto pelos olhos do homem, na abordagem geográfica, e pelo olhar das espécies ou comunidades estudadas na abordagem ecológica. Segundo o mesmo autor, com este novo conceito, a ecologia de paisagens vem promovendo uma mudança de paradigmas nos estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas, pois permite a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, tornando esses trabalhos ainda mais aplicados para resolução de problemas ambientais.

Essa visão integradora beneficia as espécies, uma vez que a análise da paisagem passa a ser feita sob o seu ponto de vista, em particular de seus requerimentos ecológicos, como alimentação, tamanho de área de vida, reprodução, entre outros (METZGER, 2001). Além disso, trata-se de forma integrada os estudos da funcionalidade ecológica e a análise espacial geográfica onde as Teorias da Biogeografia de Ilhas, Metapopulações e Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia fornecem as bases teóricas para explicar interações ecológicas espaço-temporais (ACCACIO, 2004).

A Teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967), por exemplo, gerou bases pra a definição de manchas em Ecologia da Paisagem, e tem sido utilizada para análise em áreas fragmentadas (PRIMACK e RODRIGUES, 2001; MARENZI, 2004). Esta Teoria explica que a vida em fragmentos de ecossistemas, que anteriormente eram contínuos e extensos se comportam como a vida em ilhas oceânicas, levando em consideração a relação espécie-área. Neste caso considera que ilhas de grande tamanho possuem mais espécies que ilhas pequenas (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Ou seja, que as espécies em áreas isoladas são submetidas à extinção tanto mais rapidamente quanto menor for o tamanho da área isolada (DOUROJEANNI e JORGE-PÁDUA, 2001).

A Teoria de Metapopulação de Levins (1970), por sua vez, suplantou a Teoria de Biogeografia de Ilhas, definindo metapopulação como um mosaico de populações temporais interconectadas por algum grau de migração entre elas (HANSKI *et al.*, 1996; HANSKY e SIMBERLOFF, 1997). Em outras palavras, Levins (1970), definiu metapopulação como um conjunto de sub-populações isoladas espacialmente em manchas de habitat, porém unidas funcionalmente através de fluxo de indivíduos, formando uma unidade demográfica funcional. A formação de metapopulações é favorecida pela fragmentação de habitats, cada população ocorrendo em um fragmento, embora também possam ocorrer em habitats contínuos. Em uma metapopulação, populações podem ser ganhas por colonização de manchas vazias de habitats, e são perdidas por extinção local (FERNANDEZ, 1997).

A Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia também foi construída com base nos fundamentos da Teoria de Biogeografia de Ilhas e nos conceitos estabelecidos sobre abundância relativa das espécies. Segundo Hubbell (2001), é uma teoria geral da biodiversidade que tenta explicar padrões observados na natureza baseados principalmente em restrições na dispersão de indivíduos.

### 2.2.2 Fragmentação de habitats

O Ministério do Meio Ambiente (MMA/ SBF, 2003) considera a fragmentação como sendo a divisão em partes de uma unidade do ambiente, partes estas que passam a ter condições ambientais diferentes de seu entorno. Para Shafer (1990) é o processo pelo qual um habitat contínuo é dividido em manchas ou fragmentos mais ou menos isolados. Para Pearson (1994) a fragmentação ocorre quando os padrões naturais de heterogeneidade e conectividade são modificados e os processos ecológicos que dependem da variabilidade e movimentos no interior da paisagem são rompidos. Para o autor, os padrões espaciais de heterogeneidade revelam as condições de conectividade que, por sua vez, exercem forte influência sobre processos ecológicos como: movimento e dispersão de organismos, utilização de recursos pelos animais, fluxo gênico e dispersão dos distúrbios no sistema.

Schelhas e Greenberg (1996) ressaltam que quando a fragmentação acontece nas áreas ocupadas por florestas nativas, é certo que os processos biológicos e naturais dos mais variados ecossistemas serão afetados. Saunders *et al.* (1991) citam que a fragmentação simplifica os ambientes florestais, reduzindo os tipos de formações

existentes, e concomitantemente a forma, tamanho e grau de isolamento dos fragmentos resultantes desse processo.

De acordo com Forman *et al.* (1976) e Saunders *et al.* (1991), a riqueza das espécies diminui em uma área à medida que esta fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações. Esta área mínima varia em função da espécie considerada, e é determinada pelo tamanho do território de um indivíduo (ou de um grupo de indivíduos, em função do comportamento social da espécie) e pelo número mínimo de indivíduos de uma população geneticamente viável (ROSTALTD, 1991). Outro fator relacionado ao tamanho do fragmento e que condiciona a distribuição das espécies, é que o tamanho da área interfere na disponibilidade de recursos. A medida que a área diminui, acarreta também uma redução nos recursos e, por consequência, uma intensificação das competições intra e inter-específicas (SEAGLE, 1986).

Sendo assim, a fragmentação, segundo Fernandez (1997), age em dois processos distintos. O primeiro processo, em curto prazo, é a própria redução da área do habitat, que faz com que estes fragmentos tenham menos espécies que a área contínua; e o segundo processo, e que atua em longo prazo, é o de insularização. Metzger (1999) também ressalta que a fragmentação age fundamentalmente reduzindo e isolando áreas propícias à sobrevivência das populações, dando origem assim, às extinções determinísticas e estocásticas, cujos riscos aumentam à medida que o tamanho da população é reduzido.

### 2.2.3 Estrutura da paisagem

A paisagem, segundo Forman e Godron (1986), é constituída por matriz, fragmento e corredor, que juntos criam um padrão da paisagem ou a estrutura da paisagem. Nesse sentido, de acordo com Dunn *et al.*, (1991), a paisagem refere-se ao número, ao tamanho, e à justaposição dos elementos que a formam.

Para Dunning *et al.* (1992) e Turner (1989), a estrutura de uma paisagem deve ser ainda caracterizada e ter seus padrões definidos com base na sua configuração e composição. A configuração, de acordo com Mcgarigal e Marks (1995) é a distribuição física ou espacial dos elementos na paisagem, como por exemplo, o grau de isolamento dos fragmentos, a localização desses fragmentos em relação a outros e a vizinhança dos fragmentos. Já a composição, segundo os mesmos autores, refere-se às feições associadas à presença ou ausência dos elementos na paisagem, sem considerar a sua

distribuição espacial. Forman e Godron (1986) citam como variáveis importantes à composição de uma paisagem o tamanho, a forma e o tipo dos fragmentos que a compõem.

### 2.2.3.1 Matriz

A matriz, em geral, pode ser reconhecida por recobrir a maior parte da paisagem, sendo dominante em termos de recobrimento espacial (METZGER, 1999). De acordo com Forman e Godron (1986), além de ter área mais extensa e com limites que envolvem outros elementos da paisagem, a matriz também pode ser caracterizada pelo seu maior grau de conectividade (sendo o elemento mais conectado com os restantes tipos de manchas) e o controle que exerce sobre a dinâmica da paisagem (exercendo um maior controle na dinâmica da paisagem, dando origem à paisagem futura). Segundo Mcgarigal e Marks (1995), justamente o fato da matriz representar o tipo de elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas.

As medidas básicas da matriz são o grau de porosidade, que consiste na densidade de manchas existentes na paisagem; e a conectividade, que estabelece o grau de percolação na paisagem, ou seja, a facilidade ou não que as espécies têm para movimentar-se entre manchas de habitats (FORMAN e GODRON, 1986). As matrizes que permitem a maior conectividade entre os fragmentos florestais são consideradas as de maior porosidade, fator que terá influência direta na conservação e preservação dos remanescentes florestais (VALENTE, 2001).

A matriz pode, muitas vezes, ser fonte de perturbações e favorecer o aparecimento de espécies generalistas, predadoras e parasitas invasoras, que agem principalmente nas bordas dos fragmentos (ROSTALT, 1991). Desta forma, a matriz inter-habitat inibe, em geral, os deslocamentos dos organismos, e essa ação tem maior ou menor intensidade em função da sua permeabilidade e capacidade de deslocamento das espécies (FRANKLIN, 1993). Em suma, a matriz externa vem a ser, na realidade, um filtro semi-permeável com relação ao fragmento. O uso que se dá ao solo nessas áreas é um dos aspectos fundamentais para a sobrevivência dos fragmentos, já que podem vir a ser fonte de entrada de espécies invasoras agressivas, ou de penetração de fogo, poluentes, entre outros.

A matriz de uso da área pode ser manejada de modo a possibilitar, ou pelo menos facilitar, a sobrevivência dos fragmentos, levando-se em conta questões como a conectividade, transição progressiva e normatização de práticas de uso da área (GUAPYASSÚ, 2001).

### 2.2.3.2 Fragmento

Fragmentos, também denominado de mancha ou *patch* (do inglês) é definido por Forman e Godron (1986) como superfícies não lineares, que estão inseridas na matriz e diferem em aparência do seu entorno, variam em tamanho, forma, tipo de heterogeneidade e limites. Kotliar e Wiens (1990) complementam que os fragmentos são dinâmicos, ocorrem em diferentes escalas temporais e espaciais e possuem uma estrutura interna.

Dependendo de sua origem podem ser classificados, segundo Forman e Godron (1986), como: fragmentos de perturbação, remanescentes, de regeneração, de recursos ambientais, introduzidos e efêmeros.

Os fragmentos de perturbação podem ser gerados a partir de distúrbios naturais, como por exemplo, incêndios, avalanches, tempestades, ou ainda por ação antrópica, como a exploração florestal, entre outros. Já os fragmentos remanescentes são manchas que foram poupadas das ações de um evento de perturbação ocorrentes em uma matriz perturbada. Estes fragmentos podem passar a atuar como áreas fonte de espécies.

Os fragmentos de regeneração ocorrem quando a área que sofreu perturbação crônica liberta-se dessa perturbação, permitindo a recuperação do ambiente. Por outro lado, os fragmentos de recurso ambiental são manchas estáveis, não relacionadas com perturbações, que se constituem como manchas colonizadoras e de manutenção de espécies. Como exemplos podem ser citados os pântanos, várzeas, e demais áreas que possuam condições ambientais adversas e únicas daquele tipo de ambiente.

Fragmentos introduzidos são aqueles provenientes de ações antrópicas, como por exemplo, manchas agrícolas, plantadas ou habitacionais. Nesses fragmentos, normalmente há a eliminação parcial ou total do ecossistema natural.

Os fragmentos efêmeros são constituídos por concentrações sazonais de espécies animais ou vegetais durante processos específicos, como os de migrações e floração.

Nesses tipos de fragmentos, o processo de fragmentação causa tanto a redução de área quanto a divisão de uma mancha original em dois ou mais fragmentos, sujeitos ao maior efeito de borda e à redução de suas áreas núcleo (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Saunders *et al.* (1991) citam a redução dos tipos de formações e a redução proporcional na forma, tamanho e grau de isolamento dos fragmentos como os dois componentes principais da fragmentação florestal.

### 2.2.3.3 Corredor

Marsh (1997) classificou os corredores quanto à sua estrutura, independentemente de sua origem da seguinte forma: (a) “*line corridors*” que são os caminhos, estradas, cercas vivas, aceiros existentes nos limites de propriedades, canais de drenagem e de irrigação que podem ser utilizados por determinadas espécies; (b) “*stream (riparian) corridors*” que são as margens dos rios e que podem variar em largura, controlam o fluxo de água, nutrientes, minerais, reduzindo assim a probabilidade de cheias, assoreamento e perda de fertilidade do solo; (c) “*interfluvial corridors*” que são os topos de morro ou vales existentes entre a vegetação ciliar; (d) “*grid corridors*” associados a cercas vivas, limites de estradas, canais de drenagem, de estrutura retilínea e por vezes ortogonal, com células de diversas dimensões; e (e) “*segmented corridors*” quando um dos tipos anteriores é segmentado.

Forman e Godron (1981) descrevem três tipos de corredores: (a) linhas-corredores, que se apresentam de forma linear, como estradas, trilhas, aceiros, entre outros; (b) faixas-corredor, que são estruturas mais largas que as linhas e caracterizados pela presença de vegetação, como auto-estradas e linhas de sistemas de energia; (c) cursos d’água, que se referem a vegetação ciliar.

Hobbs (1992) define corredor como uma faixa de vegetação natural preservada, que difere de seu arredor e que conecta pelo menos duas manchas de vegetação que já foram unidas em um passado histórico. Similarmente no Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (IBAMA, 2000), o termo corredor é definido como porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais.

Os corredores são reconhecidos por serem essenciais no controle de fluxos hídricos e biológicos na paisagem, em geral facilitando estes fluxos. Também são importantes para o deslocamento de algumas espécies de aves e mamíferos. Ao facilitarem o deslocamento de espécies entre fragmentos de habitat, os corredores permitem reduzir o risco de extinção local e favorecem as recolonizações, aumentando assim, a sobrevivência de metapopulações (MERRIAM, 1991). Segundo Harris (1984), os corredores, que são os grandes responsáveis pela conexão de fragmentos florestais naturais, aumentam a riqueza de espécies de animais em geral e contribuem para a dispersão das espécies arbóreas.

Forman<sup>2</sup> citado por Marenzi (2004) descreve que os corredores possuem as funções de: (a) habitat, uma vez que o microclima e a área de borda existente propiciam condições de habitat para espécies generalistas, invasoras e algumas introduzidas; (b) condutor, sendo que a forma linear tende a produzir fluxos no mesmo sentido, propiciando uma condução natural; (c) filtro, pois a limitação entre manchas e matriz pode inibir a presença de algumas espécies, assim como a permeabilidade pode possibilitar a passagem de outras, dependendo do gradiente ambiental da borda e das espécies existentes; (d) fonte, sendo que os organismos que se movimentam podem se estabelecer nos corredores; (e) sumidouro, atuando no desaparecimento de organismos devido às condições inadequadas do corredor.

Outra função dos corredores é de constituírem um suplemento de habitat na paisagem, bem como áreas de refúgio para a fauna quando ocorrem perturbações. Por outro lado, os corredores podem apresentar o inconveniente de facilitar a propagação de algumas perturbações, tais como fogo ou certas doenças. Em alguns casos também há evidências de que os corredores dificultam os movimentos de algumas espécies, podendo bloquear os fluxos biológicos. Apesar destas possibilidades serem plausíveis, inexistem dados que as suportem (METZGER, 1999; PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Sendo assim, as vantagens da existência de corredores superam as desvantagens, e nada compensa o risco de trazer para os fragmentos a pobreza biológica de ilhas isoladas. A qualidade ambiental dos corredores tem papel fundamental no controle dos fluxos, sendo que os corredores de baixa qualidade são mais vulneráveis às extinções locais. A estrutura externa dos corredores, definida pela largura e pela complexidade de

---

<sup>2</sup> FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and region**. New York: Cambridge Press, 1995. 632 p.

rede de corredores pode ser considerada como filtro seletivo, que facilita ou não o movimento de algumas espécies em função de sua largura, composição interna e do contexto espacial no qual se encontra (METZGER, 1999).

#### 2.2.4 Métricas de paisagem

Vários índices de paisagem foram desenvolvidos com a finalidade de descrever quantitativamente os padrões e a estrutura da paisagem (FORMAN e GODRON, 1986; TURNER e GARDNER, 1990; MCGARIGAL e MARKS, 1995) que, segundo Carrão *et al.* (2001), recebem hoje cada vez mais atenção, uma vez que auxiliam o processo de compreensão da estrutura complexa da paisagem e a forma como esta influencia determinadas relações ecológicas. De acordo com Turner (1989), os métodos quantitativos são importantes e necessários para a análise da estrutura espacial da paisagem, especialmente para estabelecer as relações entre os padrões que ocorrem na paisagem com uma função ecológica específica. Nesse sentido, muitas métricas têm sido desenvolvidas para descrever padrões espaciais, a partir de produtos temáticos obtidos através do uso integrado das ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. Estas ferramentas são importantes para a tomada de decisões, tanto em relação ao ambiente natural como nas políticas rurais, tais como: agrícolas e florestais (CARRÃO *et al.*, 2001).

O *software Fragstats*, por exemplo, difundido a partir do ano de 1993 e de distribuição gratuita pela internet, caracteriza-se como uma importante ferramenta na área de Ecologia de Paisagem, pois disponibiliza inúmeras métricas interpretadas e implementadas em linguagem computacional (SÁ VOLATÃO, 1998). Este *software* analisa índices para fragmentos que compõem a matriz; para as classes de uso e cobertura do solo; e finalmente para a análise da paisagem como um todo (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Para cada um destes grupos podem ser calculadas métricas de área, de forma, de borda, de área núcleo, de proximidade e isolamento, de contraste, de contágio e diversidade (MCGARIGAL e MARKS, 1995; COUTO, 2004). O aplicativo *Patch Analyst 2.0* (Elkie *et al.*, 1999), uma extensão livre do *ArcView 3.0* também realiza os cálculos de métricas, porém número e tipos de métricas inferiores as que o *Fragstats* realiza.

As métricas de área quantificam a composição da paisagem e fornecem sobre ela informações importantes sobre a dinâmica de populações vegetais e animais (SÁ

VOLATÃO, 1998). De acordo com Harris (1984), qualquer diminuição em área de um fragmento florestal, pode levar a uma diminuição exponencial do número de espécies e afetar a dinâmica de populações de plantas e animais, podendo comprometer a regeneração natural das espécies e, por sua vez, a sustentabilidade do ecossistema.

As métricas de forma são responsáveis pela configuração da paisagem. Segundo Forman (1997), diferentes formas de fragmentos podem ser encontradas na paisagem desde as curvilíneas, compactas ou alongadas, até as arredondadas. O ideal, no entanto, é que elas sejam o mais próximo possível ao circular, pois este formato minimiza a relação borda-área, cujo centro encontra-se mais distante das bordas do que qualquer outra forma, especialmente as alongadas (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Sendo assim, o principal aspecto da forma do fragmento é a sua relação com o efeito de borda (SÁ VOLATÃO, 1998).

As características da borda podem afetar os organismos do fragmento, fazendo com que eles evitem-na, dadas as alterações nas condições bióticas e abióticas. Entre as alterações abióticas estão pronunciados efeitos sobre o microclima, tais como: aumento da temperatura, redução da umidade, aumento da luminosidade, aumento da exposição aos ventos e stress hídrico (MURCIA, 1995). Por outro lado, espécies oportunistas podem beneficiar-se destas condições e aumentar a sua densidade nestas áreas, passando a ser um elemento de perturbação à estrutura da comunidade. Neste caso, as bordas passam a funcionar como “habitat armadilha”, onde é intensificada, por exemplo, a predação e o parasitismo de ninhos e recém-nascidos, acarretando em um sucesso reprodutivo relativamente baixo (METZGER, 1999). Com relação à vegetação, ocorre nessas áreas um rápido crescimento de lianas, trepadeiras e outras espécies pioneiras e secundárias que são favorecidas pelo aumento do fluxo de radiação. Essa ocupação, por sua vez, impede o sucesso da regeneração natural, além de acarretar alterações profundas nas comunidades animais, sobretudo na disponibilidade de recursos alimentares e abrigos (FERNANDEZ, 1997). Urbanetz *et al.* (2003) definiram a extensão do efeito de borda no Cerrado (SP) mediante a diferenciação na variação da composição das espécies vegetais, em especial as dominantes, verificando que houve diferenciação considerável na estrutura da borda e do interior.

As métricas de área núcleo ou central, ou ainda core, são consideradas medidas da qualidade de habitats, uma vez que indicam o quanto existe realmente de área efetiva de um fragmento, após descontar-se o efeito de borda. Na grande maioria dos casos os fragmentos possuem área suficiente para manter uma dada espécie animal, porém não

possuem área central capaz de permitir a sua manutenção (SÁ VOLATÃO, 1998), especialmente se este animal tratar-se de uma espécie de interior.

As métricas de proximidade e isolamento se baseiam na distância entre vizinhos mais próximos e podem ser aplicadas para os três grupos tratados pelo *Fragstats*, ou seja, fragmento, classe e paisagem (SÁ VOLATÃO, 1998). Estas métricas são importantes, pois indicam, de forma geral, o grau de isolamento da paisagem, e conseqüentemente indicam a existência ou necessidade de implantação de elementos de conexão, tais como os corredores ecológicos e *stepping stones* (pontos de ligação).

As métricas relacionadas ao contágio e a contraste também se relacionam ao grau de isolamento. A partir destes índices é possível obter informações acerca da extensão na qual os fragmentos ou classes estão agregados ou dispersos em uma paisagem e, quantificar a distribuição espacial de um tipo de fragmento ou classe na paisagem (VALENTE, 2001).

As métricas de diversidade fornecem dados sobre a riqueza, densidade, heterogeneidade, e outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem (SÁ VOLATÃO, 1998).

## 2.2.5 Escala - a paisagem na visão dos animais

Existem diferentes noções de escala, tais como: (a) escala espacial, que inclui um aspecto de extensão no espaço e de resolução da informação; (b) escala temporal, que inclui aspectos de duração e também de resolução; (c) escala geográfica, que indica as dimensões de representações de um objeto no solo; e (d) escala de percepção das espécies, que se refere à escala espacial e temporal na qual a espécie percebe ou interage com a paisagem (METZGER, 2001). Segundo Campos (2004), não existe tamanho absoluto de paisagem na perspectiva de um animal. O tamanho da paisagem varia dependendo em que consiste o mosaico de habitat ou recursos de manchas significativas para a espécie. Para Metzger (2001) a escala de percepção da paisagem pelas espécies está relacionada à extensão do seu território, à sua capacidade de deslocamento e de suas exigências de habitats específicos. Ainda de acordo com este autor, espécies com pequena capacidade de deslocamento ou dispersão percebem a paisagem em um contexto mais local, enquanto que espécies que possuem maior capacidade de deslocamento percebem a paisagem em uma escala mais ampla; ou ainda espécies com

habitats muito especializados percebem a paisagem com um maior grau de detalhamento em relação às demais espécies generalistas.

Zollner<sup>3</sup> citado por Forero-Medina e Vieira (2007) afirma que um dos mecanismos comportamentais específicos determinantes no sucesso de dispersão da espécie é a sua capacidade de perceber um habitat à distância.

IMS<sup>4</sup> citado por Marenzi (2004) afirma que o movimento das espécies pela paisagem se dá em relação de sua funcionalidade biológica e de sua estrutura espacial, e propõe tipos de movimentos correlacionados com estes aspectos, os quais podem ser observados na Tabela 1.

TABELA 1 – TIPOS DE MOVIMENTO DE ANIMAIS E RELAÇÕES COM A ESTRUTURA DA PAISAGEM

<b>Escala espacial</b>	<b>Tipo de movimento</b>	<b>Estrutura espacial</b>
Mancha de recurso	Seleção de alimentos	Distribuição de alimentos; Tamanho e forma das manchas; Obstáculos em pequena escala.
Mancha de habitat	Procura por áreas de alimentos; Vigilância do território	Configuração das manchas de recursos; Abrigo; Topografia e fatores abiótico.
Mosaico paisagístico	Dispersão	Tamanho, forma e isolamento das manchas; Conectividade e permeabilidade da paisagem.
Região	Migração	Geomorfologia; Barreiras em escala regional.

Campos (2004) estudando o movimento do jacaré, *Caiman crocodilus yacare*, mostrou claramente como a escala do estudo na visão do animal deve ser considerada. Segundo a autora, normalmente, o pesquisador estabelece a extensão do movimento do animal quando delimita a área de estudo, e não leva em consideração as mudanças na escala espacial e temporal da paisagem em que vive o animal. No período de 10 anos, a autora monitorou quatro machos e uma fêmea de *C. c. yacare*, marcados no primeiro ano de vida, na área de lago, e verificou que os animais percorreram distâncias de até 18 km para a área de rio. Já Yeomans<sup>5</sup> citado por Forero-Medina e Vieira (2007) verificou

<sup>3</sup> ZOLLNER, P. A. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, v.15, 2000, p. 523-533.

<sup>4</sup> IMS, R. A. Movement patterns related to spatial structure. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAN, G. **Mosaic landscapes and ecological processes**. London: Chapman Y Hall, 1995, p. 85-109.

<sup>5</sup> YEOMANS, R. S. Water-feeding in adult turtles: random search or oriented behaviour? **Animal Behaviour**, v. 49, 1995, p. 977-987.

uma capacidade perceptual para a tartaruga-de-água-doce (*Trachemys scripta*) de 300 metros, e Zollner (2000) de 300 metros para *Sciurus carolinensis* e de 400 metros para *Sciurus niger*.

Pioani e Richter (1999) citam a necessidade de conservar a biodiversidade em escala múltipla dentro de um mesmo ecossistema ou em um contexto de paisagem, conjuntamente com os processos ecológicos que os sustentam. Nesse sentido, propuseram níveis de organização biológica, adotados pela TNC (*The Nature Conservancy*), que envolvem o conjunto de espécies, comunidades ecológicas, sistemas ecológicos. Estes são divididos de acordo com sua escala e padrão espacial:

(a) escala local - refere-se a espécies com movimento limitado e restrito a uma única comunidade ou sistema ecológico. Muitas espécies raras pertencem a esta categoria, principalmente invertebrados e plantas. A ocorrência de comunidades e sistemas ecológicos de pequenas parcelas e populações de espécies terrestres de escala local encontram-se usualmente em áreas de menos de 800 hectares. As comunidades e sistemas ecológicos de escala local são de tamanhos reduzidos e discretos (e.g. brejos, pântanos, penhascos, alagados) e resultam de fatores físicos e regimes ambientais específicos (e.g. infiltração, desmatamento, etc.);

(b) escala intermediária - refere-se a espécies que dependem de uma área grande, constituída por tipos diferentes de habitats. A biodiversidade terrestre de escala intermediária ocorre tipicamente entre 400 e 20.000 hectares;

(c) escala ampla - refere-se às espécies que necessitam de grandes áreas para ter acesso aos tipos e quantidade de habitat que elas requerem. Essas áreas são extensas, porém menores que as requeridas na escala regional. Normalmente as espécies de escala ampla cobrem grandes distâncias e utilizam ambientes múltiplos para satisfazerem suas necessidades de habitat. A área necessária para populações de espécies ou comunidades modelo ou sistemas ecológicos terrestres de escala ampla está situada entre 8.000 e 400.000 ha;

(d) escala regional - pertencem a esta escala as espécies que dependem de vastas áreas, como os mamíferos migratórios e grandes predadores, aves migratórias, morcegos, insetos, e peixes que migram longas distâncias. Para sustentar uma única população, freqüentemente requer-se de áreas maiores que 4.000.000 de hectares ou centenas de quilômetros, com matriz terrestre natural ou semi-natural, corredores ecológicos interligados e habitats bem preservados.

### 2.2.6 Análises do uso de habitats e das influências da estrutura da paisagem correlacionadas à fauna

As características paisagísticas que podem ser consideradas para a avaliação da relação “habitat x fauna” incluem a vegetação, aspectos físicos e geomorfológicos, hidrografia, a comunidade animal, a presença ou não de predadores, competidores, parasitas, doenças, distúrbios humanos, a pressão de caça, o clima, as condições meteorológicas e outros fatores mais específicos. Comumente os estudos com fauna são realizados mediante a aplicação de algum tipo de “modelo de habitat” específico para as espécies ou grupo de espécies que necessitam de habitats com as mesmas características (FIRKOWSKI, 1993).

Dentre os modelos de distribuição das espécies em função do habitat podem ser citados: o “índice de seletividade” descrito por Ivlev (1961); o de “matrizes” descrito por Leopold *et al.* (1971); o “sistema de inventário e planejamento de recursos” desenvolvido por Crozier *et al.* (1974) e Robinete e Crozier (1976); o de “correlação simples” descrito por Verner e Boss (1980); o “índice de integridade biótica” descrito por Karr (1981); o “índice de adequabilidade do habitat” ou ainda o de “potencial de adequação do habitat” descrito por Cooperrider (1986).

Guadagnin e Menegheti (1997), por exemplo, utilizaram o “sistema de inventário e planejamento de recursos” para o zoneamento do Parque Estadual do Turvo (PR). Araújo (1998) adaptou o “índice de integridade biótica” para descrever o ambiente para a comunidade de peixes do Rio Paraíba do Sul (RJ). Oliveira (2002), para avaliar o uso de ambientes por mamíferos em área de floresta atlântica com plantios de eucaliptos no Vale do Paraíba (SP), utilizou dados de frequência de ocorrência e abundância relativa das espécies encontradas em cada tipo de ambiente que compõem a área de estudo; e também índices de diversidade e similaridade para comparar os ambientes entre si quanto a sua composição mastofaunística. Utilizando métodos e análises semelhantes Dotta (2006), verificou a diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do Rio Passo Cinco (SP).

O “índice de seletividade” foi utilizado por Rocha (2006) para avaliar áreas de uso e a seleção de habitats por três espécies de carnívoros no Pantanal. Veras e Santos (2007) utilizaram o “índice de adequabilidade do habitat” para uma espécie de lagarto do bioma cerrado, *Anolis meridionalis*, o que implicou que os autores definissem

parâmetros físicos do habitat que indicam a presença ou ausência da espécie em ambientes naturais pouco alterados.

Atualmente existem programas estatísticos que permitem analisar, modelar e prever os limites de distribuição e a adequação do habitat para as espécies (GUISAN e ZIMMERMANN 2000; SCOTT *et al.*, 2002; FERRIER *et al.* 2002). A maioria destas metodologias é baseada em modelos de resposta de espécies a condições ambientais, ou seja, ao seu nicho ambiental. Dentre os programas utilizados estão: o *DesktopGarp - Genetic Algorithm for Rule-set Prediction* (SCACHETTI-PEREIRA, 2001) que cria modelos de nicho ecológico para espécies e descreve as condições ambientais em que são capazes de manter estáveis suas populações; o *BioMVG Cer* (HIRZEL *et al.* 2004a) que descreve o nicho de cada espécie mediante a análise factorial do nicho ecológico e extrapola a adequação de habitat em cada ponto de presença da espécie; o *FloraMap* (CIAT, 2000) que prediz a distribuição de plantas e outros organismos de vida selvagem; o *Ramas Gis* (AKÇAKAYA, 2002) que correlaciona dados de habitat com modelos metapopulacionais, calcula a capacidade de suporte dos habitats e viabilidade populacional; além dos tradicionais e de uso bastante amplo *MapWindow Gis*, *Idrisi*, *Spring*, *Envi* e *ArcMap*.

Com relação aos estudos ou análises das influências da estrutura da paisagem propriamente dita sobre a fauna, Rocha (2004) estudou os efeitos da fragmentação de habitats sobre as comunidades de pequenos mamíferos, numa perspectiva de ecologia da paisagem, em sete fragmentos florestais da região do Pontal do Paranapanema (SP). A partir da elaboração de mapas temáticos calculou alguns índices de paisagem (escala regional) e também para cada fragmento onde realizou as amostragens dos pequenos mamíferos. Os índices escolhidos pela autora possibilitaram a descrição da estrutura espacial da paisagem e indicaram o estado de cada fragmento no contexto em que estavam inseridos. Estes cálculos foram feitos mediante os programas *Fragstats* e *ArcView* com a extensão livre *Patch Analyst 2.0* e os fragmentos classificados quanto a idade, tamanho (área), forma e conectividade estrutural.

Borges *et al.* (2004), além do *Fragstats*, utilizaram o *software Spring* para determinar a área, o perímetro, a escala, a forma e as distâncias dos fragmentos na Fazenda São Jorge (MG), a fim de analisar suas características e prescrever o manejo da paisagem para a manutenção da flora e da fauna. Périco *et al.* (2005) avaliaram também os efeitos da fragmentação de habitats em Soledade (RS) sobre comunidades animais

utilizando um sistema de informações geográficas e métricas de paisagem. Os pesquisadores basearam suas análises nos softwares *Idrisi* e *Fragstats*.

Mazzolli (2006) verificando a persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro (SC) calculou as métricas da paisagem mediante o aplicativo *Patch Analyst 3.1*, do *ArcView*. A maior parte das estatísticas foram produzidas a partir de *grid*, para o qual o aplicativo *Patch Analyst* utilizou uma implementação modificada do *Fragstats*.

Há estudos que utilizam métodos convencionais de valoração da paisagem para a verificação da adequação do habitat ou para realizar predições quanto à ocorrência potencial das espécies. Dentre eles podem ser citados os de Chassot *et al.* (2005) que verificaram a adequação do habitat potencial para a anta centro-americana (*Tapirus bairdii*) no Corredor Biológico San Juan-La Selva, Costa Rica, mediante análises geo-espaciais do hábitat. Para tanto, combinaram diferentes parâmetros ecológicos que favorecem a ocorrência e manutenção deste ungulado.

Vidolin *et al.* (não publicado) também valoraram a qualidade da paisagem de um remanescente da Floresta com Araucária (PR) tendo como base os requisitos ecológicos de duas espécies de ungulados silvestres (queixada *Tayassu pecari* e anta *Tapirus terrestris*). A valoração realizada pelos autores foi baseada na análise dos aspectos funcionais dos tipos de habitats que constituem a área de estudo, considerando a disponibilidade de recursos hídricos, os tipos de habitats, a disponibilidade do habitat ao longo do ano e o grau de conservação das áreas, relacionado a pressões antrópicas.

Todos os métodos para definir modelos de habitats supracitados descrevem, portanto, as características ou os atributos do ambiente que são adequados para as espécies de acordo com as condições dos locais onde elas estão presentes, e podem utilizar dados bibliográficos disponíveis sobre requisitos ecológicos ou então dados obtidos diretamente de estudo de campo.

### 2.3 ANTA-BRASILEIRA OU ANTA *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)

A família Tapiridae é constituída por um gênero e quatro espécies, uma na Ásia *Tapirus indicus*, uma na América Central - *Tapirus bairdii*, e duas na América do Sul - *Tapirus pinchaque* e *Tapirus terrestris* (EISENBERG, 1997). A distribuição geográfica de *Tapirus terrestris* (anta-brasileira ou simplesmente anta) (Figura 1) estende-se por toda a América do Sul a leste dos Andes, desde a Venezuela até o nordeste da Argentina

e Paraguai. Nessa faixa é encontrada na Venezuela, Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Guiana, Guiana Francesa, Suriname, Paraguai, norte da Argentina e Brasil (EISENBERG e REDFORD, 1999).



FIGURA 1 - Anta *Tapirus terrestris*. Animais fotografados no Zoológico de Curitiba  
Foto: Autora

A anta é o maior mamífero terrestre ocorrente no Brasil e seus aspectos biológicos são inconfundíveis, tanto por seu tamanho quanto por sua forma corporal. São animais corpulentos, atingindo em média o comprimento total de 2,00 m e chegando a pesar cerca de 227 a 300 kg quando adultos (EMMONS, 1990). Não há dimorfismo sexual aparente. Apresentam variação quanto a coloração, mas a maior parte dos animais adultos têm o pelame marrom-escuro, sendo somente a ponta das orelhas de cor branca. As patas podem conservar manchas claras presentes durante a fase juvenil. É freqüente a coloração mais escura para os machos. O filhote ao nascer, apresenta manchas esbranquiçadas espalhadas pelo corpo, e passam a ter a mesma coloração dos adultos a partir dos sete meses de idade. No alto da cabeça e nuca os pêlos são um pouco mais longos e duros que no resto do corpo, formando uma pequena crina. Possuem quatro dedos nos membros anteriores e três nos posteriores, apresentando unhas fortes, que formam quase um casco. O que mais chama a atenção na anta é o fato de possuir focinho em forma de uma pequena tromba, de grande mobilidade (EMMONS, 1990; EISENBERG, 1997).

A fórmula dentária é constituída por 44 peças: I 3/3, C 1/1, P 4/ 3-4, M 3/3 (KERTESZ, 1993; MILES e GRIGSON, 2003; MAFFEI, 2003). Nos recém-nascidos a dentição de leite é caracteriza pela existência do primeiro molar definitivo, e a partir do

final da primeira semana de vida, o crescimento de um único par de pré-molares funcionais (PADILLA e DOWLER, 1994).

Embora possuam hábitos solitários, grupos familiares constituídos por mãe, jovem e filhote podem ser comumente observados (RICHARD e JULIÁ, 2000). Possuem atividade preferencialmente crepuscular e noturna (WALLACE *et al.*, 2002). AYALA (2002) observou para o Chaco Boliviano picos de atividade entre 01:00 hs e 6:30 hs, e baixos picos de atividade ou nenhuma atividade entre o período das 11:00 hs às 15:30 hs.

Aparentemente não há estação reprodutiva definida, mas os nascimentos normalmente ocorrem no verão (RICHARD e JULIÁ, 2000). O estro ocorre em intervalos de 50 a 80 dias e dura cerca de dois a cinco dias (PADILLA e DOWLER, 1994; RICHARD e JULIÁ, 2000). A gestação dura aproximadamente 13 meses (405 dias), nascendo um filhote (RICHARD e JULIÁ, 2000) e excepcionalmente dois (ERLICH-YOFFE, 1983). O filhote pesa entre 4 a 7 kg. A amamentação dura cerca de um ano, mas o filhote por cerca dos 10º mês já ingere alimentos sólidos (PADILLA e DOWLER, 1994; RICHARD e JULIÁ, 2000). O crescimento do filhote é bastante lento e o filhote acompanha a mãe até seu primeiro ano de idade. A maturidade sexual é atingida por volta dois ou três anos de idade (NOWAK, 1999).

A anta utiliza tanto habitats de montanha como de baixada, sempre nos trópicos, sendo caracteristicamente associada a florestas tropicais ou florestas montanas tropicais. Pode ocupar, ainda, savanas ou florestas secas e decíduas, mas geralmente na proximidade de florestas ribeirinhas (EISENBERG, 1997). Segundo Richard e Juliá (2000), as antas são altamente dependentes da água ou de ambientes úmidos para realizar várias funções vitais de seu ciclo de vida.

Sua dieta varia conforme as condições do habitat. Para a região amazônica brasileira, por exemplo, Fragoso (1994) verificou que a anta consome fibras vegetais e frutos de palmeira (*Maximiliana maripa*). Da mesma forma Bodmer (1991) para a região amazônica peruana, Varela (1992) e Varela e Brown (1995) para o sul da Argentina, observaram que a dieta da espécie consiste principalmente de herbáceas e gramíneas, consumindo frutos de maneira oportunista. Já Salas e Fuller (1996) observaram que a dieta da anta no sul da Venezuela é constituída principalmente por espécies arbustivas. Rocha (2001) identificou para o norte do Paraná (Parque Estadual Mata dos Godoy) 44 espécies de frutos consumidos pela anta, sendo os frutos da figueira (*Ficus* spp.) a espécie consumida durante todo o ano, seguida *Syagrus*

*romanzoffiana* durante o outono, *Persea americana* durante o inverno *Anona cacans* durante o verão.

No Pontal do Paranapanema, em São Paulo, Tófoli (2006) verificou que a dieta da espécie é composta por 65,5% de fibras e 34,5% de frutos, dos quais foram identificadas 58 espécies. Os frutos mais consumidos segundo a autora foram *Syagrus romanzoffiana*, *Psychotria* spp., *Bromelia balansae*, *Ilex* spp., *Annona cacans*, *Psidium guajava*, *Ilex paraguariensis* e *Jacaratia spinosa*, sendo os frutos de *Syagrus romanzoffiana* e *Psychotria* spp. os mais representativos nas estações seca e chuvosa.

Santos *et al.* (2005) verificaram no Parque Estadual Serra do Tabuleiro, em Santa Catarina, o consumo de 33 espécies de plantas pela anta, e também ineditamente o consumo de pteridófitas. Plantas de hábitos herbáceos foram as mais procuradas pela anta, representando 62% dos itens consumidos, seguidos por 26% de espécies arbustivas e 12% de arbóreas. Dentre as espécies consumidas os autores constataram *Piper* sp., *Ludwigia multinervia*, *Miconia ligustroides*, *Tibouchina urvilleana*, *Butia capitata* e *Arecastrum romanzoffianum*. Os autores observaram ainda, que quando os frutos estavam maduros, a anta consumiu, além deles, outras partes da planta, como flores, folhas e cascas. Segundo Bodmer (1990), Salas e Fuller (1996) e Salas (1996) nas épocas em que há disponibilidade de frutos caídos pode haver mais de um indivíduo utilizando o mesmo sítio de alimentação.

Entre os aspectos que caracteriza seu valor de predadora de sementes ou de dispersora ineficiente está o fato de mastigar e esmagar sementes de algumas espécies, principalmente aqueles de maior tamanho e de casca menos resistente (OLMOS, 1997). O costume de defecar na água, embora benéfico para algumas plantas, pode, por outro lado, ser prejudicial para muitas plântulas devido o excesso de umidade (RICHARD e JULIÁ, 2000), que acarreta no apodrecimento das sementes ou no desenvolvimento de fungos sobre as mesmas. Assim, as antas podem ser consideradas dispersoras ou predadoras de sementes, dependendo da importância apresentada pelos frutos em sua dieta, das características morfológicas dos mesmos, das idiosincrasias individuais, do local de deposição das fezes e das características do ambiente em questão (JANZEN, 1981; SALAS e FULLER, 1996; OLMOS, 1997; TÓFOLI, 2006).

Por ser um animal de grande porte, a anta possui densidade populacional naturalmente baixa (RICHARD e JULIÁ, 2000) e necessita de amplos territórios. Com relação à densidade populacional Robinson e Redford (1991) obtiveram valores entre 1,61 ind./km<sup>2</sup>; Bodmer (1993) entre 0,4 a 0,6 ind./km<sup>2</sup>, ambos os casos para a Amazônia

peruana; Rocha (2001) para o Parque Estadual Mata dos Godoy, no Paraná, em 35 a 40 indivíduos; NOSS *et al.* (2003) utilizando a técnica da rádio-telemetria de 0,71 ind./km<sup>2</sup> para o Chaco Boliviano (Gran Chaco National Park. Quanto ao tamanho de área de vida Medici (1998) estimou a área de vida da espécie para o Parque Estadual Morro do Diabo (SP) em 151 ha; Barrientos (2001) para o Chaco Seco (Bolívia) durante a estação seca estimou a área de vida entre 250 a 380 ha, e para a estação chuvosa entre 102 a 270 ha; Rocha (2001) para o Parque Estadual Mata dos Godoy no Paraná em 200 ha; e Ayala (2002) no Chaco Boliviano estimou a área de 281 ha para machos e 218 ha para fêmeas, observando sobreposição entre áreas de vida de machos e fêmeas.

Mais recentemente, também no Chaco Boliviano (Gran Chaco) Noss *et al.* (2003) mediante rádio-telemetria calculou a área de vida para cinco indivíduos em 1,4 km<sup>2</sup>, e mediante a utilização de armadilhamento fotográfico em três localidades distintas mas inseridas no Gran Chaco em 0,97 a 3,74 km<sup>2</sup> para quatro indivíduos, 1,03 a 4,93 km<sup>2</sup> para quatro indivíduos e de 0,50 a 5,78 km<sup>2</sup> para seis indivíduos, respectivamente. O mesmo autor observou sobreposição de áreas de vida de machos com machos, machos com fêmeas e de fêmeas com fêmeas. Cordeiro e Oliveira (2006) para nordeste do Pantanal, Mato Grosso, estimaram a população em 0,71 ind./km<sup>2</sup> e estimaram o tamanho da população de antas para a área em 581 indivíduos.

Os dados de Tobler (2006), que monitorou a espécie mediante rádio-telemetria via satélite no Peru, mostraram que os animais utilizam diariamente área entre 20 a 50 ha dentro de uma área de 2,5 km<sup>2</sup>. Os dados preliminares do autor mostraram, ainda, que os animais possuem *home-ranges* relativamente estáveis que são sempre utilizados em diferentes períodos do ano. Dos três animais monitorados, Tobler (2006) observou que um deles usou quase exclusivamente a floresta de terra firme, e os outros dois a floresta sujeita a inundações. Estes dois animais, um macho e uma fêmea, têm grande sobreposição de áreas de vida. As distâncias percorridas diariamente pelos animais variaram de menos de 1 km a 10 km. Morais *et al.* (2003) estudando os padrões de deslocamento da anta entre o Parque Estadual Mata dos Godoy e três fragmentos adjacentes verificaram que a espécie desloca-se cerca de 400, 600 e 1850 metros de distância diariamente em áreas de campo aberto à procura de recursos.

Puertas (2006) analisando a utilização de diferentes tipos de habitats por ungulados na Colômbia, verificou que a anta seleciona habitats próximos à água, em especial vegetação ciliar. Da mesma forma, Cordeiro e Oliveira (2006), estudando a seleção de habitats, abundância e distribuição potencial da anta em um mosaico de

paisagem do nordeste do Pantanal, Mato Grosso, Brasil, verificaram que embora a maioria das classes de habitats disponíveis na paisagem regional seja utilizada pela espécie, há diferenças expressivas considerando as diversas categorias de cobertura.

Paviolo *et al.* (2006) avaliaram o *status* de conservação da espécie na eco-região da Floresta Atlântica, que contempla a província de Misiones na Argentina, sul do Brasil e leste do Paraguai, e verificou que no Paraguai a espécie subsiste em somente quatro áreas protegidas (Reserva San Rafael com 58.490 ha, Reserva Natural de Bosque Mbaracayú com 59.056 ha, Itabó com 9.885 ha, e Reserva Biológica de Limoy com 11.866 ha). No Brasil, a espécie ocorre em poucos fragmentos de áreas superiores a 3.000 ha, próximos ao Parque Nacional do Iguçu. Em Misiones, a anta está presente em áreas florestadas do centro ao norte da província (corredor verde), mas sua distribuição declinou mais de 30% nos últimos 40 anos. Segundo esses autores, a conservação da anta nesta eco-região depende da manutenção de grandes blocos de floresta nativa, da criação de áreas protegidas e da aplicação das leis que protegem a espécie.

Segundo Fragoso (1994) a caça é o principal fator do desaparecimento das antas em alguns locais onde sua ocorrência era comum. Por ser uma espécie com pequeno espectro de tolerância a variações no habitat é considerada indicadora ambiental, estando sua presença em um determinado ambiente correlacionada ao seu bom grau de conservação (BODMER e BROOKS, 1997; MONTENEGRO, 1997), sobretudo de ambientes úmidos.

A anta encontra-se listada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN International Union for the Conservation of Nature) como “Vulnerável à Extinção” nas categorias A1cd+2c+3c (IUCN, 2007). No Brasil, apesar de não constar nas listas do IBAMA (2003 e 2008), é citada em diferentes *status* de ameaça em listas estaduais (Minas Gerais e Rio Grande do Sul consta como “criticamente em perigo”, e nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Paraná como “em perigo” MIKICH e BÉRNILS, 2004). Segundo IUCN (2004) no Brasil existem populações consideráveis da espécie na Amazônia e no Mato Grosso do Sul, mas que devido a diferentes tipos de pressões antrópicas, estão em declínio (PADILLA e DOWLER, 1994). No Paraná, ocorria em praticamente todos os biomas, no entanto, atualmente vem desaparecendo juntamente com a destruição das florestas (MIKICH e BÉRNILS, 2004).

## 2.4 QUEIXADA *Tayassu pecari* (Link, 1795)

A família Tayassuidae é representada por três espécies: *Catagonus wagneri* (taguá), *Pecari tajacu* (cateto) e *Tayassu pecari* (queixada). *Catagonus wagneri* está restrito ao norte da Argentina, sudeste da Bolívia e oeste do Paraguai (WETZEL, 1977). *Pecari tajacu* é a espécie que possui a maior distribuição entre os pecarídeos e também a maior capacidade de adaptação às alterações do habitat, estando presente desde o sul dos Estados Unidos até o noroeste do Perú e norte da Argentina (IUCN, 1993). *Tayassu pecari* ocorre desde o sul do México, até o sul do Uruguai e norte da Argentina. Na parte norte de sua área de distribuição (América Central), restringe-se a florestas tropicais úmidas, mas na América do Sul, ocorre em ambientes secos e úmidos, inclusive florestas tropicais e chacos (HAEMIG, 2006). Dos 19 países onde ocorre na América Latina, é simpátrico com o taguá (*Catagonus wagneri*) (MARCH, 1996), e no Grande Chaco da América do Sul-Central com o cateto (*Pecari tajacu*) (EMMONS, 1990; EISENBERG, 1989; MAYER e WETZEL, 1987; SCHALLER, 1983). De acordo com Mendes-Pontes (2004) os queixadas são abundantes na região Amazônica.

Recentemente Roosmalen *et al.* (2007) descreveram uma nova espécie de pecarídeo descoberta em 2003 na Amazônia Brasileira (Rio Ariupuanã), denominado pelos autores como *Pecari maximus*, porco-gigante. Segundo esses autores, essa espécie aproximar-se-ia filogeneticamente do cateto (*Pecari tajacu*). No entanto, Gongora *et al.* (2007) sugerem que estudos genéticos adicionais sejam realizados para de fato confirmar a existência desta nova espécie.

O queixada (*Tayassu pecari*) (Figura 2) está entre os maiores ungulados das Américas do Sul e Central, perdendo em tamanho apenas para as antas (*Tapirus spp.*) (JÁCOMO, 2004). O corpo é robusto, sendo o maior (30 a 50 kg) entre as três espécies reconhecidas. A cabeça longa é relativamente grande se comparada ao tamanho do corpo, e o crânio apresenta uma expansão lateral dos maxilares por trás dos caninos (DÍAZ e BARQUEZ, 2002).

Possui coloração cinza-escuro a amarronzada, lábios, queixo e garganta brancos, que juntamente com o hábito de bater os dentes constantemente, deram origem ao seu nome popular (MAYER e BRANDT, 1982). Os filhotes nascem com manchas brancas espalhadas pelo corpo. Na região da nuca e dorso possuem um tipo de crina, que quando o animal está excitado fica eriçada (CIMARDI, 1996). No dorso, próximo a cauda que é vestigial (ANDERSON e JONES, 1984), apresenta uma glândula que produz uma

secreção oleosa de forte odor que é utilizado para comunicação entre os indivíduos, marcação de território, reconhecimento individual e coesão do grupo (BYERS e BEKOFF, 1981).



FIGURA 2 - Queixada *Tayassu pecari*. Animais fotografados no Zoológico de Curitiba  
Foto: Autora.

Não há período reprodutivo definido e fêmeas grávidas podem ser encontradas ao longo de todo o ano, porém os períodos de primavera e verão são os de maior proporção de nascimento (MARGARIDO, 2001). Jácomo (2004) no Parque Nacional das Emas, registrou filhotes de queixadas em 10 dos 12 meses do ano, com as maiores porcentagens em janeiro, julho e novembro. O período de gestação varia de 152 a 156 dias, onde é possível nascer até três filhotes, que logo após nascerem já acompanham a mãe. O desmame ocorre por volta do segundo mês de vida do filhote, mas que mesmo assim permanece com a mãe por vários meses. A maturidade sexual é atingida por volta dos 18 meses (MARGARIDO, 2001). Não há dimorfismo sexual aparente, exceto pelos testículos evidentes à distância nos machos adultos (REIS *et al.* 2006).

Há entre os indivíduos dos grupos dominância hierárquica bem estabelecida, normalmente ocupada por machos dominantes que têm prioridade de acasalamento. Além disso, esse sistema de hierarquia dentro dos grupos, onde os machos ocupam as posições mais altas, minimizam as interações agonísticas, sendo que a maior parte das disputas entre indivíduos se dá de forma ritualizada (BYERS e BEKOFF, 1981; SOWLS, 1997). Esse aspecto é reforçado pela alteração na proporção sexual que passa

de 1:1 nos nascimentos para aproximadamente 1:2 (machos: fêmeas) quando aos animais atingem a idade adulta (MARGARIDO, 2001). São ativos em qualquer hora do dia, mas aparentemente preferem as primeiras horas do dia (NASCIMENTO *et al.*, 2004). Jácomo (2004) observou picos de atividade nos períodos da manhã e da noite.

Embora onívoro, o queixada possui dieta preferencialmente frugívora, tendo um papel fundamental na predação e dispersão de sementes (BODMER, 1989; FRAGOSO, 1997). No Parque Nacional de Manú na Amazônia Peruana, Kiltie (1981), por exemplo, constatou o consumo dos frutos e sementes das palmeiras *Iriarteia* sp., *Socratea* sp., *Astrocaryum macrocalyx* e *Jessenia* sp.

Keuroghlian e Eaton (2007) observaram para a Estação Ecológica de Caitetus, em São Paulo, que 80% da dieta dos queixadas é constituída por frutos (um total de 34 espécies consumidas), e que eles foram os únicos ungulados que consumiram frutos, tanto maduros quanto verdes, do palmito *Euterpe edulis*. Altrichter *et al.* (2000) também observaram que a dieta dos queixada no Parque Nacional Corcovado na Costa Rica é frugívora, sendo constituída por 57 espécies vegetais, das quais 37 são frutos e sementes.

Na Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Kulchetscki *et al.* (2003) verificaram que o pinhão (*Araucaria angustifolia*) é uma complexa e importante fonte alimentar para o queixada, sendo uma das únicas fontes de energia no período de março a agosto, época em que a presença de outras fontes de recurso tornam-se escassas. Dos 1.882 pinhões coletados e analisados pelos pesquisadores na Fazenda Monte Alegre, em Telêmaco Borba no Paraná, 44% foram consumidos por catetos e queixadas. Segundo Almeida *et al.* (2007) os queixadas apresentam comportamentos variados de predação do pinhão, sendo que as sementes podem ser totalmente consumidas; ou haver mordeduras na casca, onde o animal deixa as marcas dos dentes, com posterior devolução ao solo; ou o animal pode utilizar as patas dianteiras para abrir o pinhão, pressionando-o contra o chão e puxando o endosperma com os dentes; ou ainda a casca pode ser totalmente destruída por rasgadura, cortes em vários pontos ou amassamento. A forma de consumo do pinhão (destruição total ou parcial) pelo queixada, segundo as autoras, sugere que o mesmo atua como predador de sementes de *Araucaria angustifolia* (pinheiro-do-paraná).

Olmos (1993), no Parque Nacional da Serra da Capivara no Piauí, constatou que a dieta do queixada é compreendida por 79% de raízes, 6% de tubérculos, 14% de sementes e 1% de cipós suculentos. Segundo este autor, as raízes e tubérculos são para a

Caatinga uma fonte de alimento mais confiável do que frutas e folhas, uma vez que os últimos são produzidos apenas quando há uma pluviosidade adequada. Durante secas prolongadas, que ocorrem nessa região, os queixadas sobrevivem porque cavam e se alimentam das raízes e tubérculos.

Sendo assim, os queixadas têm capacidade de produzir alterações ambientais, seja pelos seus padrões de forrageio (escava os primeiros centímetros da camada do solo e da camada húmifera, tendo um papel significativo no recrutamento de plantas) e de deslocamento (percorrem longas distâncias diárias, permitindo que sementes ingeridas sejam levadas a locais distantes da planta-mãe) o que os torna elemento importante nas mudanças da composição e da estrutura das florestas.

Geralmente os queixadas ocorrem em bandos de 50 a mais de 300 indivíduos (Emmons, 1990), os quais segundo SOWLS (1997) parecem não ser territoriais. Com relação ao uso de ambientes, a espécie apresenta os mais variados tipos de preferência, dependendo das características ambientais locais.

KILTIE e TERBORG (1983) estimaram para a região amazônica peruana deslocamentos diários de cerca de 10 km de distância e áreas de ação dos animais entre 60 a 200 km<sup>2</sup>. BODMER *et al.* (1998) estimaram para essa mesma região uma densidade de 1,3 ind./ km<sup>2</sup>.

Ainda com relação ao tamanho de área de vida, CULLEN (1997) estimou para o Parque Estadual Morro do Diabo em São Paulo (35.000 ha) a população de queixadas entre 78 e 206 indivíduos e densidades entre 3,9 a 10,2 ind./km<sup>2</sup>. FRAGOSO (1998) para Reserva Ecológica Ilha Maraca (Roraima) estimou para um grupo de 134 indivíduos uma área de vida de 109 km<sup>2</sup>, e para um grupo de 53 animais em 21,8 km<sup>2</sup>. JÁCOMO (2004) para o Parque Nacional das Emas, mediante o monitoramento de 13 grupos acompanhados por radiotelemetria, estimou áreas de vida entre 52 km<sup>2</sup> a 59,6 km<sup>2</sup> e uma média de 83 indivíduos por grupo.

KEUROGHLIAN *et al.* (2004) estimaram mediante a rádio-telemetria a população mínima e máxima de queixadas para a Estação Ecológica de Caetetus em São Paulo (2.178 ha) entre 98 e 203 indivíduos, respectivamente, com uma média de 41,7 indivíduos por grupo. Observaram ainda, que a estabilidade dos subgrupos monitorados variou de dois a 21 meses, e períodos curtos (cerca de três meses) que os subgrupos se uniram. Em (2008), KEUROGHLIAN e EATON, para mesma Unidade de Conservação e dando continuidade ao estudo anterior, estimaram a população em 150 indivíduos, e observaram movimentos de migração e nomadismo nos animais, verificando que os

queixadas são capazes de sobreviver em fragmentos de florestas pequenos com cerca de 20 km<sup>2</sup>. Os autores justificam que este fato deve-se em função do uso intenso e homogêneo de toda a floresta ao longo do ano, o que pode explicar, apesar do restrito tamanho da reserva, o seu aproveitamento máximo.

Reyna-Hurtado (2006) monitorou quatro animais no México, também mediante a rádio-telemetria, e identificou que os grupos eram constituídos por 31, 21, 20 e 16 indivíduos, e que apesar de diversos encontros entre os grupos, os animais mostraram-se fiéis aos seus respectivos grupos. As áreas de vida identificadas variaram de 10 km<sup>2</sup> a 114 km<sup>2</sup>, e os animais deslocaram-se cerca de 18 km diários em busca de recursos hídricos e alimentares. O autor verificou também associações temporais entre dois dos quatro grupos acompanhados, que em duas ocasiões distintas deslocaram-se juntos durante o período de um mês, porém sem haver troca de indivíduos entre os grupos que se mantiveram distantes cerca de 40 metros.

Ainda com relação aos deslocamentos dos queixadas Sowls (1997) relata que grandes deslocamentos no Chaco Paraguai ocorrem em função da periodicidade das cheias, e Kiltie (1980) cita que em casos de sucessivas visitas a uma mesma área, os queixadas seguem uma mesma trilha. Este comportamento citado por Kiltie foi corroborado por Jácomo (2004) que verificou que quando os animais estavam concentrados em uma região no Parque Nacional das Emas, os grupos seguiram, regularmente, uma mesma trilha até os locais de alimentação.

Com relação ao uso de ambientes, a espécie apresenta os mais variados tipos de preferência, dependendo das características ambientais locais. Na Amazônia Brasileira e Peruana, por exemplo, os queixadas utilizam as florestas de várzea (BODMER, 1990; BODMER, 1991). Já, Desbiez *et al.* (2004) verificaram que no Pantanal (Fazendas Rio Negro e Nhumirim) os queixadas foram significativamente mais frequentes em área de florestas semidecíduas e em matas de galeria (45% das observações dos autores). Jácomo (2004) no Parque Nacional das Emas verificou que o cerrado é o hábitat mais utilizado, seguido do pasto e lavoura. Na Reserva da Biosfera de Calakmul, em Campeche, México, os queixadas preferiram florestas médias subperenes onde não havia pressão de caça, e bosques baixos inundáveis, mesmo havendo pressão de caça (REYNA-HURTADO e TANNER, 2005).

Keuroghlian e Eaton (2008) estabeleceram um *ranking* para verificar a preferência por habitats na Estação Ecológica de Caetetus e verificaram que os habitats preferenciais foram as áreas onde havia grande concentração de *Eutrypa edulis*

distribuídas na bordadura das várzeas e córregos, seguida de floresta primária situada nos vales úmidos ou cumes de morros onde o ambiente é mais seco e várzeas que são áreas sazonalmente inundadas. Com relação à vegetação ciliar, os autores observaram que a espécie utiliza com maior frequência faixas entre 50 e 100 metros e que as áreas úmidas são os ambientes mais utilizados pela espécie, mesmo que menos disponíveis na Unidade de Conservação.

O queixada é uma espécie altamente susceptível aos impactos diretos da caça. Como espécie primariamente de ambientes florestais, é também susceptível à destruição do habitat, tendo como consequência direta o processo a fragmentação de suas populações. O isolamento populacional, por sua vez, acarreta à perda de variabilidade genética por deriva genética, devido à endocruzamentos e aos efeitos estocásticos. Além disso, a perda e transformação de habitats resultam na simplificação de ambientes, ou seja, na disponibilidade de recursos, que pode interferir no potencial de adaptação da espécie às mudanças no ambiente, resultando na diminuição da fertilidade e no aumento da mortalidade (SEAGLE, 1986).

Apesar de estudos apontarem o queixada como uma das espécies de mamíferos de grande porte mais ameaçadas da Região Neotropical, em função da caça e destruição de habitats (Fragoso, 1994; Peres, 1996; Cullen Jr., 1997; Nogueira-Filho e Lavorenti, 1997; Margarido, 2001; Keuroghlian, 2003; Cullen Jr, *et. al.*, 2000; Jácomo, 2004), não consta na Lista de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA (2003 e 2008). Todavia a espécie é citada no Apêndice II da CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Selvagem em Perigo de Extinção). No Estado do Paraná é reconhecido como criticamente em perigo pelo Decreto Estadual nº 3148/2004 que torna oficial a lista de espécies constantes no Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Paraná (MIKICH e BÉRNILS, 2004), reforçando a sua fragilidade e seu visível desaparecimento de certas regiões incluídas na sua área de distribuição natural.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado no período de 18 meses, de janeiro de 2007 a julho de 2008. As campanhas de campo tiveram duração de quatro a cinco dias consecutivos e intervalos mensais. Os primeiros meses de estudo destinaram-se ao reconhecimento das áreas estudadas quanto à disponibilidade de trilhas e caminhos existentes, levantamento de informações sobre as espécies de forma geral, além da verificação e correção do mapa de uso e cobertura do solo da Fazenda Lageado Grande - PR.

#### 3.1 ÁREAS DE ESTUDO

Este trabalho foi realizado em duas escalas da paisagem, definidas em função da extensão da área de uso freqüente (ou central) e esporádica (ou total) dos animais. Considerou-se como meso-escala aquelas áreas de uso freqüente, ou seja, onde os animais possuem áreas de uso fixas; e como macro-escala as áreas utilizadas com menor freqüência ou apenas em determinados períodos do ano por esses ungulados.

##### 3.1.1 Paisagem em Meso-escala – Fazenda Lageado Grande (FLG)

As análises de intensidade de uso e seletividade de habitats pelo queixada (*Tayassu pecari*) e pela anta (*Tapirus terrestris*) foram conduzidas na FLG das Indústrias Pedro N. Pizzatto Ltda. A Fazenda está localizada nos municípios de General Carneiro, Bituruna e Palmas, tendo como pontos de referência as coordenadas geográficas 26°18'11.75'' de latitude sul e 51°35'58.94'' de longitude oeste (Figura 3).

A FLG possui 3.136,32 ha inseridos na bacia do rio Iguaçu, microbacia do rio Iratim, com uma característica de relevo fortemente ondulada (CASTELLA e BRITEZ, 2004). O clima da região é classificado como “subtropical úmido mesotérmico” (cfb), caracterizado por verão fresco e inverno rigoroso com geadas severas e freqüentes, concentradas entre os meses de março e setembro. Não apresenta estação seca característica, com temperaturas médias nos meses mais quentes inferiores a 22°C e nos meses mais frios com médias abaixo de 18°C. O regime de chuvas é irregular, com diminuição no período de inverno e maior intensidade no verão. A precipitação média anual é de 1.600 a 1.770 mm (SMART WOOD PROGRAM, 2002).



FIGURA 3 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA FAZENDA LAGEADO GRANDE, PARANÁ, BRASIL  
BASE DE DADOS CARTOGRÁFICOS: PARANÁ (2006)

O Rio Iratim, que apresenta variação de largura entre 10 e 50 m e estende-se por cerca de 20 km na propriedade, é o principal rio da área. Este rio subdivide a propriedade em três porções. A porção norte, caracterizada integralmente por floresta com predomínio de araucária e manchas de várzeas, que constitui a Reserva Legal da propriedade, com 716,32 ha, foi decretada em 1998 pelo governo do Estado do Paraná na época (Decreto nº. 4800 de 21/09/1998) como parte integrante do Parque Estadual das Araucárias, o que durante sua vigência (até 2004) garantiu que atividades como a extração da erva-mate, por exemplo, não fossem mais desenvolvidas. Atualmente a área não conta mais com esse mecanismo de proteção, deixando de ser uma Unidade de

Conservação, ficando susceptível a usos antrópicos, cujo grau de impactos negativos (extração de erva-mate, caça, presença de animais domésticos, entre outros) gerados é desconhecido. As porções central e sul da referida área são constituídas por um mosaico paisagístico de reflorestamento com pinus (*Pinus spp*), floresta com predomínio de folhosas, floresta com predomínio de pinheiro e várzeas. Nessas duas porções se concentra a grande maioria das atividades de exploração florestal.

É por causa da altitude do local que ocorrem na área as sub-formações da Floresta Ombrófila Mista Montana (de 400-1000 m s.n.m.), Alto-Montana (acima de 1000 m s.n.m.) e Aluvial (ao longo dos rios) (VELOSO *et al.*, 1991). Ditter (em prep. 2008) acompanhou a fenologia de 145 espécies vegetais pertencentes a 52 famílias ocorrentes na área e entorno. Dentre as espécies avaliadas e de importância na dieta dos frugívoros, em especial para o queixada e para a anta, estão: *Butia eryospatha* e *Syagrus roamanzoffiana* (Arecaceae), *Jacaranda puberula* (Bignoniaceae), *Inga lentiscifolia* (Fabaceae), *Nectandra sp.*, *Ocotea spp.* (Lauraceae), *Campomanesia spp.* (Myrtaceae), *Piper spp.* (Piperaceae), *Prunus brasiliensis* (Rosacea), *Solanun spp.* (Solanaceae).

Como é uma área tipicamente florestal, as principais atividades desenvolvidas são: a produção de madeira proveniente de plantações manejadas de pinus e de produtos não-madeiráveis da floresta, como a extração das folhas de erva-mate (*Ilex paraguariensis*) (LIMA *et al.*, 2004). Um dos principais problemas é a integridade florística e estrutural de sua cobertura vegetal, devido à exploração seletiva a que foi submetida no passado. De acordo com Roderjan (2004), o porte dos indivíduos dominantes de *Araucaria angustifolia* é em média de 25 m de altura e 80 cm de DAP e a densidade é média, com espaçamento entre as copas. Com relação às folhosas dominantes, as alturas médias encontradas são de 10 e 15 m, excepcionalmente 18 a 20 m, cuja densidade é baixa e até mesmo ausente em algumas porções contínuas. Ainda, de acordo com Roderjan (2004), a regeneração natural é baixa ou ausente devido à elevada densidade de taquaras. A vegetação secundária apresenta-se em manchas pouco expressivas, dominadas por bracatinga (*Mimosa scabrella*) e vassourinhas (*Baccharis spp.*). As várzeas abrangem áreas de vegetação herbácea sobre abaciados hidromórficos, e em algumas áreas ocorre associação com espécies folhosas.

O entorno é caracterizado por grandes áreas reflorestadas com pinus, agricultura e pecuária (em baixa escala), faxinal e assentamentos rurais, que geram diferentes graus de impactos sobre as espécies animais, sobretudo a caça (conforme observações de campo) e a descaracterização de habitats.

A FLG integra parte da AP2 (área prioritária) do Corredor Ecológico Araucária, estabelecido pelo Governo do Estado do Paraná mediante o Programa Paraná Biodiversidade, em uma parceria com o Banco Mundial (GEF).

### 3.1.2 Paisagem em macro-escala

A verificação da adequação da paisagem quanto à existência de habitats-chaves para o queixada e para a anta, considerando-se os tamanhos de suas áreas de uso, estenderam-se a 13 propriedades situadas no entorno imediato ou próximas à Fazenda Lageado Grande, em um recorte espacial de 659 km<sup>2</sup>, situado entre as coordenadas geográficas 26°26'35'' de latitude S e 51°46'10'' de longitude W e 26°12'19'' de latitude S e 51°24'45'' de longitude W (Figura 4). As propriedades abrangidas nesse recorte espacial foram:

(a) Fazenda Lageado Grande (cerca de 4.800 ha) e Fazenda Santa Cruz (cerca de 2.800 ha), ambas de propriedade da Remasa Reflorestadora S.A., localizadas em Bituruna e Palmas, respectivamente. São áreas constituídas por remanescentes de florestas nativas em diferentes estágios sucessionais que se alternam com extensas áreas de plantios de pinus.

(b) Fazenda Etiene (cerca de 1.500 ha) de propriedade do Sr. Ernesto Schuega, que é contígua à Fazenda Faxinal dos Santos (aproximadamente 2.500 ha) de propriedade da empresa Miguel Forte, ambas situadas em General Carneiro. Estas áreas possuem um mosaico paisagístico constituído predominantemente por áreas de floresta com predomínio de araucária em estágio avançado e médio de regeneração, intercaladas com faixas de floresta com predomínio de folhosas e várzeas. Os ambientes são semelhantes aos da FLG.

(c) Fazenda Santa Gema Geyer (aproximadamente 7.500 ha) situada entre os municípios de General Carneiro e Palmas, de propriedade das empresas Oscar Geyer S.A. Esta fazenda é contígua a FLG, e assim como esta área, possui um mosaico paisagístico constituído predominantemente por grandes manchas de florestas com predomínio de araucária intercaladas com áreas de floresta com predomínio de folhosas, várzeas e reflorestamentos com pinus.

(d) Fazenda São Lourenço, situada em Palmas, de propriedade do Sr. Adelar Laurides Anzileiro. Possui um mosaico paisagístico constituído predominantemente por

áreas agricultáveis e por reflorestamento de pinus, as quais são intercaladas com manchas de vegetação nativa, incluindo floresta com predomínio de folhosas e várzeas.

(e) Fazenda Santana (cerca de 2.300 ha), Fazenda Santa Bárbara (cerca de 1.700 ha) e Fazenda Santa Lúcia (cerca de 600 ha) áreas contíguas situadas nos municípios de Palmas e Coronel Domingos Soares, de propriedade da empresa Madepar S.A. Possuem um mosaico paisagístico constituído predominantemente por florestas com predomínio de folhosas, intercaladas com manchas de vegetação secundária nas fases inicial e intermediária da sucessão vegetal. Apresentam pequenas manchas de floresta com predomínio de pinheiro e poucas manchas de várzeas.

(f) Fazenda Palmital de propriedade das empresas Guararapes/ Sudati S.A., situadas nos municípios de General Carneiro e Palmas. São áreas constituídas por remanescentes de florestas nativas em diferentes estágios sucessionais que se alternam com extensas áreas de plantios de pinus.

(g) Faxinal dos Santos e os Assentamentos rurais Margens do Iratim, Paraíso do Sul e São Lourenço, caracterizados por remanescentes de florestas nativas em diferentes estágios sucessionais que se alternam com pequenas pastagens, agricultura de subsistência, áreas abandonadas e, em menor grau, por médias propriedades com agricultura mecanizada.

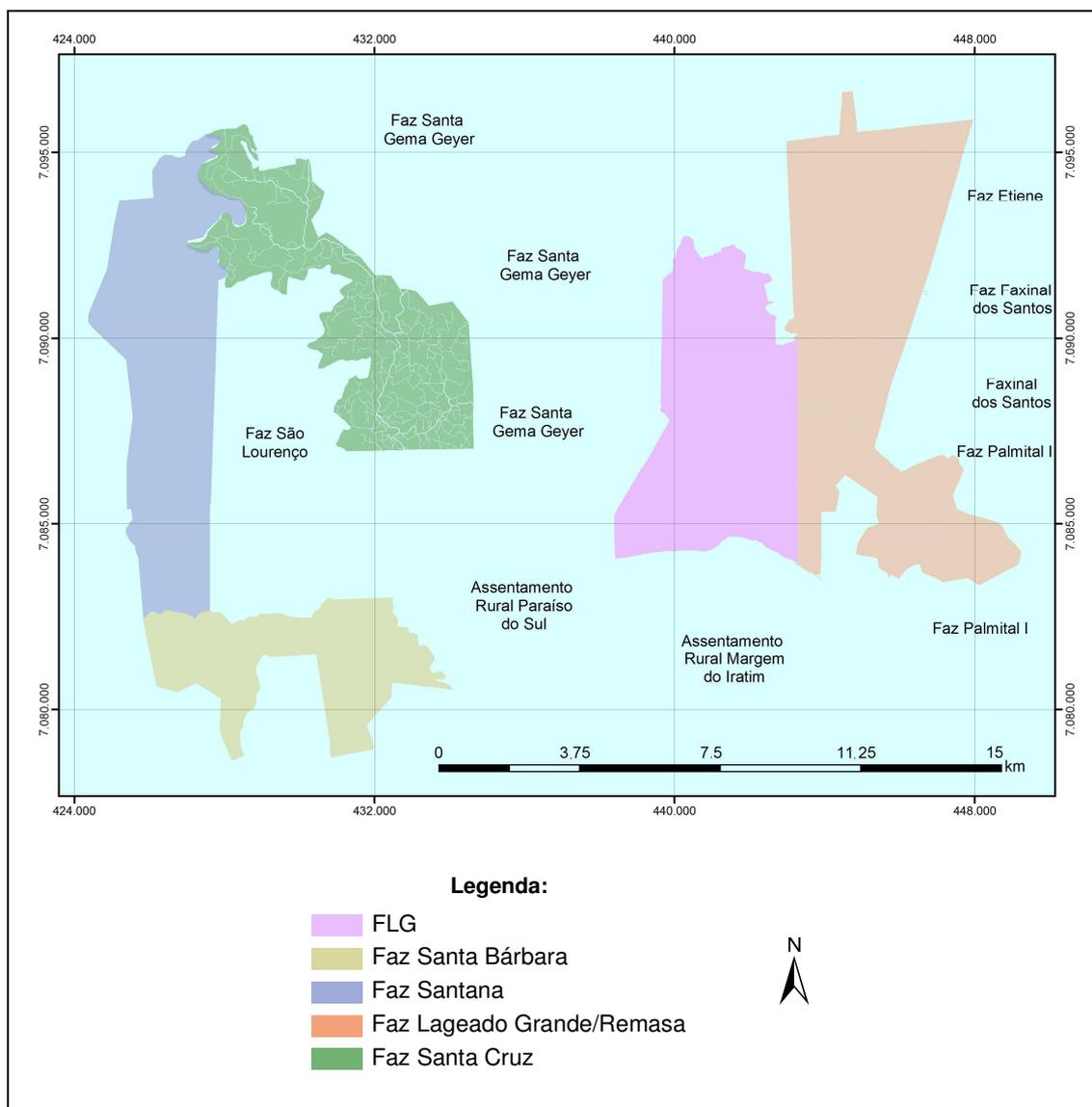


FIGURA 4 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES NA MACRO-ESCALA BASE DE DADOS CARTOGRÁFICOS: PARANÁ (2006)

### 3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS EMPREGADOS NA PAISAGEM EM MESO-ESCALA / ÁREA DE USO CENTRAL DOS ANIMAIS

#### 3.2.1 Elaboração do mapa de uso da terra

A elaboração do mapa de uso e cobertura do solo da Fazenda Lageado Grande (FLG) foi feita por meio de interpretação da carta imagem satelital da área, utilizando-se o programa *Arc Map* versão 9.2. A carta imagem analisada apresenta as seguintes características:

(a) Dados do satélite:

Sensor: IKONOS II

Composição: 1, 4 e 3

Resolução espacial: 4m

Aquisição: 24 de junho de 2003.

(b) Parâmetros cartográficos:

Datum horizontal: SAD 69 ii

Projeção cartográfica: UTM

M. C.: 51° W

Escala: 1/ 10.000

Pontos de controle no terreno obtidos com receptores de sinais GPS

RMS: 1.15 m

A partir da interpretação não supervisionada, foram identificadas sete classes principais de uso e cobertura do solo, denominadas neste trabalho como tipos de habitats (Figura 5), sendo elas:

1) Floresta com predomínio de folhosas (FPF) - abrange áreas de floresta nativa, em diferentes estágios sucessionais, com dossel contínuo dominado por espécies folhosas. Em algumas áreas ocorre associação com pinheiros esparsos;

2) Floresta com predomínio de pinheiro (FPP) - abrange áreas de floresta nativa, em diferentes estágios de regeneração, com dossel contínuo dominado pelo pinheiro-do-paraná *Araucaria angustifolia*;

3) Várzea (VAZ) - abrange áreas de vegetação herbácea sobre abaciados hidromórficos e em algumas áreas ocorre associação com espécies folhosas;

4) Vegetação secundária (VGS) - área advinda do abandono do uso do solo, dominada por bracatinga (*Mimosa scabrella*) e/ou vassourinhas (*Baccharis* spp.). Encontra-se em estágio sucessional inicial a médio;

5) Vegetação ciliar (VGC), considerando-se apenas o Rio Iratim - abrange áreas de vegetação localizadas às margens dos cursos d'água, tendo sido considerada uma faixa de 50 metros para cada margem;

6) Plantio com exóticas / Reflorestamento (REF) - áreas ocupadas com plantios de pinus *Pinus* spp., para fins industriais;

7) Área de influência antrópica (AIA) - área industrial, solo exposto, cascalheira e estradas.

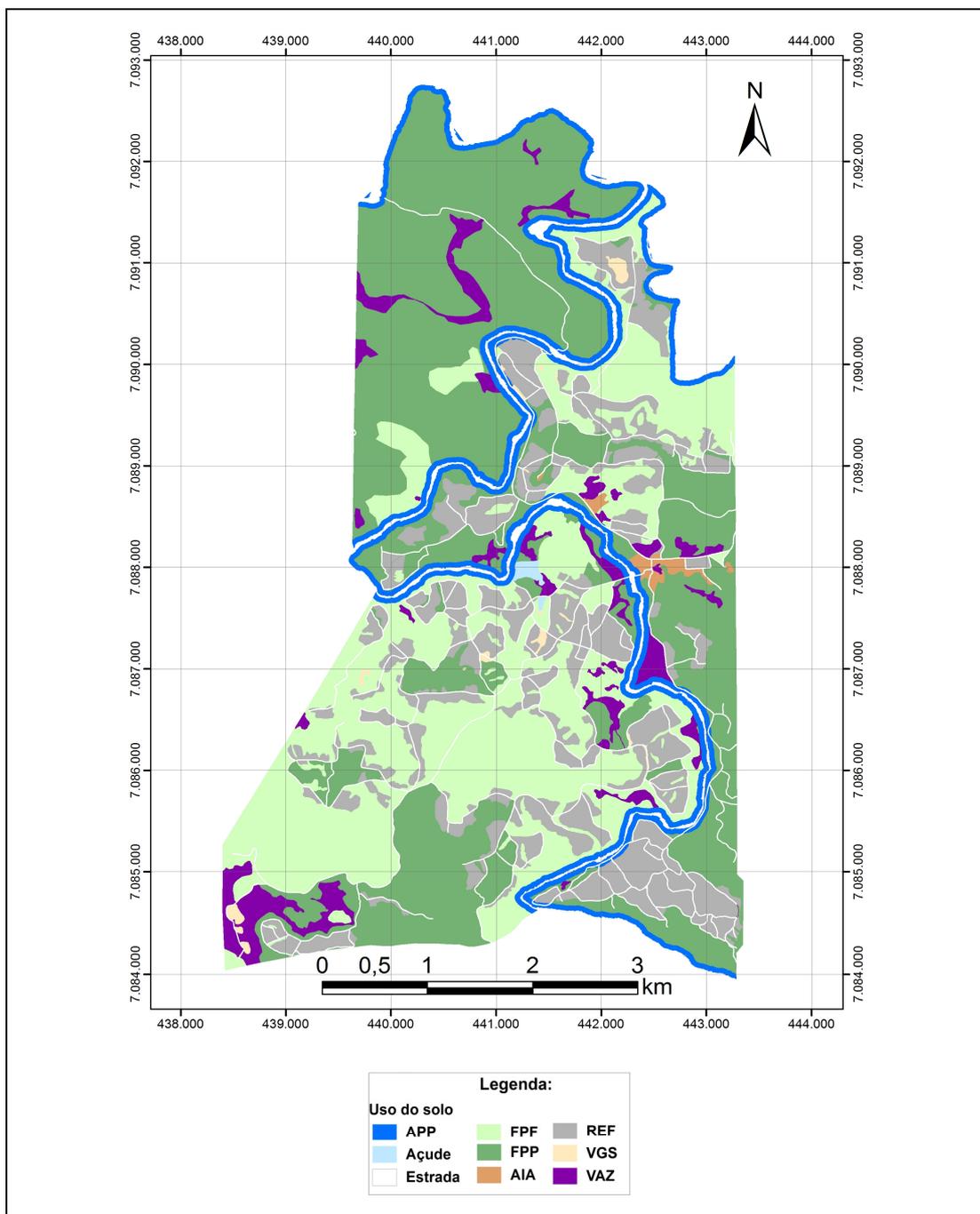


FIGURA 5 - MAPA DAS CLASSES DE USO DO SOLO (TIPOS DE HABITATS) NA FAZENDA LAGEADO GRANDE, PARANÁ, BRASIL /ÁREA DE USO CENTRAL DOS ANIMAIS

NOTAS: VGC = vegetação ciliar; FPF = floresta com predomínio de folhosas; FPP = floresta com predomínio de pinheiro; AIA = área de influência antrópica; REF = reflorestamento; VGS = vegetação secundária; VAZ = várzea.

### 3.2.2 Sistema de amostragem dos tipos de habitats

O sistema de amostragem levou em consideração a representatividade e comparabilidade das amostras. Quanto à representatividade considerou-se que as parcelas amostrais deveriam ser regularmente distribuídas em toda a área de estudo e incluíssem todos os tipos de hábitat disponíveis. Já, quanto à comparabilidade, considerou-se que o esforço de amostragem teria que ser o mesmo para todos os tipos de habitats, ou seja, teria que ser proporcional ao tamanho de área ou disponibilidade de cada habitat.

Para avaliar a frequência de uso e seletividade de habitats pelas espécies, foi aplicada uma grade de parcelas de 1 ha (= unidades amostrais) sobre os mapas de tipos de habitat, sendo que a quantidade de parcelas a serem amostradas em cada habitat foi determinada mediante o “Cálculo do Tamanho de uma Amostra Aleatória Simples”. Este cálculo, por sua vez, é um componente essencial no delineamento da pesquisa, pois determina a quantidade de elementos necessários para compor a amostra, a fim de se obter resultados válidos (OLIVEIRA e GRÁCIO, 2005). Para o cálculo do número de amostras considerou-se um erro amostral tolerável de 10%, 95% de grau de confiabilidade, e 50% de exatidão esperada e aplicaram-se as seguintes fórmulas (OLIVEIRA e GRÁCIO, 2005):

(a) 1º cálculo - I Fórmula:

$$n'_0 = z^2 \cdot p \cdot (1 - p) / E_0^2$$

Onde,

$n'_0$  = tamanho mínimo da amostra aleatória simples;

$z$  = valor tabelado da distribuição normal para o nível de confiança desejado na amostragem (no caso deste trabalho = 1,96);

$p$  = estimativa da proporção do evento ou exatidão esperada na amostragem (como não é conhecida, usou-se 50%);

$E_0$  = erro amostral tolerável (no caso deste trabalho = 10%).

(b) 2º cálculo - II Fórmula:

$$n = N \cdot n'_0 / (N + n'_0)$$

Onde,

$n$  = nº de amostras;

$N$  = nº de unidades cheias existentes em cada tipo de habitat;

$n'_0$  = valor obtido mediante a aplicação da I Fórmula.

Este cálculo foi realizado separadamente para cada tipo de habitat, obtendo-se, assim, o número de parcelas amostrais relativo à área que cada ambiente ocupa na paisagem.

Uma vez definido o número de parcelas amostrais em cada tipo de habitat, as mesmas receberam uma seqüência numérica e, previamente a cada fase de campo, foi realizado um sorteio para definição de qual parcela seria amostrada. Não houve repetição de parcelas amostradas. Em campo, as parcelas foram localizadas mediante suas coordenadas UTM centrais, e a partir daí delimitadas com o uso de trena de 50 m e GPS. Para parcelas mistas, ou seja, com mais de um tipo de habitat, considerou-se como predominante aquele que apresentou a maior porcentagem de ocupação na parcela.

### 3.2.3 Relação da frequência de uso e seletividade de habitats pela anta e pelo queixada e identificação dos habitats-chaves na FLG

O registro da anta e do queixada nestas áreas foi realizado pela constatação da presença de indivíduos, considerando-se como vestígios: pegadas, material escatológico, carreiros, restos alimentares, além de visualizações e vocalizações e outros sinais que atestassem a presença destes animais (Figuras 6 e 7).

A intensidade de uso dos habitats pelos animais baseou-se na frequência de coleta desses sinais de utilização, definindo-se as áreas de maior e menor concentração de uso. Os resultados obtidos foram expressos pelo cálculo de “Frequência de Ocorrência de Localizações”, dado pela seguinte fórmula (KREBS, 1989).

$$FO = n/N \times 100$$

Onde,

FO= frequência de localizações/ registros da espécie;

$n$  = nº de registros da espécie no habitat  $i$ ;

$N$  = nº total de registros obtidos da espécie para o habitat  $i$ .

A seleção de habitats foi avaliada mediante o uso do Índice de Seletividade de Ivlev (1961) que compara a disponibilidade de habitats com o uso dos mesmos pelas espécies. Desta forma, a análise foi realizada com base na frequência de indícios da anta e do queixada em cada tipo de habitat em relação à disponibilidade desse habitat. Este índice varia de -1 a +1, sendo 0 (zero) quando não há seleção na utilização. Há seleção (valores próximos de +1) quando a proporção de uso é superior à proporção da disponibilidade do habitat. Há rejeição (valores próximos de -1) quando a proporção de uso é menor que a proporção da disponibilidade do habitat (IVLEV, 1961; JACOBS, 1974). Os valores de seletividade indicam, portanto, quais são os habitats-chaves para a sobrevivência das espécies na área estudada.

O Índice de Seletividade é dado pela seguinte fórmula:

$$AU = (U-A) / (U+A)$$

Onde,

AU= Índice de seletividade;

A= proporção de disponibilidade do habitat no local (%) (proporção de habitat em relação à área total amostrada);

U= FO

As análises supracitadas também foram realizadas para cada estação estudada, obtendo-se dados de uso sazonal dos habitats.

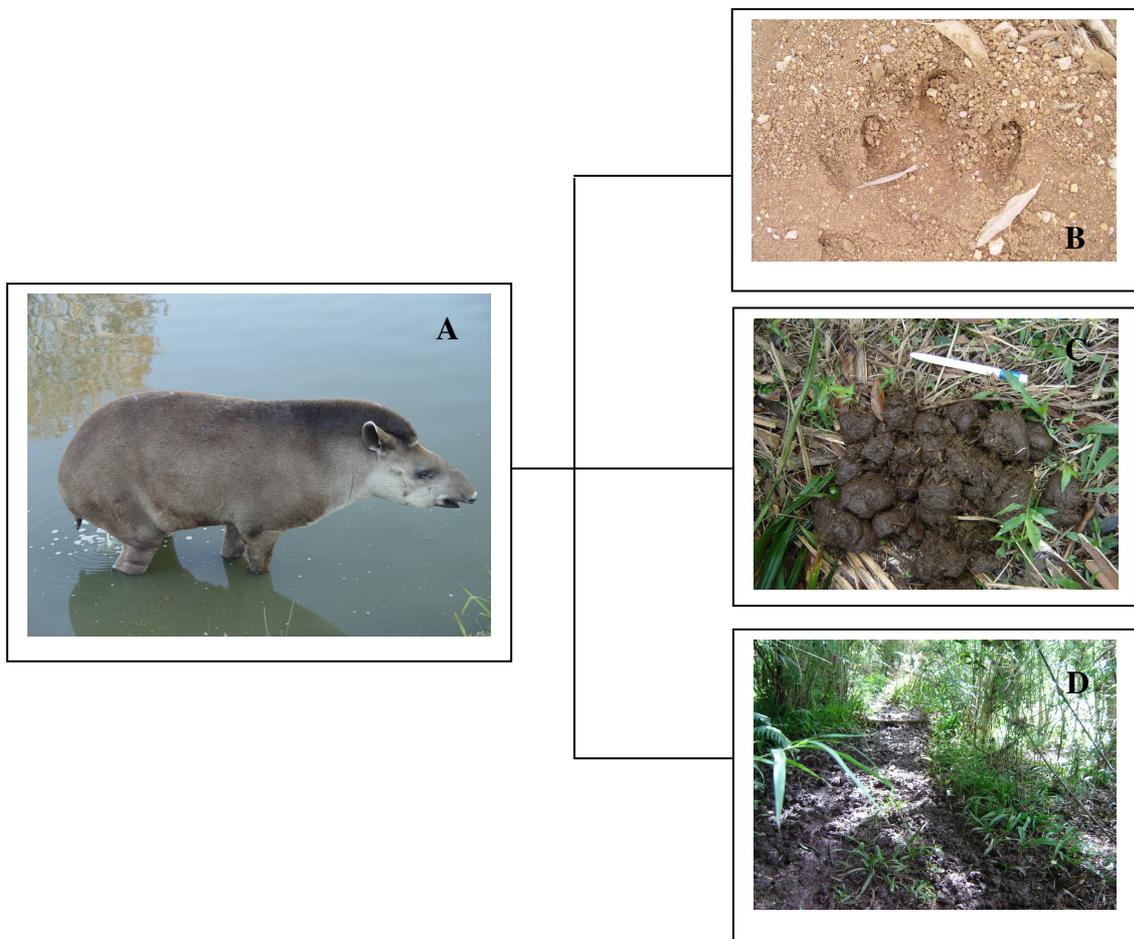


FIGURA 6 – INDÍCIOS DA PRESENÇA DA ANTA NOS HABITATS AMOSTRADOS NA FAZENDA LAGEADO GRANDE

NOTAS: A = Anta (*Tapirus terrestris*); B = Pegada de anta (pata esquerda dianteira); C = Fezes de anta; D = Carreiro de anta. Fotos: da autora



FIGURA 7 – INDÍCIOS DA PRESENÇA DO QUEIXADA NOS HABITATS AMOSTRADOS NA FAZENDA LAGEADO GRANDE

LEGENDA – A = Queixada (*Tayassu pecari*) / fêmea com filhote; B = Pegadas de queixada; C = Fezes de queixada; D = Consumo de pinhão por queixadas. Fotos: da autora

### 3.2.4 Análise da estrutura da paisagem e do padrão espacial das manchas de habitats

A análise da estrutura da paisagem da Fazenda Lageado Grande, bem como do padrão espacial das manchas de habitats-chaves, foi realizada mediante a utilização do *software Fragstats 3.3*, métricas para as classes e fragmentos. Nesse sentido, os índices de paisagem quantificados, segundo SÁ-VOLATÃO (1998), foram:

1) Métricas de área - quantificam a composição da paisagem e fornecem sobre ela informações importantes sobre a dinâmica de populações vegetais e animais, sendo que o tamanho de área condiciona a distribuição das espécies e interfere na disponibilidade de recursos. São elas:

- (a) AREA (área) - área do fragmento em hectares;
- (b) CA (área da classe) - área de todos os fragmentos da classe em ha;
- (c) PLAND (percentagem da paisagem) - percentagem de ocupação de fragmentos de mesma classe na paisagem;
- (d) NP - número de fragmentos da classe existentes na paisagem.

2) Métricas de forma - são responsáveis pela configuração da paisagem e seu principal aspecto é a sua relação com o efeito de borda que altera as condições bióticas e abióticas dos fragmentos e das espécies ali ocorrentes. A métrica utilizada, nesse sentido, foi:

(a) SHAPE (índice de forma): mede a complexidade da forma comparada a um círculo (versão vetorial) ou a um quadrado (versão matricial). Para a versão vetorial, no caso do círculo, teria o melhor valor quando  $SHAPE=0.88$ . Para a versão matricial, que leva em conta os cantos dos *pixels* e presume os quadrados, os melhores valores são aqueles próximos a  $SHAPE=1.13$ ; o menor valor, deste modo, é  $SHAPE=1$  para o quadrado. Quanto mais recortado e com menos área, maior o valor deste índice. Neste trabalho foi considerado um efeito de borda de 30 metros, como sugerido por RODRIGUES (1998), PRIMACK e RODRIGUES (2001) e HERMANN *et al.* (2005).

3) Métricas de área central (“core”) - é considerada medida da qualidade de habitat, uma vez que indica o quanto existe realmente de área efetiva de um fragmento, após descontar-se o efeito de borda. São elas:

- (a) TCA (área central total) - soma das áreas centrais de todas as classes em ha;
- (b) CAI (índice de áreas centrais) - percentagem de área central de cada fragmento;
- (c) C%LAND (percentual de área central (“core”) na paisagem) - percentual de áreas centrais (excluídas as bordas de 30 m) em relação à área total da paisagem.

4) Métricas de contágio e agregação, sendo elas:

(a) IJI (índice de dispersão e justaposição) - fornece informações sobre o grau de agregação dos fragmentos componentes das classes na paisagem. Considera a adjacência de feições dos fragmentos de classe. Varia de 0 a 100%. Valores próximos de 0 indicam que o fragmento não tem contato com outro de sua classe, e valores próximos de 100 indicam que há contato entre fragmentos de mesma classe;

(b) CLUMPY (índice de agregação) - fornece informações acerca da extensão na qual os fragmentos ou classes estão agregados ou dispersos na paisagem, permitindo inferir sobre o isolamento das classes. CLUMPY varia de 0 a 1, sendo que os valores próximos de 0 indicam que os fragmentos da classe estão distribuídos aleatoriamente na paisagem, ou seja, há maior desagregação entre eles. CLUMPY aumenta a medida que os fragmentos da classe vão se agregando e estão próximos entre si, sendo os valores próximos de 1 indicadores de agregação entre eles.

(c) PLADJ (índice de agregação) – idem a CLUMPY, porém utilizado para cálculo de métricas da paisagem como um todo.

Mediante a utilização do programa *Arc Map* versão 9.2, foi calculada a métrica de conectividade (CON) que indica, de forma geral, a proporção de áreas de conexão na paisagem.

### 3.2.5 Avaliação da percepção da paisagem pelas espécies

Inferências sobre a percepção da paisagem pelas espécies foram baseadas no Limiar de Fragmentação de Andrén<sup>6</sup>, e no Limiar da Percolação de Stauffer<sup>7</sup> ambos citados por METZGER (1999).

O “Limiar de Fragmentação de Andrén” sugere que a sensibilidade das espécies à fragmentação de habitats varia em função da proporção de área ocupada pelo habitat na paisagem. Quando a proporção de habitat na paisagem é superior a 0,30 ou 30%, o tamanho da população varia particularmente em função da redução da área do habitat; e quando esta proporção é inferior a 0,30, os fragmentos de habitats se dispõem de forma mais dispersa e isolada dentro de uma ampla matriz, e as espécies passam a ser particularmente sensíveis à disposição espacial dos fragmentos de habitat. Neste caso foram utilizados os valores de PLAND (percentagem de ocupação de fragmentos de mesma classe na paisagem) dos habitats e de CON (proporção de elementos de conexão) para avaliar o tipo de interferência que exercem sobre os animais.

O “Limiar de Percolação de Stauffer” sugere a existência de uma probabilidade crítica (que corresponde à proporção, em área, da paisagem ocupada pelo habitat numa

---

<sup>6</sup> ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v.71, 1994, p. 355-366.

<sup>7</sup> STAUFFER, D. **Introduction to percolation theory**. London: Taylor e Francis, 1985.

paisagem bimodal, formada unicamente por habitat e não-habitat)  $p_c = 0,5928$  ou 59,28% (limiar da percolação), que é o valor (constante) pelo qual a paisagem passa bruscamente de um estágio conectado (onde há percolação) para um estágio desconectado (onde não há mais percolação). Quando a proporção de habitat na paisagem ( $p$ ) está próxima do limiar de percolação ( $p_c$ ), ocorrem mudanças bruscas nas características dos fragmentos, em particular no número, na distribuição de áreas, nas dimensões fractais e no comprimento de bordas. Para essa análise, o mapa de uso e cobertura do solo dos polígonos de área de uso das espécies foi reclassificado, de maneira a se obter somente duas categorias: habitat (remanescentes de vegetação nativa) e não-habitat (ambientes gerados a partir da ação antrópica).

### 3.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS EMPREGADOS PARA A VERIFICAÇÃO DA ADEQUAÇÃO DOS HABITATS NA PAISAGEM EM MACRO-ESCALA

#### 3.3.1 Estimativa do tamanho da área de uso e índice de abundância relativa das espécies

A definição da extensão de área analisada na paisagem regional, quanto à adequabilidade dos habitats, foi baseada no mapeamento dos pontos de ocorrência do queixada e da anta em propriedades limítrofes à Fazenda Lageado Grande. As informações iniciais sobre a ocorrência desses ungulados basearam-se em entrevistas com moradores locais que relataram seu conhecimento sobre a distribuição das espécies, bem como os trajetos freqüentemente utilizados por elas para deslocamento entre propriedades. Também foram obtidas informações sobre os principais tipos de pressões exercidas sobre as espécies, incluindo o recebimento de denúncias formais de abate dos animais. Posteriormente, foram realizadas incursões às áreas indicadas nas entrevistas visando confirmar as informações. A constatação da ocorrência das espécies nessas áreas deu-se pelo registro de sinais diagnósticos da presença das espécies como pegadas, carreiros, material escatológico, vocalizações e visualizações. Estas áreas foram visitadas mensalmente ao longo do período de estudo e todos os pontos onde foram encontrados sinais das espécies marcados em GPS. Os registros confirmados foram plotados em um mapa de uso do solo da região (base de dados PARANÁ (2006) 2006), e os pontos extremos foram unidos, resultando em um polígono de área de uso dos animais, a qual teve sua área calculada no programa *ArcMap* versão 9.2.

Para estimar o índice de abundância relativa da anta na FLG considerou-se o número acumulado de registros (recentes ou frescos) obtidos para toda a extensão da área de estudo (número total de registros dividido pelo tamanho da área de estudo). O índice obtido foi extrapolado para o recorte espacial da área de vida deste tapirídeo e estimado o número médio de indivíduos existentes para o polígono considerado. Já, para o queixada, o índice de abundância relativa foi estimado com base em todos os eventos em que a espécie foi visualizada e que os animais puderam ser contabilizados, considerando-se os registros individualizados para cada propriedade. Procedeu-se o cálculo da média de indivíduos observados em cada propriedade (número total de indivíduos visualizados/ contabilizados dividido pelo número total de visualizações), e na seqüência foi calculada a média geral (somatória de todas as médias divididas pelo número total de propriedades onde houve registros visuais da espécie), obtendo-se, assim um índice de abundância relativa de indivíduos por grupos. Esse índice também foi extrapolado para o recorte espacial da área de vida dos animais e estimado o número médio de indivíduos existentes para essa porção.

Segundo Gibbs (2000), a obtenção de estimativas acuradas de tamanho absoluto de populações ou suas densidades é difícil, e uma solução freqüentemente usada são os índices de abundância. Caughley (1977) define esses índices de abundância relativa como um co-relativo mensurável da densidade, o qual é presumivelmente relacionado com a abundância verdadeira.

### 3.3.2 Verificação da adequação dos habitats no polígono da área de uso dos animais

A partir do polígono da área de uso dos animais realizou-se o recorte espacial da imagem, onde foram identificadas as manchas de habitats, sobretudo daqueles mais representativos para as espécies (conforme dados obtidos da área controle). Além disso, as rotas de dispersão (sentidos e distâncias) entre as propriedades utilizadas pelos animais foram identificadas, utilizando-se o programa *ArcMap* versão 9.2.

A análise da estrutura da paisagem do recorte realizado para cada espécie estudada foi baseada em cálculos efetuados pelo *software Fragstats 3.3*, métricas para as classes de uso e cobertura do solo e fragmentos. Para tanto, o mapa de uso e cobertura do solo dos polígonos de área de uso das espécies foram reclassificados em: (a) Floresta, (b) Reflorestamento, (c) Uso Antrópico e (d) Várzeas. As áreas de vegetação ciliar foram analisadas como elementos de conexões existentes na paisagem

(métrica CON). Neste caso foi considerada uma faixa de 50 metros para cada margem de rio e um *buffer* de 10 metros para nascentes.

A idéia central dessa análise foi a de obter informações referentes à: (a) disponibilidade dos habitats, em especial daqueles considerados chave na manutenção das espécies; (b) tamanho e formato das manchas desses habitats; (c) sensibilidade das espécies à fragmentação em função da disponibilidade de habitats preferenciais; e (d) existência de elementos conexão que facilitam o deslocamento das espécies entre manchas.

Para responder estes itens foram utilizadas as mesmas métricas calculadas para a análise da estrutura da paisagem e do padrão espacial das manchas de habitats-chaves na área controle (FLG), sub-item 3.2.4, bem como os Limiares de Fragmentação e Percolação, sub-item 3.2.5.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 MESO-ESCALA - FLG

#### 4.1.1 Caracterização geral dos tipos de habitats da FLG

A Fazenda Lageado Grande possui um mosaico constituído por fragmentos de vegetação natural representados por alguns remanescentes de formações primárias, empobrecidos pelo corte seletivo de árvores, vegetação de várzeas e diferentes estágios sucessionais de vegetação secundária, além de plantios de espécies madeireiras como o *Pinus* sp. O uso e cobertura do solo considerados neste estudo tiveram seus ambientes descritos de forma expedita quanto à sua composição florística e estrutura da vegetação. Foram divididas nas seguintes classes:

(a) Floresta com predomínio de pinheiro (FPP) - abrange áreas de floresta nativa em diferentes estágios de regeneração, com dossel florestal contínuo dominado pelo pinheiro-do-paraná (*Araucaria angustifolia*). Os indivíduos dominantes de *A. angustifolia* possuem diferentes classes diamétricas, predominando em média indivíduos com 25 metros de altura e perímetro à altura do peito em torno de 80 cm. A densidade dos indivíduos dominantes pode ser considerada média, com espaçamento entre as copas (RODERJAN, 2004), o que propicia maior luminosidade incidente, com conseqüente adensamento de taquaras no sub-bosque (cf. *Chusquea* sp. - Poaceae). Os ambientes são dominados pelos estratos herbáceo e/ou arbustivo, sendo evidente a ausência de espécies de folhosas associadas à araucária no estrato intermediário. Neste estrato podem ser encontradas a erva-mate (*Illex paraguariensis*) e o butiá (*Butia eryospatha*). Também possui baixa riqueza e densidade de espécies epifíticas e de trepadeiras. A regeneração natural é ausente na maior parte da área devido a elevada densidade de taquaras, além da exploração da erva-mate, que altera ainda mais as condições ambientais devido à supressão do sub-bosque e abertura de inúmeros caminhos secundários que acabam eliminando espécies em regeneração. Ainda que intensamente explorados e alterados, os ambientes de floresta com predomínio de pinheiro da FLG representam as últimas amostras da tipologia da Floresta com Araucária no Estado. Por este fato, representam florestas de alto valor para a conservação da biodiversidade. A Figura 8 ilustra os tipos de ambientes formados pela floresta com predomínio de pinheiro.

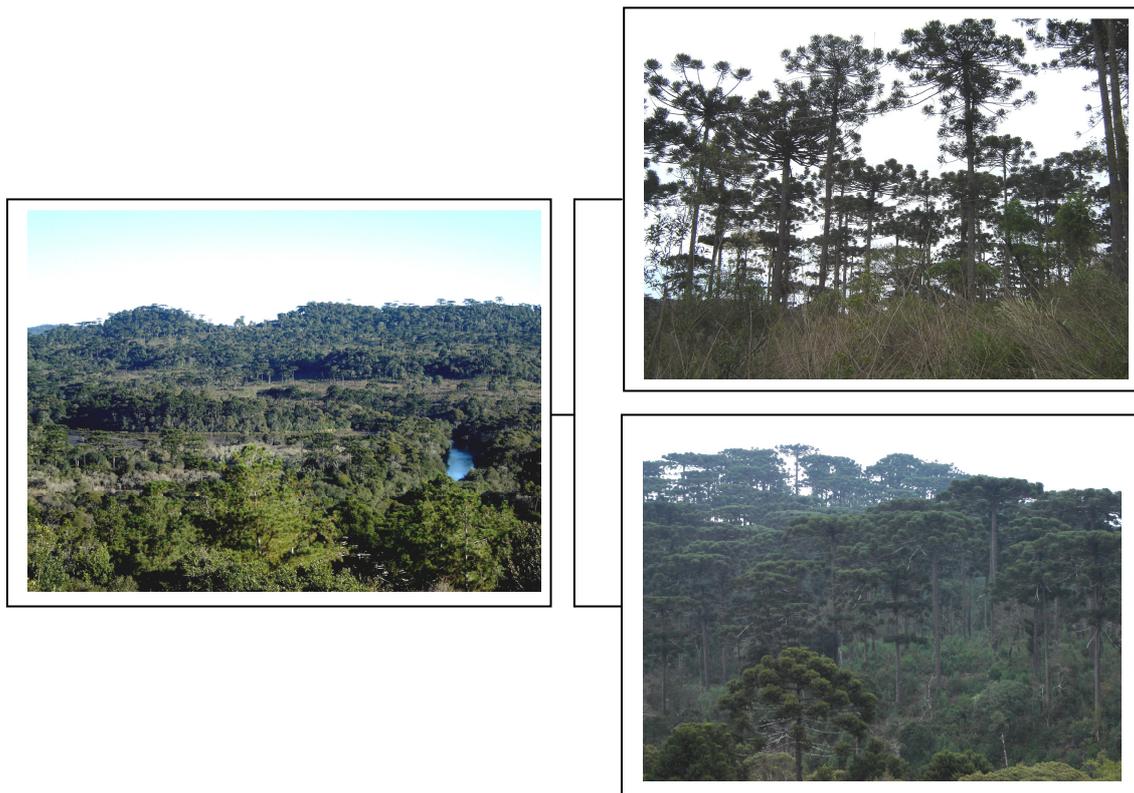


FIGURA 8 - TIPOS DE AMBIENTES FORMADOS PELA FLORESTA COM PREDOMÍNIO DE PINHEIRO NA FAZENDA LAGEADO GRANDE

Fotos: da autora

(b) Floresta com predomínio de folhosas (FPF) - abrange áreas de floresta nativa, em diferentes estágios sucessionais, com dossel contínuo dominado por espécies folhosas. Em algumas áreas ocorre associação com pinheiros esparsos. Estes ambientes possuem baixa diversidade e densidade de espécies. Dentre as mais comuns estão a canela-lageana (*Ocotea pulchella*), a canela-imbuia (*Nectandra megapotamica*), o miguel-pintado (*Matayba elaeagnoides*), o pessegueiro-bravo (*Prunus brasiliensis*) e espécies da família Myrtaceae. O porte das folhosas dominantes é caracterizado, de forma geral, por árvores com altura de 10 a 15 metros (RODERJAN, 2004). Em dossel florestal mais fechado dominam no sub-bosque espécies arbustivas, incluindo o xaxim (*Dicksonia sellowiana*), e indivíduos arbóreos da regeneração natural. Nas áreas mais abertas predomina o estrato herbáceo-arbustivo denso, além da taquara. A Figura 9 ilustra os tipos de ambientes formados pela floresta com predomínio de folhosas.

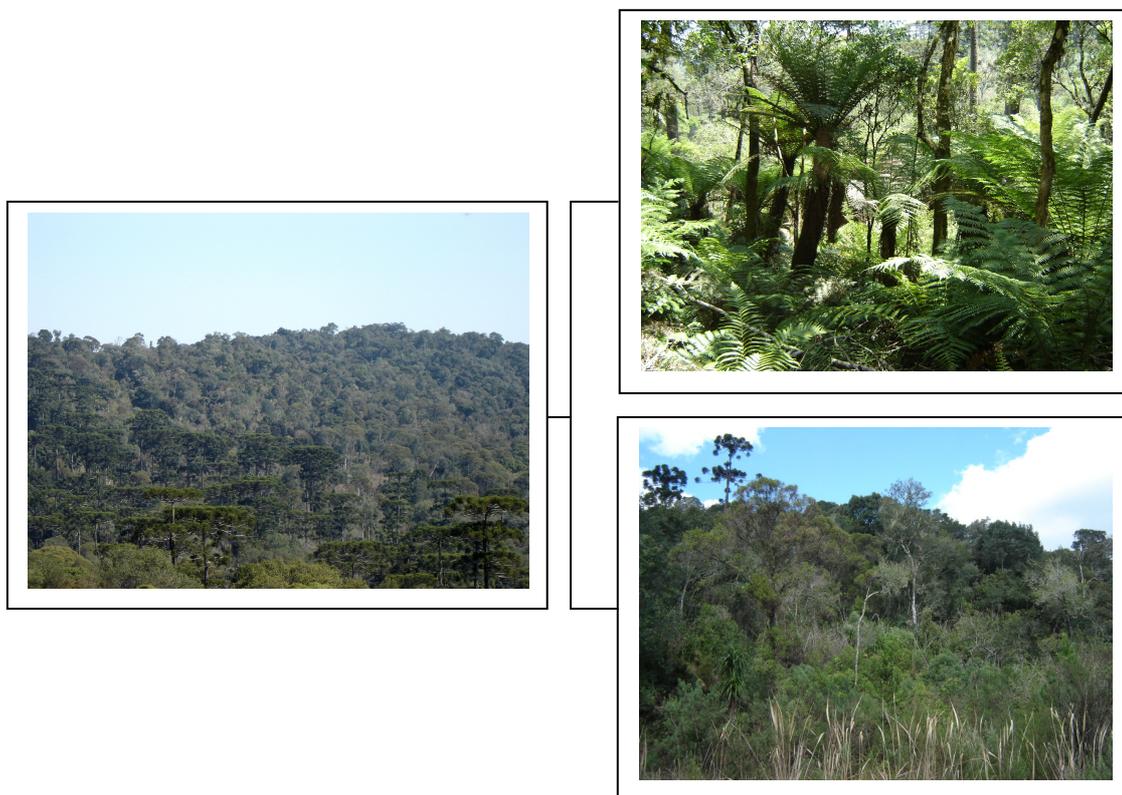


FIGURA 9 - VISTA GERAL DO AMBIENTE DE FLORESTA COM PREDOMÍNIO DE FOLHOSAS NA FAZENDA LAGEADO GRANDE

Fotos: da autora

(c) Vegetação ciliar (VGC)/ Floresta Ombrófila Mista Aluvial - corresponde às florestas ripárias, também denominadas de florestas ciliares ou de galerias. Desenvolvem-se às margens do Rio Iratim, percorrendo terrenos de relevo plano até suave-ondulado (Figura 10 “A” e “B”). Em alguns trechos faz limite com áreas de planícies de inundação, onde está estabelecida a vegetação de várzeas. O intervalo de largura das áreas de VGCs, de acordo com o artigo 2º do Código Florestal e largura do Rio Iratim (variação entre 10 e 50 m), corresponde a faixa de floresta ciliar de 50 m em cada margem. No entanto, isso não significa que a faixa ciliar encontra-se dentro dos limites estabelecidos por Lei, havendo áreas de conflito com pinus, estradas, ou ainda faixas desprovidas de vegetação ciliar. Pode ser observado em alguns trechos secundários iniciais, o predomínio de um estrato arbóreo com árvores predominantemente pequenas; e trechos que se caracterizam como secundários intermediários com árvores de pequeno a médio porte. Outros são caracterizados por vegetação mais desenvolvida, onde são abundantes, epífitas avasculares, mais conhecidas como “musgos”. Os estratos

são bastante ralos e estão sujeitos aos transbordamentos dos rios nas épocas de cheias e/ou à saturação hídrica dos solos pela ascensão do lençol freático. Há a presença, em alguns trechos, de regeneração natural. Por outro lado onde é realizada a exploração da erva-mate, o ambiente é dominado pela taquara (Figura 10 “C”).



FIGURA 10 - VISTA GERAL DO AMBIENTE RIPÁRIO DO RIO IRATIM

NOTAS: A = Vista geral do Rio Iratim; B = Detalhe da vegetação do ambiente ripário do Rio Iratim; C = Estado de conservação da vegetação ciliar após exploração da erva-mate e corte da taquara. Fotos: A = Adilson Wandembruck; B e C = da autora

(d) Várzea (VAZ)/ Formação Pioneira com Influência Fluvial - abrange áreas de vegetação sobre abaciados hidromórficos, submetidas às inundações periódicas que refletem processos de cheias de rios em épocas chuvosas. Na FLG há duas situações desse tipo de ambiente. A primeira delas corresponde a fitofisionomia herbácea-arbustiva (Figura 11 “A”), constituída principalmente por espécies graminóides, entremeadas por pequenos arbustos isolados ou em pequenos agrupamentos. A segunda situação refere-se às várzeas com fitofisionomia florestal (Figura 11 “B”), onde há a predominância de indivíduos arbóreos, de composição bastante uniforme. Neste último caso existem basicamente dois estratos: um herbáceo e outro superior com árvores com altura de 8 a 10 metros que formam o dossel. Dentre as espécies encontradas nesse

ambiente estão a guabiroba (*Campomanesia xanthocarpa*), o ingá (*Inga* sp.) e o butiá (*Butia eryospatha*).

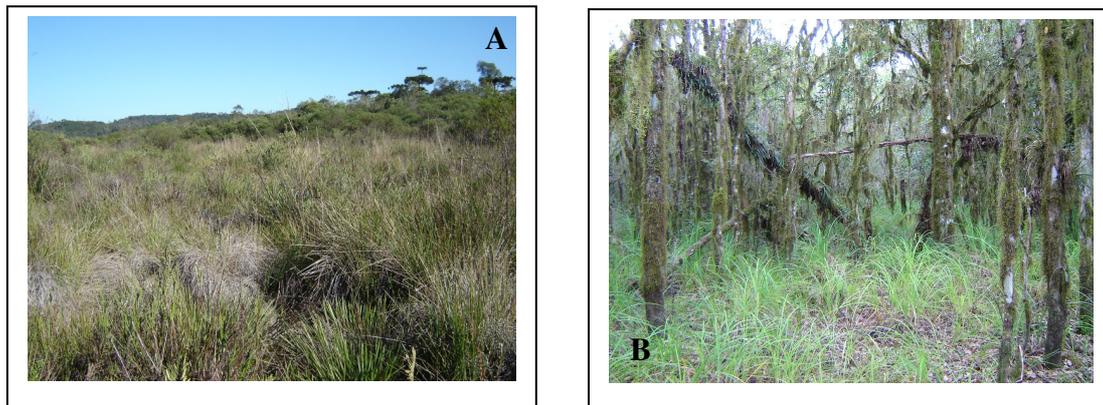


FIGURA 11 - FITOFISSIOMIAS DAS VÁRZEAS NA FLG

NOTAS: A = Várzea com fitofissionomia herbácea-arbustiva; B = Várzea com fitofissionomia arbórea. Fotos: da autora

(e) Vegetação secundária (VGS) - são ambientes resultantes dos processos sucessionais que ocorrem em áreas de plantios de *Pinus* sp. que sofreram corte raso. Durante o período em que não há plantio, estas áreas ficam abandonadas e o processo de regeneração natural começa a se desenvolver. Encontram-se em estágio sucessional inicial a médio (Figura 12 "A" e "B"). São áreas dominadas por vassourinha (*Baccharis* spp.) e, em alguns poucos caso, por bracatinga (*Mimosa scabrella*).

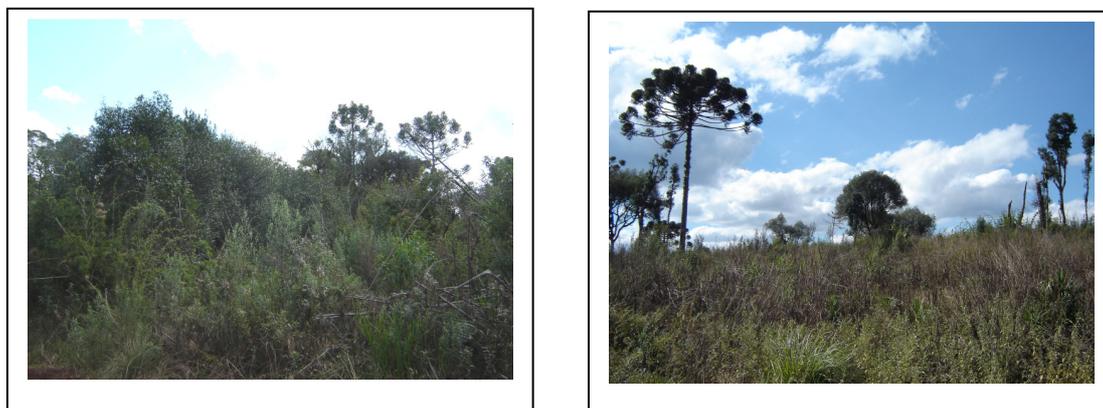


FIGURA 12 - VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL DE REGENERAÇÃO

Fotos: da autora

(f) Reflorestamento (REF) - são áreas ocupadas com plantios de pinus *Pinus* sp., para fins industriais. De forma geral, os talhões se encontram em fase inicial (até 5 anos) (Figura 13 "A") e intermediária de desenvolvimento (até 15 anos). Os plantios mais antigos (Figura 13 "B") possuem mais de 20 anos, onde é possível observar sub-

bosque constituído por espécies nativas de estágio sucessional inicial. As práticas silviculturais (poda e desbaste) não são realizadas nas épocas tecnicamente indicadas, devido à falta de recursos financeiros e humanos por parte do proprietário da área. Em alguns talhões podem ser encontrados indivíduos esparsos e isolados de araucária (*Araucaria angustifolia*), imbuia (*Nectandra megapotamica*) e butiá (*Butia eryospatha*).

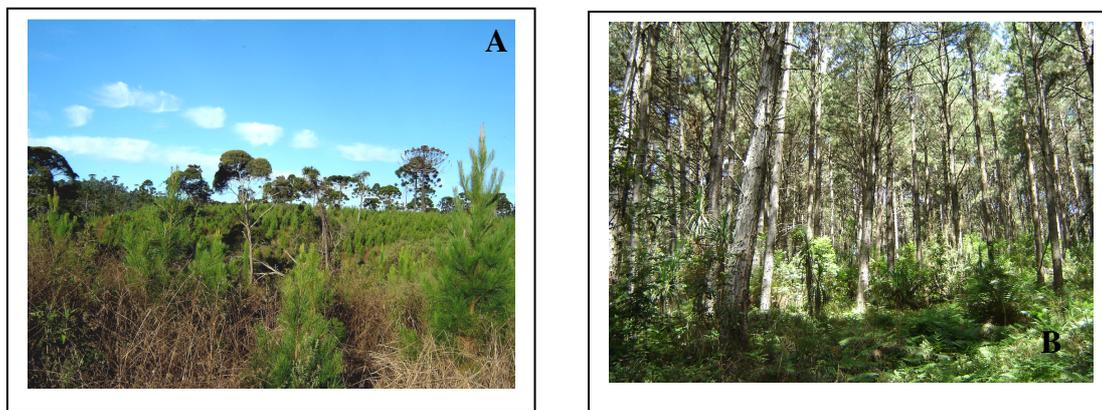


FIGURA 13 - VISTA GERAL DAS ÁREAS DE PLANTIO COM PINUS

NOTAS: A = Plantio de *Pinus* spp. em fase inicial; B = Plantio de *Pinus* spp. com mais de 20 anos com subosque em desenvolvimento. Fotos: da autora

(g) Área de influência antrópica (AIA) - constituída por estradas, aceiros e duas vilas adjacentes uma da outra (Figuras 14 “A” e “B”). Na primeira vila estão localizadas as residências dos funcionários da Fazenda, totalizando 16 casas.

Na segunda vila estão localizadas três residências (a do administrador da área, alojamento de estagiários e de empreiteiros), a escola rural, escritório, almoxarifado, oficina, e barracão para manuseio de mudas e demais atividades inerentes ao plantio. Atualmente apenas quatro famílias moram no local e a escola rural está desativada.



FIGURA 14 - VISTA GERAL DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA ANTRÓPICA

LEGENDA – A = Barracão para manuseio de mudas atingido pela enchente; B = Vista geral da estrada com corte pretérito de imbuias. Fotos: da autora

#### 4.1.2 Amostragem de cada tipo de habitat

Ao aplicar-se a grade de parcelas de 1 ha (unidades amostrais) sobre os mapas de tipos de habitats da FLG, obteve-se 3.136 parcelas amostrais. Considerando-se apenas as unidades cheias, excluindo-se aquelas situadas nos limites da Fazenda por abrangerem porções de habitats de propriedades vizinhas, o número de unidades caiu para 2.786.

Para parcelas mistas (com mais de um tipo de habitat) considerou-se como tipo de habitat predominante aquele que apresentou a maior porcentagem de área ocupada na quadrícula, ou seja, a partir de 51%. Com base no valor 2.786, foi calculado o número de parcelas a serem amostradas em cada tipo habitat, aplicando-se o Cálculo do Tamanho de uma Amostra Aleatória Simples, considerando-se um erro amostral tolerável de 10%, com 95% de confiança e 90% de exatidão esperada. A partir desse cálculo foi estimada a necessidade de amostrar 400 parcelas, o que correspondeu a 14,36% do número total de quadrículas consideradas, e a 12,79% da área total da Fazenda. Estes percentuais estão de acordo com a literatura destinada à aplicação de metodologias quantitativas, as quais apontam que para uma amostra ser representativa, ela deve abranger uma porcentagem de aproximadamente 10% a 20%, dependendo do tamanho da amostragem (OLIVEIRA e GRÁCIO, 2005).

Durante as amostragens das parcelas *in loco* foi verificada também a exatidão das informações geradas a partir da interpretação da FLG quanto ao mapa de uso e cobertura do solo. Das parcelas inicialmente identificadas, 43 delas foram classificadas erroneamente quanto ao tipo de habitat (representando 10,31% das 400 parcelas), sendo a porcentagem de acerto geral para as classes de uso e cobertura do solo de 89,69%. A exatidão obtida para o mapa de uso e cobertura do solo foi superior ao valor tido como mínimo aceitável (85%), por autores como Anderson *et al.* (1979) e Eastman (1995). Os maiores problemas da interpretação foram para as parcelas de vegetação secundária (77,78%); áreas de influência antrópica (42,30%); várzea (28,85%); floresta com predomínio de pinheiro (2,27%) e floresta com predomínio de folhosas (1,18%). Esses erros, no entanto, não geraram alterações expressivas no número de parcelas a serem amostradas, com redução em 16 parcelas somente (Tabela 2).

TABELA 2 - PORCENTAGEM DE ERRO NA VERIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DO SOLO DAS PARCELAS *IN LOCO*

Tipo de habitat	Nº. de parcelas iniciais	Erros	% de erro	% de acerto
VGC (Rio Iratim)	68	0	0	100,00
FPF	85	1	1,18	98,82
FPP	88	2	2,27	97,73
AIA	26	11	42,31	57,69
REF	79	0	0,00	100,00
VAZ	52	15	28,85	71,15
VGS	18	14	77,78	22,22
Total	417	43	10,31	89,69

LEGENDA - VGC: vegetação ciliar; FPF: floresta com predomínio de folhosa; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; AIA: área de influência antrópica; REF: reflorestamento; VAZ: várzea; VGS: vegetação secundária

Feitas as devidas correções no mapa de uso do solo, foi corrigida a proporção de área dos habitats ocupada na paisagem e recalculado o número de parcelas a serem amostradas (Tabela 3).

TABELA 3 - NÚMERO DE PARCELAS EM CADA TIPO DE HABITAT CONFORME SUA PROPORÇÃO NA PAISAGEM

Tipo de habitat	Área (ha) do habitat	Nº de parcelas amostradas	% que as parcelas amostradas representam dos habitats
VGC (Rio Iratim)	221,51	67	30,25
FPF	783,00	86	10,98
FPP	1.129,78	88	7,79
AIA	14,87	13	87,42
REF	490,19	80	16,32
VAZ	135,25	56	41,40
VGS	11,71	10	85,40
Total	2.791,54	400	14,33

LEGENDA - VGC: vegetação ciliar; FPF: floresta com predomínio de folhosa; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; AIA: área de influência antrópica; REF: reflorestamento; VAZ: várzea; VGS: vegetação secundária.

Conforme pode ser observado na Tabela 3, quanto menor foi o tamanho de área do habitat na paisagem, maior foi a fração amostral (relação amostra/ tamanho do habitat) para que os dados fossem representados com a precisão desejada. Isso se deve ao fato de que em amostragens pequenas, os valores de tamanho mínimo da amostra são variáveis, ao passo que para amostragens grandes, o tamanho da amostra não é substancialmente influenciável (OLIVEIRA e GRÁCIO, 2005). Sendo assim, os habitats com menor área disponível como AIA (14,87 ha), VGS (11,71 ha), VAZ (135,25 ha) e VGC (221,51 ha) tiveram 87,42%, 85,40% e 41,40% e 30,25% de suas áreas amostradas, respectivamente. Por outro lado, os habitats que possuem as maiores

áreas como REF (490,19 ha), FPF (783,00 ha) e FPP (1.129,78 ha) tiverem as menores proporções de áreas amostradas, 16,32%, 10,98% e 7,79%.

A estratégia de amostrar os habitats mediante a utilização de parcelas se mostrou eficaz e teve acesso facilitado pela malha viária existente na FLG que é do tipo dendrítica ou ramificada, devido às atividades madeireiras desenvolvidas na área. As parcelas mais difíceis de serem amostradas foram aquelas situadas nas porções mais acidentadas do terreno; nos topos de morro; em alguns trechos ao longo da vegetação ciliar devido à declividade do terreno nas margens; nas áreas de várzeas, especialmente quando estavam alagadas; e em parcelas onde a taquara dominava o sub-bosque, dificultando sobremaneira a locomoção. Mesmo com esse conjunto de situações, as amostragens nesses ambientes foram realizadas.

Da mesma forma, o tamanho das parcelas de 1 ha mostrou-se adequado, tanto em relação à visibilidade de seus limites quanto pela exequibilidade de busca de indícios das espécies por varredura. Em pesquisas com percepção visual da paisagem, pode-se utilizar campos visuais com a variação de 800 a 5000 metros. Segundo Canteras (1992), devido às limitações fisiológicas do observador, a distância crítica entre o observador e o objeto deve oscilar entre 1000 a 1300 metros para que não sejam perdidos os detalhes do objeto numa varredura de paisagem. Vale frisar que esta distância também depende da cor do objeto, contraste e condições meteorológicas.

Neste caso, embora as parcelas sejam de 1 ha, muito além da recomendação prescrita para pesquisas visuais, a varredura de cada parcela foi feita percorrendo-se toda a sua extensão. Sendo assim, este tamanho de parcela requer, não só a habilidade perceptiva dos indícios de animais, como também a condição física do pesquisador. Além destes, a amostragem também foi compatível com o esforço físico despendido durante os períodos em campo, que foram de quatro dias/ mês, onde cerca de 34 parcelas eram amostradas.

Ao longo dos trajetos utilizados para localizar as parcelas, todos os indícios encontrados das espécies foram registrados em GPS, e serviram para compor o polígono de área de uso dos animais.

#### 4.1.3 Frequência de uso e seletividade de habitats pela anta e pelo queixada

Das 400 parcelas amostradas, a presença do queixada foi diagnosticada em 125 parcelas (31,25%) e da anta em 136 (34,00%), ou seja, em 65,25% do total de parcelas visitadas foram encontrados vestígios do queixada ou da anta ou de ambos.

As maiores frequências da presença da anta foram obtidas para os habitats de várzea (66,07%), seguido dos habitats floresta com predomínio de folhosas (38,37%), floresta com predomínio de pinheiro (36,36%), e vegetação ciliar (26,87%). Para o queixada, os habitats de floresta com predomínio de pinheiro (47,73%) e de várzeas (42,86%) obtiveram as maiores frequências de ocorrência da espécie, seguido dos habitats de vegetação ciliar (35,82%) (Tabela 4).

TABELA 4 - FREQUÊNCIA DE INDÍCIOS (FO%) DA ANTA E DO QUEIXADA ENCONTRADAS NOS HABITATS AMOSTRADOS

Habitat	FO (%) / Anta	FO (%) / Queixada
VAZ	69,6	46,6
VGC	26,8	35,8
FPF	37,2	22,1
FPP	31,8	44,3
REF	18,7	16,3
AIA	0,0	0,0
VGS	0,0	0,0

LEGENDA - VAZ: várzea; VGC: vegetação ciliar; FPF: floresta com predomínio de folhosa; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; REF: reflorestamento; AIA: área de influência antrópica; VGS: vegetação secundária.

Estes cálculos de frequência de ocorrência, no entanto, indicam os habitats de maior e menor concentração de uso, mas não indicam se há seleção ou preferência dos mesmos pelos animais. Sendo assim, esses valores foram utilizados para os cálculos de seletividade de habitat, que associam a proporção de utilização de determinado habitat com a sua proporção de disponibilidade na paisagem. Constatou-se a partir dessa análise, que tanto o queixada quanto a anta, selecionam os tipos de habitats de uma forma não aleatória em comparação à sua disponibilidade na FLG.

Embora a porcentagem de ocupação das várzeas na paisagem da FLG seja pequena (4,9% = 135,25 ha), este foi o tipo de ambiente mais selecionado pelas espécies. A anta seleciona o habitat várzea 14 vezes mais que sua respectiva disponibilidade na área (IS = 0,8698), e o queixada 10 vezes mais (IS = 0,8108). O segundo tipo de habitat mais selecionado por ambas as espécies foram as áreas de

preservação permanente (vegetação ciliar), que também possui pequena proporção de área ocupada na paisagem (8,0% = 221,51 ha), sendo utilizada pela anta três vezes mais que sua disponibilidade na área (IS = 0,5434) e pelo queixada cinco vezes mais (IS = 0,6367). As Tabelas 5 e 6 trazem a relação da disponibilidade e seleção de habitats pelas espécies na FLG, onde os sinais + (mais) e – (menos) indicam a força de seleção (simbologia baseada em CULLEN *et al.*, 2005).

TABELA 5 - RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELA ANTA NA FAZENDA LAGEADO GRANDE

Habitat	% na área	% de uso pela anta	Índice de seletividade (IS)	Proporção de uso em relação à disponibilidade do habitat	Força de seleção
VAZ	4,9	69,64	0,8698	14	+++++
VGC	8,0	26,87	0,5434	3	++++
FPF	28,1	37,21	0,1395	1	++
REF	17,6	18,75	0,0319	1	+
FPP	40,6	31,82	-0,1206	1	--
AIA	0,5	0,00	-1,0000	0	-----
VGS	0,4	0,00	-1,0000	0	-----

LEGENDA - VAZ: várzea; VGC: vegetação ciliar; FPF: floresta com predomínio de folhosa; REF: reflorestamento; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; AIA: área de influência antrópica; VGS: vegetação secundária. Sinais + (mais) e – (menos) indicam a força de seleção

TABELA 6 - RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELO QUEIXADA NA FAZENDA LAGEADO GRANDE

Habitat	% na área	% de uso pelo queixada	Índice de seletividade (IS)	Proporção de uso em relação à disponibilidade do habitat	Força de seleção
VAZ	4,9	46,4	0,8108	10	+++++
VGC	8,0	35,8	0,6367	5	++++
FPP	40,6	44,3	0,0444	1	+
FPF	28,1	22,1	-0,1197	1	--
REF	17,6	16,3	-0,0396	1	-
AIA	0,5	0,0	-1,0000	0	-----
VGS	0,4	0,0	-1,0000	0	-----

LEGENDA - VAZ: várzea; VGC: vegetação ciliar; FPF: floresta com predomínio de folhosa; REF: reflorestamento; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; AIA: área de influência antrópica; VGS: vegetação secundária. Sinais + (mais) e – (menos) indicam a força de seleção

Com relação aos demais tipos de habitats, a anta não seleciona os ambientes com predomínio de folhosas (783,00 ha; IS = 0,1395) e reflorestamentos (490,00 ha; IS = 0,0319); e rejeita os ambientes com predomínio de pinheiro (1.229,78 ha; IS = -0,1206), mesmo sendo este o que ocupa a maior proporção na paisagem; bem como os ambientes de vegetação secundária (11,71 ha; IS = -1,0000) e onde há grande influência antrópica (14,87 ha; IS = -1,0000) (Tabela 5).

Já, o queixada seleciona muito pouco os ambientes com predomínio de pinheiro (1.229,78 ha; IS = 0,0444); e rejeita os ambientes com predomínio de folhosas (783,00 ha; IS = -0,1197) e reflorestamentos (490,00 ha; IS = -0,0396); os ambientes de vegetação secundária (11,71 ha; IS = -1,0000) e os antrópicos (14,87 ha; IS = -1,0000) (Tabela 6).

Esses resultados são corroborados por vários pesquisadores, onde as várzeas são citadas como habitats extremamente importantes para a anta e para o queixada, pois disponibilizam às espécies ambientes úmidos, como barreiros ou lugares pantanosos, usualmente freqüentados para forrageio (IUCN, 1993; EISENBERG, 1997; BODMER e BROOKS, 1997; PUERTAS, 2006; CORDEIRO e OLIVEIRA, 2006).

As antas, por exemplo, são altamente dependentes da água ou de ambientes úmidos para realizar várias funções vitais de seu ciclo de vida (RICHARD e JULIÁ, 2000), tais como:

a) Regulação do trato intestinal - a anta geralmente defeca na água, ou em áreas próximas à água, sempre nos mesmos pontos e horários do dia. Pode defecar também em terra firme, mas também é fiel aos pontos de defecação. Nos dois tipos de ambiente há um acúmulo de material escatológico denominado de latrina (FRAGOSO, 1994). A privação a corpos d'água, como é o caso de alguns animais em cativeiro, causa alterações comportamentais e pode gerar um quadro de estresse no animal.

b) Termorregulação - a forma fusiforme e tamanho corporal do animal possui uma relação superfície versus volume pouco favorável para a perda do excesso de calor metabólico, situação que é agravada pela espessura da pele. Sendo assim, a anta procura com muita freqüência corpos d'água onde possa submergir. O animal pode permanecer horas dentro d'água realizando atividades de forrageamento, como limpeza do corpo, consumo de vegetação aquática flutuante, ou simplesmente caminhadas no fundo totalmente submerso como fazem os hipopótamos. A realização desses exercícios facilita o fluxo de calor entre o corpo do animal e a água.

c) Eliminação de ectoparasitos - os freqüentes banhos da anta a ajudam a eliminar ectoparasitos como carrapatos e moscas. Para tanto utiliza movimentos bruscos dentro d'água, de forma que os ectoparasitos se soltem completamente. Esta atividade é realizada por animais de todas as faixas etárias.

d) Refúgio contra predadores - os corpos d'água fornecem à anta um refúgio seguro contra predadores e são buscados sempre quando se sente perseguida. Nesses

casos, o animal pode submergir totalmente. Este comportamento é realizado tanto por adultos como por filhotes.

d) Cópula - a anta normalmente copula na água, onde os movimentos de cópula e monta são facilitados. Também durante o cortejo, no qual o macho persegue a fêmea, é freqüente que a perseguição termine na água.

Nesse sentido, a ocorrência de corpos d'água, particularmente em mosaicos abertos, onde a escassez dos mesmos pode ser expressiva, constituem componentes notáveis da paisagem, podendo afetar de maneira significativa a ocorrência e abundância da anta (CORDEIRO e OLIVEIRA, 2006).

Assim como a anta, o queixada possui uma relação bastante estreita com ambientes úmidos como barreiros, várzeas, banhados e vegetação ciliar (BODMER, 1990, 1991; DESBIEZ *et al.*, 2004; REYNA-HURTADO e TANNER, 2005; KEUROGHLIAN e EATON, 2008). Keuroghlian e Eaton (2008) verificaram, que na Estação Ecológica de Caetetus (SP) a espécie utiliza com maior freqüência faixas de vegetação ciliar entre 50 e 100 metros e que as áreas úmidas são os ambientes mais utilizados pela espécie, mesmo que menos disponíveis na Unidade de Conservação.

Nos ambientes úmidos ambos ungulados realizam a geofagia (ingestão de terra) para obtenção de sais e outros minerais depositados, que ficam expostos nos períodos em que esses ambientes não estão alagados. A geofagia é reconhecida para muitas espécies de ungulados em diversas regiões do mundo, sugerindo que esses locais sejam importantes componentes dos habitats. Oliveira *et al.* (2006), por exemplo, realizaram um estudo da caracterização da composição química de barreiros utilizados por ungulados no nordeste do Pantanal do Mato Grosso, analisando Ca, Cl, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, S, SO<sub>4</sub> e Zn do horizonte do solo consumido pelos animais (antas e catetos) e verificaram que o sódio e o sulfato constituem elementos presentes em baixas concentrações e que o enxofre, ferro e magnésio apresentam-se em altas concentrações, sendo os barreiros fonte desses minerais às espécies.

Além disso, as espécies encontram nesses ambientes recursos alimentares importantes. Nas várzeas da FLG que abrangem áreas de vegetação herbácea, por exemplo, há grandes concentrações de *Baccharis* spp.; e nas várzeas onde ocorre associação com espécies folhosas, entre muitas outras espécies, o butiá (*Butia eryospatha*). Além desses recursos, as espécies encontram, ainda, nas bordaduras desses ambientes brotos de taquara (*Bambusa* sp.) e caratuva (*Chusquea* sp.). Também as várzeas são os habitats onde praticamente inexitem estradas, justamente por serem

ambientes menos produtivos do ponto de vista econômico, além de estarem sujeitas a alagamento durante um período do ano.

Sazonalmente, considerando-se a frequência de indícios das espécies encontrados em cada tipo de habitat, foi possível observar uma variação na utilização dos ambientes ao longo do ano. Na estação seca, que se estende do mês de março a agosto, por exemplo, indícios da anta foram encontrados em 57% das várzeas amostradas; em 45% das áreas de floresta com predomínio de folhosas e em 42% das áreas de floresta com predomínio de pinheiro. Este fato repetiu-se para este tapirídeo durante a estação úmida, que se estende do mês de setembro a fevereiro, onde nesses mesmos habitats foram encontradas as maiores frequências de indícios da espécie, com 64%, 48% e 40%, respectivamente (Tabela 7).

TABELA 7 - RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELA ANTA NAS ESTAÇÕES SECA E ÚMIDA

Habitat	% de uso pela anta		Índice de seletividade (IS)		Força de seleção
	Estação seca	Estação úmida	IS <sub>seca</sub>	IS <sub>úmida</sub>	
VAZ	57	64	1	1	+++++
FPF	45	48	0	0	Não seleciona
FPP	42	40	0	0	Não seleciona
VGC	37	25	1	1	+++++
REF	18	27	0	0	Não seleciona
AIA	0	0	-1	-1	-----
VGS	0	0	-1	-1	-----

LEGENDA - VAZ: várzea; FPF: floresta com predomínio de folhosa; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; VGC: vegetação ciliar; REF: reflorestamento; AIA: área de influência antrópica; VGS: vegetação secundária. Sinais + (mais) e - (menos) indicam a força de seleção

Para o queixada, na estação seca, as áreas de floresta com predomínio de pinheiro obtiverem a maior frequência de indícios encontrados deste pecarídeo (57%), seguido pelas várzeas (56%) e áreas de preservação permanente (41%). Na estação úmida as maiores frequências de indícios da espécie continuaram sendo para as de floresta com predomínio de pinheiro (43%), e houve uma inversão entre as áreas de preservação permanente (33%) e as várzeas (29%) (Tabela 8).

TABELA 8 - RELAÇÃO DA DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE HABITATS PELO QUEIXADA NAS ESTAÇÕES SECA E ÚMIDA

Habitat	% de uso pela anta		Índice de seletividade (IS)		Força de seleção
	Estação seca	Estação úmida	IS <sub>seca</sub>	IS <sub>úmida</sub>	
VAZ	56	29	1	1	+++++
FPF	14	16	0	0	Não seleciona
FPP	57	43	0	0	Não seleciona
VGC	25	25	1	1	+++++
REF	41	33	0	0	Não seleciona
AIA	0	0	-1	-1	-----
VGS	0	0	-1	-1	-----

LEGENDA: VAZ: várzea; FPF: floresta com predomínio de folhosa; FPP: floresta com predomínio de pinheiro; VGC: vegetação ciliar; REF: reflorestamento; AIA: área de influência antrópica; VGS: vegetação secundária. Sinais + (mais) e - (menos) indicam a força de seleção

Na estação seca, tanto a anta quanto o queixada tiveram um acréscimo nas freqüências de indícios encontrados nas áreas de floresta com predomínio de araucária (*Araucaria angustifolia*), fato que está associado à produção de pinhão, o qual está disponível a partir do mês de maio até agosto. O maior percentual de evidências das espécies nesse tipo de ambiente, no mês de agosto, pode estar associado à maximização do consumo do estoque dessas sementes, já que este é o final do período onde ainda é encontrado o pinhão, e o início de uma fase de déficit de alimento, uma vez que frutos zoocóricos maduros passam a estar disponíveis em maior diversidade apenas a partir de novembro/ dezembro.

Ditter *et al.* (não publicado) acompanharam a fenologia de 121 espécies vegetais com síndrome de dispersão zoocórica, ocorrentes em remanescentes da Floresta Ombrófila Mista (incluindo a Fazenda Lageado Grande), e verificaram que a partir do mês de julho há um decréscimo na disponibilidade de frutos maduros. Foi observado pelos autores que esse período se estende até o mês de novembro.

O pinhão pode ser considerado, portanto, como o alimento básico dos animais durante a estação do inverno. Este fato também foi corroborado por Kulchetscki *et al.* (2003) na Fazenda Monte Alegre, em Telêmaco Borba no Paraná.

A anta e o queixada, devido à forma de consumo do pinhão (destruição total ou parcial) atuam como predadores de sementes de pinhão. Almeida *et al.* (2007) verificaram que a anta consome e mastiga a semente inteira, sendo seus restos (cascas) observados somente nas fezes. Da mesma forma, os queixadas apresentam comportamentos variados de predação do pinhão, sendo que: (a) as sementes podem ser totalmente consumidas; (b) pode haver mordeduras na casca, onde o animal deixa as

marcas dos dentes, com posterior devolução ao solo; (c) o animal pode utilizar as patas dianteiras para abrir o pinhão, pressionando-o contra o chão e puxando o endosperma com os dentes; ou ainda (d) a casca ser totalmente destruída por rasgadura e cortes em vários pontos ou amassamento. De qualquer forma, tanto a dispersão como a predação de sementes são processos fundamentais para a manutenção da comunidade vegetal e da estrutura da floresta, evidenciando a importância da anta e do queixada nesses processos.

Durante esse período de escassez as espécies, em especial o queixada, reviram o solo em busca das sementes de pinhão e também das amêndoas do butiá (*Butia eryspatha*), que ficam enterradas nas camadas mais superficiais do solo. Olmos (1993), no Parque Nacional da Serra da Capivara no Piauí, constatou que 33% do alimento dos queixadas é constituído por raízes e sementes, recursos que para a Caatinga são uma fonte de alimento mais confiável do que frutas e folhas, uma vez que os últimos são produzidos apenas quando há uma pluviosidade adequada. Durante secas prolongadas, que ocorrem nessa região, os queixadas sobrevivem porque cavam e se alimentam das raízes e tubérculos. Este fato é também observado na Fazenda Lageado Grande e seu entorno durante o período de escassez de recursos.

Também durante esse período, conforme observado durante as amostragens realizadas, as espécies, em especial o queixada, tendem a se deslocar mais entre as propriedades do entorno em busca de recursos alimentares, e neste caso as áreas de vegetação ciliar assumem papel crucial no deslocamento dos animais.

Já nas áreas de floresta com predomínio de folhosas, de uma forma geral, a frutificação de espécies ocorre durante a época de maior precipitação e temperatura (PAISE e VIEIRA, 2005). Como apresenta maior riqueza de espécies vegetais do que as áreas de floresta com predomínio de araucária, a oferta e diversidade de alimento é maior.

Dentre alguns dos recursos alimentares disponíveis e consumidos pela anta e pelo queixada observados ao longo deste estudo nos ambientes de floresta com predomínio de folhosas estão: a guabiroba (*Campomanesia xanthocarpa*) que frutifica na região de novembro a dezembro; o ingá (*Inga virescens*), com frutificação de dezembro a janeiro; o pessegueiro-bravo (*Prunus brasiliensis*) com frutificação de março a junho e de setembro a dezembro; a imbuia (*Nectandra megapotamica*) com frutificação de janeiro a abril, o piper (*Piper* spp.) com frutificação em dezembro.

Embora haja uma diferença sazonal no uso dos ambientes durante as estações, que reflete a distribuição de fontes de recursos alimentares, quando se considera a seletividade de habitats, as várzeas e áreas de preservação permanente (vegetação ciliar) continuam sendo os habitats mais selecionados pela anta e pelo queixada em ambas as estações ( $IS_{seca} = 1,000$  e  $IS_{úmida} = 1,000$ ) (Tabelas 7 e 8).

Com base nos valores de seletividade obtidos para os habitats é possível afirmar que as várzeas e as florestas ciliares configuram-se como fragmentos de recurso ambiental ou habitats-chaves à sobrevivência desses ungulados na FLG. Estes ambientes úmidos são, portanto, altamente prioritários e devem receber tratamento especial no que se refere à adoção de estratégias de conservação das espécies e/ou de manejo da paisagem local.

Segundo Paschoal e Cavassan (1999) as várzeas, por serem ecossistemas diversos, funcionam como corredor ecológico e também como um local complexo, onde ocorrem espécies de ambiente aquático, terrestre e de adaptação aos dois ambientes. Para esses autores, a manutenção dos remanescentes dessa vegetação e a restauração ecológica das que já foram degradadas também é extremamente importante.

#### 4.1.4 Análise da estrutura da paisagem

##### 4.1.4.1 Características gerais da paisagem da FLG

A FLG (Fazenda Lageado Grande), considerando-se toda a sua superfície, possui 3.136,32 ha, constituídos por 36,02% de floresta com predomínio de pinheiro e 24,96% por floresta com predomínio de folhosas, sendo caracterizada, desta forma, por uma matriz de cobertura do solo predominantemente florestal com espécies nativas. Outras classes de cobertura na Fazenda são áreas de plantio com exóticas (15,63%), áreas de influência antrópica (incluem as estradas, divisas e a vila de moradores) (10,71%), áreas de preservação permanente/ vegetação ciliar do Rio Iratim (7,06%), e em menor proporção as várzeas (4,31%), áreas de vegetação secundária em estágio inicial e médio de sucessão ecológica e água (açudes e rio Iratim, propriamente dito), com menos de 1%.

O tamanho de área das classes (CA) e a porcentagem de ocupação das classes na paisagem (PLAND) podem ser visualizados na Tabela 9.

TABELA 9 - ÁREA DAS CLASSES (CA) E A PORCENTAGEM DE OCUPAÇÃO DAS CLASSES NA PAISAGEM (PLAND) DA FLG

Habitat	CA (ha)	PLAND (%)
FPP	1.129,78	36,02
FPF	783	24,97
REF	490,19	15,63
AIA	338,24	10,78
VGC (Rio Iratim)	221,51	7,06
VAZ	135,25	4,31
Água	26,64	0,85
VGS	11,71	0,37
Total	3.136,32	100,00

LEGENDA - VAZ = várzea; FPP = floresta com predomínio de folhosa; FPF = floresta com predomínio de pinheiro; VGC = vegetação ciliar; REF = reflorestamento; AIA = área de influência antrópica; VGS = vegetação secundária

Estradas e divisas, inseridas na classe “AIA”, apresentam 880 segmentos de corredores (segundo definição de Marsh, 1997), devido a grande quantidade de caminhos e acessos existentes no interior da Fazenda, que em termos de área chegam a totalizar cerca de 323,37 ha (PLAND = 10,31%). A rede viária da FLG, segundo Freitas e Metzger (2007), é do tipo dendrítica ou ramificada que suporta atividades de produção madeireira.

Com base nesses autores, pode-se afirmar que o tamanho da malha viária existente na Fazenda Lageado Grande subdivide e fragmenta internamente toda a paisagem, existindo poucos fragmentos de grande extensão sem a presença de estradas. Nos habitats-chaves da anta e do queixada, várzeas e vegetação ciliar, praticamente inexistem estradas, justamente por serem ambientes menos produtivos do ponto de vista econômico, além de estarem sujeitos a alagamento durante um período do ano.

Para Mader (1984) e Forman e Alexander (1998), a barreira formada por estradas, além de fragmentar a paisagem, interrompe o fluxo de algumas espécies, especialmente daqueles de pequeno porte e de interior, e pode causar uma expressiva alteração nas relações ecológicas entre as espécies que utilizam a borda. Scoss (2002) afirma que a fragmentação existente internamente nos fragmentos apresenta as mesmas características da fragmentação de paisagens, ou seja, simplificação de habitats, efeito de borda, entre outros.

O “reflorestamento” é a segunda classe com o maior número de fragmentos (NP = 183), seguida pela classe “floresta com predomínio de pinheiro” (NP = 75), “floresta

com predomínio de folhosas” (NP = 56), e pelos habitats-chaves da anta e do queixada “áreas de preservação permanente” (NP = 41) e de “várzeas” (NP = 32). As classes “vegetação secundária” e “áreas de influência antrópica” são as que possuem os menores números de fragmentos (NP = 18 e NP = 7, respectivamente). A classe “água” (açudes e Rio Iratim), por sua vez, em virtude de ser ambiente aquático não foi avaliada quanto à fragmentação.

Como há uma grande variação na porcentagem de ocupação e no tamanho dos fragmentos existentes para cada tipo de habitat, e para melhor avaliar a estrutura da paisagem, as Tabelas 10 e 11 apresentam a distribuição dos fragmentos em classes de tamanho de área, a área (ha) e a porcentagem ocupada pelos habitats na paisagem da FLG, conforme classes de tamanho dos fragmentos. A análise por classes de tamanho dos fragmentos, segundo Valente (2001), é um bom indicativo do grau de fragmentação por ser função do número de fragmentos e da área total ocupada pelos habitats.

TABELA 10 - NÚMERO DE FRAGMENTOS DOS TIPOS DE HABITAT POR CLASSE DE TAMANHO DE ÁREA

Classe (ha)	Habitat							Total	% de ocupação na paisagem
	VAZ	VGC	FPP	FPF	REF	VGS	AIA		
< 5	26	33	50	42	157	18	6	332	80,39
5 – 10	3	1	7	1	22	0	1	35	8,47
10 – 20	1	2	5	2	4	0	0	14	3,39
20 – 40	2	5	5	6	0	0	0	18	4,36
40 – 60	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
60 – 80	0	0	5	2	0	0	0	7	1,69
80 – 100	0	0	1	0	0	0	0	1	0,24
> 100	0	0	3	3	0	0	0	6	1,45
Total	32	41	76	56	183	18	7	413	100

LEGENDA: VAZ = várzea; FPF = floresta com predomínio de folhosa; FPP = floresta com predomínio de pinheiro; VGC = vegetação ciliar; REF = reflorestamento; VGS = vegetação secundária; AIA = área de influência antrópica

TABELA 11 - ÁREA E PORCENTAGEM OCUPADA PELOS HABITATS NA PAISAGEM DA FLG CONFORME CLASSES DE TAMANHO DOS FRAGMENTOS

Classe (ha)	Área (ha) ocupada na paisagem da FLG por habitats, conforme classes de tamanho dos fragmentos.							Total (ha)	% na paisagem
	VAZ	VGC	FPP	FPF	REF	VGS	AIA		
<5	51,83	8,13	64,11	26,20	256,68	11,71	8,55	427,21	15,33
5 a 10	19,33	0	56,48	5,30	147,79	0	6,32	235,22	8,44
10 a 20	10,79	17,23	45,17	41,54	85,72	0	0	200,45	7,19
20 a 40	53,3	154,28	201,25	177,76	0	0	0	586,59	21,05
40 a 60	0	41,87	0	0	0	0	0	41,87	1,50
60 a 80	0	0	0	70,12	0	0	0	70,12	2,52
80 a 100	0	0	175,29	84,04	0	0	0	259,33	9,31
>100	0	0	587,48	378,04	0	0	0	965,52	34,65

LEGENDA - VAZ = várzea; FPP = floresta com predomínio de folhosa; FPF = floresta com predomínio de pinheiro; VGC = vegetação ciliar; REF = reflorestamento; VGS = vegetação secundária; AIA = área de influência antrópica

A FLG, considerando-se todos os tipos de habitats de forma associada, é caracterizada por 413 fragmentos, dos quais 332 são menores que 5 ha (80,39%), e apenas seis são superiores a 100 ha (1,45%) (Tabela 4.9). Quando se correlaciona o número de fragmentos por classe de tamanho com a área total ocupada na paisagem, os fragmentos menores que 5 ha representam 15,33% da área (427,21 ha), enquanto os fragmentos maiores de 100 ha representam 34,65% da paisagem (965,52 ha) (Tabela 4.10). Estes valores indicam que o alto percentual de fragmentos de tamanho reduzido implica em que estes estão mais sujeitos ao efeito de borda, e que 427,21 ha da Fazenda podem estar sujeitos a serem constituídos por habitats com características de borda (RODRIGUES, 1993; BENDER *et al.*, 1998).

Já, os fragmentos maiores que 100 ha têm maior influência por representarem a maior proporção de área ocupada na paisagem. Além disso, são capazes de manter sua estrutura interna e a estabilidade da estrutura florestal da paisagem em que estão inseridos (VALENTE, 2001).

Com relação à forma, os índices obtidos para “VGC do Rio Iratim”, “reflorestamento” e “influência antrópica” indicam que estas classes são as que se apresentam mais recortadas e com fragmentos de formas irregulares e alongadas (não-circular). Este formato mais irregular deve-se ao fato, no caso da “VGC”, da configuração espacial do Rio Iratim que corta a Fazenda ponta a ponta, formando inúmeras reentrâncias na paisagem ao longo do seu percurso. No caso das classes “reflorestamento” e “influência antrópica”, as formas irregulares se devem à configuração da densa malha viária, implantada para atender as atividades de plantio e colheita de pinus na área.

As classes onde o SHAPE aproxima-se da forma circular se referem às classes “vegetação secundária”, “floresta com predomínio de folhosa”, “várzea” e “floresta com predomínio de pinheiro”, sendo esta última a que possui maior área ocupada na paisagem, ou seja, é a matriz (Tabela 12). O formato dos fragmentos de várzeas está condicionado às faixas ocupadas pelo solo hidromórfico. A classe “vegetação secundária”, embora possua melhor forma, é a que apresenta menor PLAND.

TABELA 12 - VALORES DO “SHAPE” (ÍNDICE DE FORMA) DAS CLASSES NA PAISAGEM DA FLG

<b>Classes</b>	<b>SHAPE - índice de forma</b>
VGC	3,68
REF	2,23
AIA	1,97
FPP	1,88
VAZ	1,78
FPF	1,74
VGS	1,36

LEGENDA - VGC = Vegetação ciliar; RE = Reflorestamento; AIA = Área de Influência antrópica; FPP = floresta com predomínio de pinheiro; VAZ = várzea; FPF = floresta com predomínio de folhosas; VGS = vegetação secundária

A média do índice de forma obtido para a paisagem como um todo foi de um SHAPE igual a 1,47, indicando que os fragmentos existentes na FLG apresentam, de maneira geral, formas mais próximas à um retângulo com lados L e 10L e SHAPE = 1,74 (SÁ VOLATÃO, 1998). Forman e Godron (1986), Forman (1995) e Grise (2008) citam que valores de índices de forma de fragmentos próximos a 1,0 representam formas mais circulares (1,0 representa a forma de um círculo perfeito), enquanto valores como 3 e 4 representam formas bastante irregulares. Os fragmentos com forma irregular estão mais suscetíveis a apresentar maior efeito de borda, principalmente aqueles de menor área, em função da sua maior interação com a matriz. Com o aumento do efeito de borda tem-se, proporcionalmente, a diminuição da área nuclear desses fragmentos, o que em curto, médio ou longo espaço de tempo irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas (VALENTE, 2001).

No caso da FLG, pelo fato da matriz ser constituída pela “floresta com predomínio de pinheiro” e “floresta com predomínio de folhosas”, possivelmente o efeito de borda não seja tão pronunciado. Apesar disto (já que a grande maioria das

manchas está circundada pela malha viária), foi considerado um efeito de borda hipotético de 30 metros, onde praticamente todas as classes tiveram uma redução de mais de 50% de sua área ao se excluir a faixa correspondente ao efeito de borda considerado (Tabela 13).

Ressalta-se que ara esta análise desconsiderou-se a classe “área de influência antrópica”, já que o efeito de borda não se aplica aos tipos de ambientes que a constituem (estradas, aceiros e vila). Por outro lado, a análise de efeito de borda *versus* área núcleo foi considerada para a classe “várzea”, uma vez que há uma nítida diferenciação, em termos de composição de espécies e de estrutura da vegetação, entre as porções periféricas e da área central desses habitats. Somente quando as várzeas estão limítrofes à vegetação ciliar observa-se uma substituição gradual de espécies vegetais. Quando estão limítrofes a áreas de plantio ou mesmo de outros habitats naturais (áreas de florestas com predomínio de pinheiro e de folhosas) as porções periféricas apresentam padrão bastante diferenciado (adensamento de taquaras) daquele encontrado na área núcleo (onde ocorrem as espécies características desse ambiente úmido). No caso dos habitats de vegetação nativa a faixa de transição com as várzeas também se apresenta bastante descaracterizada, principalmente devido à exploração pretérita de madeira e atual exploração da erva-mate, com conseqüente supressão das demais espécies de subosque. Além disso, em alguns casos, estradas subdividem as várzeas em duas porções e as submetem à presença de elementos perturbadores nas bordas. Estas observações foram realizadas tanto para as várzeas arbóreas quanto para as herbáceas.

TABELA 13 - VALORES DE “TCA” E “CPLAND” CONSIDERANDO O EFEITO DE BORDA DE 30 METROS E REDUÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES QUE CONSTITUEM A PAISAGEM DA FLG

Habitat	CA (ha)	TCA (ha)	CPLAND (%)	Redução de área (ha)	Redução em %
VGC	221,51	9,21	0,61	212,30	95,84
VGS	11,71	2,53	0,17	9,18	78,42
VAZ	135,25	46,82	3,10	88,43	65,38
REF	490,19	185,63	12,28	304,56	62,13
FPF	783	486,34	32,18	296,66	37,89
FPP	1.129,78	773,0093	51,16	356,77	31,58

LEGENDA - VGC = vegetação ciliar/ vegetação ciliar; VGS= vegetação secundária; VAZ = várzea; REF = reflorestamento; FPF = floresta com predomínio de folhosas; FPP = floresta com predomínio de pinheiro; CA= área total da classe, TCA= soma das áreas centrais de toda a classe em hectares; CPLAND = Percentual de áreas centrais (excluídas as bordas) em relação à área total da paisagem percentual de área central na paisagem

A classe mais comprometida foi a “VGC”, com redução de 95,84%, passando de 221,51 ha de área original para apenas 9,21 ha de área núcleo. Cabe lembrar que a “VGC” é o segundo tipo de habitats mais selecionado pela anta e pelo queixada e que se constitui como corredor de habitat, e alterações na sua qualidade ambiental, podem afetar diretamente as possibilidades de deslocamento de espécies animais que utilizam a vegetação ciliar para transitar na paisagem. Outra classe de habitat importante para os ungulados estudados que sofreu redução expressiva é a de “várzea”, com redução de 65,38% de sua área, passando de 135,25 ha para 88,43 ha.

A classe “vegetação secundária” sofreu uma redução de 78,42%, passando de uma área originalmente pequena de 11,71 ha para 2,53 ha de área núcleo. A redução das áreas de vegetação secundária prejudica o avanço do processo sucessional, bem como a sua colonização por espécies animais, e conseqüentemente, processos ecológicos que deveriam ser desempenhados pela fauna, como dispersão e polinização, passam a não ser efetivos para a recuperação desses habitats.

As classes, mesmo após a exclusão da faixa de 30 metros, correspondente ao efeito de borda considerado, que perderam menor porcentagem de sua área original foram a “floresta com predomínio de folhosa” (37,89%, passando de uma área original de 783,00 ha para 486,34 ha de área núcleo) e a “floresta com predomínio de pinheiro” (31,58%, passando de uma área original de 1.129,78 ha para 773,27 ha de área núcleo).

Considerando-se a paisagem como um todo, houve uma redução de 51,04% onde a área original, que era constituída por 3.136,32 ha, passa a ser de 1.508,09 ha de área núcleo.

Na Tabela 14 observa-se o índice de dispersão e justaposição (IJI) que indica a distribuição com que os fragmentos se encontram na paisagem (variam de 0% a 100%). Constatou-se que os fragmentos da classe de “floresta com predomínio de pinheiro” (IJI = 72,95%) estiveram melhor distribuídos na paisagem da FLG. Esta distribuição veio seguida pelos fragmentos da classe “floresta com predomínio de folhosas” (IJI = 68,10%). As classes, cujos habitats foram os mais selecionados pela anta e pelo queixada, possuem seus fragmentos concentrados em determinadas porções da FLG, tais como: “várzeas” IJI = 54,86% e “áreas de preservação permanente” IJI = 54,86%.

O índice obtido para a métrica de contágio e agregação (CLUMPY, cujos valores variam de 0 a 1) indica, de forma geral que, os fragmentos de todas as classes possuem vizinhos semelhantes relativamente próximos. As classes que possuem maior agregação de seus fragmentos são as de “floresta com predomínio de pinheiro”

(CLUMPY = 0,89) e “floresta com predomínio de folhosas” (CLUMPY = 0,89), indicando que os fragmentos destas classes possuem menor isolamento entre si. Da mesma forma os valores encontrados para as classes de habitats mais selecionados pela anta e pelo queixada também indicam que os fragmentos desses habitats estão próximos entre si: para a classe “várzea” o CLUMPY obtido foi de 0,82, e para a classe “vegetação ciliar” foi de 0,73 (Tabela 14).

TABELA 14 - VALORES DE “IJI” E “CLUMPY” PARA AS CLASSES DE HABITAT DA FLG

Habitat	IJI (%)	CLUMPY
FPP	72,95	0,89
FPF	68,09	0,89
VGS	64,88	0,71
VAZ	58,59	0,82
VGC (Rio Iratim)	54,86	0,73
REF	54,44	0,81

LEGENDA - VGC = vegetação ciliar/ vegetação ciliar; VGS= vegetação secundária; VAZ = várzea; REF = reflorestamento; FPF = floresta com predomínio de folhosas; FPP = floresta com predomínio de pinheiro; IJI = índice de dispersão e justaposição, varia de 0 a 100; CLUMPY = índice de contágio e agregação, varia de 0 a 1

Considerando-se os esses valores de dispersão e justaposição (IJI = 65,57%) e de contágio e agregação para a paisagem como um todo (PLADJ = 85,31%) é possível afirmar que os fragmentos de mesma classe estão próximos uns aos outros, que há uma pseudo-continuidade florestal ou uma conexão física dos fragmentos que favorece a conectividade estrutural da paisagem. Valente (2001) constatou o mesmo padrão estrutural para as sub-bacias da Bacia do Rio Corumbataí, com a exceção de que os fragmentos estavam inseridos em uma matriz não-florestal, diferentemente da FLG, cuja matriz é predominantemente florestal com espécies nativas.

#### 4.1.4.2 Percepção da paisagem da FLG pelas espécies estudadas

A definição da escala de percepção da paisagem da anta e do queixada foi baseada nos índices de seletividade de habitats obtidos para as espécies (item 4.1.3), bem como nos seus requisitos ecológicos relacionados à extensão de sua área de vida, que fazem com que as espécies percebam a paisagem em um contexto mais amplo. Esta definição de escala está de acordo com Metzger (2001), que cita que a escala de percepção da paisagem pelas espécies está relacionada à extensão do seu território, à sua

capacidade de deslocamento e de suas exigências de habitats específicos. Ainda, de acordo com este autor, espécies com pequena capacidade de deslocamento ou dispersão percebem a paisagem em um contexto mais local, enquanto que espécies que possuem maior capacidade de deslocamento percebem a paisagem em uma escala mais ampla; ou ainda, espécies com habitats muito especializados percebem a paisagem com um maior grau de detalhamento em relação às demais espécies generalistas.

Essa análise foi realizada tanto na FLG, onde as espécies possuem áreas de vida fixas, e nas áreas de entorno da Fazenda, utilizadas por esses ungulados com menor frequência ou apenas em determinados períodos do ano (item 4.2).

O tamanho da área utilizada pela anta e pelo queixada na FLG, definida mediante o mapeamento dos registros das espécies e união dos pontos extremos desses registros (que resultaram em um polígono), foi estimada em 2.351 ha e 2.209 ha, respectivamente. Em termos percentuais esses valores equivalem ao uso de 74,96% da FLG pela anta e a 70,43% pelo queixada (Figura 15 e 16), ou seja, as espécies utilizam praticamente toda a área da FLG.

Dentro do percentual de área utilizada pela anta estão excluídas as áreas de influência antrópica direta, como por exemplo, a vila de moradores. Especificamente para o queixada, há uma rejeição da espécie a uma faixa de vegetação nativa próxima a divisa sudoeste da Fazenda, onde a propriedade faz divisas diretas com dois assentamentos rurais (Paraíso do Sul e Margens do Iratim), mesmo existindo nessa faixa ambientes de várzeas. Um grupo de queixada de oito indivíduos utilizou uma única vez durante todo o período do estudo (mês de julho) ambientes limítrofes à vila de moradores (várzeas, vegetação ciliar e floresta com predomínio de pinheiro), ocasião na qual apenas quatro famílias moravam no local, ou seja, as atividades e movimentação de pessoas eram inexistentes no local.

A exclusão das áreas de influência antrópica direta pela anta e pelo queixada pode estar associada à percepção das espécies em relação aos tipos de uso do solo da paisagem. Segundo Taylor<sup>8</sup> *et al*, Zollner e Lima<sup>9</sup> citados por Forero-Medina e Vieira (2007), fatores como mortalidade durante a dispersão, e aspectos da história de vida como tamanho do corpo e capacidade de deslocamento, podem influenciar a distribuição dos organismos em paisagens fragmentadas.

---

<sup>8</sup> TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68: 571-573, 1993.

<sup>9</sup> ZOLLNER, P. A.; LIMA, S. L. Illumination and the perception of remote habitat patches by white-footed mice. *Animal Behaviour*, 58: 489-500, 1999.

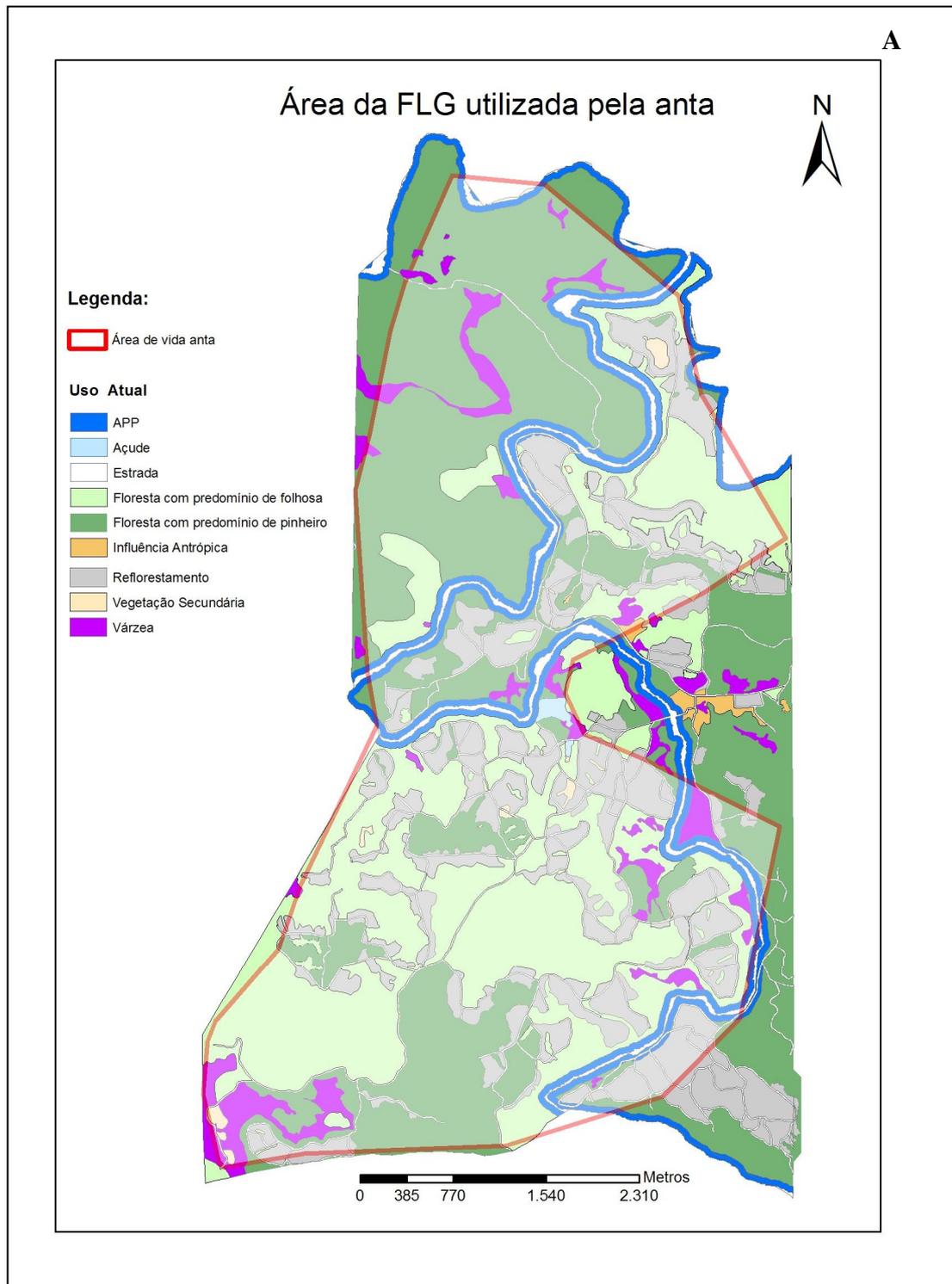


FIGURA 15 - TAMANHOS DE ÁREAS DE USO NA FAZENDA LAGEADO GRANDE UTILIZADAS PELA ANTA

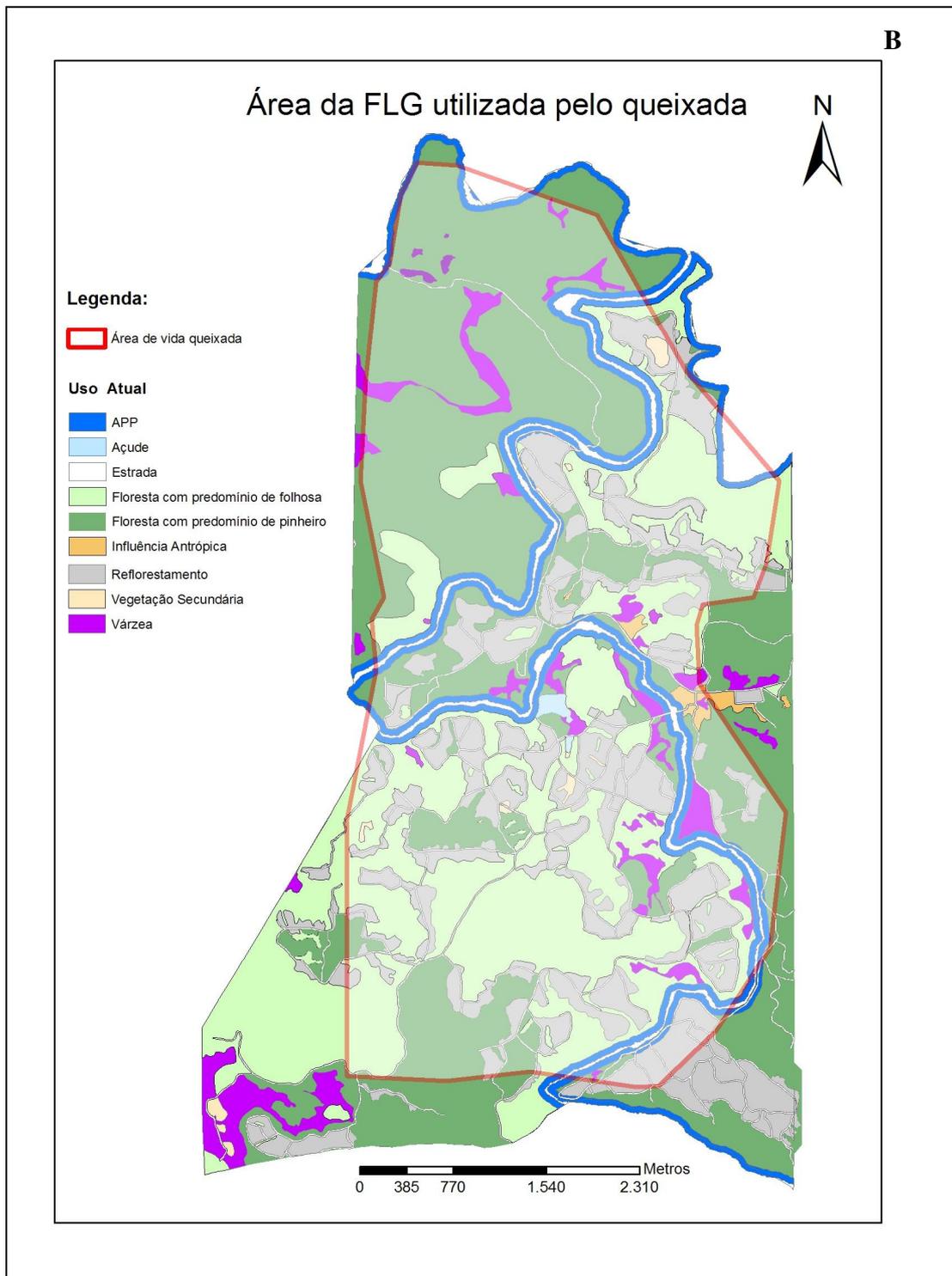


FIGURA 16 - TAMANHOS DE ÁREAS DE USO NA FAZENDA LAGEADO GRANDE UTILIZADAS PELO QUEIXADA

A anta, devido ao seu grande tamanho corporal, e o queixada, por formar grandes grupos, dificilmente passariam despercebidos nas áreas próximas aos assentamentos rurais ou faxinais, onde as atividades de caça ocorrem com grande frequência. Sendo assim, as espécies, em especial o queixada, excluem ou utilizam esporadicamente porções de áreas onde há maior impacto ou ameaças antrópicas. Torres *et al.* (2004) e Noss e Cuéller (2000) observaram uma relação de uso de habitats coerente com esta inferência para a anta-centro-americana (*Tapirus bairdii*) no México e no Chaco Boliviano (respectivamente), onde a maior abundância deste tapirídeo e todas as suas rotas de deslocamento pela paisagem foram comumente encontrados em habitats com pouca ou nenhuma interferência antrópica. Segundo Torres *et al.* (2004) este comportamento possivelmente ocorre em função da espécie ser mais vulnerável à caça e predação em áreas abertas.

Tomando-se como base o limiar de Andrén (1994) e a proporção das áreas de habitats-chaves para a anta e para o queixada (PLAND) é possível inferir que as espécies são influenciadas pela disposição espacial destes habitats, e não necessariamente pelo tamanho de suas áreas ocupadas na paisagem.

No caso desse tipo de habitat, o limiar (PLAND) pode ser considerado crítico, uma vez que: (a) naturalmente a distribuição dos fragmentos desse habitat é restrita por estar condicionada a características relacionadas ao tipo de solo e ao relevo, ou seja, são escassos e fragmentados; e (b) devido à baixa proporção de área que ocupam atualmente, pequenas alterações na paisagem poderiam causar impactos severos nesses ambientes e modificar a estrutura espacial da paisagem como um todo, acarretando mudanças bruscas nas respostas ecológicas das espécies (Tabela 15).

TABELA 15 - PORCENTAGEM OCUPADA PELOS HABITATS NA PAISAGEM DA FLG CONFORME CLASSES DE TAMANHO DOS FRAGMENTOS

Classes de tamanho (ha)	VAZ (%)	VGC (%)	FPP (%)	FPF (%)
<5	38,35	3,26	5,60	3,15
5 a 10	14,29	0,00	5,00	0,68
10 a 20	7,97	7,81	4,00	5,32
20 a 40	39,39	69,95	17,83	22,75
40 a 60	0,00	18,98	0,00	0,00
60 a 80	0,00	0,00	0,00	8,97
80 a 100	0,00	0,00	15,53	10,75
>100	0,00	0,00	52,04	48,38

LEGENDA - VAZ = várzea; VGC = vegetação ciliar/ vegetação ciliar; FPP = floresta com predomínio de pinheiro; FPF = floresta com predomínio de folhosa

A área nuclear de um fragmento é, segundo Mcgarigal e Marks (1995), o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, sendo afetada diretamente pela forma e borda dos fragmentos. Mazzolli (2006) verificando a persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro (SC) enfatizou as medidas de comparação de áreas-núcleo, por serem as manchas florestais menos sujeitas ao efeito de borda, constituindo-se, portanto em áreas de *habitat* com maiores chances de serem melhores representativas de ambientes conservados, assumindo por isso um significado especial para inferir integridade ambiental.

Nesse sentido, para a conservação das espécies, a proporção de área ocupada por esses habitats tem tanta importância quanto a sua disposição espacial na paisagem. Os elementos de conexão, constituídos pela vegetação ciliar do Rio Iratim e demais corpos d'água existentes na FLG, e que representam o segundo tipo de habitats mais selecionado pelas espécies, perfazem 22,42% da paisagem da FLG. Este valor pode ser considerado bastante próximo ao limiar de Andrén (1994), ou seja, estas áreas combinam os fatores proporção satisfatória de área ocupada na paisagem, com manchas distribuídas de forma uniforme (Figura 17).

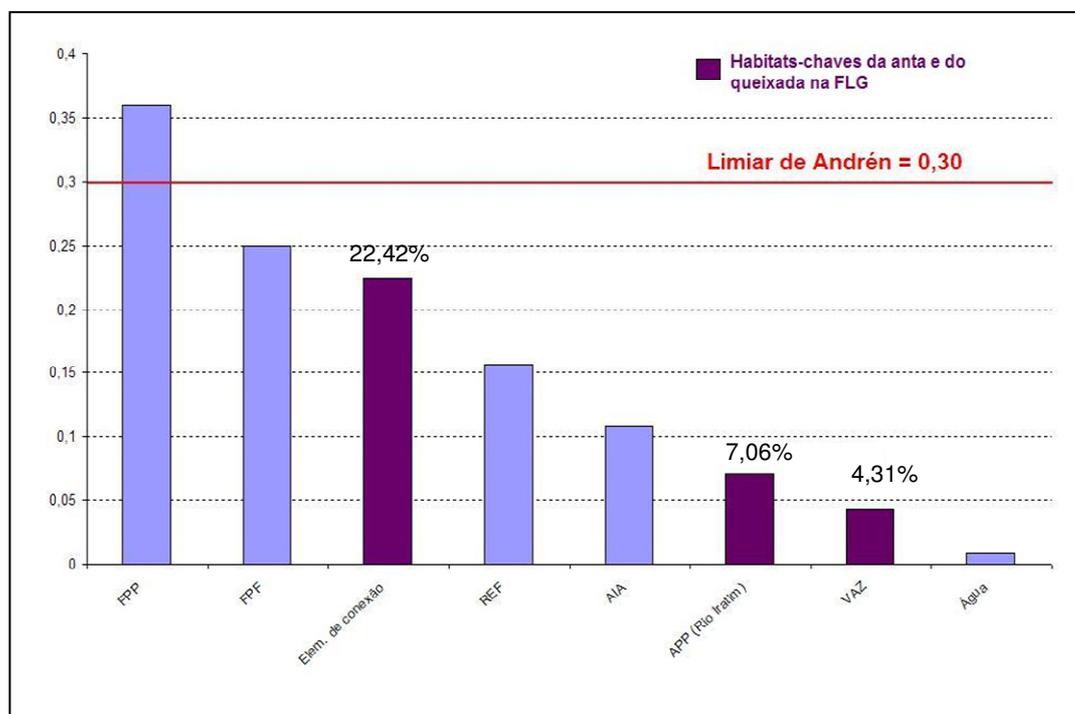


FIGURA 17 - PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN  
 LEGENDA - FPP = floresta com predomínio de pinheiro; FPF = floresta com predomínio de folhosa; Elem. de conexão = elementos de conexão; REF = reflorestamento; AIA = área de influência antrópica; VGC = vegetação ciliar/ vegetação ciliar; VAZ = várzea.

Esta condição é encontrada para a floresta com predomínio de pinheiro, que embora não seja o tipo de habitat mais selecionado pelas espécies, possui proporção de área ocupada na paisagem de 36,02% (PLAND), fragmentos bem distribuídos na paisagem (IJI = 72,95; CLUMPY = 0,89) e mais de 50% de seus fragmentos com áreas superiores a 100 ha. Nesse caso, por ser mais abundante e melhor conectado que as áreas de várzeas e vegetação ciliar, o arranjo espacial das áreas de floresta com predomínio de pinheiro importa menos do que a superfície ocupada por esse habitat. De acordo com Metzger (2004), as espécies respondem mais às variações na abundância do que na disposição das manchas desse habitat.

Outro aspecto importante relacionado à utilização dos habitats refere-se ao sucesso de seu uso pelas espécies, o que depende da relação entre a capacidade de deslocamento das espécies (escala de movimentação) e o espaçamento dos habitats (escala de fragmentação) (KIMBERLY WITH e ANTHONY KING, 1999). As manchas de várzeas, por exemplo, agrupam-se basicamente em três porções da Fazenda: na porção norte, a distância média entre as manchas de várzeas é de 406 metros; na porção central, é de 330 metros; e a porção sul há uma única mancha de várzea (Figura 18). A média das distâncias borda-a-borda das manchas de várzeas entre as porções da fazenda são de: porção norte/ porção central = 3,8 km; porção central/ porção sul = 4,0 km; e porção norte/ porção sul = 6,20 km. As áreas de preservação permanente/ vegetação ciliar que constituem o Rio Iratim que corta a propriedade ponta a ponta, estendem-se por cerca de 20 km.

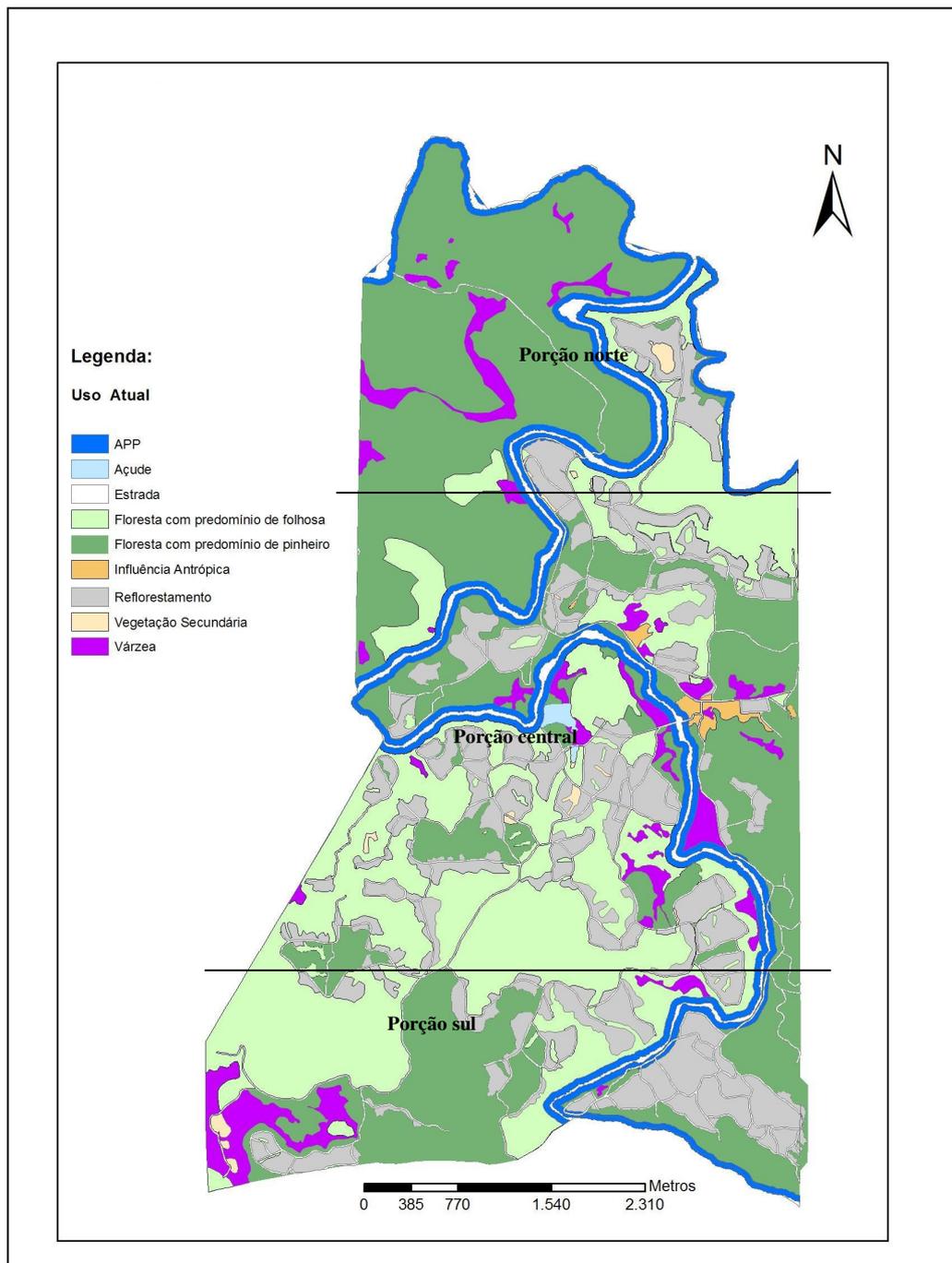


FIGURA 18 - DISTRIBUIÇÃO DAS VÁRZEAS NA FLG

As distâncias entre as manchas de várzeas, principalmente entre as três porções onde esse habitat se dispõe de forma equidistante, não difere muito da capacidade de deslocamento da anta e do queixada na paisagem, não sendo, portanto, um fator limitante à utilização das espécies. Segundo Tobler (2006), as distâncias diárias percorridas pela anta variam de menos de 1 km a 10 km. Em áreas abertas, Morais *et al.* (2003) verificaram que a espécie desloca-se cerca de 400, 600 e 1850 metros de distância à procura de recursos alimentares. Estudos com o queixada também indicam

que a espécie percorre diariamente longas distâncias. Kiltie e Terborg (1983) estimaram para a região amazônica peruana deslocamentos diários de cerca de 10 km de distância; e Jácomo (2004) para o Parque Nacional das Emas observou deslocamentos de até 18 km entre duas localidades de sua área de vida.

O deslocamento dos animais entre essas manchas de habitats, assim como no mosaico paisagístico da FLG, é facilitado pelo tipo de matriz inter-habitat que permite que as espécies atravessem a paisagem de uma ponta à outra, ou seja, a paisagem percola; e também pela proporção de áreas de conexão (vegetação ciliar) existentes na Fazenda que perfazem 22,42% da paisagem. Avaliando-se as proporções de habitat (remanescentes de vegetação nativa) e não-habitat (ambientes gerados a partir da ação antrópica), onde o habitat é constituído por 73,59% da paisagem e o não-habitat por 26,41%, indicando que a paisagem possui uma boa percolação (Figura 19).

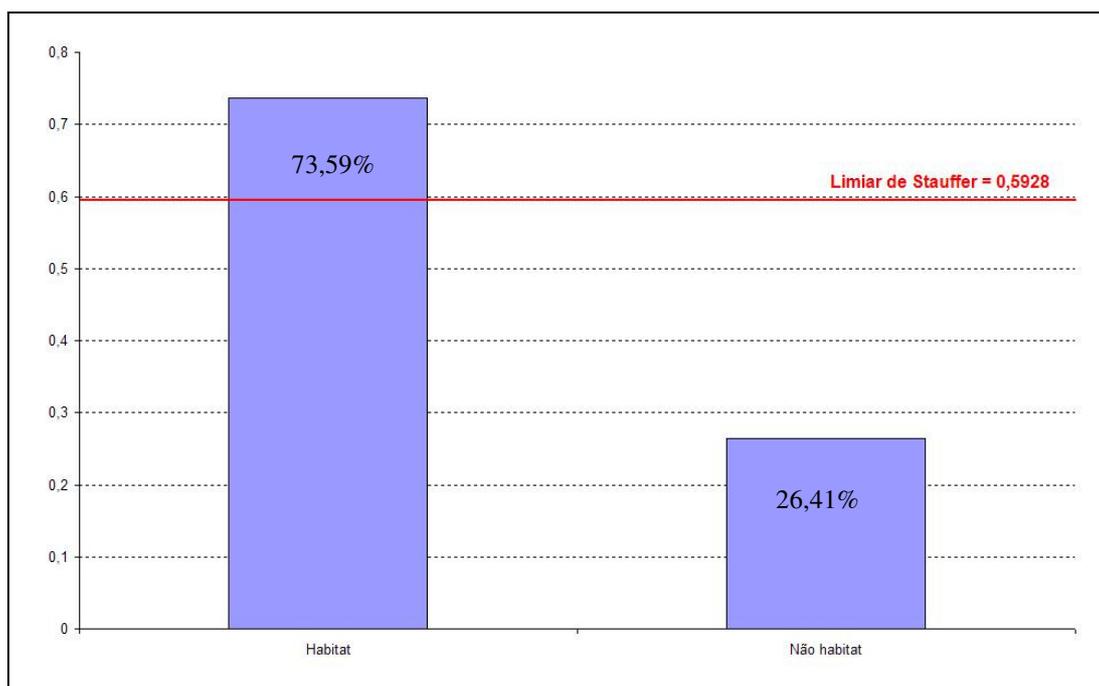


FIGURA 19 - VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER”

## 4.2 PAISAGEM EM MACRO-ESCALA

### 4.2.1 Estimativa da área de uso e índice de abundância relativa das espécies

A área de uso total da anta foi obtida com a união dos pontos extremos onde a espécie foi localizada em macro-escala da paisagem. Calculando-se a área do polígono resultante dessa união obteve-se 4.314 ha ou 43 km<sup>2</sup>. A área de uso central foi estimada em 3.530 ha (35 km<sup>2</sup>), sendo que deste total a FLG representa 67% (2.351 ha) como pode ser visto na Figura 4.12. O índice de abundância relativa da anta obtido para o polígono de área de uso total foi em uma média de quatro indivíduos, valor bastante baixo. Noss *et al.* (2003) no Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco (Bolívia), também obteve uma baixa densidade relativa para a anta, tendo estimado cinco indivíduos para uma área de 81 km<sup>2</sup>; e em 11 indivíduos para uma área de 84 km<sup>2</sup>.

Conforme registros de atividades cinegéticas obtidos ao longo do estudo, pode-se verificar que na região a caça é uma atividade comumente praticada e a anta está entre uma das espécies cinegéticas procurada. Fragoso (1991) cita a caça como um dos principais fatores do desaparecimento das antas em alguns locais onde sua ocorrência era comum. Dados sobre atividades cinegéticas, levantados por Ayres e Ayres (1979), em Aripuanã (MT), por exemplo, indicaram que a anta está entre os animais mais abatidos, correspondendo 11% do peso total do consumo de carne de animais silvestres, demonstrando a forte pressão de caça exercida sobre este ungulado.

A baixa densidade encontrada, associada aos efeitos diretos da caça, aspectos reprodutivos, ecológicos e comportamentais próprios da espécie aumentam ainda mais a fragilidade da anta, como por exemplo, seu pequeno potencial reprodutivo, nascendo um único filhote após uma gestação de treze meses, cuja maturidade sexual é atingida por volta dos dois anos. Em condições ambientais satisfatórias, os filhotes podem nascer a cada 14 meses, porém em habitats onde há alterações ou pressões, os intervalos de nascimentos são maiores (EISENBERG, 1997). Sendo assim, a perda de indivíduos pela caça estabelece uma situação de risco ainda maior à sobrevivência e manutenção da população da anta na região estudada.

Na porção leste do polígono (Figura 20), a anta atualmente, está restrita à FLG; à Fazenda Santa Gema Geyer, de propriedade das Indústrias Oscar Geyer; e à Fazenda Lageado Grande de propriedade da Remasa Reflorestadora S.A. Não frequenta as demais áreas inseridas neste polígono, tais como: Faxinal dos Santos, Fazenda Etiene,

Fazenda Palmital 1 e 2; e Fazenda Faxinal dos Santos, áreas onde há registros históricos de sua ocorrência. Na porção oeste do polígono sua presença é confirmada apenas para as Fazendas Santa Cruz, de propriedade da Remasa Reflorestadora S.A.; Santa Bárbara e Santana ambas de propriedade da empresa Madepar.

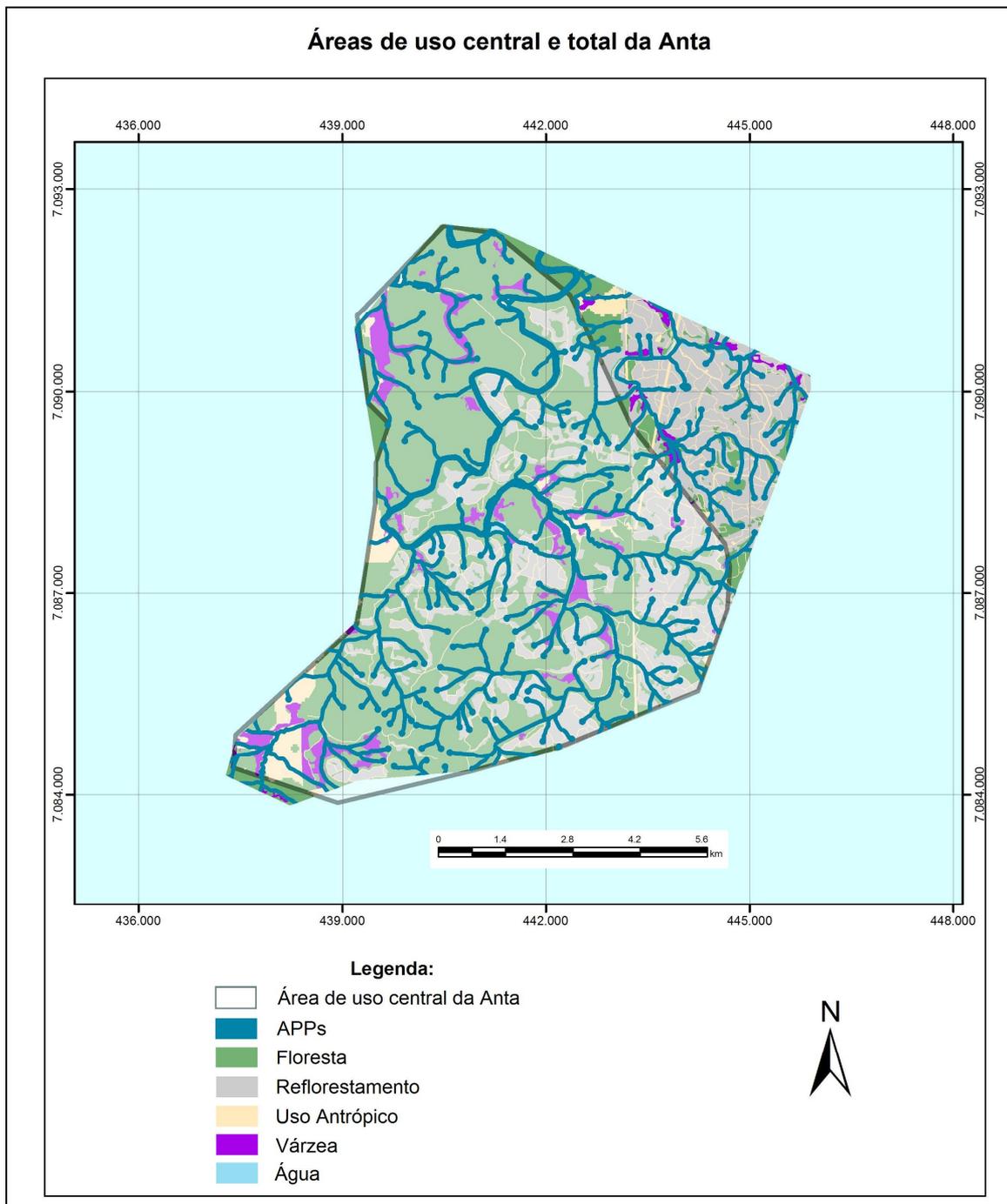


FIGURA 20 - ÁREAS DE USO CENTRAL E TOTAL DA ANTA

Quanto ao queixada, de acordo com observações de campo existem, no mínimo, dois grupos de queixadas na região estudada: grupo 1 – na porção leste e grupo 2 – na porção oeste do polígono. O tamanho de área de uso total estimado para o grupo que utiliza a FLG e a porção leste do polígono (Grupo 1) foi estimado em 12.457 ha (124 km<sup>2</sup>); e a área de uso central em 3.076 ha (31 km<sup>2</sup>), da qual a FLG constitui 71,81%. O índice de abundância relativa estimado foi de uma média de 56 indivíduos para este grupo (Figura 21).

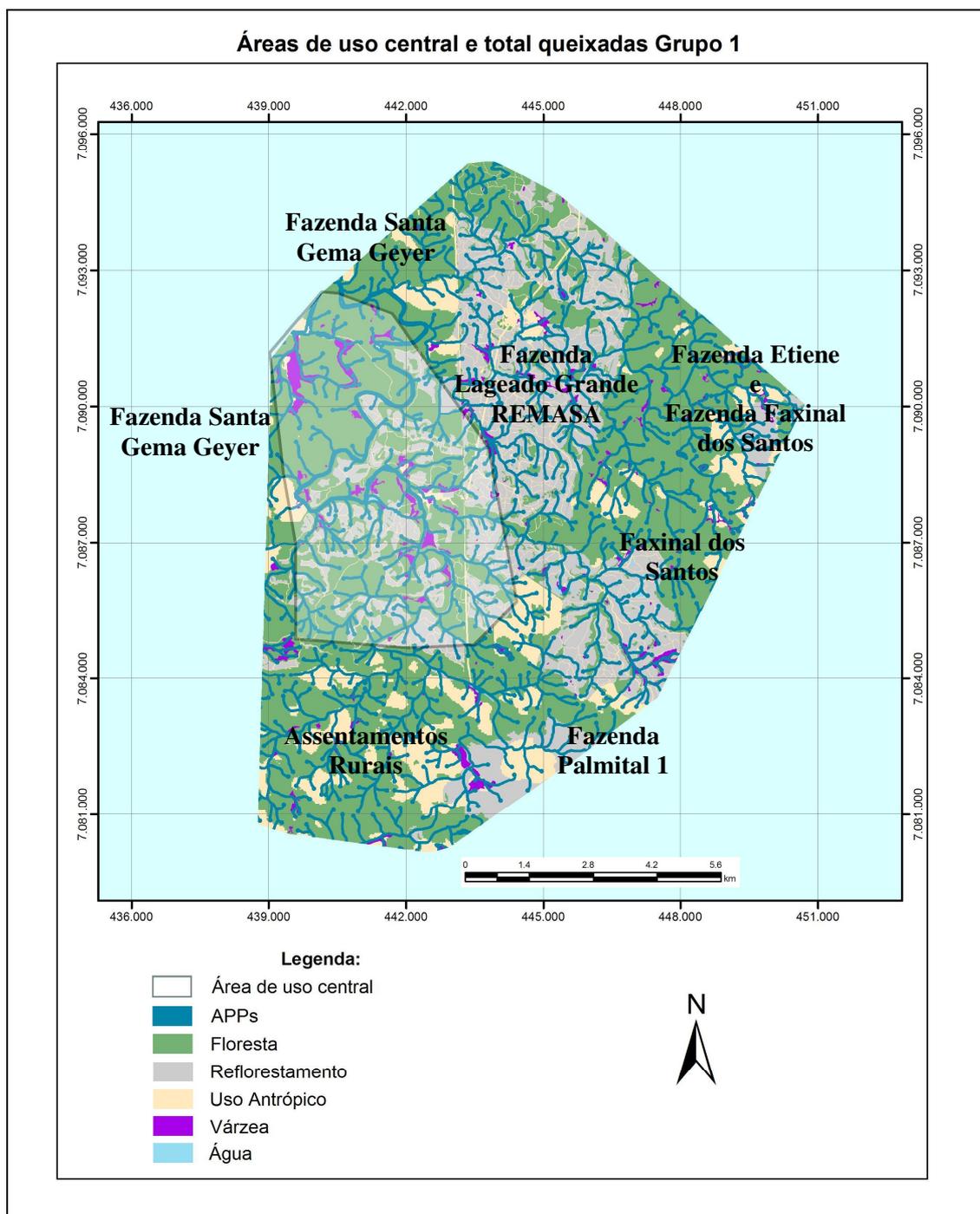


FIGURA 21 - ÁREAS DE USO CENTRAL E TOTAL DOS QUEIXADAS DO GRUPO 1

Para a porção oeste do polígono (Grupo 2), foi estimada apenas a área de uso dos animais, sem identificação das áreas de uso central e total, devido a impossibilidade de amostrar as Fazendas Santana, Santa Bárbara e Santa Lúcia de propriedade das empresas Madepar S.A., em virtude da não autorização do acompanhamento dos animais nessas Fazendas por parte desta empresa. A área de uso do Grupo 2 foi estimada em 7.397 ha (73 km<sup>2</sup>) onde estão inseridas a Fazenda Santa Cruz, de propriedade da Remasa Reflorestadora; e parte da Fazenda Santa Gema Geyer, de propriedade da empresa Oscar Geyer (Figura 22). O índice de abundância relativa em uma média de 63 indivíduos para este grupo.

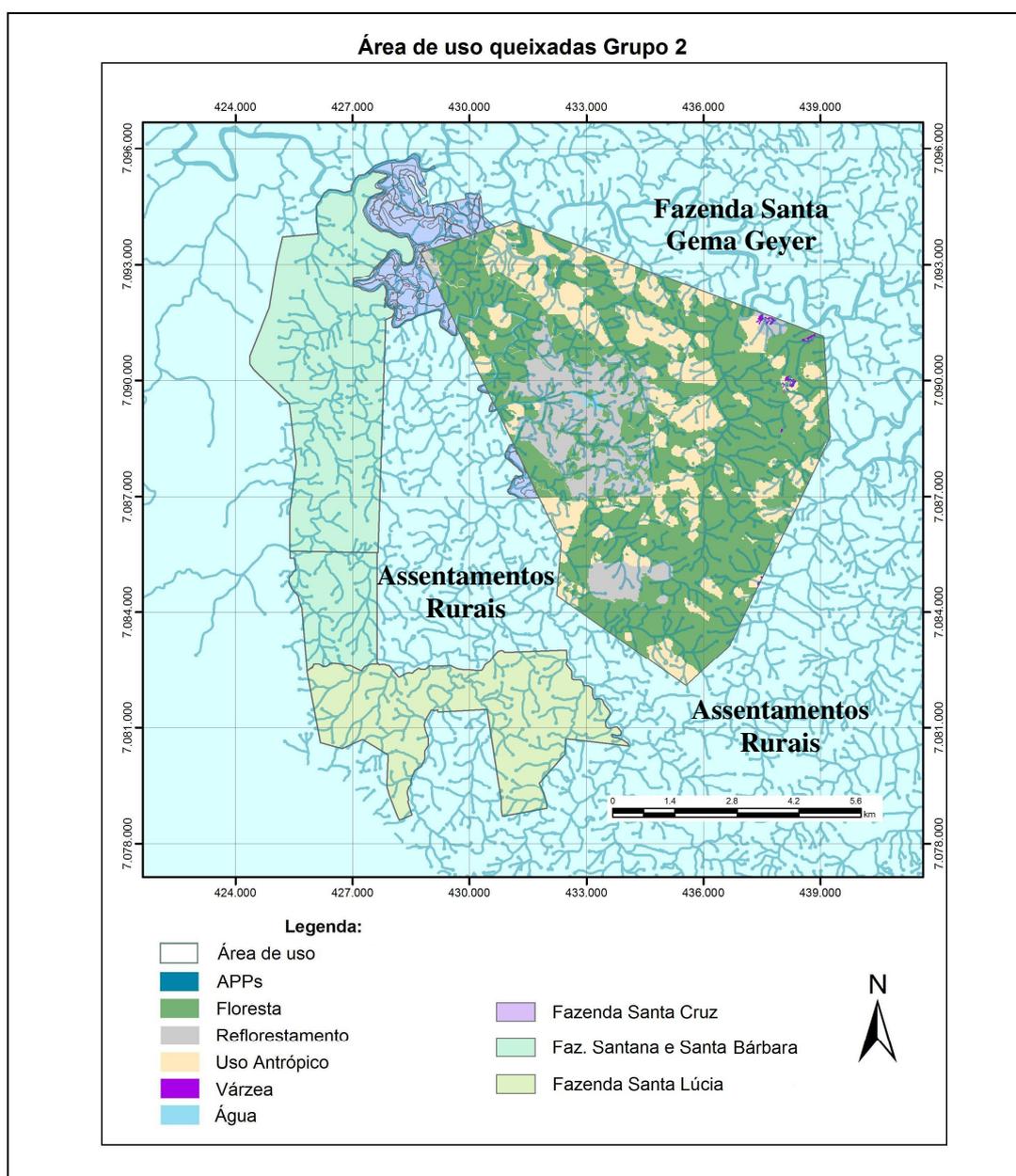


FIGURA 22 - ÁREAS DE USO CENTRAL E TOTAL DOS QUEIXADAS DO GRUPO 2

Contabilizando os valores de índice de abundância relativa obtidos para os dois grupos tem-se a estimativa de uma média de 119 indivíduos para a região estudada numa área de 23.176 ha ou 232 km<sup>2</sup> (Figura 23).

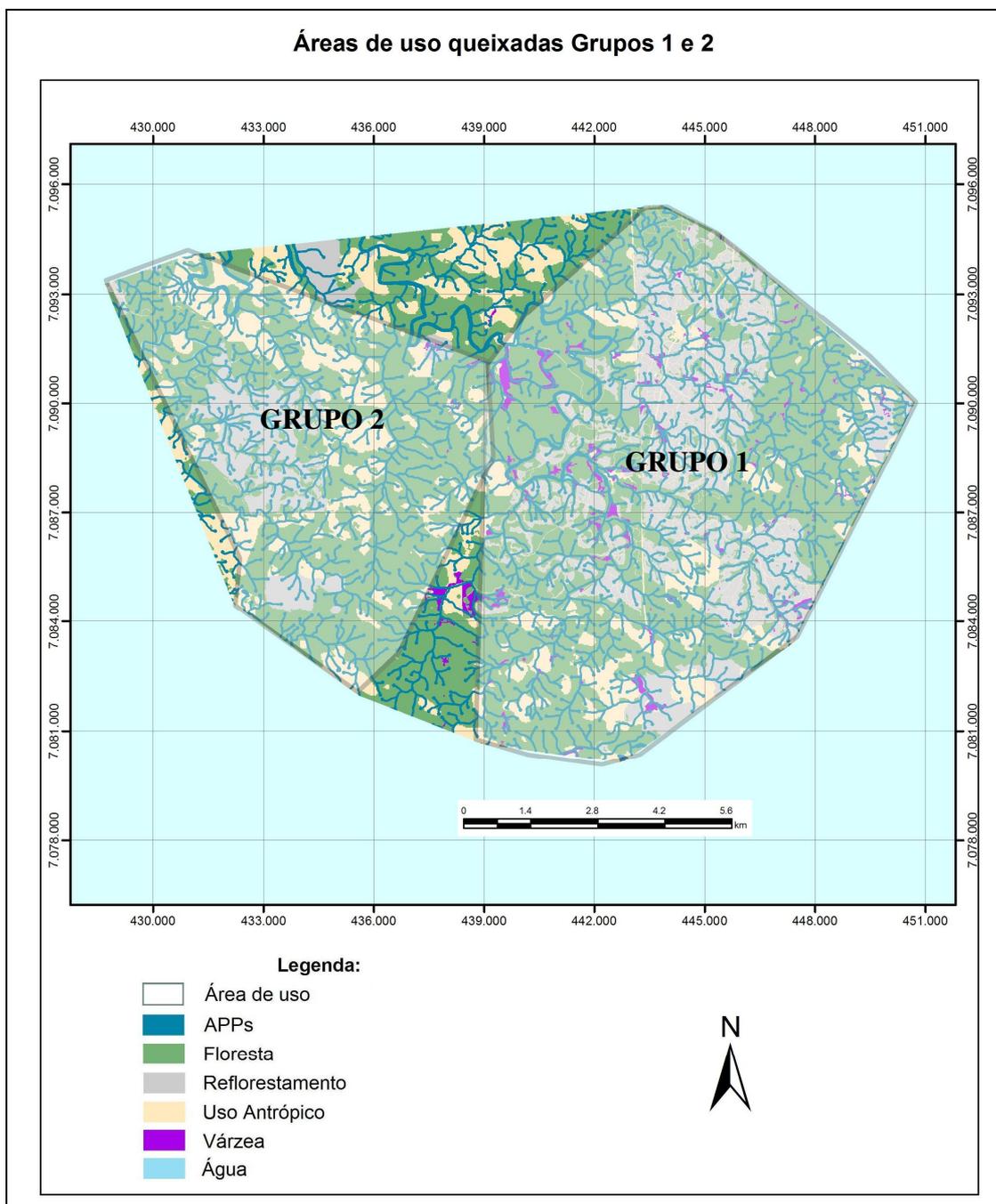


FIGURA 23 - ÁREA TOTAL (GRUPOS 1 e 2) DE USO DOS QUEIXADAS

Os valores obtidos para os tamanhos de área de uso central e total dos dois grupos de queixadas, considerando que são animais sociais e que possuem especificidades comportamentais (citadas no decorrer deste trabalho), também podem

ser considerados baixos, quando comparados com os dados de MARGARIDO (2001). A autora estimou a população de queixadas para a Fazenda Rio das Cobras (PR, Corredor Ecológico Iguaçu/ Paraná), área que possui características similares as da região estudada, em um número superior a 1.000 indivíduos, e verificou que este número decaiu expressivamente após a invasão da Fazenda por integrantes do MST (Movimento Social Trabalhista).

Nos grupos, em especial no Grupo 1 que pôde ser melhor acompanhado, houve uma nítida subdivisão dos animais em três ou quatro subgrupos que variam, em média, de 10 a 25 animais. Grupos maiores, provenientes da união dos sub-grupos, foram observados em determinados períodos do ano (cerca de três a quatro meses), em especial durante a época do pinhão, quando os animais se deslocam para as áreas onde há maior concentração deste recurso. Nesse sentido, é possível inferir que o tamanho do grupo seja determinado pela distribuição temporal e espacial dos recursos alimentares.

Em estudos com *Cebus nigrítus*, um primata que também é uma espécie social, cujo grupo se divide temporariamente em sub-grupos, Spironelo (1991); Izawa (1980) e Vidolin e Mikich (2004) afirmam que a formação de grupos temporários de tamanho pequeno ocorre quando os animais ficam concentrados em uma determinada área, mas quando se locomovem por longas distâncias formam grupos temporários de maior tamanho. De acordo com Kiltie e Terborg (1983) a formação de grandes grupos é uma estratégia de defesa contra predadores, já que há uma maior vigilância por parte dos membros do grupo. Por outro lado, grandes tamanhos de grupo também predeterminam a necessidade de áreas contínuas e de amplas extensões para satisfazer os requisitos bioecológicos dos animais.

Nas áreas de estudo, grupos com cerca de 50 animais foram observados durante deslocamentos entre as áreas estudadas, em períodos de início e término da disponibilidade do pinhão. Durante este período, a Fazenda Etiene de propriedade das empresas Alvino Schuega e a Fazenda Faxinal dos Santos de propriedade das empresas Miguel Forte, são as áreas mais procuradas por grande parte do Grupo 1. A concentração dos animais nestas fazendas na época do pinhão deve-se ao fato delas possuírem uma grande quantidade de araucárias jovens com alta produção de sementes, diferente da FLG, que embora também possua maciços de araucárias, produzem pinhão em menor proporção pelos pinheiros serem indivíduos senis<sup>10</sup>.

---

<sup>10</sup> DITTER, 2007 comentário pessoal.

O queixada, assim como observado para a anta, está entre as principais espécies cinegéticas na região. Um dos motivos pelo qual o queixada é mais vulnerável à caça pelos humanos é a sua tendência a confrontar ameaças (PERES, 1996; CULLEN *et al.*, 2000; KEUROGHLIAN *et al.*, 2004). Também a coesão social entre o grupo é responsável pela sua vulnerabilidade, uma vez que diante de caçadores e cães treinados, os queixadas tendem a agrupar-se, ocasião em que vários animais, ou até mesmo o grupo todo, pode ser abatido em uma única vez. O comportamento de “proteção” dos machos adultos, em relação a fêmeas e filhotes, faz com que se tornem mais vulneráveis a serem mortos, pela maior exposição na periferia do grupo (FRAGOSO, 1998; ALTRICHTER *et al.*, 2001). Além disso, as grandes caçadas se caracterizam pela não seletividade em relação às classes de idade e sexo, ferindo animais que não podem se recuperar e separando filhotes das fêmeas em lactação. Sendo assim, a perda de indivíduos pela caça estabelece uma situação de risco ainda maior à sobrevivência e manutenção das populações da espécie em seu habitat natural. A caça pode eliminar uma grande parcela dos membros do grupo, interromper a organização social que é bastante frágil e afetar a sobrevivência de todo o bando, podendo determinar extinções locais dos queixadas (MIKICH e BÉRNILS, 2004).

Durante o período do estudo, seis denúncias de perseguição e abate de queixadas foram encaminhadas ao Batalhão de Polícia Ambiental Força Verde-PR. A maior parte delas foi atendida, havendo a visita de policiais florestais na FLG e áreas do entorno, porém as atividades de caça continuam freqüentes na região. Os casos mais graves ocorreram em dezembro de 2007, onde houve a denúncia de abate de cinco indivíduos de queixada em propriedades do Faxinal dos Santos, próximas à Escola do referido Faxinal que, segundo informações locais, foram perseguidos por estarem em áreas de lavoura.

Em maio de 2008, houve a informação por parte de moradores locais que os queixadas cruzaram o asfalto no sentido do Assentamento Rondon (antiga Fazenda Rondon), onde parte do grupo foi abatido e o restante continua sendo perseguido por caçadores.

Em julho de 2008 houve outra denúncia de abate de oito indivíduos na Fazenda Etiene realizado por moradores do Faxinal dos Santos. Até o momento, nenhuma ação efetiva de coibição da caça ou mesmo autuação de caçadores, seja pelo flagrante de caça ou pelo porte de armas de caça, foi efetuada. Sendo assim, os animais continuam sendo perseguidos e abatidos.

#### 4.2.2 Estrutura da paisagem da área de uso das espécies e como elas percebem a paisagem

Embora a FLG seja a área de uso central da anta e do queixada, onde ambos os ungulados foram encontrados durante todo o período do ano, os mesmos se deslocam entre outras fazendas do entorno em busca dos recursos distribuídos no mosaico paisagístico.

Zollner<sup>11</sup> citado por Forero-Meina e Vieira (2007) afirma que um dos mecanismos comportamentais específicos determinante no sucesso de dispersão da espécie é a sua capacidade de perceber um habitat à distância. Essa capacidade é definida por Lima e Zollner<sup>12</sup> citado por Forero-Meina e Vieira (2007) como capacidade perceptual (*perceptual range*), que é a distância desde a qual um elemento da paisagem pode ser percebido ou detectado por um determinado animal. Segundo esses autores, um animal com uma estreita capacidade perceptual terá um risco de mortalidade relativamente alto, pois gastará mais tempo procurando um habitat favorável que um animal com uma distância de capacidade perceptual ampla. Da mesma forma, a sensibilidade de uma espécie à fragmentação será em função da sua capacidade perceptual (ZOLLNER, 2000). Em função disso, pode-se afirmar que estes ungulados possuem ampla capacidade perceptual, ou seja, são capazes de perceber habitats ou recursos alimentares preferenciais à distância.

A área de uso total da anta (43 km<sup>2</sup>) é constituída por PLAND com 56,69% de fragmentos de floresta nativa; 27,62% de fragmentos de reflorestamento; 9,53% por áreas de uso antrópico; sendo que os fragmentos de recurso ambiental ou habitats-chaves (várzeas) representam apenas 6,18% da paisagem. Dos ambientes nativos, os fragmentos de floresta nativa encontram-se bem distribuídos na paisagem do polígono de área de uso total da anta (IJI = 78,58%) e com vizinhos de mesma tipologia relativamente próximos (CLUMPY = 0,72) (Tabela 16).

---

<sup>11</sup> ZOLLNER, P. A. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, v.15, p. 523-533. 2000.

<sup>12</sup> LIMA, S. L.; ZOLLNER, P. A. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v.11, p. 131-135. 1996.

TABELA 16 - VALORES DE “CA”, “PLAND”, “IJI” E “CLUMPY” OBTIDOS PARA AS CLASSES DE HABITATS DA PAISAGEM DE USO TOTAL DA ANTA

Habitat	CA (ha)	PLAND (%)	IJI (%)	CLUMPY
Floresta	2.438	56,69	78,58	0,72
Reflorestamento	1.188	27,62	63,48	0,72
Uso Antrópico	414,32	9,53	62,66	0,37
Várzea	266,33	6,18	55,23	0,71

LEGENDA - CA = área da classe em ha; PLAND = % de ocupação da classe na paisagem; IJI = índice de dispersão e justaposição, varia de 0 a 100; CLUMPY = índice de contágio e agregação, varia de 0 a 1

As várzeas, de acordo com os valores de IJI = 55,23% e CLUMPY = 0,71 encontram-se agrupadas em determinadas porções do polígono, porém nessas agregações as manchas desse habitat estão próximas (Tabela 16).

De acordo com o limiar estabelecido por Andrén (1994), a anta é mais influenciada pela disposição espacial de seus habitats-chaves do que pelo tamanho de suas áreas ocupadas no polígono, já que as várzeas (PLAND = 6,18%) ocupam proporções inferiores ao limiar considerado de 30%.

Quanto ao segundo tipo de habitat mais selecionado pela espécie, as áreas de vegetação ciliar representam 23,09% (CON), ou seja, podem ser considerados próximos ao limiar de Andrén (Figura 24).

Avaliando-se o limiar de percolação de Stauffer (1985) pode-se afirmar que na paisagem inserida no polígono de área de uso total da anta há percolação, sendo que as proporções de habitat (remanescentes de vegetação nativa) e não-habitat (ambientes gerados a partir da ação antrópica) são 62,84% e 37,17% da paisagem, respectivamente. Os elementos de conexão, associados com a proporção de habitats disponível contribuem para o deslocamento da espécie na paisagem (Figura 25).

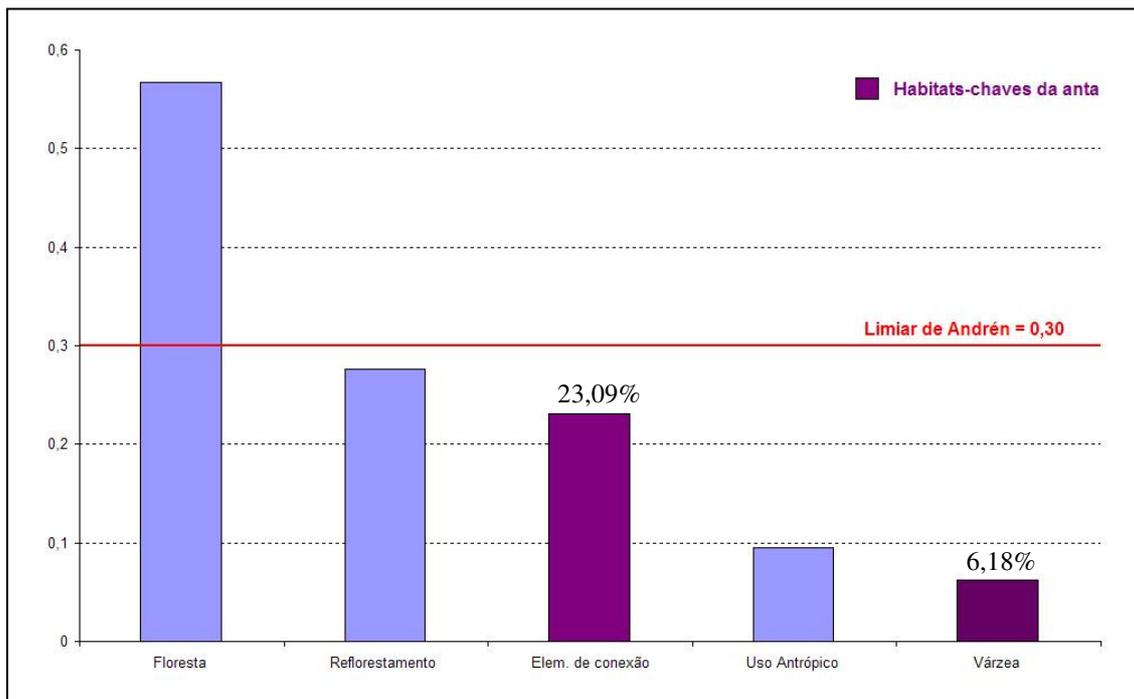


FIGURA 24 - PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NA ÁREA DE USO TOTAL DA ANTA, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN”

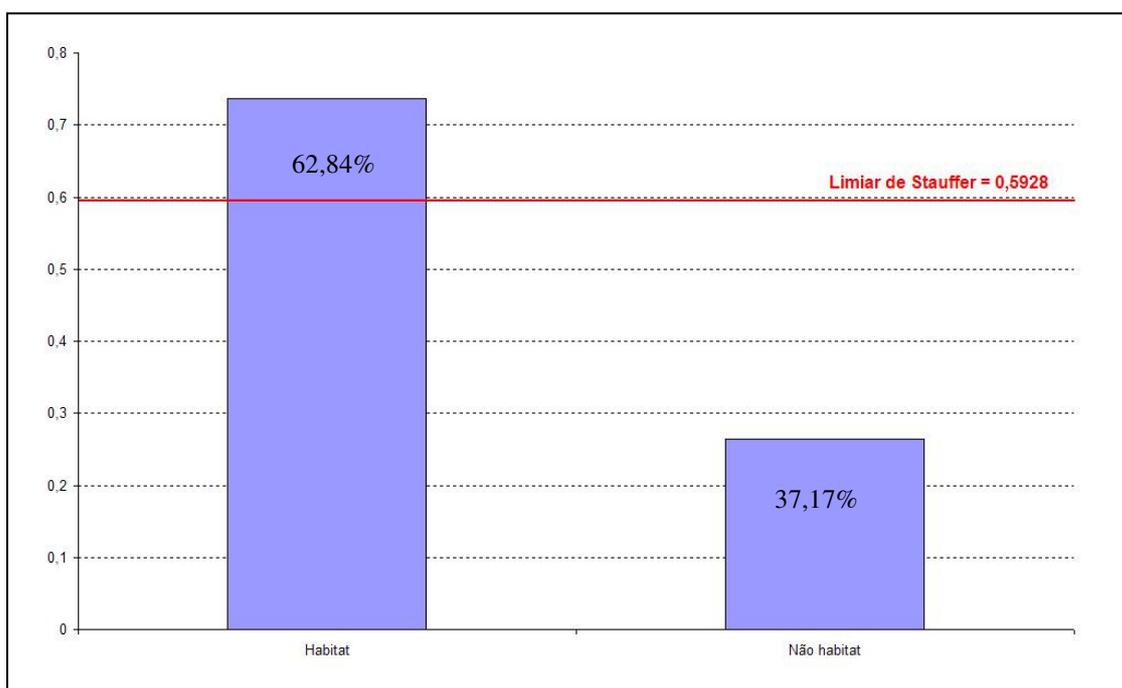


FIGURA 25 - VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NA ÁREA DE USO TOTAL DA ANTA, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER”

A anta possui algumas rotas de deslocamento estáveis, que são sempre utilizadas para trânsito entre FLG e as Fazendas Lageado Grande/ Remasa e a Santa Gema Geyer, tendo sido possível identificar cinco delas, conforme demonstrado na Figura 26. Todas estas rotas acompanham cursos de água naturais e estão associadas às áreas de várzeas.

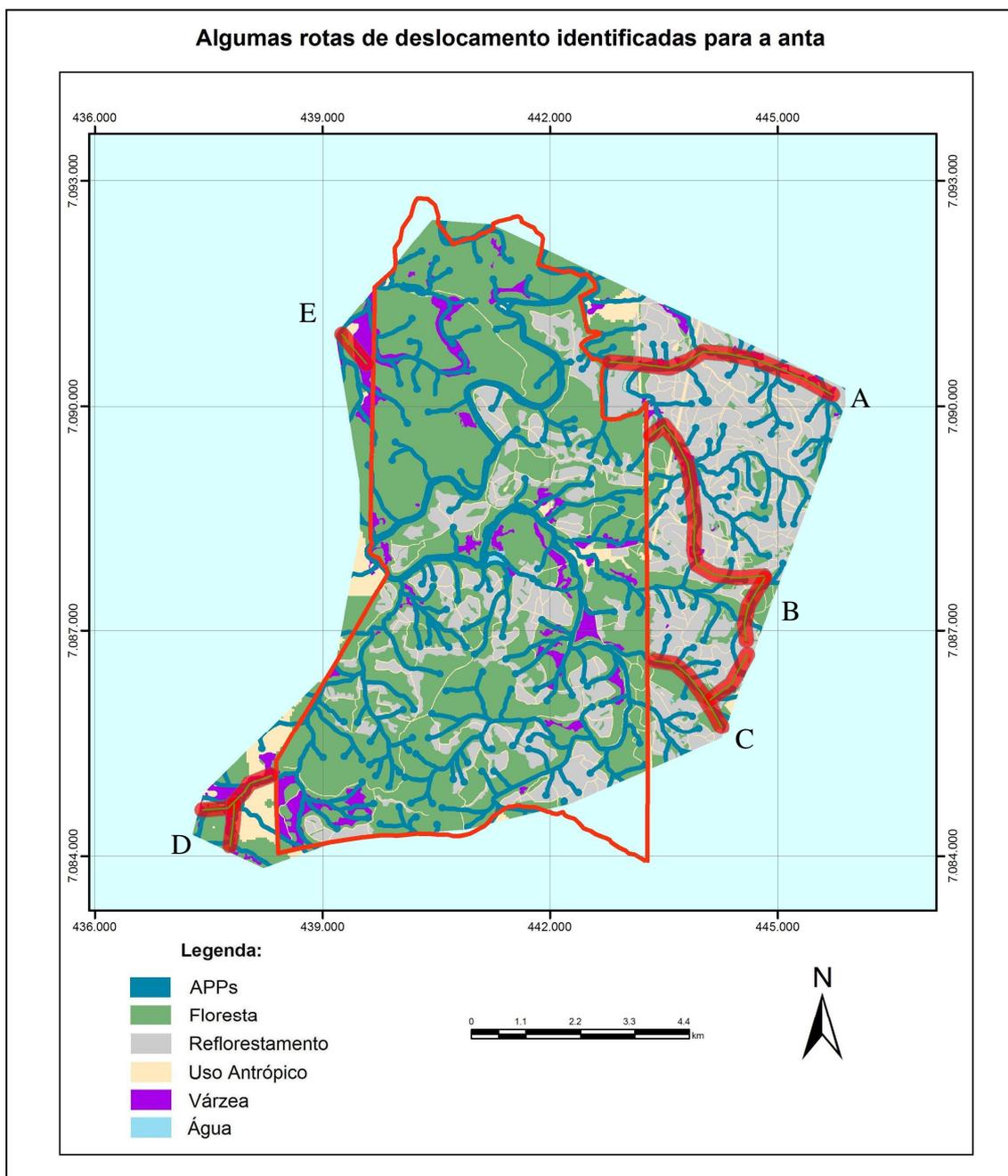


FIGURA 26 - ROTAS DE DESLOCAMENTO DA ANTA UTILIZADAS PARA TRÂNSITO ENTRE A FLG E DEMAIS FAZENDAS DO ENTORNO

As rotas de deslocamento “A”, “B” e “C” são utilizadas pela anta para deslocamento entre a FLG e a Fazenda Lageado Grande/ Remasa e possuem 3,2 km, 3,9 km e 1,3 km de comprimento, respectivamente. As rotas de deslocamento “D” e “E” são utilizadas pela espécie para deslocamento entre a FLG e a Fazenda Santa Gema Geyer, e possuem 1,6 km e 530 metros, respectivamente. Estas distâncias percorridas pela anta nesses corredores estão bem próximas daquelas obtidas por TOBLER (2006) e MORAIS *et al.* (2003) (ver sub-item 4.1.4.2).

Quanto ao Grupo 1 dos queixadas, a área de uso total (124 km<sup>2</sup>) é constituída por 56,63% de fragmentos de floresta nativa; 24,89% de fragmentos de reflorestamento; 14,72% por áreas de uso antrópico (na sua grande maioria estradas utilizadas para as atividades madeireiras); sendo que os habitats-chaves (várzeas) representam apenas 3,16% da paisagem. Os fragmentos de floresta nativa são os habitats que se encontram melhor distribuídos na paisagem (IJI = 75,88%) e com vizinhos de mesma classe relativamente próximos (CLUMPY = 0,75). As várzeas também se encontram melhor distribuídas (IJI = 67,76%), porém mais isoladas (CLUMPY = 0,55) (Tabela 17).

TABELA 17 - VALORES DE “CA”, “PLAND”, “IJI” E “CLUMPY” PARA AS CLASSES DE HABITATS DA PAISAGEM DE USO TOTAL DO GRUPO 1 DOS QUEIXADAS

Habitat	CA (ha)	PLAND (%)	IJI (%)	CLUMPY
Floresta	7.023,35	56,63	75,88	0,75
Reflorestamento	3.087,83	24,89	67,00	0,73
Uso Antrópico	1.825,63	14,72	62,53	0,62
Várzea	392,84	3,16	67,76	0,55

LEGENDA - CA = área da classe em ha; PLAND = % de ocupação da classe na paisagem; IJI = índice de dispersão e justaposição, varia de 0 a 100; CLUMPY = índice de contágio e agregação, varia de 0 a 1

De acordo com o limiar de Andrén (1994), os resultados indicam que o Grupo 1 dos queixadas em relação aos habitats-chaves são, assim como a anta, influenciados mais pela sua disposição espacial do que por sua disponibilidade na paisagem (PLAND = 3,16). Quanto ao segundo tipo de habitat mais selecionado pelo queixada, os elementos de conexão (vegetação ciliar) representam 23,26% (CON), e podem ser considerado bem próximo do limiar (Figura 27). O polígono de uso de área total do Grupo 1 é constituído por 60,17% de habitats (remanescentes de vegetação nativa) e por 39,83% de não-habitat (ambientes gerados a partir da ação antrópica), indicando que há percolação na paisagem (Figura 28).

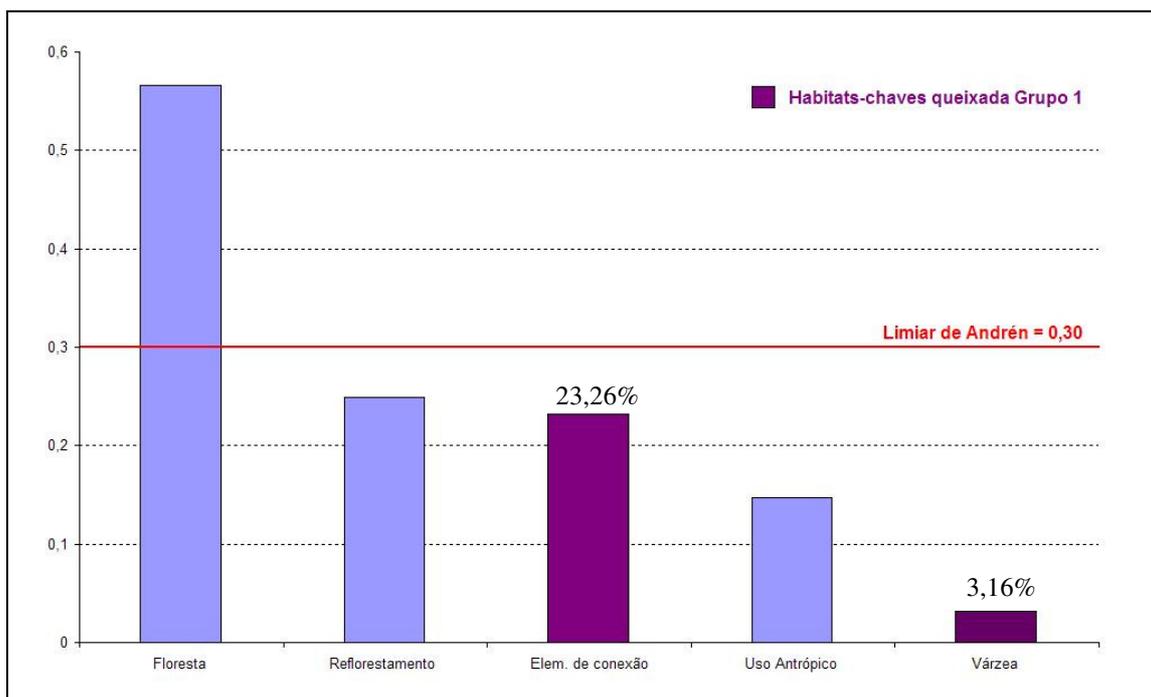


FIGURA 27 - PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 1 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN”



FIGURA 28 - VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 1 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER”

Para o Grupo 1 foram identificadas sete rotas de deslocamento, utilizadas, principalmente, durante os períodos de início e término da disponibilidade do pinhão (Figura 29). Durante este período, as Fazendas Etiene e a Faxinal dos Santos são as áreas mais procuradas por grande parte desse grupo.

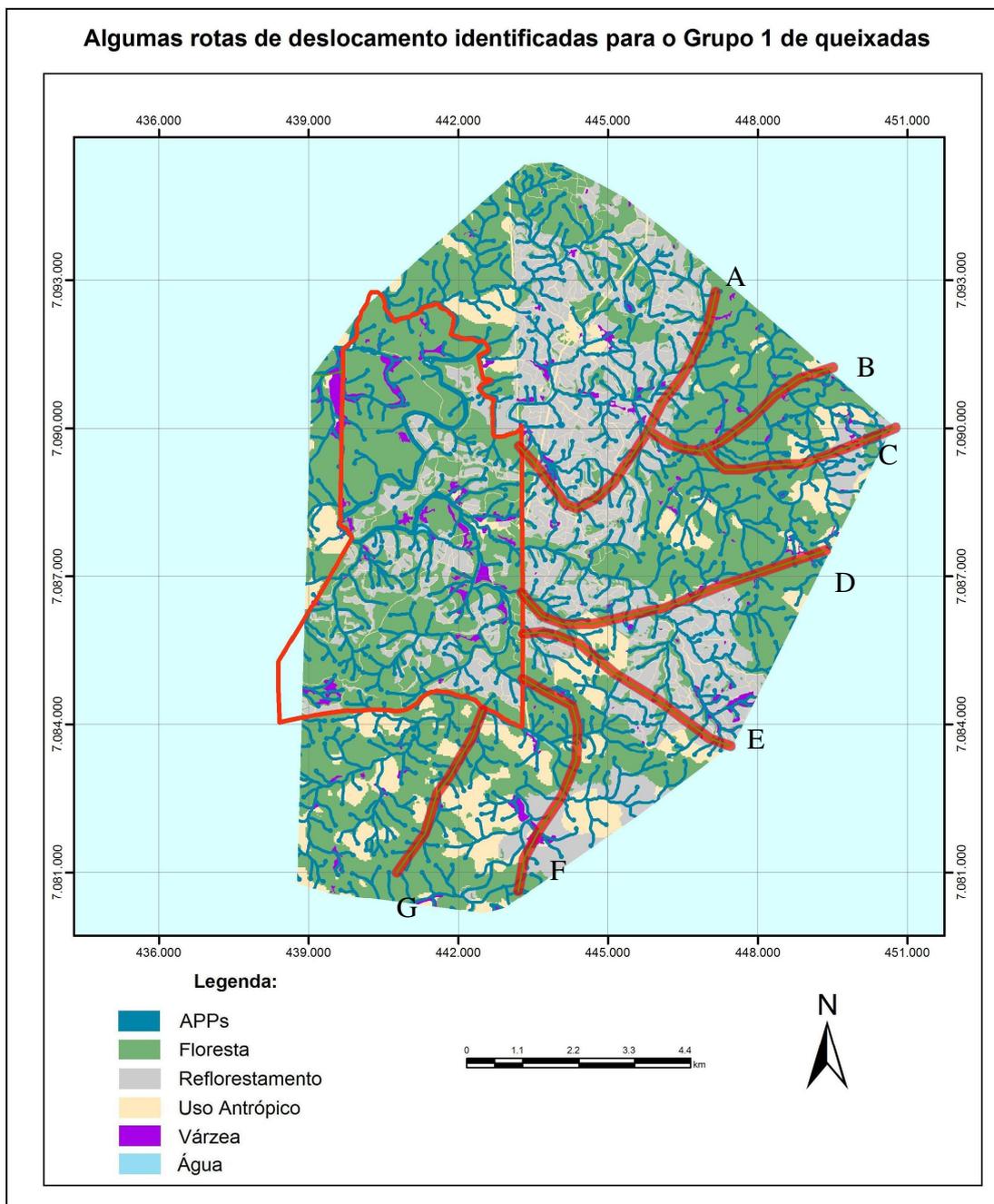


FIGURA 29 - ROTAS DE DESLOCAMENTO DO GRUPO 1 DE QUEIXADAS UTILIZADAS PARA TRÂNSITO ENTRE A FLG E DEMAIS FAZENDAS DO ENTORNO

As rotas de deslocamento “A”, “B”, “C” e “D” são utilizadas pelos queixadas do Grupo 1 para deslocamento entre a FLG e as Fazendas Lageado Grande/ Remasa, Etiene e Faxinal dos Santos. A rota “A” possui 7,1 km e inclui trechos do Rio Lageado Grande, a “B” 4,3 km, a “C” 4,2 km e a rota “D” 6,6 km. A rota “E” é utilizada para deslocamentos entre a FLG, Fazenda Lageado Grande/ Remasa e a Fazenda Palmital 1 das empresas Sudati – Guararapes, e possui 4,9 km. As rotas “F” e “G” passam dentro do Assentamento Rural Margens do Iratim e possuem, respectivamente, 5,2 km e 3,7 km. Assim como a rota “E”, estas duas últimas rotas são utilizadas eventualmente pelo Grupo 1.

A Fazenda Lageado Grande de propriedade da empresa Remasa Reflorestadora assume, neste caso, papel fundamental no deslocamento dos animais, pois está localizada entre a FLG e as Fazendas Etiene e a Faxinal dos Santos, além de também fazer limite com a Fazenda Santa Gema Geyer. Embora a Fazenda Lageado Grande/ Remasa seja uma área tipicamente de exploração florestal, há o comprometimento por parte da empresa em manter a integridade ambiental das áreas de preservação permanente ao longo dos rios, bem como de recuperar aquelas onde há o uso conflitante, o que favorece a manutenção e recomposição de corredores de habitat. Além disso, nesta Fazenda há fiscalização para coibição da caça.

Em relação ao Grupo 2, o polígono de área de uso, considerando apenas as áreas onde as amostragens foram realizadas (Fazendas Santa Gema Geyer e Santa Cruz, Assentamentos Rurais Paraíso do Sul e Margens do Iratim), é constituído por 62,37% de fragmentos florestais nativos; 22,91% por áreas antrópicas constituídas, neste caso, por áreas de agricultura, pecuária de subsistência e solos expostos (onde a vegetação foi suprimida para queima de carvão); 13,25% de reflorestamentos. Os fragmentos de várzeas não foram identificados neste polígono, em virtude da má qualidade do material cartográfico disponível sobre essa região, que não permitiu a sua localização mediante interpretação. Também *in loco* não foi possível sua identificação pelo fato de algumas áreas não terem autorização dos proprietários para serem amostradas (Tabela 18).

TABELA 18 - VALORES DE “CA”, “PLAND”, “IJI” E “CLUMPY” PARA AS CLASSES DE HABITATS DA PAISAGEM DE USO TOTAL DO GRUPO 2 DOS QUEIXADAS

Habitat	CA (ha)	PLAND (%)	IJI (%)	CLUMPY
Floresta	4.552,81	62,37	63,10	0,81
Uso Antrópico	1.672,10	22,91	20,03	0,85
Reflorestamento	967,06	13,25	32,72	0,85
Várzea (somente na Fazenda Santa Cruz)	13,31	-	-	-

LEGENDA - CA = área da classe em ha; PLAND = % de ocupação da classe na paisagem; IJI = índice de dispersão e justaposição, varia de 0 a 100; CLUMPY = índice de contágio e agregação, varia de 0 a 1

Os elementos de conexão representam 25,02% do polígono de área de uso do Grupo 2, estando bem próximo do valor do Limiar da Fragmentação de Andrén (Figura 30). O limiar de percolação obtido indica que há percolação na paisagem também, sendo constituída por 63,37% de habitats (remanescentes de vegetação nativa) e por 36,62% de não-habitats (ambientes gerados a partir da ação antrópica) (Figura 31).

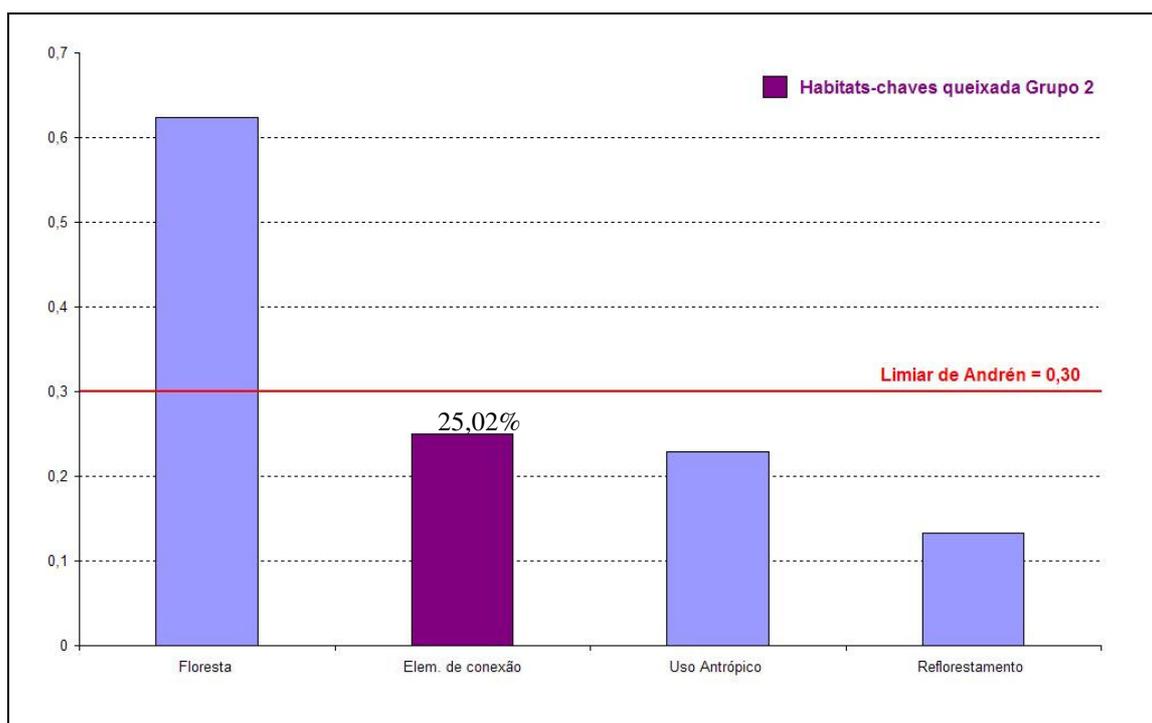


FIGURA 30 - PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAIR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN”

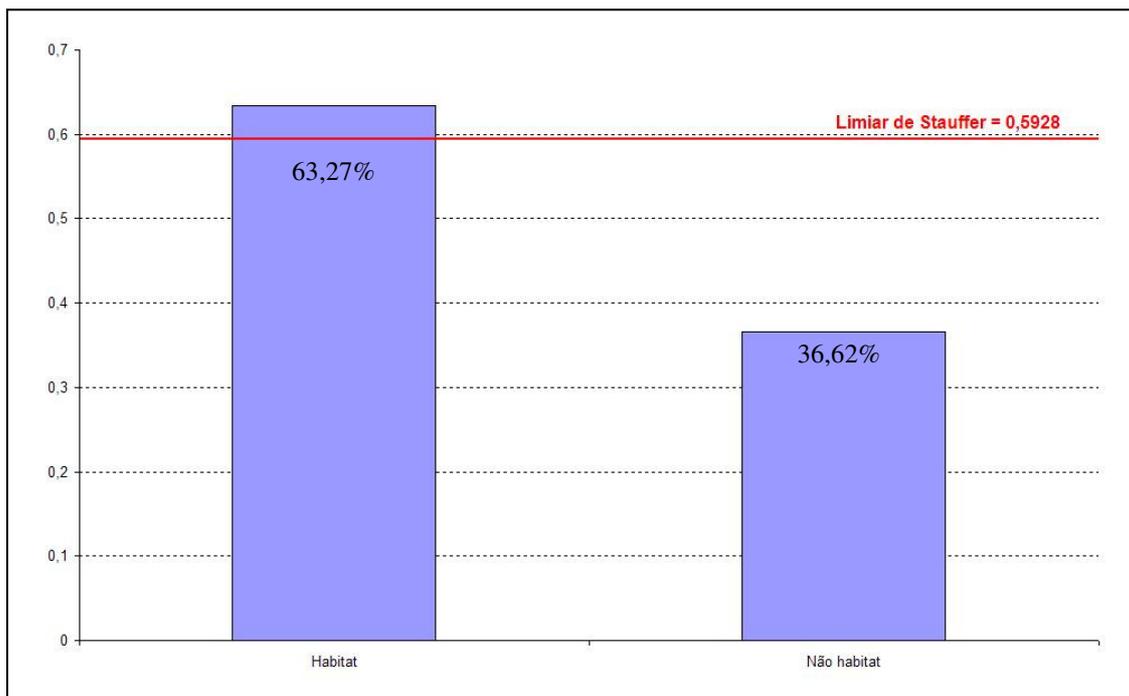


FIGURA 31 - VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NA ÁREA DE USO TOTAL DO GRUPO 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER”

Também não foi possível identificar as rotas de deslocamento do Grupo 2, porém algumas inferências sobre prováveis rotas utilizadas pelos animais puderam ser realizadas, como demonstrado na Figura 32.

As rotas “A” e “B” seriam utilizadas pelo Grupo 2 para deslocamento entre a Fazenda Santa Cruz e as Fazendas Santana/ Santa Bárbara e Santa Lúcia das empresas Madepar. A distância entre estas Fazendas varia de 6 a 8 km. A rota “C” seria utilizada para trânsito entre a Fazenda Santa Cruz e as Fazenda Santa Gema Geyer e a FLG, onde a distância entre a primeira e a última Fazenda citadas é de cerca de 9 km. Neste caso, haveria o contato entre os Grupos 1 e 2, com possibilidades de mistura ou troca de indivíduos entre estes grupos. A rota “D” seria utilizada para trânsito entre as Fazendas Santa Cruz e Santana/ Santa Bárbara com a Fazenda Selva Verde de propriedade da Remasa Reflorestadora. Há relatos de funcionários desta Fazenda da presença de bandos de queixadas de até 45 indivíduos. A distância aproximada entre estas áreas seria de 19 km, com possibilidade de deslocamento pelas áreas de preservação permanente dos Rios Iratim e São Lourenço. Nesta última fazenda há a possibilidade da existência de um terceiro grupo de queixadas.

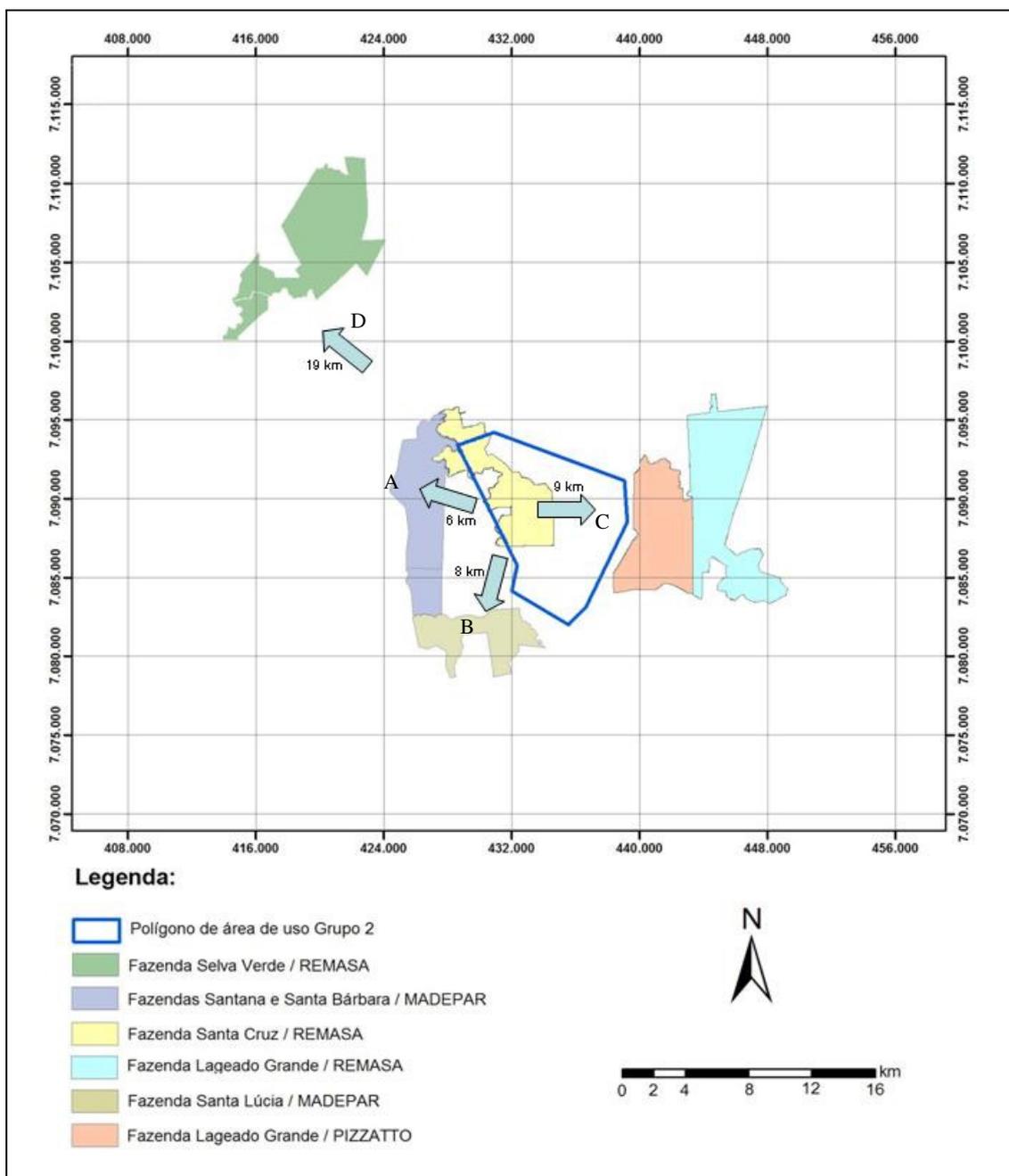


FIGURA 32 - POTENCIAIS ROTAS DE DESLOCAMENTO DO GRUPO 2 DE QUEIXADAS UTILIZADAS PARA TRÂNSITO ENTRE A FLG E DEMAIS FAZENDAS DO ENTORNO

De acordo com Schooley e Wiens<sup>13</sup> citado por Forero-Medina e Vieira (2007) o vento pode influenciar a orientação de espécies que se movem direcionadas a favor ou contra ele, provavelmente porque usam elementos olfativos, ou usam o vento para manter uma trajetória na procura de habitat. Este comportamento é citado como

<sup>13</sup> SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos*, v. 102, p. 559-570, 2003.

anemotaxis (SCHOOLEY e BRANCH<sup>14</sup> citado por FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007). Nesse contexto, acredita-se que tanto o queixada como a anta utilizem suas capacidades sensoriais para localizar seus habitats preferenciais, em especial seu olfato, que é o sentido mais desenvolvido em ambas as espécies.

Considerando-se os polígonos de área de uso dos Grupos 1 e 2 conjuntamente, tem-se o mosaico paisagístico ocupado pelos Grupos constituído por 59,27% de fragmentos de vegetação nativa; 20% de áreas de uso antrópico; 18,36% de reflorestamentos; e apenas 2% de várzeas. O agrupamento dos ambientes em habitat e não-habitat corresponde a 61,50% e 31,5%, respectivamente; e a proporção de elementos de conexão (vegetação ciliar) existentes na paisagem deste polígono é de 23% (Figura 33).

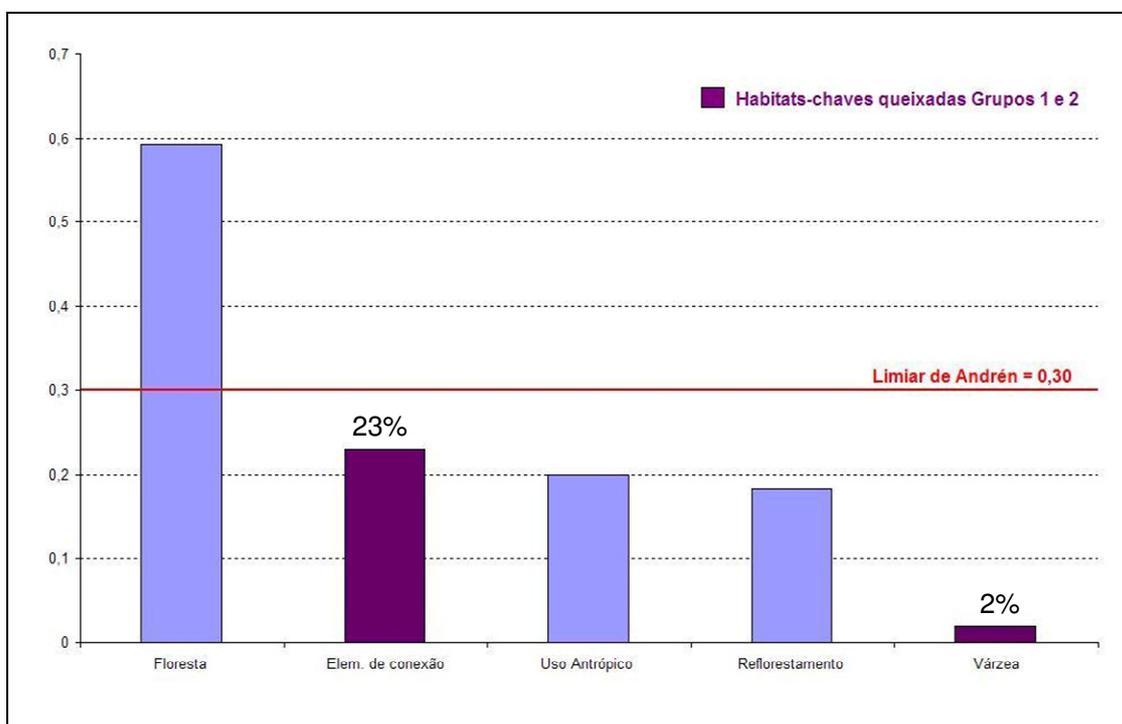


FIGURA 33 - PROPORÇÕES DE OCUPAÇÃO DOS HABITATS (PLAND) E DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO (CON) NAS ÁREAS DE USO TOTAL DOS GRUPOS 1 E 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAIR DA FRAGMENTAÇÃO DE ANDRÉN”

De maneira geral, embora as condições ambientais de praticamente todas as áreas onde a anta e o queixada ocorrem se encontrem bastante alteradas e empobrecidas floristicamente, as condições paisagísticas (mosaico de ambientes propício à ocorrência

<sup>14</sup> SCHOOLEY, R. L.; BRANCH, L. C. Limited perceptual range and anemotaxis in marsh rice rats *Oryzomys palustris*. *Acta Theriologica*, v. 50, 59-66, 2005.

e manutenção destes, tipo de matriz que fornece uma continuidade florestal das áreas, permeabilidade/ percolação, que favorecem a conectividade funcional da paisagem, e proporção de elementos de conexão) tornam essas áreas estudadas os principais remanescentes florestais para a manutenção das espécies (Figura 34).

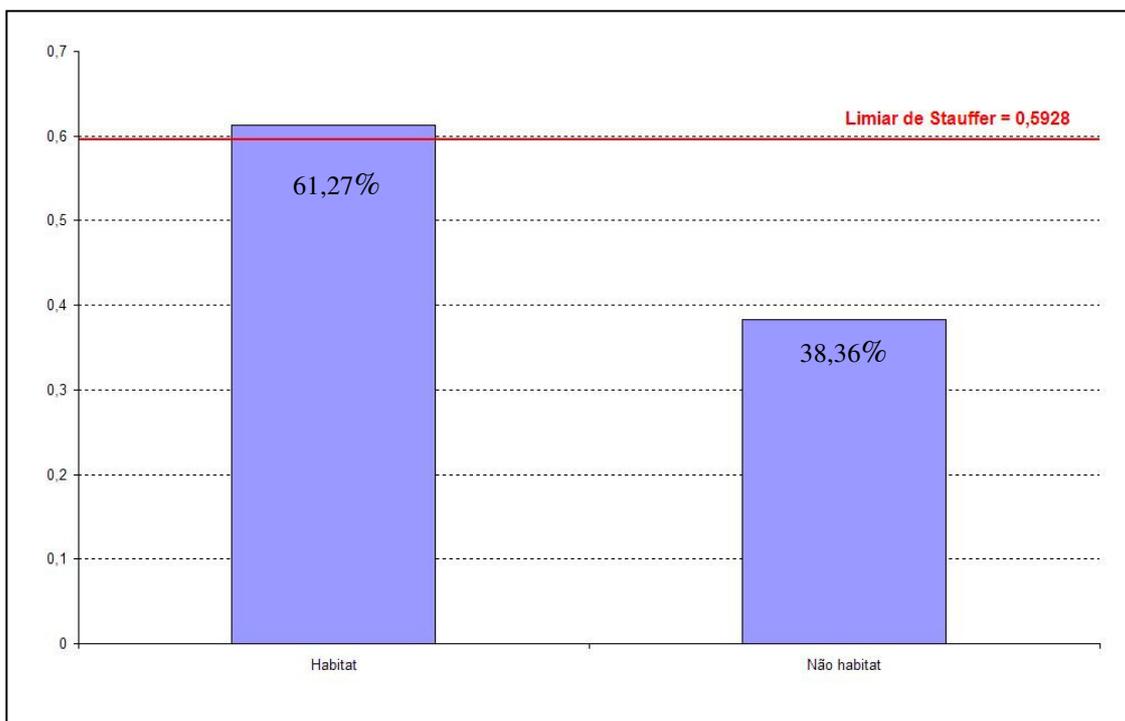


FIGURA 34 - VALORES DA PROPORÇÃO DE ÁREAS DE HABITATS E NÃO-HABITATS NAS ÁREAS DE USO TOTAL DOS GRUPOS 1 E 2 DE QUEIXADAS, COMPARADOS COM O “LIMIAR DA PERCOLAÇÃO DE STAUFFER”

Especificamente para o queixada, que já desapareceu de certas regiões incluídas na sua área de distribuição natural (Mikich e Bérnils, 2004), os remanescentes florestais estudados, sobretudo aqueles que apresentam mosaico paisagístico constituído por manchas de ambientes úmidos, mesmo que em pequena proporção de área (como por exemplo a FLG, a Fazenda Santa Gema Geyer, a Fazenda Lageado Grande/ Remasa e a Fazenda Etiene), constituem-se um dos poucos locais no Estado do Paraná onde a espécie ainda pode ser encontrada.

A paisagem formada pelo conjunto dessas áreas é de grande importância para a manutenção das populações da anta e do queixada, e podem atuar como áreas fonte para a sustentabilidade de populações inseridas em programas de conservação das espécies, por exemplo.

Alguns trechos das rotas de deslocamento utilizadas pelos animais passam por áreas de reflorestamento, sobretudo os da Fazenda Lageado Grande/ Remasa. Neste caso, o manejo adequado do pinus e a manutenção de manchas de ambientes naturais, em especial os ciliares, não afetam a utilização dessas áreas de plantio pelo queixada e pela anta, quando comparado com outros tipos de uso do solo, como agricultura e pecuária (desenvolvidas no Faxinal e nos Assentamentos Rurais), onde as espécies não foram observadas. Nas Fazendas da Remasa os deslocamentos entre propriedades ocorreram, preferencialmente, em talhões mais antigos, alguns já com subosque e próximos às fontes de água. No entanto, houve alguns eventos em que os animais foram registrados mesmo quando havia operações de corte raso, desbaste e plantio de pinus. O fato é que a melhoria das características ambientais dessas áreas com a adoção de ações simples de manejo, como a conservação de fragmentos de vegetação nativa; enriquecimento e recuperação destas áreas mediante o plantio de espécies nativas; e mesmo o plantio realizado em blocos entremeados por corredores de vegetação nativa, pode contribuir para a manutenção e continuidade do uso desses ambientes pelas espécies. Também a postura adotada pela empresa em relação à proibição da caça em suas Fazendas contribui para que os animais utilizem essas áreas sem estarem sujeitos a esse tipo de pressão. O mesmo não ocorre nas áreas do Faxinal e Assentamentos Rurais, onde as espécies sofrem freqüente e intensa pressão de caça, especialmente se utilizarem ou cruzarem áreas de agricultura.

Por estes motivos, pressões antrópicas expressivas sobre as espécies precisam urgentemente ser atenuadas, sendo as atividades de fiscalização e coibição da caça, bem como a educação ambiental da população residente, essenciais para reverter o quadro de ameaça sobre esses ungulados. O planejamento e a consolidação de estratégias de proteção, além da conscientização da população da região, são os passos iniciais para a manutenção e conservação das espécies, bem como de seus habitats.

## 5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados alcançados foi possível obter as seguintes conclusões:

### I. Quanto ao sistema de amostragem dos habitats:

(a) O sistema de amostragem dos habitats, realizado mediante a utilização de parcelas de 1 ha, mostrou-se eficaz e teve acesso facilitado à maioria das parcelas devido ao sistema viário existente na FLG, que é ramificado;

(b) O tamanho das parcelas de 1 ha foi adequado para execução da amostragem no tempo previsto para realização das fases de campo;

(c) Os sorteios realizados preliminarmente à realização das fases de campo promoveram a aleatoriedade da amostragem;

(d) O número de parcelas amostrais, definido em função da disponibilidade dos habitats na paisagem, possibilitou que a amostragem realizada fosse compatível com a real necessidade de amostras para se obter dados válidos em cada tipo de habitat.

### II. Quanto ao uso dos habitats pelas espécies:

(a) O cálculo de seletividade de habitats pelas espécies indicou que as várzeas e a vegetação ciliar são habitats-chave para a sobrevivência das espécies; e por este motivo são altamente prioritárias e devem receber tratamento especial no que se refere à adoção de estratégias de conservação e/ou manejo da paisagem local;

(b) Durante a estação seca, os ambientes constituídos pela floresta com predomínio de pinheiro assumem papel fundamental para as espécies devido à disponibilidade de pinhão, principal recurso alimentar durante o período de escassez de outros alimentos;

(c) Também durante a estação seca os queixadas se deslocam mais para as propriedades do entorno, percorrendo distâncias de até 6,6 km até as Fazendas Etiene e Faxinal dos Santos, onde permanecem durante a época de disponibilidade do pinhão;

(d) Mesmo durante a estação seca, onde a floresta com predomínio de pinheiro é bastante procurada pelas espécies em virtude do pinhão, quando se considera a seletividade de habitats, as várzeas e áreas de vegetação ciliar continuam sendo os habitats mais selecionados pela anta e pelo queixada;

(e) Embora as condições florísticas da FLG se encontrem bastante alteradas, a área representa uns dos principais remanescentes florestais, em especial para o queixada;

(f) A FLG, juntamente com as Fazendas Santa Gema Geyer, Etiene, Lageado Grande/ Remasa e Faxinal dos Santos, constitui-se uns dos poucos locais no Estado do Paraná onde o queixada ainda pode ser encontrado e, por este motivo, medidas de conservação como a criação de RPPNs ou a inserção destas propriedades em programas de incentivo florestal, devem ser direcionadas a estas fazendas.

### III. Quanto à estrutura da paisagem nas meso e macro-escalas:

(a) A anta e o queixada são influenciados pela disposição espacial dos seus habitats-chave na paisagem, e não necessariamente pela sua disponibilidade de tamanho de área;

(b) Os habitats-chaves das espécies, em especial as várzeas, encontram-se distribuídas apenas em algumas porções da paisagem, ou seja, de forma agregada, sendo na FLG onde as manchas desse habitat estão melhor distribuídas;

(c) Áreas de vegetação ciliar possuem, tanto em meso-escala quanto em macro-escala, combinam os fatores proporção satisfatória de área ocupada na paisagem, com manchas distribuídas de forma homogênea;

(d) Os habitats, quando se considera a integridade de tamanho de área núcleo em relação ao efeito de borda hipotético de 30 metros, sofrem uma séria redução nos seus tamanhos de área; e os fragmentos perdem metade ou mais da metade de suas áreas efetivas. No entanto, considera-se que o efeito de borda não é tão pronunciado, considerando que a matriz é caracterizada por habitats nativos (“florestas com predomínio de pinheiro e folhosas”);

(e) Os índices, quando analisados em conjunto, permitiram a caracterização da estrutura da paisagem e a avaliação dessas áreas, sob o ponto de vista da preservação e da conservação dos habitats;

(f) De acordo com os índices de paisagem, calculados para a paisagem como um todo, pode-se constatar que a característica da matriz (predominantemente florestal com espécies nativas), associada aos limiares de percolação e à proporção de elementos de conexão existentes, favorece o deslocamento dos animais até as manchas de seus habitats-chaves;

(g) Tanto a anta quanto o queixada utilizam rotas de deslocamento estáveis que são sempre utilizadas para trânsito entre a FLG e as áreas do entorno. Estas rotas, em especial aquelas cujo trajeto abrange ambientes ciliares, são indicadores de micro-corredores de biodiversidade.

#### IV. Tamanho de área de uso e densidade relativa dos animais:

(a) Considerando o tamanho de uso de área central da anta e do queixada, a FLG assume extrema importância para a manutenção das espécies, especialmente por possuir mosaico paisagístico constituído por manchas de ambientes úmidos, como as várzeas, alternadas com ambientes florestais nativos contínuos;

(b) A anta possui sua área de vida restrita as FLG, Santa Gema Geyer, Lageado Grande/ Remasa e Santa Cruz; e sua densidade relativa na região estudada pode ser considerada bastante baixa;

(c) Considerando, que o queixada é uma espécie social, e que os grupos tendem a ser constituídos por uma grande quantidade de indivíduos, a densidade relativa obtida para a região estudada, assim como para a anta, também pode ser considerada baixa;

(d) A caça é a principal causa do declínio populacional das espécies na região estudada;

(e) A falta de fiscalização pelo poder público e coibição da caça, bem como a educação ambiental são fatores que potencializam as ameaças sobre as espécies.

#### V. Quanto às espécies estudadas:

(a) Tanto a anta quanto o queixada são bastante sensíveis às alterações de ambientes, e, portanto, indicadores acumulativos do estado de conservação de seus habitats;

(b) As baixas densidades relativas obtidas tanto para a anta como para o queixada chamam a atenção para as possibilidades destas espécies estarem em “extinção ecológica”, ou seja, sofreram uma redução no número de indivíduos tão drástica, que embora continuem presentes na comunidade, não desempenham mais suas funções ecológicas, submetendo as áreas estudadas ao conceito de “florestas vazias” (REDFORD, 1992). No caso da anta e do queixada estas funções incluem a dispersão e predação de sementes, as quais são definidas por Terborgh (1988) como “estabilizadoras”, pois ajudam a manter a integridade e funcionalidade dos ambientes.

## 6 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados e conclusões desta pesquisa, foi possível identificar algumas recomendações que visam assegurar a manutenção das populações da anta e do queixada localmente, além da preservação de seus habitats-chaves. Tais recomendações já foram apresentadas ao Instituto Ambiental do Paraná, para que as mesmas sirvam de base às ações de execução da Política Estadual de Proteção à Fauna Nativa (SISFAUNA) e no gerenciamento das questões ambientais do Corredor Ecológico Araucária. Dentre elas estão:

### 1) Ações de pesquisa

(a) O primeiro passo para efetivar as ações de pesquisa, em especial aquelas referentes ao monitoramento e avaliação contínua das condições populacionais das espécies é o incentivo e criação de uma rede de apoio local, constituída mediante o estabelecimento de parcerias com proprietários e empresas proprietárias, sobretudo as de reflorestamento, como forma de otimizar ações de fiscalização e coibição da caça, bem como o registro periódico de informações sobre as espécies.

(b) Continuidade do monitoramento: avaliação populacional e acompanhamento de rotas de deslocamento. Para esta ação, o estabelecimento de parcerias com instituições de ensino e pesquisa é fundamental.

(c) Paralelamente as ações citadas nos itens “a” e “b” é imprescindível conduzir estudos de viabilidade de população para as localidades onde o tamanho médio populacional é conhecido.

### 2) Ações de proteção da espécie e seu habitat

(a) Fomentar, dada a importância que algumas áreas assumem para a manutenção dos grupos de queixada, a criação de RPPNs, ou mesmo de outra categoria de manejo, em parte das Fazendas Lageado Grande (das Indústrias Pizzatto), da Santa Etiene (de Alvino Schuega), e da Santa Gema Geyer (de Pedro Geyer). Estas propriedades reúnem condições favoráveis à sobrevivência desses animais, além de apresentarem facilidades de conexão entre si.

(b) Incentivar a adoção de mecanismos de proteção dos remanescentes naturais que contribuam para a manutenção de populações relevantes das espécies, conforme indicações de áreas neste trabalho.

(c) Implantar ações que assegurem e aumentem a conectividade dos micro-corredores identificados, bem como a sua qualidade ambiental. Para tanto podem ser executadas ações do Programa Mata Ciliar/ Sequestro de Carbono do IAP. Estas áreas também podem receber o “selo verde” da fauna.

(d) Promover campanhas de fiscalização intensa e constante na região, a fim de coibir atividades cinegéticas. Algumas ações nesse sentido devem utilizar de ações de inteligência (investigação, infiltração, sobrevôos, apreensão de armas de fogo e a construção de uma base de fiscalização na região) nas áreas onde a caça tem maior incidência, como nas propriedades do Faxinal dos Santos e nos Assentamentos Rurais Paraíso do Sul, Margens do Iratim e São Lourenço.

### 3) Ações de educação

Desenvolver atividades de educação ambiental que foquem a importância e necessidade de conservação do queixada junto às escolas municipais, estaduais, e especialmente naquelas existentes nos assentamentos rurais e faxinais. Neste caso, é necessária a produção de material educativo que utilize o queixada como personagem principal, demonstrando sua importância ecológica. É indicada também a realização de cursos ou oficinas de capacitação para professores e educadores locais.

## REFERÊNCIAS

- ACCACIO, G. **Conceitos de Ecologia da Paisagem e Biologia da Conservação**. 2004. Disponível em: <[http://www.wwf.org.br/projetos/visaoserradomar\\_ecologia.htm](http://www.wwf.org.br/projetos/visaoserradomar_ecologia.htm)>. Acesso em 11/09/2005.
- AKÇAKAYA, H. R. 2002. Linking spatial data with population viability analysis. **Ramas Gis User Manual** v.4 Applied Biomathematics. Setauket, New York. 2002.
- ALMEIDA, A. R. de; VIDOLIN, G. P.; MARAGARIDO, T. C. C. Vestiges of seeds *Araucaria angustifolia* (Parana pine) consumed by white-lipped peccaries *Tayassu pecari*, in Parana, Brazil. **Suiform Soundings**, v. 7, n. 2, p 33-36, 2007.
- ALTRICHTER, M., SÁENZ, J., CARRILLO, E. e FULLER, T. Dieta estacional de *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. **Biología Tropical**, vol. 48, 689–702, 2000.
- ALTRICHTER, M.; DREWS, C.; SÁENZ, J.; CARRILLO, E. Sex conducive to the sustainable use of peccaries because of ratio and breeding of white-lipped peccaries *Tayassu pecari*, (Artiodactyla: Tayassuidae) in a Costa Rican rain forest. **Biología Tropical**, vol. 49, 381–387, 2001.
- ANDERSON, J.R.; HARDY, E.E.; ROACH, J.T.; WITMER, R.E. **A land use and land cover classification system for use with remote sensor data**. Washington: USGS, 1979. 28p.
- ANDERSON, R. P.; LEW, D.; PETERSON, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**. v.162, p.211-232, 2003.
- ANDERSON, R. P.; PETERSON, A. T.; GÓMEZ-LAVERDE, M. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. **Oikos**, v.98, p.3-16, 2002.
- ANDERSON, S; JONES, J. K. **Orders and families of recent mammals of the world**. John Wiley e Sons, Inc. New York, NY. 1984. 686 p.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v.71, p. 355-366, 1994.
- ARANDA-SANCHEZ, J. M. **Rastros de los mamíferos silvestres de México: manual de campo**. México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre recursos bióticos. 198 p, 1981.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.

AYALA, G. Tapir ranging behaviour and activity patterns in the Tropical Dry Forest of the Gran Chaco. **Newsletter of the IUCN/ SSC Tapir Specialist Group**. v. 1, n. 2, p. 15, 2002.

AYRES, J. M.; AYRES, C. Aspectos da caça no alto Rio Aripuanã. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 2, p. 287-298, 1979.

BARRIENTOS, J. Radiotelemetría de antas (*Tapirus terrestris*) en el Chaco Seco, Izozog, Santa Cruz, Bolívia. In: CONGRESO INTERNACIONAL DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE EN AMAZONÍA Y LATINOAMÉRICA, 5, 2001, Cartagena de Indias, Colombia. Colombia. **Anais...** Cartagena de Indias, Colômbia, 2001, p. 102.

BECKER, M.; J. C. DALPONTE. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília: Ed. UNB. 1991. 180 p.

BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of patch size effect. **Ecology**, v.79, n. 2, p.517-533, 1998.

BODMER, R. E. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the ruminant stomach. **Journal of Zoology**, v. 219, p. 457-467, 1989.

BODMER, R. E. Managing wildlife with local communities: the case of reserve comunal Tamshiyacu-Tahuayo. Comm. Based **Conser. Workshop**. Case study 12-B. 1993.

BODMER, R. E. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 191-202, 1990.

BODMER, R. E. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. **Biotropica**, v. 23, p. 255-261, 1991.

BODMER, R. E., PUERTAS P. E.; GARCIA J. E.; DÍAS, D.; REYES C. Game animals, palms and people of the flooded forests: Management considerations for the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. **Advances in Economic Botany**, vol. 13, p. 217-232, 1998.

BODMER, R. E.; BROOKS, D. M. Diagnóstico e Plano de ação para a anta comum (*Tapirus terrestris*). In: **TAPIRS - STATUS SURVEY AND CONSERVATION ACTION PLAN**. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. p. 134-144, 1997.

BODMER, R. E.; TABER, A. Conservación y manejo de ungulados amazónicos: venado, pecaríes y tapir. In: CONGRESO INTERNACIONAL DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE EN AMAZONÍA Y LATINOAMÉRICA, V, 2001, Cartagena de Indias, Colombia. **Anais...** Cartagena de Indias, Colômbia, p. 63, 2001.

BOLÓS, M. **Manual de ciencias del paisaje: teoría, métodos y aplicaciones**. Barcelona, Masson, 1992. 193 p.

BORGES, L. F. R.; SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; ACERBI-JÚNIOR, F. W.; FREITAS, G. D. Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Cerne**, Lavras, v. 10, n. 1, p. 22-38, 2004.

BRITEZ, R. M. de; CASTELLA, P. R.; TIEPOLO, G.; PIRES, L. A. 2000. Estratégia de conservação da Floresta com Araucária para o Estado do Paraná: Diagnóstico da vegetação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, II, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 731-737, 2000.

BYERS, J. A.; BEKOFF, M. Social, spacing, and cooperative behaviour of the collared peccary, *Tayassu tajacu*. **J. Mammal**, v. 62, p. 767-785. 1981..

CAMPOS, Z. **A paisagem na visão dos animais**. ADM: Artigo de Divulgação na Mídia, Embrapa Pantanal, Corumbá-MS, n. 68, p.1-3, 2004.

CANTERAS, C. J. **Introdução al paisaje - metodologias e valoracion**. Apostila. Curitiba: Universidade Federal do Paraná / Universidad de Cantabria-Espanha, 1992, 60p.

CARRÃO, H.; CAETANO, M.; NEVES, N. 2001. LANDIC: cálculo de indicadores de paisagem em ambiente SIG. In: ENCONTRO DE UTILIZADORES DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA – ESIG, 6, 2001, Oeiras, Portugal. **Anais...** Lisboa: Associação dos Utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica – USIG, 2001.

CASTELLA, P. R.; BRITEZ, R. M. **A Floresta com Araucária no Paraná**. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Brasília, Brasil, 233 pp. 2004.

CAUGHLEY, G. **Analysis of vertebrate populations**. New York: John Wiley e Sons, 1977.

CHASSOT, O.; ARIAS, G. M.; JIMÉNEZ, W. Hábitat potencial para la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*) en el Corredor Biológico San Juan-La Selva, Costa Rica. 2005. 17 p.

CIAT. Centro Internacional de Agricultura Tropical. Documentation and Software. 2000. Disponível em <[www.floramap-ciat.org/ing/floramap101.htm](http://www.floramap-ciat.org/ing/floramap101.htm)>. Acesso em 01/06/2008.

CIMARDI, A. V. **Mamíferos de Santa Catarina**. Florianópolis: FATMA. 1996. 302 p.

COOPERRIDER, A. Y. Habitat evaluation systems. In: U. S. Dep. Inter. **Bureau of Land Management**, vol. 1, p. 757-776, 1986.

CORDEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. F. B. de. Seleção de habitats, abundância e distribuição potencial de *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) em um mosaico de paisagem do nordeste do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE NA AMAZÔNIA E AMÉRICA LATINA, VII, 2006, Ilhéus,. **Anais...** Ilhéus, 2006.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats. **Investigação Operacional**, vol. 24, p. 109-137, 2004.

CROZIER, E. S.; FUHRIMAN, J. W.; ROBINETTE, A. A resource inventory system for planning wildlife areas. **Wildlife Society Bulletin**, vol. 2, n. 4, p.178-184, 1974.

CULLEN JR, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brasil**. 133 f. Dissertação (Master of Arts). University of Florida, Florida, 1997.

CULLEN JR, L.; BODMER, E. R.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**. 35 (2): 137-144.7). 2001.

CULLEN-JR, L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest, Brazil. **Biological Conservation**, v.95, p.49-56, 2000.

CULLEN-JR., L.; ABREU, K. C.; SANA, D. NAVA, A. F. D. As onças-pintadas como detetives da paisagem no Corredor do Alto Paraná. **Natureza e Conservação**, Curitiba, vol. 3, n.1. p. 43-58, 2005.

Decreto n.º 3148, publicado no Diário Oficial Nº 6750 de 15/06/2004. Política Estadual de Proteção à Fauna Nativa.

Decreto Nº 6.660/08. Disponível em <<http://www.amane.org.br/media/decreto-6660-mata-atlantica.pdf>>. Acesso em 12/2008.

DESBIEZ, A.; DONATTI, C. I.; MARQUES, R. M. M.; KEUROGHLIAN, A.; TOMAS, W. M.; GALETTI, M.; SANTOS, S. A.; BODMER, R. R. uso de habitat e densidades populacionais de queixadas, catetos e porcos-monteiros em duas áreas do pantanal brasileiro. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE EM LA AMAZÔNIA Y LATINOAMÉRICA, VI, 2004, Iquitos, Peru. **Anais...** Iquitos, Peru: UNAP, DICE, WCS. 2004.

DÍAZ, M. M.; BARQUEZ, R. M. Los mamíferos de Jujuy, Argentina. Buenos Aires: L.O.L.A. 308p. 2002.

DIRZO, R.; A. MIRANDA. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity. **Conservation Biology**, v. 4, p. 444-447, 1990.

DOTTA, G. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo**. Piracicaba, 2006, 116 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) – Universidade de São Paulo..

DOUROJEANNI, M. J.; JORGE-PÁDUA, M. T. **Biodiversidade a hora decisiva**. Curitiba: Editora da UFPR. 2001, 308 p.

DUNN, C. P.; SHARPE, D. M.; GUNTENSPERGEN, F. S.; YANG, Z. Methods for analyzing temporal changes in landscape patterns. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R. H. (Eds.) **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and**

- interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1991. p. 173-198.
- DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. Ecological processes that affect populations in complex landscape. **Oikos**, v. 65, p. 169-175, 1992.
- EASTMAN, J.R. **Idrisi for windows user's guide**. Worcester: Clark University, 1995. 109 p.
- EISENBERG, J. F. Introdução. In: **Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN/SSC Tapir Specialist Group, p. 123-125. 1997.
- EISENBERG, J. F. **Mammals of the Neotropics. The Northern Neotropics**. Chicago: Univ. Chicago Press, v. 1, 1989. 449 p.
- EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. **Mammals of neotropics**. The Central Neotropics. The University of Chicago Press. 1999, 609 p.
- ELKIE, P. C.; REMPEL, R. S.; CARR, A. P. **Patch analyst user's manual: A tool for quantifying landscape structure**. Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources, 1999. 22 p.
- EMMONS, L. H. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behavior Ecology and Sociobiology**, v. 20, p. 271-283, 1987.
- EMMONS, L. H. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. University of Chicago Press. Chicago. 1990.
- ERLICH-YOFFE, A. 1983. **El tapir**. C.E.A.L. Fauna Argentina. Vol. 16, p. 32. 1983.
- FERNANDEZ, F. A. S. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, I, 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, v. 2, p. 48-68. Curitiba, 1997.
- FERRIER, S.; WATSON, G.; PEARCE, J.; DRIELSMA, M. Extended statistical VGCroaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. **Biodiversity and Conservation**, vol. 11, 2275-2307, 2002.
- FIRKOWSKI, C. O habitat para a fauna: manipulações em micro escala. **Floresta**, v. 21, n. 1 e 2, p. 27-43, 1993.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.
- FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions**. New York: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and region**. New York: Cambridge Press, 1995. 632 p.

FORMAN, R. T. T.; A. E. GALLI; C. F. LECK. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia**, v. 26, p. 18-8, 1976.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Reviews in Ecology e Systematics**, v. 29, p 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics** 29: 207-231. 1998.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E.; LECK, C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia**, v.26, p. 18-8, 1976.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. USA: J. Wiley, 1986.

FORMAN, T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. New York: Cambridge University. 1997. 632 p.

FOSTER, J.W. Health plan for the mountain gorillas of Rwanda. In: **Zoo and wild animal medicine**. 3 ed. Philadelphia: W.B. Saunders Company, 1993. 617 p.

FRAGOSO, J. M. V. Queixadas e palmeiras na Ilha de Maracá. In: Valladares Pádua, C.; R. E. Bodmer; L. Cullen JR. **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil. Brasília**, DF: CNPq/ Belém, PA: Sociedade Mamirauá. 1997. 286 p.

FRAGOSO, J. M. V. The effect of selective of hunting on tapirs in Belize. Pp. 154-162 In J.G. Robinson and K. H. Redford, eds. **Neotropical Wildlife Use and Conservation**. Univ. of Chicago Press, Chicago, USA, 1991.

FRAGOSO, J. M. V. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazil Amazon. **Biotropica**, v. 33, p. 458-469, 1998.

FRAGOSO, J. M. V. **Large mammals and the community dynamics of Amazonian rains forest**. Flórida, 1994. 210 f. Tese (Doctor of Philosophy) - Universty Flórida.

FRANKLIN, I. R. Evolutionary change in small populations. In: M. E. Soulé y B. A. Wilcox (eds.). **Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective**. Sinauer, Sunderland , Massachusetts. 1980. Pp. 135-149.

FRANKLIN, J. F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications** 3: 202-205, 1993.

FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Relação entre a densidade e a conectividade das estradas e o relevo em uma paisagem da Mata Atlântica (Planalto de Ibiúna, SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. Florianópolis, Brasil. **Anais...** Florianópolis: INPE, p. 2659-2664. 2007.

FROTA-MATTOS, J. C.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; MACHADO, R. B.; BARROS, Y. de M.; GOMES, R.A. T. Emprego da imagem Landsat 7- ETM+ e parâmetros morfométricos para determinação da distribuição geográfica de (*Cyanopsitta spixii*) utilizando modelagem de nichos ecológicos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia, Brasil. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005, p. 2701-2707.

FUPEF. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná. **Conservação do bioma Floresta com Araucária: relatório final – Diagnóstico dos remanescentes florestais**. Curitiba. Paraná. 2001. 2 v. 456 p.

GALETTI, M. Frutos dispersos por mamíferos extintos. **Ciência Hoje**. Rio de Janeiro, p. 83, Julho de 2001.

GIBBS, J. P. Monitoring populations. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (Eds.) **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia Inv, 2000. p.213–252.

GONGORA, J.; TABER, A.; KEUROGHLIAN, A.; ALTRICHTER, M.; BODMER, R. E.; MAYOR, P.; MORAN, C.; DAMAYANTI, C. S.; GONZÁLEZ, S. Re-examining the evidence for a ‘new’ peccary species, “*Pecari maximus*”, from the Brazilian Amazon. **Suiform Soundings**, vol. 7, n. 2, p 19-26, 2007.

GRISE, M. M. **A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná**. Curitiba, 2008, 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná.

GUADAGNIN, D. L.; MENEGHETI, J. O. Análise de Hábitat Através de Sistema de Informações Geográficas como Ferramenta para Diagnóstico e Manejo do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul.. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, I, 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP, UNILIVRE e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, v. II, 1997, p. 696-711.

GUAPYASSÚ, M. **Curso de Biologia da Conservação**. Reserva Natural Salto Morato, Centro de Capacitação Técnica. 2001.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, n. 2 e 3, p.147-186, 2000.

HAEMING, P. D. Queixada e cateto simpátricos. **Ecologia. Info # 10**. 2006.

HANSKY, I.; MOILANEN, A.; GYLLENBERG, M. Minimum viable metapopulation size. **American Naturalist**, v. 147, p. 527-541, 1996.

HANSKY, I.; SIMBERLOFF, D. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: HANSKY, I.; SIMBERLOFF, D (eds.). **Metapopulation Biology**. Academic Press, san Diego, California, 1997, p. 5-26.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago. 1984. 229 p.

HERMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. de. A paisagem como condicionador de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, v. 35, p. 13-22, 2005.

HIRZEL, A. H.; BROTONS, L.; THUILLER, W.; ARAÚJO, M. B. Presence-absence versus presence-only x modelling methods for predicting bird habitat suitability. **Ecography**, v. 27, p. 4-437, 2004.

HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation solution or bandwagon? **Tree**, vol. 7, n. 11, 1992.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, New Jersey. 2001, 396p.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATUAIS RENOVÁVEIS. SNUC LEI No 9.985/00. Brasília, 2000.

IBAMA. Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção Portaria Nº 37-N, 3 de abril de 1992.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 92p.

IMS, R. A. Movement patterns related to special structure. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAN, G. **Mosaic landscapes and ecological processes**. London: Chapman Y Hall, 1995, p. 85-109.

IMS, R. A. Movement patterns related to special structure. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAN, G. **Mosaic landscapes and ecological processes**. London: Chapman Y Hall, 1995, p. 85-109.

IUCN. **International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Plan de Acción y Evaluación de la Condición Actual de lo Pecaríes**. IUCN/ CSE Grupo de Especialistas em Puercos y Pecaries. 1993. 56 p.

IUCN. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. 1997. 164 p.

IUCN. **Red List of Threatened Species**. Disponível em <<http://www.redlist.org>>. Acesso em 02/2007.

IVLEV, V. S. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale Univ. Press, New Haven. 1961.

IZAWA, K. Social behavior of the Wild Black-cVGCed Capuchin (*Cebus apella*). **Primates**, v. 31, p. 443-467, 1980.

JACOBS, J. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. **Oecologia**, v. 14, p. 413-417, 1974.

JÁCOMO, A. T. de A. **Ecologia, manejo e Conservação do queixada *Tayassu pecari* no Parque Nacional das Emas e em propriedades rurais de seu entorno.** 120 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Setor de Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, 2004,

JANZEN, D. H. Complications in interpreting the chemical defenses of trees against tropical arboreal plant eating vertebrates. **The ecology of arboreal folivores.** G. G. Montgomery, D. C.: Smithsonian Institution Press. p. 73-84, 1978.

JANZEN, D. H. Digestive Seed Predation by a Costa Rican Baird's Tapir. **Reproductive Botany**, Washington, p. 59 – 63, 1981.

JANZEN, D. H. Seed in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. **Brenesia**, v. 19, n. 20, p. 129-135, 1982.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1981.

KERTESZ, P. **Colour Atlas of Veterinary Dentistry and Oral Surgery.** London: Wolfe Publishing, 1993. 312 p.

KEUROGHLIAN, A. **The response of peccaries to seasonal fluctuations in an isolated patch of tropical forest.** 158 f. PhD Dissertation - University of Nevada, Reno, Nevada, 2003.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic Forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. **Biotropica**, v. 40, n. 1, p. 62-70, 2007.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivores. **Journal of Zoology**, p. 1-11. 2008.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P.; LONGGLAND, W. S. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, v. 120, n. 3, p. 411-425, 2004.

KILTIE, R. A. **Seed predation and group size in rain forest peccaries.** 182 f. Tese de Doutorado - Princeton University, Princeton, NJ, 1980,

KILTIE, R. A. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). **Biotropica**, v. 13, p. 234-236, 1981.

KILTIE, R. A.; TERBORG, J. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Peru: Why do white-lipped peccaries form herds? **Zeitschrift für Tierpsychologie**, v. 62, p. 241-255, 1983.

KIMBERLY, A. W.; KING, A. W. Extinction Thresholds for species in Fractal Landscapes. **Conservation Biology**, v. 13, n. 2, p. 314-326. 1999.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17-44, 1960.

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.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York, Harper e Hall, 1989. 654p.

KULCHETSCKI, L.; BIONDI, D.; KULCHETSCKI, S. S.; ROCHA, C. H.; RYAN, C. The seed of *Araucária angustifolia* (bert o. Ktze.) as a source of energy in fragments of mixed ombrofilous forest. In: ENCONTRO DE PESQUISA DA UEPG, 3, 2003, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa, 2003.

LEITE, P. F. 1994. **As diferentes unidades fitoecológicas da região sul do Brasil: proposta de classificação**. 160 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994,

LEITE, P.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: **Geografia do Brasil: região Sul**. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, vol. 2., p. 113-150, 1990.

LEOPOLD, L. B.; CLARKE, F. E.; HANSHAW, B. B.; BALSLEY, J. R. A procedure for evaluating environmental impact. **Geological Survey**, n. 645. Government Printing Office, Washington, DC. 13 p. 1971.

LEVINS, R. Extinction. In GESTERNHABER, M. (ed.), **Some Mathematical Problems in Biology**. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island. 1970, pp. 77-107.

LIMA, E. de C. de; SANQUETTA, C. R.; KIRCHNER, F. F.; FERRETTI, E. R. 2004. Qualidade da paisagem: estudo de caso na Floresta Ombrófila Mista. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 1, p. 45-56, 2004.

LIMA, J. S. **Bioindicação em Ecossistemas Terrestres: Princípios e Conceitos da Bioindicação**. Disponível em [www.ietec.com.br/techoje/meioambiente/tecnologias](http://www.ietec.com.br/techoje/meioambiente/tecnologias). Acesso em 23 out. 2005.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. BADEP / UFPR / IBPT. Curitiba. 1968.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University Press. 1967, 203 p.

MADER, H. J. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. **Biological Conservation**, vol. 29, n. 1, p. 81-96, 1984.

MAFFEI, L. The age structures of tapirs (*Tapirus terrestris*) in the Chaco. Tapir Conservation, **Newsletter of the IUCN/ SSC Tapir Specialist Group**, v. 12, n. 2, p. 18-19, 2003.

MARCH, I. El pecari labiado (*Tayassu pecari*). In: Oliver, W. L. R. (ed). **Pigs, peccaries, and hippos: status survey and conservation action plan**. Gland, Switzerland. IUCN. 1996. 56 p.

MARENZI, R. C. **Ecologia da paisagem da morraria da Praia Vermelha (SC): subsídio à conservação da biodiversidade de uma área costeira**. 204 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

MARGARIDO, T. C. C. **Aspectos da história natural de *Tayassu pecari* (Link, 1795) (Artiodactyla, Tayassuidae) no Estado do Paraná, sul do Brasil**. 109 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.

MARSH, W. M. 1997. **Landscape Planning: Environmental Application**. 3<sup>a</sup> ed., John Willey, New York, 434 p.

MAYER, J. J.; BRANDT, P. N. Identity, distribution, and natural history of the peccaries, Tayassuidae. In: **Mammalian biology in South America** (M. A. Mares e H. H. Genoways (eds). Spec. Publ. Ser., Pymatuning Lab. Ecol., Univ. Pittsburgh, v. 6, 1982. Pp. 433-455.

MAYER, J.; WETZEL, R. *Tayassu pecari*. **Mammalian Species**, v. 293, p. 1-7, 1987.

MAZZOLLI, M. **Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro**. 105 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

MAZZOLLI, M.; HAMMER, M. L. A. Qualidade de ambiente para a onça-pintada, puma e jaguatirica na Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, utilizando os aplicativos Capture e Presence. **Biotemas**, v. 21, n. 2, p. 105-117, 2008.

MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995. 122 p.

MEDEIROS, J. de D.; SAVI, M.; BRITO, B. F. A. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 33 - 50, 2005.

MEDICI, P. E. **Biologia da Conservação da Anta (*Tapirus terrestris*) no Parque Estadual do Morro do Diabo**. Instituto de Pesquisas Ecológicas IPÊ: relatório do Projeto - não publicado. Teodoro Sampaio, São Paulo. 1998.

MENDES-PONTES, A. R. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, v. 69, p. 319-336, 2004.

MERRIAM, G. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In: SAUDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature Conservation 2: the hole of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty e Sons, 1991. p.133-142.

METZGER, J. P. O que é ecologia da paisagem? **Biota Neotropica**, Vol. 1, números 1 e 2, BN00101122001. 2001. Disponível em [http <///www.biotaneotropica.org.br>](http://www.biotaneotropica.org.br). Acesso em 12/2004.

METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: análise bibliográfica. In: **An. Acad. Bras. Ci.**, v. 71, n. 3, 1999.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN Jr.; L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PÁDUA, C. (eds). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Editora da UFPR, Curitiba, Brasil, 2003. p. 667.

MIKICH, S. B.; BÉRNILS, R. S. **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Instituto Ambiental do Paraná. Curitiba. 2004.

MILES, A. E. W.; GRIGSON, C. **Colyer's variations and diseases of the teeth**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003, 688 p.

MMA/ SBF. Ministério do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. MMA / SBF. Brasília. 2003.

MONTENEGRO, O. L. Aspectos del comportamiento del Tapir (*Tapirus terrestris*) en la Amazonia Peruana. Res. In: CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE EN LA AMAZONIA, III, 1997, Santa Cruz de la Sierra, Bolívia. **Anais...** Santa Cruz de la Sierra, 1997. p. 35.

MORAIS, A. A. de; NOVELLE, S. M. H.; SILVA, J. V. C.; GIANGARELLI, D. C.; MONTEIRO, G. T. Padrões de deslocamento de *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) entre a área do Parque Estadual Mata dos Godoy – PR e fragmentos adjacentes. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. Fortaleza, VI. **Anais...** Fortaleza, 2003. p. 405.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, vol. 2, p. 58-62, 1995.

NASCIMENTO, V. L.; FERREIRAS, J. A.; FREITAS, D. M. de; SOUZA, L. L. d; BORGES, P. A. L.; TOMAS, W. M. Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, IV, 2004, Corumbá/ MS. **Anais...** Corumbá/ MS: SIMPAN, 2004.

NOGUEIRA-FILHO, S. L. G.; LAVORENTI, A. O manejo do caitetu (*Tayassu tajacu*) e do queixada (*Tayassu pecari*) em cativeiro. In: Valadares-Pádua, C.; Bodmer, R. E. (Eds). **Manejo e conservação da vida silvestre no Brasil**. MCT- CNPq- Sociedade Civil de Mamirauá. Pgs: 106-115, 1997.

NOSS, A. J.; CUÉLLAR, R. L.; BARRIENTOS, J.; MAFFEI, L.; CUÉLLAR, E.; ARISPE, R.; RÚMIZ, D.; RIVERO, K. A camera trVGCing and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forests. **Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group**, v. 12 / no. 1, 2003.

NOSS, A. J.; CUÉLLER, E. Índices de abundancia para fauna terrestre em El Chaco Boliviano: huellas em parcelas y em brechas barridas. PP 73-82. In: CABRERA; E. C. MERCOLLI, R. REQUIN. (Eds.). **Manejo de fauna silvestre em Amazonia y Latinoamérica**. Asunción, Paraguay. 2000.

NOWAK, M. **Walker's mammals of the world**. 5<sup>th</sup> ed. Baltimore and London: The Johns Hopkins Univ. Press, 1999, 1629 p.

OLIVEIRA, E. F. T.; GRÁCIO, M. C. C. Análise a respeito do tamanho de amostras aleatórias simples: uma aplicação na área de Ciência da Informação. Data Grama Zero - **Revista de Ciência da Informação**, v.6 n.3, 2005.

OLIVEIRA, M. de F. de. **Uso de ambientes por mamíferos em área de Floresta Atlântica com plantios de eucaliptos no Vale do Paraíba/ SP**. 65 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2002.

OLIVEIRA, M. E. de; OLIVEIRA, L. F. B. de; COELHO, I. P; FARIAS, J. K. P. de. 2006. Barreiros utilizados por ungulados no nordeste do Pantanal do Mato Grosso, Brasil: caracterização e composição química. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE NA AMAZÔNIA E AMÉRICA LATINA, VII, 2006, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus, 2006.

OLMOS, F. Antas como dispersores e predadores de sementes. In: **Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. p. 126-133, 1997.

OLMOS, F. Diet of sympatric Brazilian caatinga peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 255-258, 1993.

ORTIZ, J. V. C.; FARIA, D.; BAUMGARTEN, J.; PARDINI, R. Respostas da fauna a diferentes ambientes e configurações da paisagem no sudeste da Bahia: implicações para o planejamento de corredores ecológicos. CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, III, 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Rede Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de proteção à Natureza: Associação Caatinga. 2002. 1 v. p. 629–638.

PADILLA, M.; DOWLER, R. C. *Tapirus terrestris*. **Mammalian Species: American Society of Mammalogists**. n. 481. p. 1-8, 1994.

PAISE, G.; VIEIRA, E. M. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul. **Revista Brasil, Bot.**, v. 28, n.3, p. 615-625, 2005.

PARANÁ. **Avaliação Ecológica Rápida do Corredor Araucária**. Instituto Ambiental do Paraná/ Programa Paraná Biodiversidade. 2006.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Lista Vermelha de plantas ameaçadas de extinção do estado do Paraná**. Curitiba: SEMA/ GTZ, 1995. 139 p.

PASCHOAL, M. E. S.; CAVASSAN, O. A. Flora arbórea da Mata de Brejo do Ribeirão do Pelintra, Agudos, SP. **Naturalia**, São Paulo, v. 24, p.171-191, 1999.

PAVIOLO, A.; DI BLANCO, Y.; VARELA, D.; DE ANGELO, C.; DI BITETTI, M. S. Regional Assessment the status of Lowland Tapirs (*Tapirus terrestris*) in the Upper Paraná Atlantic Forest Ecoregion. In: **THIRD INTERNATIONAL TAPIR SYMPOSIUM**, 2006, Buenos Aires, Argentina. **Anais...** Paper Sesson 4: Lowland Tapir, Buenos Aires: IUCN, Tapir Specialist Group, Houston Zoo Naturally Wild, Temaikén. 2006.

PEARSON, D.L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. **The Royal Society**, v. 345, p. 75-79, 1994.

PERES, C. A. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collader peccaries *T.tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forest. **Biological Conservation**, vol. 77, p. 115-123, 1996.

PÉRICO, E.; CEMIN, G.; LIMA, D. F. B. de; REMPEL, C. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, XII, 2005, Goiânia, Brasil. **Anais...** Goiânia, 2005, p. 2339-2346.

PETERSON, A. T.; SÁNCHEZ-CORDERO, V.; SOBERÓN, J.; BARTLEY, J.; BUDDEMEIER, R.W.; NAVARRO-SIGUENZA, A.G. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. **Ecological Modelling**. v. 144, p. 21-30, 2001.

PETERSON, A. T.; VIEGLAIS, D. A. Predicting species invasions using ecological niche modelling: new VGCroaches from bioinformatics attack a pressing problem. **Bioscience**. v. 51, n. 2, p. 362-371, 2001.

PIOANI, K.; RICHTER, B. Paisagens funcionais e a conservação a biodiversidade. **Ciência da Conservação** n. 1. The Nature Conservancy. Trad. Luciana Honigman. Washington (DC), 1999.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues. 328 p, 2001.

PUERTAS, D. F. B. Utilización del hábitat por ungulados en un área florestal, Tarapacá, Amazonas, Colombia. In: **CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE NA AMAZÔNIA E AMÉRICA LATINA**, VII, 2006, Ilhéus,. **Anais...** Ilhéus, 2006.

REDFORD, K. H. A floresta vazia. 1:1-22 in Valladares Pádua, C.; R. E. Bodmer; L. Cullen JR. 1997. **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**. Brasília, DF: CNPq/ Belém, PA: Sociedade Mamirauá. 1997. 296 p.

REDFORD, Kent H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina. 2006. 437 p.

REYNA-HURTADO, R. Ecologia social Del pecari lábio blancos (*Tayassu ocar*) em Calakmul, México. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE NA AMAZÔNIA E AMÉRICA LATINA, VII, 2006, Ilhéus,. **Anais...** Ilhéus, 2006.

REYNA-HURTADO, R.; TANNER, G. W. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Foresta, Campeche, Mexico. **Biotropica**, v. 37, p. 676, 2005.

RICHARD, E.; JULIÁ, P. J. Aspectos generales de la biología, estatus, uso y manejo del Tapir (*Tapirus terrestris*) en Argentina. **REHM, Serie Apuntes**, n.1 Versión 2.1, 2000.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos**. HUCITEC, São Paulo. 1979.

ROBINETTE, A.; CROZIER, E. S. **Resource planning. A method for allocating land uses in natural areas**. U.S. Government Printing Office, 1976. p. 669-810.

ROBINSON, J. G.; EISENBERG, J. F. Group size and foraging habitats of the collared peccary (*Tayassu tajacu*). **Journal of Mammalogy**, v. 66, p. 153-155, 1985.

ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H., eds. **Neotropical Wildlife Use and Conservation**, p. 415-429, 1991.

ROCHA, F. **Conservação de pequenos mamíferos no Pontal do Paranapanema (SP): diagnóstico de padrões de comunidades e sugestões de manejo**. 126 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2004.

ROCHA, F. L. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS..** 109 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS), Mato Grosso do Sul, 2006.

ROCHA, V. J. **Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)**. 131 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

RODERJAN, C. V. **Diagnóstico ambiental de remanescentes de Floresta com Araucária no Estado do Paraná com vistas à criação de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral na região da Floresta Ombrófila Mista**. Instituto

Ambiental do Paraná - IAP, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná – FUPEF. 2004. 19 p.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F. As regiões fitogeográficas do estado do Paraná. **Acta forestalia brasiliensis**, Brasília, DF, n,1, p. 3-7, 1993.

RODRIGUES, E. **Ecologia de fragmentos florestais no gradiente urbano de Londrina – PR**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, USP-EESC São Carlo, São Carlos, 1993.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of fragments in south Brazil**. Cambridge: D. Phil. Dissertation – Harvard University, 1998. 172p.

ROOSMALEN, M. G. M. van; FRENZ, L.; HOOFT, P. van; IONGH, H. H. de; LEIRS H. A new species of living peccary (Mammalia: Tayassuidae) from the Brazilian Amazon. **Suiform Soundings**, vol. 7, n. 2, p. 9-18, 2007.

ROSTALDT, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird population: conceptual issues and the evidence. **Biol. J. Linn. Soc.**, vol, 41, p. 149-163, 1991.

SÁ VOLATÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial – Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos. 1998.

SALAS, L. A. Habitat use by lowlands tapirs (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River valley, southern Venezuela. **Canadian Journal of Zoology**, Toronto, v. 74, p. 1452-1458, 1996.

SALAS, L. A.; FULLER, T. K. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River valley, southern Venezuela. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 74, n. 8, p. 1444-1454, 1996.

SANTOS, L. G. R.; MACHADO-FILHO, L. C. P.; Marcos A. TORTATO, M. A.; FALKEMBERG, D. de B; HÖTZEL, M. J.; SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. Diet of Tapirs (*Tapirus terrestris*) Introduced in a Salt Marsh Area of the Baixada do Massiambu, State Park of the Serra do Tabuleiro – Santa Catarina, South of Brazil. Tapir Conservation, **The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group**, vol. 14, n. 18, p. 22-27, 2005.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v.5, p.18-32, 1991.

SCACHETTI-PEREIRA, R. **Desktop GARP**. 2001. Disponível em <[www.lifemVGCer.org/desktopgarp](http://www.lifemVGCer.org/desktopgarp)>. Consultado em 06/2008.

SCHÄFFER, W. B.; PROCHNOW, M. **A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Apremavi, Brasília, Brasil, 2002. 156 p.

SCHALLER, G. B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arq. Zool.**, vol. 31, n. 1, p. 1-36, 1983.

SCHELHAS, J.; GREEMBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Califórnia: Island Press. 1996, p. 15-36.

SCHOOLEY, R. L.; BRANCH, L. C. Limited perceptual range and anemotaxis in marsh rice rats *Oryzomys palustris*. **Acta Theriologica**, vol. 50, p. 59-66, 2005.

SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Finding habitat patches and directional connectivity. **Oikos**, vol. 102, p. 559-570, 2003.

SCOSS, L. M. **Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais**. 97 f. Tese (Magister Scientiae Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2002.

SCOTT, J. M.; HEGLUND, P. J.; HAUFLER, J. B.; MORRISON, M.; RAPHAEL, M. G.; WALL, W. B.; SAMSON, F. **Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale**. Island Press, Covelo, California. 2002.

SEAGLE, S. W. Generation of species-area curves by a model of animal-habitat dynamics. In Verner, M. L.; M. L. Morrisson; C. J. Ralph. Wildlife 2000 - **Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison, The University of Wisconsin. 1986. p. 281-286.

SEITZ, R. Crow development of Araucaria angustifolia in its natural-environment during sixty years. In: Fujimori, T. e Whitehead, D. (eds). **Crow and canopy structure in relation to productivity**. Forestry and Forest Products Research Institute. Ed. Ibaraki, Japan, 1986. p.129-145.

SHAFER, C.L. **Nature Reserves: Island Theory and Conservation Pratic**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990.

SMART WOOD PROGRAM, **Resumo Público de Certificação de Indústrias Pedro N. Pizzatto Ltda**. General Carneiro, Paraná. 2002. 39 p.

SOULÉ, M. E.; ALBERTS, A. C.; BOLGER, D. T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos**, vol. 63, p. 39-47, 1992.

SOWLS, I. K. **Javelines and other peccaries: their biology, management, and use**. 2<sup>th</sup> ed., College Station: Texas A e M University Press. 1997. 325 p.

SPIRONELO, W. R. Range size of a group *Cebus apella* in Central Amazonian. **Int. J. Primat.**, vol. 8, n. 5, p. 522-1988, 1991.

STAUFFER, D. **Introduction to percolation theory**. London: Taylor e Francis, 1985.  
TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, vol. 68, p. 571-573, 1993.

TERBORGH, J. The big things that run the world: a sequel to E. O. Wilson. **Conser. Biol.**, vol 2., p. 402-403.

TOBLER, M. W. 2006. Ecología de *Tapirus terrestris* en la selva de Madre de Dios, Perú: Datos preliminares de un estudio con collares de GPS. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE NA AMAZÔNIA E AMÉRICA LATINA, VII, 2006, Ilhéus,. **Anais...** Ilhéus, 2006.

TÓFOLI, C. F. de. **Frugivoria e dispersão de sementes por *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, São Paulo**. 89 f. Dissertação (Mestre em Ciências, na Área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

TORRES, I. L.; NARANJO-PIÑERA, E. J.; ANDRADE, D. M. G.; ALDÁN, E. C. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) em La Reserva de La Biosfera El Triunfo (Polígono I), Chiapas, México. **Acta Zoológica Mexicana**, vol. 20, n. 1, p. 1-21, 2004.

TROLL, C. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. **Geoforum**, v. 8, p. 43-46, 1971.

TURNER, M. G.; GARDENER, R. H. **Quantitative Methods in landscape Ecology**, Ecological Studies, vol. 82, Spring-Verlag, Berlin. 1991. 536 p.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, vol. 20, p. 171-197, 1989.

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.

URBANETZ, C.; POLO, J. M.; RAIMUNDO, R. L. G.; CERQUEIRA, R. M.; OLIVEIRA, V. M. de. **Existe efeito de borda no Cerrado do Valério?** Disponível em: <<http://www.ib.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/ne211r2a2003.pdf>>. Acesso em 11/2008.

VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. 161 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VARELA, O. 1992. **Dispersión de semillas por grandes mamíferos en el subtrópico húmedo de Argentina: Tapires (*Tapirus terrestris* Linnaeus) y pecaríes (*Tayassu G. Fischer*)**. 30 f. Monografía (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Universidad Nacional de Tucumán, Argentina, 1992,

VARELA, O.; BROWN, A. D. Tapires y pecaríes como dispersores de plantas de los bosques húmedos subtropicales de Argentina. En: BROWN, A. D.; GRAU, H. R (eds.). **Investigación, Conservación y Desarrollo en Selvas Subtropicales de Montaña**. Proyecto de Desarrollo Agroforestal/LIEY. p 129-140, 1995.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L.; LIMA, J. C. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE. Rio de Janeiro. 1991.

VERAS, V.; SANTOS, P. F. Desenvolvimento do cálculo do valor da unidade de habitat para a espécie de lagarto *Anolis meridionalis* em ecossistemas de cerrado. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambu – MG. **Anais...** Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007. p 1-2.

VERNER, J.; BOSS, A. S. **California wildlife and their habitats: Western Sierra Nevada**. Gen. Tech. Rep. PSW-37. Pacific Southwest Forest and Range Exp. Stn., USFS, U.S. Dept. Agric., Berkeley, CA. 1980.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. 1998. Disponível em <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32/cap03.pdf>>. Acesso em 30/09/2005.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A.; MACHADO, A. Valoração da paisagem com base nos requisitos ecológicos do queixada (*Tayassu pecari*, Link, 1795) e da anta (*Tapirus terrestris*, Linnaeus, 1758) - estudo de caso: Floresta com Araucária, Paraná, Brasil. Submetido.

VIDOLIN, G. P.; MIKICH, S. B. *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no P. E. Vila Rica do Espírito Santo Fênix – PR: estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica dos grupos. 2004). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, IV, 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, 2004. p. 196-205.

WALLACE, R., AYALA, G. e GÓMEZ, H. Lowland tapir activity patterns and capture frequencies in lowland moist tropical forest. **Tapir Conserv**, vol. 11, p. 14, 2002.

WETZEL, R. M. The Chacoan Peccary *Catagonus wagneri* (Rusconi). **Bulletin of the Carnegie Museum of Natural History**, p. 31-36. 1977.

WHITE, G.; GARROT, R. **Analysis of wildlife radiolocation data**. Academic Press, New York, 1991, 383 p.

YEOMANS, R. S. Water-feeding in adult turtles: random search or oriented behaviour? **Animal Behaviour**, v. 49, p. 977-987, 1995.

ZOLLNER, P. A. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, v.15, p. 523-533, 2000.