

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA
AMBIENTAL**

MARIDELIA RIOS GONZAGA

**Avaliação da influência dos Pagamentos por Serviços Ambientais sobre a
estrutura da paisagem**

São Carlos - SP

2016

MARIDELIA RIOS GONZAGA

Avaliação da influência dos Pagamentos por Serviços Ambientais sobre a estrutura da paisagem

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo – EESC/USP, como parte dos pré-requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri

São Carlos - SP

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

G642a Gonzaga, Maridelia Rios
Avaliação da influência dos Pagamentos por Serviços
Ambientais sobre a estrutura da paisagem / Maridelia
Rios Gonzaga; orientador Victor Eduardo Lima Ranieri.
São Carlos, 2016.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Ciências da Engenharia
Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, 2016.

1. Política ambiental. 2. Instrumentos de gestão
ambiental. 3. Ecologia. 4. Serviços ecossistêmicos. 5.
Conservação. I. Título.

FOLHA DE JÚLGAMENTO

Candidata: Engenheira **MARIDÉLIA RIOS GONZAGA**.

Título da dissertação: "Avaliação da influência dos pagamentos por serviços ambientais sobre a estrutura da paisagem".

Data da defesa: 03/10/2016.

Comissão Julgadora:

Prof. Associado **Victor Eduardo Lima Ranieri**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Evandro Mateus Moretto**
(Escola de Artes, Ciências e Humanidades/EACH-USP)

Dra. **Maria José Brito Zakia**
(Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais/IPEF)

Resultado:

Aprovada

Aprovada

APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

Agradecimentos

À DEUS, pela vida e por mais essa etapa cumprida.

Ao Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri, pela orientação, paciência, confiança e contribuição com o meu crescimento pessoal.

Ao ITPA– Instituto Terra de Preservação Ambiental, TNC e TecnGEO pela disponibilização de materiais e informações sobre o Projeto Produtores de Água e Floresta (PAF).

À Prefeitura de Extrema pela disposição em apresentar a área do projeto Conservador das Águas, bem como a disponibilização de materiais e informações referentes ao projeto.

À Neotropica do Brasil pela disponibilização de materiais e informações sobre o projeto Formoso Vivo.

Aos amigos e companheiros de orientação do LabSIG, Anelise, Arthur, Carol, Eleri, Érica, Karina, Lígia, Mari (Mariana) Márcio, Rapha (Raphael). Agradeço imensamente a todos pela companhia, pelos ótimos momentos de almoço no bandeirão rss... e pelas grandes contribuições a essa pesquisa.

À Érica pela grandiosíssima ajuda nas avaliações dos resultados e redação da dissertação.

À Telma e a Lígia pelas contribuições com o valioso português.

Ao professor Milton Cezar Ribeiro (Miltinho) e ao Eduardo Humberto Ditt pela participação e valiosas contribuições na banca de qualificação.

Ao professor Milton Cezar Ribeiro (Miltinho) pelas valiosas contribuições nas avaliações dos resultados.

Ao Evandro Moretto e a Zezé – Maria José Zakia pelas valiosas contribuições na banca de defesa.

À CAPES – Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa.

A todos os amigos do Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental pelos momentos compartilhados.

À Universidade de São Paulo (USP), Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) e Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA) pela oportunidade de realizar o curso de mestrado.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte desse período.

Resumo

GONZAGA, M. R. **Avaliação da influência dos Pagamentos por Serviços Ambientais sobre a estrutura da paisagem**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

Esta pesquisa contempla a questão dos pagamentos por serviços ambientais (PSA), instrumento cada vez mais utilizado no Brasil e no mundo para a conservação e recuperação de recursos hídricos por meio da proteção e restauração florestal. As iniciativas de PSA baseiam-se em incentivos aos fornecedores de serviços ecossistêmicos condicionados à oferta de tais serviços. O sucesso na aplicação desse instrumento está fortemente atrelado a procedimentos de monitoramento que demonstrem os efeitos das ações adotadas no âmbito dos esquemas de PSA sobre os serviços ecossistêmicos. Entretanto, a literatura aponta que procedimentos de monitoramento nem sempre são adotados e, quando o são, por vezes não abarcam indicadores importantes para a avaliação do sucesso dos esquemas. Sendo assim, o objetivo desse estudo é contribuir para o aprimoramento do uso do instrumento Pagamento por Serviços Ambientais para a conservação dos recursos hídricos, incluindo a perspectiva da ecologia da paisagem, com vistas à sustentabilidade dos ecossistemas florestais protegidos e/ou restaurados. Para tal, foram realizados três estudos de caso em três municípios brasileiros distintos. Dois destes casos, localizados nos municípios de Extrema (MG) e Rio Claro (RJ), foram esquemas de PSA nos quais proprietários rurais receberam incentivos financeiros para promover a conservação e/ou recuperação florestal. O terceiro caso estudado, localizado no município de Bonito (MS), diz respeito a um projeto institucional baseado nos instrumentos de comando e controle (C&C) sem adoção de PSA. Foram utilizadas imagens orbitais de alta resolução e ferramentas de geoprocessamento que possibilitaram o cálculo dos índices métricos de paisagem em cada uma das áreas de estudo e da mudança em tais índices em um intervalo de tempo de aproximadamente sete anos. Além disso, a título de comparação, os mesmos índices foram calculados para locais próximos às áreas de estudo e com características ambientais semelhantes (denominadas “áreas vizinhas de referência”), considerando o mesmo intervalo de tempo. Os resultados mostram que tanto nas áreas objeto de esquemas de PSA como na maioria das demais áreas analisadas (com exceção da área vizinha de referência do município de Bonito) ocorreram pequenos aumentos na área de floresta e redução da média do isolamento entre os fragmentos florestais. No entanto, apenas na área objeto de PSA em Extrema houve salto positivo significativo na cobertura florestal e na média do isolamento (distâncias euclidianas) no intervalo de tempo estudado.

Palavras-Chaves: política ambiental, instrumentos de gestão ambiental, ecologia, serviços ecossistêmicos, conservação.

Abstract

GONZAGA, M. R. **Evaluation of the influence of Payments for Environmental Services on the landscape structure**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

This research addresses the issue of Payments for Environmental Services (PES), a mechanism increasingly used in Brazil and in the world for the conservation and recovery of water resources through the protection and forest restoration. PES initiatives are based on incentives to providers of ecosystem services conditioned to the offer of such services. The successful implementation of this instrument is strongly linked to monitoring procedures that show the effects of the adopted actions on ecosystem services. However, the literature indicates that monitoring procedures are not always adopted, but when adopted, they often do not cover important indicators for evaluating the success of the schemes. Thus, the aim of this study is to contribute to the improvement of the instrument, PES, for the conservation of water resources, including the perspective of landscape ecology in the monitoring actions, aiming the sustainability of protected and/or restored forest ecosystems in object areas of PES schemes. For this, three case studies were conducted in three different Brazilian municipalities. Two of these cases, conducted in Extrema, MG, and Rio Claro, RJ, were PES schemes, in which farmers received financial incentives to promote forest conservation and/or recovery. The third case study, conducted in Bonito, MS, refers to an institutional project based on command and control (CAC) instruments, without adopting PSA. High-resolution satellite images and geoprocessing tools were used and allowed the calculation of landscape metric indices in each study area, in addition to changes in these indexes in a period of about seven years. Furthermore, for comparison purposes, those indexes were calculated for locations near the study areas with similar environmental characteristics (called “neighboring reference areas”), considering the same time interval. The results show that in the object areas of PES schemes and in most other analyzed areas (with the exception of the neighboring reference area in Bonito), there were small increases in forest area and reduction in the average isolation between forest fragments. However, only in the area of PES in Extrema there was a significant positive balance in forest cover and in the average isolation (euclidean distance) in the studied time interval.

Keywords: environmental policy, environmental management tools, ecology, ecosystem services, conservation.

Lista de Quadros

Quadro 1 - Serviços Ecosistêmicos por categorias	26
Quadro 2 - Principais características de cada local de estudo.	48
Quadro 3 - Condições ambientais das áreas de estudo no município de Extrema – MG.....	52
Quadro 4 - Condições ambientais das áreas de estudo no município de Rio Claro - RJ.....	55
Quadro 5 - Condições ambientais das áreas de estudo no município de Bonito – MS.	59
Quadro 6 - Materiais usados na pesquisa.	62

Lista de Figuras

Figura 1 - Esquema mostrando os casos de estudo com a identificação dos municípios e áreas com ações diferenciadas e áreas vizinhas de referência.	45
Figura 2 - Localização dos municípios, representados pelos polígonos em vermelho, onde estão localizados os estudos de caso.	46
Figura 3 - Localização das áreas de estudo no município de Extrema – MG.....	51
Figura 4 - Localização das áreas de estudo no município de Rio Claro – RJ.....	55
Figura 5 - Localização das áreas de estudo no município de Bonito - MS.....	58
Figura 6 - Fluxograma descrevendo as principais etapas de mapeamento e análises.....	65
Figura 7 – Esquema representativo das combinações estatísticas. E: Extrema - MG; B: Bonito - MS; RC: Rio Claro- RJ e c: combinação.....	72
Figura 8 – Distribuição da floresta nativa nas sub-bacias das Posses (área com ações diferenciadas – com PSA) e dos Forjos (área vizinha de referência - sem PSA) nos anos de 2007 e 2014 em Extrema – MG.	75
Figura 9 - Distribuição da floresta nativa nas microbacias dos rios das Pedras (área com ações diferenciadas – com PSA) e dos Pires (área vizinha de referência - sem PSA) nos anos de 2007 e 2015 em Rio Claro – RJ.....	76
Figura 10 - Distribuição da floresta nativa na área do Formoso (com arranjo institucional diferenciado – Projeto Formoso vivo) e Barranco (área vizinha de referência - sem arranjo institucional diferenciado) nos anos de 2003 e 2010 em Bonito – MS.....	77
Figura 11 – Distribuição da área central – AC (largura da borda 50 metros) nas sub-bacias das Posses (com PSA) e dos Forjos (sem PSA) nos anos de 2007 e 2014 em Extrema – Minas Gerais.	85
Figura 12 – Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na sub-bacia das Posses em Extrema – Minas Gerais.....	90
Figura 13 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na sub-bacia dos Forjos em Extrema – Minas Gerais.....	91
Figura 14 - Unidade de Conservação presente nas áreas de estudo em Rio Claro – Rio de Janeiro.	97
Figura 15 - Distribuição da área central – AC (largura da borda 50 metros) nas microbacias do rio das Pedras (com PSA) e dos Pires (sem PSA) nos anos de 2007 e 2015 em Rio Claro – Rio de Janeiro.....	102
Figura 16 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na microbacia do rio das Pedras (com PSA) em Rio Claro – Rio de Janeiro.	105
Figura 17 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na microbacia do rio dos Pires (sem PSA) em Rio Claro – Rio de Janeiro.....	106
Figura 18 - Distribuição da área central - AC (largura da borda 50 metros) nas áreas do Formoso (Projeto Formoso vivo) e do Barranco (sem arranjo institucional diferenciado) nos anos de 2003 e 2010 em Bonito – Mato Grosso do Sul.....	112
Figura 19 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na área do Formoso em Bonito – Mato Grosso do Sul.....	115
Figura 20 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na área do Barranco em Bonito – Mato Grosso do Sul.....	116
Figura 21 – Amostras analisadas nas sub-bacia das Posses e dos Forjos em Extrema – Minas Gerais.	140
Figura 22 - Amostras analisadas nas microbacias do rio das Pedras e dos Pires em Rio Claro – Rio de Janeiro.....	141
Figura 23 - Amostras analisadas nas áreas do Formoso e do Barranco em Bonito – Mato Grosso do Sul.	142

Lista de Gráficos

Gráfico 1 – Distribuição dos fragmentos florestais nas áreas de estudo no município de Extrema – Minas Gerais.	82
Gráfico 2 - Distribuição dos fragmentos florestais nas áreas de estudo no município de Rio Claro – Rio de Janeiro.	99
Gráfico 3 - Distribuição dos fragmentos florestais nas áreas de estudo no município de Bonito – Mato Grosso do Sul.	109

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Resumo das mudanças na cobertura florestal (em números absolutos e percentuais) entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas.	78
Tabela 2 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na cobertura florestal entre as áreas com ações diferenciadas e as áreas vizinhas de referência.	79
Tabela 3 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na cobertura florestal as datas avaliadas (final e inicial) nas áreas com ações diferenciadas (ACAD) e vizinhas de referência (AVR).	80
Tabela 4 – Mudanças na área do maior fragmento entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas no município de Extrema – Minas Gerais.	83
Tabela 5 – Área central, em números absolutos, e mudanças entre a avaliação final e inicial nas áreas avaliadas no município de Extrema – Minas Gerais.	86
Tabela 6 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na área central média dos fragmentos florestais entre o ano final e inicial nas áreas avaliadas em Extrema – Minas Gerais.	87
Tabela 7 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das médias de área central dos fragmentos florestais no ano final e inicial nas áreas avaliadas em Extrema – Minas Gerais.	87
Tabela 8 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças no isolamento (distâncias euclidianas) dos fragmentos florestais nas áreas avaliadas em Extrema – Minas Gerais.	88
Tabela 9 – Distâncias do fragmento vizinho mais próximo nas áreas avaliadas em Extrema - MG.	88
Tabela 10 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças na média do isolamento (distância euclidiana) da paisagem entre o ano final e inicial dentro de cada área avaliada em Extrema – Minas Gerais.	88
Tabela 11 – Mudanças na área do maior fragmento entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas no município de Rio Claro – Rio de Janeiro.	98
Tabela 12 - Área central, em números absolutos, e mudanças entre a avaliação final e inicial nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.	100
Tabela 13 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na área central média dos fragmentos florestais nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.	100
Tabela 14 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das médias de área central dos fragmentos florestais no ano final e inicial nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.	101
Tabela 15 – Distâncias do fragmento vizinho mais próximo nas áreas avaliadas em Rio Claro – RJ.	103
Tabela 16 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças do isolamento (distância euclidiana) da paisagem florestal nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.	103
Tabela 17 - Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças do isolamento (distância euclidiana) da paisagem florestal entre o ano final e inicial dentro de cada área avaliada em Rio Claro – Rio de Janeiro.	103
Tabela 18 - Mudanças na área do maior fragmento entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas no município de Bonito – Mato Grosso do Sul.	110
Tabela 19 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na área central média dos fragmentos florestais entre o ano final e inicial das áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.	110
Tabela 20 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das médias de área central dos fragmentos florestais no ano final e inicial nas áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.	110

Tabela 21 - Área central, em números absolutos, e mudanças entre a avaliação final e inicial nas áreas avaliadas no município de Bonito – Mato Grosso do Sul.....	113
Tabela 22 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças no isolamento (distâncias euclidianas) da paisagem florestal nas áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.....	113
Tabela 23 - Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças no isolamento (distâncias euclidianas) da paisagem florestal entre o ano final e inicial dentro de cada área avaliada em Bonito – Mato Grosso do Sul.	114
Tabela 24 – Distâncias do fragmento vizinho mais próximo nas áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.	114

Lista de Abreviaturas e Siglas

AC – Área central
AGRAER - Agência de Desenvolvimento Agrário e Extensão Rural de MS
APA – Área de Proteção Ambiental
APP – Área de Preservação Permanente
BH – Bacia Hidrográfica
BHRF – Bacia Hidrográfica do Rio Formoso
CF – Cobertura florestal
CNUC - Cadastro de Unidades de Conservação
CNES - *National Centre for Space Studies*
C&C – Comando e controle
ENN_MN – Distância média do vizinho mais próximo
ERSI - *Environmental Systems Research Institute*
FES – Floresta Estacional Semidecidual
FOD – Floresta Ombrófila Densa
FOM - Floresta Ombrófila Mista
Ha - hectares
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC - Intervalo de confiança
ICMS - Imposto sobre circulação de mercadorias e prestação de serviços
IEF - Instituto Estadual de Florestas
IMAP - Instituto de Meio Ambiente Pantanal
IMASUL - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis
ITPA – Instituto Terra de Preservação Ambiental
IUCN - *International Union for Conservation of Nature*
Km – Quilômetros
m – metros
MEA - *Millennium Ecosystem Assessment*
MG – Minas Gerais
MMA – Ministério do Meio Ambiente
MS – Mato Grosso do Sul
ONG – Organização não governamental
PAF – Produtores de Água e Floresta
p.e. – Por exemplo
PCJ – Piracicaba, Capivari e Jundiá
PSA – Pagamento por Serviços Ambientais
PI – Proteção Integral
QB - *QuickBird*
QGIS - Quantum GIS
RJ – Rio de Janeiro
RL – Reserva Legal
RMS - erro médio quadrático
RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural
SA – Serviços Ambientais
SE – Serviços Ecológicos
SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente
SIG – Sistema de Informação Geográfica
SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*
TAC – Termo de ajuste de conduta
TNC – *The Nature Conservation*

Sumário

1. Introdução	19
2. Objetivos	24
2.1. Objetivos específicos	24
4. Revisão da Literatura	25
4.1. Os serviços ecossistêmicos e sua importância no contexto de terras privadas	25
4.2. Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA	34
4.3. Ecologia da paisagem	39
5. Materiais e Métodos	44
5.1. Áreas de Estudo	46
5.1.1. Conservador das Águas em Extrema - MG	49
5.1.2. Produtores de Água e Floresta Guandu – Lídice em Rio Claro – RJ	52
5.1.3. Projeto Formoso Vivo em Bonito – MS	56
5.2. Dados e amostragem	59
5.2.1. Considerações iniciais	59
5.2.2. Ferramentas de geoprocessamento	60
5.2.3. Obtenção dos dados	61
5.2.4. Preparação dos dados e elaboração de mapas de cobertura da terra	65
5.3. Análise da dinâmica espacial e temporal	68
5.3.1. Configuração da paisagem e unidades de análises	69
6. Resultados e Discussão	74
6.1. Conservador das Águas em Extrema - MG	80
6.2. Produtores de Água e Floresta Guandu – Lídice em Rio Claro – RJ	95
6.3. Projeto Formoso Vivo em Bonito – MS	107
6.4. Considerações gerais de todos os casos	117
7. Considerações Finais	121
8. Recomendações	123
9. Referências Bibliográficas	124
Apêndices	140

1. Introdução

Os serviços ecossistêmicos (SE) são os benefícios oriundos, direta ou indiretamente, dos ecossistemas, os quais constituem os processos ecológicos e as estruturas ecossistêmicas essenciais à estabilidade ecológica e à garantia da sobrevivência humana no planeta (MEA, 2005; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Dentre os SE promovidos pelos ecossistemas estão: a purificação da água e do ar, a regulação do ciclo hidrológico, a polinização, o fornecimento de alimentos, os fitofármacos, o controle de pragas e doenças e valores estéticos e culturais. Desta forma, a provisão de tais serviços torna-se dependente do funcionamento adequado dos ecossistemas (DE GROOT et al., 2010).

No entanto, o fornecimento desses serviços vem sendo comprometido pela ação humana que degrada os ecossistemas (DAILY, 1997; MEA, 2005). A própria Avaliação Ecossistêmica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment*) demonstra preocupação mundial com as constantes degradações e a crescente demanda pelos SEs, ressaltando os desafios em políticas e práticas atuais mais sustentáveis que busquem a manutenção e recuperação dos mesmos.

Cabe ressaltar que existem interpretações diferentes dos termos usados para se referir a tais serviços. Essas divergências acabam interferindo tanto nos trabalhos científicos quanto nos trabalhos práticos, visto que alguns sujeitos chamam de serviço ambiental algo que em outro contexto é chamado de serviço ecossistêmico. Em outros casos, esses dois termos são usados como sinônimos, no entanto, autores como Muradian (2010) defendem que esses termos são conceitualmente diferentes. O autor defende que os serviços ambientais compreendem os benefícios associados a diferentes tipos de intervenções humanas com foco na gestão dos ecossistemas e constituem uma subcategoria dos SEs. Enquanto que os SEs são oriundos de funções e processos dos ecossistemas (MEA, 2005).

Diante dessa preocupação e da relevância dos SEs, os pagamentos por serviços ambientais (PSAs) surgem como uma estratégia baseada em incentivos econômicos que visam o estímulo a tais práticas sustentáveis. Esse instrumento vem sendo bastante estudado e aplicado no Brasil e no mundo e atua tanto na conservação quanto na recuperação dos ecossistemas e de seus serviços. Particularmente no contexto de terras privadas, esse mecanismo vem sendo utilizado de forma isolada ou em conjunto com outros instrumentos.

A definição mais usada para PSA foi dada por Wunder (2005) como sendo uma transação voluntária onde se tem um serviço bem definido, pelo menos um comprador e um provedor, assegurando-se a prestação de tal serviço (condicionalidade). Porém, o que se verifica na prática é que quase nenhum dos esquemas de PSAs existentes atende a todos os critérios acima propostos (WUNDER, 2005; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Diante dessa constatação surgiram estudos com diversos questionamentos quanto à proposição de Wunder (2005) (SWALLOW, 2009; MURADIAN et al., 2013; TACCONI, 2012). Recentemente, o próprio autor, com base em revisão dos conceitos usados nesses estudos, sugeriu uma definição ligeiramente modificada em que traz a condicionalidade como uma característica definidora (WUNDER, 2015).

O PSA está fundamentado no princípio “provedor-recebedor”, pressupondo que os provedores dos serviços ecossistêmicos deveriam receber uma recompensa vinda dos usuários desses serviços (BONR; TALOCHI, 2002; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008), que promoveria a mudança de atitude dos atores frente às escolhas de uso da terra, adotando práticas mais sustentáveis (PAGIOLA et al., 2004; WUNDER, 2005; ANDRADE; FASIABEN, 2009).

Há uma grande diversidade de iniciativas de PSA em todo o mundo (WUNDER, 2005; SCHOMERS; MATZDORF, 2013), as quais variam de acordo com o contexto ambiental, político e econômico em que estão inseridas, ficando o sucesso desses esquemas fortemente atrelado às estratégias individuais que cada um adota. De acordo com Engel, Pagiola e Wunder (2008) e Wunder (2008), as fases de implantação e monitoramento dos esquemas de PSA são definidoras da garantia do sucesso.

Avaliar a efetividade de qualquer instrumento de gestão ambiental é importante no sentido de quantificar os benefícios e diagnosticar possíveis falhas, e assim contribuir com a melhoria dos mesmos. Nesse sentido, as avaliações das iniciativas de PSA deverão identificar os serviços que estão sendo efetivamente gerados (PAGIOLA et al., 2004; PAGIOLA, 2008) e que não seriam gerados na ausência dos pagamentos (WUNDER, 2007). Há diversos questionamentos e críticas acerca da efetividade do PSA em atender os objetivos propostos, com relação à provisão dos serviços (SIERRA; RUSSMAN, 2006; WUNDER, 2007; MURADIAN et al., 2010), sendo a maioria relacionada à falta de avaliação dos impactos reais desses esquemas.

O que se constata, com base na literatura científica, é que poucos esquemas fazem avaliações pautadas em metodologias rigorosas que permitam constatar os impactos do PSA (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010), sendo a maioria desses estudos

internacionais. No Brasil, essas avaliações são incipientes (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013). Desse modo, para que tais avaliações sejam possíveis, há a necessidade de monitoramento constante, capaz de fornecer resultados consistentes para identificar se houve ou não o provimento dos serviços almejados (WUNDER, 2007; MURADIAN et al., 2010; FARLEY; COSTANZA, 2010; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013; NOVAES, 2014). É imprescindível, portanto, que o monitoramento com a coleta de dados seja baseado em indicadores e parâmetros relacionados aos serviços efetivamente fornecidos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Todavia, na maioria dos casos, internacionais e brasileiros, o monitoramento dos serviços é feito apenas por meio de visitas a campo para verificar o cumprimento das ações contratadas, sem coletas de dados consistentes (MURADIAN et al., 2010; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; GUEDES; SEEHUSEN, 2011; CHAPMAN, 2012; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013; NOVAES, 2014). Em alguns casos, nem mesmo essa verificação em campo é realizada (WUNDER 2008; MURADIAN et al., 2010; NOVAES 2014). Sendo assim, a questão do monitoramento também é falha dentro dos esquemas de PSA (WUNDER, 2007; MURADIAN et al., 2010; GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Essa falta de monitoramento está relacionada, principalmente, às dificuldades técnicas e à indisponibilidade de recursos financeiros e humanos para aplicar as tecnologias e desenvolver os indicadores (MURADIAN et al., 2010). Pois um monitoramento eficaz exige o conhecimento dos processos, padrões e indicadores previamente validados para a mensuração dos serviços prestados (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Para isso, é necessária uma equipe interdisciplinar com experiência em várias áreas como sensoriamento remoto, floresta e economia ambiental (HONEY-ROSÉS et al., 2009). Somado aos altos custos, também há a falta de indicadores e parâmetros que sejam claros e consistentes para medir a capacidade de um ecossistema em prover serviços (DE GROOT et al., 2010; GUEDES e SEEHUSEN, 2011) e que sejam capazes de fornecer os dados para as avaliações (HONEY-ROSÉS et al., 2009).

Existem na literatura trabalhos que avaliaram iniciativas de PSA e usaram, principalmente, a conservação florestal (desmatamento evitado) como indicador (SIERRA; RUSSMAN, 2006; SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2007; PFAFF; ROBALINO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2008; HONEY-ROSES; BAYLIS; RAMÍREZ, 2011; ARRIAGADA et al., 2012; ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; ROBALINO; PFAFF, 2013; CLEMENTS;

MILNER-GULLAND, 2015). Porém, poucos estudos conseguem atribuir com propriedade os resultados encontrados aos pagamentos realizados.

Além disso, o desmatamento pode ser um indicador restritivo uma vez que a degradação ou fragmentação da floresta também é importante (VELLY; DUTILLY, 2016), pois os distúrbios na paisagem certamente acarretarão em mudanças no fornecimento dos SEs (TURNER, 2010; TURNER; DONATO; ROMME, 2013). Assim, faz sentido que as ações oriundas dos PSAs, em especial os hídricos, sejam direcionadas às melhorias na paisagem florestal, uma vez que a maioria dessas iniciativas é voltada para conservação e restauração da cobertura florestal nativa (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; ANDRADE; FASIABEN, 2009; ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014), principalmente no contexto das regiões tropicais brasileiras onde há uma forte correlação entre floresta e água (LIMA; ZAKIA, 2001; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010; DITT et al., 2010; MEDEIROS et al., 2011).

Embora as melhorias na paisagem do ponto de vista de aspectos da conservação da biodiversidade estejam explícitas em algumas dessas iniciativas (WUNDER, 2008), não foram encontrados na literatura estudos que avaliaram os efeitos do PSA na estrutura da paisagem.

Nesse sentido, a ecologia de paisagem tem muito a contribuir para a gestão territorial, visto que estuda a importância da estrutura da paisagem sobre as funções ecológicas adotando vários parâmetros e processos (FORMAN; GODRON, 1981; (TURNER, 1989; WU et al., 2000; METZGER, 2001). Os diversos índices métricos da ecologia de paisagem poderiam ser utilizados em avaliações dos resultados dos esquemas de PSA. De acordo com Subak (2000), esses índices, em conjunto com o sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (SIGs), consolidam uma poderosa ferramenta de custos razoáveis para esse tipo de avaliação, podendo contribuir na identificação do potencial da perpetuidade da paisagem florestal ao longo do tempo (URBAN et al., 2000; METZGER, 2006; FAHRIG et al., 2011; TURNER; GARDNER, 2015).

O sensoriamento remoto e as ferramentas de SIG vêm sendo usados há muito tempo em contextos de planejamento e tomadas de decisão como, por exemplo, para a identificação de áreas prioritárias para conservação, porém, com a disponibilidade recente de imagens de alta resolução, esse uso tem crescido cada vez mais. Essa combinação de SIG e ecologia da paisagem tem agregado facilidades no sentido de reduzir os altos custos para determinadas ações de planejamento e monitoramento de paisagens.

Sendo assim, a presente pesquisa utiliza índices métricos da ecologia da paisagem, imagens orbitais de alta resolução e ferramentas de SIG para avaliar a contribuição de

esquemas de PSAs hídricos brasileiros para a melhoria na estrutura da paisagem. Foram comparados os resultados de antes e de depois da implantação do instrumento, considerando três casos distintos. Dois desses casos receberam incentivos financeiros por meio do PSA e tiveram seus resultados comparados com um terceiro caso que não recebeu nenhum tipo de incentivo financeiro, mas que recebeu ações de um arranjo institucional baseado nos instrumentos de comando e controle (C&C).

Por fim, os resultados da aplicação dos instrumentos de PSA e C&C são discutidos em termos de conservação adicional. Com isso, busca-se avaliar se o PSA apresenta melhores resultados na estrutura da paisagem quando comparado ao instrumento de comando e controle.

Assim, espera-se contribuir com a melhoria na gestão dos esquemas de PSAs em andamento e futuros, à medida que evidencia a questão da avaliação dos resultados adicionais desses esquemas e destaca a importância da melhoria no planejamento de tais práticas dentro dos esquemas de PSA, o que pode contribuir ainda com a maximização na geração dos serviços oriundos de tais iniciativas.

2. Objetivos

Incluir a perspectiva da ecologia da paisagem na concepção e ações de monitoramento de esquemas de PSA.

2.1. Objetivos específicos

- Identificar as mudanças na cobertura florestal nativa em áreas objeto de esquemas de PSA;

- Identificar as mudanças na cobertura florestal nativa em áreas objeto de ações de Comando e Controle (tradicional e diferenciado);

- Comparar os resultados obtidos das métricas de paisagem no período de tempo analisado em cada instrumento de gestão.

4. Revisão da Literatura

4.1. Os serviços ecossistêmicos e sua importância no contexto de terras privadas

Os Serviços Ecossistêmicos (SEs) são oriundos de funções e processos dos ecossistemas (MEA, 2005) e são essenciais para o desenvolvimento sustentável e a sobrevivência humana na terra (MEA, 2005; DEGUIGNET, et al., 2014). O funcionamento dos ecossistemas está sustentado pelas interações entre as propriedades ecológicas e a biodiversidade que os compõem (De GROOT, 2002; HOOPER et al., 2005; MMA, 2010; BÜRGI et al., 2015), sendo dependente das características funcionais, da abundância e distribuição dos organismos, no espaço e no tempo (HOOPER et al., 2005). Dessa forma, alterações na biodiversidade têm grandes implicações nos processos ecológicos básicos que suportam a vida no planeta, visto a sua essencialidade para o desempenho dos ecossistemas (HOOPER et al., 2005; MMA, 2010).

A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (*Millenium Ecosystem Assessment*) divide os SEs em quatro categorias: serviços de provisão, de regulação, culturais e de suporte (Quadro 1). Esses serviços podem aparecer juntos no tempo e no espaço (são os chamados *bundles*) (RAUDSEPP-HEARNE; PETERSON; BENNETT, 2010). Os SEs podem ser oriundos de um ou mais processos, configurações ecológicas, e uma propriedade ecossistêmica pode prover um ou mais SEs (De GROOT, 2002). Pode-se citar como exemplo a cobertura florestal, a qual pode atenuar o carreamento de sedimentos para os cursos de água e controlar processos erosivos (serviços de regulação). Os componentes dessa floresta podem servir como auxílio às atividades que envolvem valores estéticos e educacionais (serviços culturais). Já em outro exemplo de serviço ecossistêmico, como a formação do solo, há a necessidade de manter mais de uma propriedade ecossistêmica, pois envolve a acumulação de material orgânico e a decomposição pelos microrganismos.

Quadro 1 - Serviços Ecossistêmicos por categorias

Categoria de serviços	Definição	Exemplo de serviço
Serviços de Provisão	Estão relacionados com a capacidade dos ecossistemas em prover bens	Alimentos, água, recursos genéticos e ornamentais, fitofármacos, madeira, fibras e combustíveis
Serviços de Regulação	São os benefícios obtidos a partir de processos naturais regulatórios das condições ambientais que sustentam a vida	Regulação do clima, doenças, alimentos, purificação de água, controle de erosões, manutenção da qualidade do ar e polinização
Serviços Culturais	São aqueles relacionados à importância dos ecossistemas em oferecer benefícios não materiais	Valores estéticos, espirituais, educacionais, religiosos, recreação e ecoturismo
Serviços de Suporte	São os processos naturais necessários para que os outros serviços existam	Formação do solo e de biomassa, ciclagem de nutrientes e de água, produção primária e fotossíntese

Fonte: Adaptado de MEA, 2005.

Existem na literatura científica alguns métodos de medição dos SEs, mas ainda há muitas questões a serem trabalhadas a fim de integrar melhor esses serviços no planejamento da paisagem, na gestão ambiental e nas tomadas de decisões. Entre estas questões estão aquelas relacionadas ao entendimento das relações em meio as diferentes paisagens, as propriedades ecossistêmicas e os serviços associados (WUNDER 2005; WUNDER, 2007; MURADIAN et al., 2010, De GROOT et al., 2010), bem como os principais indicadores e valores de referência para medir a capacidade de um ecossistema para fornecer tais serviços (De GROOT et al., 2010).

Essa compreensão é importante no sentido de auxiliar na gestão dos ecossistemas, visando ações que busquem potencializar a promoção desses serviços. Além das sinergias entre os SEs há também os *trade-offs*, os quais surgem das escolhas feitas pelos seres humanos com relação à gestão do uso do solo e os recursos naturais, e que nem sempre são facilmente perceptíveis (RODRÍGUEZ et al., 2006; RAUDSEPP-HEARNE; PETERSON; BENNETT, 2010; KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012). Ações que visem à melhoria de um determinado serviço podem afetar a qualidade e a quantidade de outro serviço (MEA, 2005; KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012), principalmente entre os serviços de provisão e as outras categorias (HODDER et al., 2014). Como, por exemplo, a utilização de altas cargas de adubos químicos para potencializar a provisão de alimentos, o que pode comprometer a qualidade de água usada para abastecimento humano. Também existem

situações em que os SEs são mutuamente excludentes, como a exploração madeireira e a proteção de habitats (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012).

Nesse sentido, os gestores devem dar atenção à identificação dos *trade-offs*, de maneira a incorporar os impactos no processo decisório, potencializando as sinergias (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012).

Outro elemento importante, além dos *trade-offs*, diz respeito à dependência entre os SEs. Por exemplo, a produção de diversas culturas agrícolas é dependente dos serviços de polinização (MARCO; COELHO, 2004; RICKETTS et al., 2004; KLEIN et al., 2007). Um monitoramento da disposição dos SEs em curto prazo e a evolução de variáveis em longo prazo devem auxiliar nessa gestão (RODRÍGUEZ et al., 2006).

Alguns estudos têm chamado atenção também para a importância da conservação da biodiversidade quando se pensa em Serviços Ecossistêmicos, uma vez que a provisão dos SEs essenciais para sobrevivência humana está fortemente atrelada à diversidade de espécies de um ecossistema (MMA, 2010). Um bom exemplo é a estimativa de que a reprodução de mais de 87% das plantas em todo o mundo, incluindo 80% das espécies mundiais de plantas alimentícias, depende de polinizadores (COSTANZA et al., 2006). A revisão feita por Klein et al. (2007) usando estudos com dados primários de 200 países constatou que 87 das 115 principais culturas alimentares mundiais (frutas, vegetais e grãos) é dependente da polinização animal, representando 35% do suprimento da produção global. A polinização aumenta a quantidade de pólen nas flores, o que pode acarretar um aumento na produção (BERENBAUM et al., 2007). Esse efeito foi constatado também no estudo de Marco e Coelho (2004), no qual foi observado um aumento de 14,6% na produção de café das fazendas com áreas produtivas perto de fragmentos florestais, sugerindo-se que esse aumento foi oriundo da polinização.

Além da importância no processo de polinização, as diversas espécies animais tem um papel importante na dispersão de sementes, serviço crucial para a manutenção da diversidade vegetal em todo o mundo (FARWIG; BERENS, 2012). Estima-se que nas regiões tropicais cerca de 90% das espécies arbóreas são dispersas por animais (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Diversas dessas espécies têm as florestas nativas como habitat preferencial, ou seja, as áreas naturais abrigam diversos desses polinizadores e dispersores de sementes. Isso mostra a interdependência entre a preservação de habitats florestais e as atividades agrícolas, a qual gera benefícios mútuos, como o aumento da renda dos agricultores, a conservação da biodiversidade e a manutenção da diversidade de espécies para a provisão de diversos SEs.

Nesse sentido, ao converter áreas florestais em áreas de agricultura o ser humano está contribuindo indiretamente para o declínio da biodiversidade e da produtividade (DECLERCK et al., 2010; FARWIG; BERENS, 2012). Essas alterações podem levar a extinções locais de espécies essenciais para o funcionamento dos ecossistemas, principalmente quando uma espécie vegetal tem uma determinada espécie animal como seu principal polinizador. Como exemplo, cita-se o maracujá amarelo que depende, principalmente, do serviço de polinização feito por mamangavas (VIEIRA PEREIRA et al., 2010).

Além da perda da biodiversidade, essa degradação dos ecossistemas florestais pode acarretar algumas perdas relativas aos recursos hídricos, uma vez que evidências científicas correlacionam a cobertura florestal nativa com a provisão de diversos SEs relativos ao ciclo hidrológico (MYERS, 1997; LIMA; ZAKIA, 2001; NEARY; ICE; JACKSON, 2009; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010; MEDEIROS et al., 2011). Alguns estudos associam florestas ciliares à retenção de partículas e redução de cargas de sedimentos nos cursos de água (RIVENBARK; JACKSON, 2004; NEARY; ICE; JACKSON, 2009), sendo que a remoção dessa vegetação aumenta o carreamento de sedimentos, a concentração iônica, e a quantidade de contaminantes para os cursos de água, causando a redução da qualidade de água e aumento dos custos de tratamento (DOSSKEY, 2001; SABATER et al., 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010). No entanto, apenas proteger as florestas ciliares nem sempre garante a melhoria na qualidade de água, uma vez que essa proteção é dependente da composição e arranjo dessas florestas.

Bu et al. (2013) investigaram o efeito da configuração da paisagem em 11 zonas dentro da bacia hidrográfica do rio Taizi na China e constataram correlação significativa entre configuração da paisagem e qualidade da água. Os resultados mostram que a presença de vegetação está associada a uma melhor qualidade da água. A proporção de área com vegetação foi a principal variável relacionada a valores de pH durante a estação seca e de concentração de nitrogênio total durante a estação chuvosa.

Esses fatores corroboram outros estudos científicos, os quais demonstram que bacias hidrográficas florestadas tendem a fornecer água de melhor qualidade em relação às bacias com outros usos do solo, como a pastagem, visto que a quantidade de contaminantes carreados para os cursos de água nesta última é maior, quando comparado às áreas florestadas (MEDEIROS et al., 2011). Outro benefício das florestas é a maior retenção da quantidade de matéria orgânica (DITT et al., 2010).

O estudo de Martinez et al. (2009), realizado em bacias hidrográficas no Golfo do México, mostra uma redução nos SEs relacionados à biodiversidade e qualidade da água quando a paisagem original é alterada de cobertura florestal para cultura do café. A diminuição da cobertura florestal resultou em perdas na riqueza de espécies e qualidade da água. Foram encontrados níveis mais altos de concentração de nitratos, cátions, cloreto e sólidos suspensos em córregos das bacias hidrográficas cobertas com plantação de café.

Shineni e O'Reilly (2005) compararam a qualidade da água dos córregos entre bacias florestadas e não florestadas na costa nordeste do lago Tanganyika na África. Os resultados mostram que os diversos tipos de uso do solo têm impacto significativo sobre os parâmetros físicos (nitidez e temperatura) dos córregos, juntamente com as concentrações de nutrientes presentes na água. Studinski et al. (2012) também constataram que a redução da cobertura florestal afeta as temperaturas da água em pequenos riachos nos EUA.

Birch et al. (2014) avaliaram os serviços ecossistêmicos fornecidos por uma floresta no Nepal, comparando com os serviços gerados na ausência de floresta. Os resultados mostram que a cobertura florestal está relacionada com a melhoria da qualidade da água, da evapotranspiração e a redução da erosão (carreamento de pesticidas e outros resíduos para cursos de água). As áreas florestais também são importantes para o abastecimento dos aquíferos, uma vez que influenciam o processo de infiltração e armazenamento de água no solo (LIMA 2008).

Haidary et al. (2013) examinaram o efeito das mudanças na composição do uso da terra, durante um ano, na qualidade da água de 24 zonas úmidas localizadas em Hiroshima no Japão. Os resultados indicaram que a área de floresta desempenha um papel significativo na retenção de cargas de nutrientes a partir das zonas úmidas.

Nesse contexto, é nítida a importância da conservação dos ecossistemas para a manutenção dos SEs. A própria *Avaliação Ecossistêmica do Milênio* tem demonstrado o quanto a perda da biodiversidade é uma questão importante em todo o mundo, chamando a atenção para a necessidade de sua conservação, juntamente com a água e o solo. Entretanto, estes serviços estão distribuídos pelos diversos ecossistemas do planeta, que nem sempre estão sob domínio público, onde os órgãos governamentais podem intervir com mais facilidade na conservação de forma a garantir a provisão desses serviços.

Há diferentes instrumentos e políticas adotados ao redor do mundo para a conservação da natureza. Alguns são aplicados por iniciativas públicas, tais como a criação de áreas

protegidas públicas, e outros por iniciativas privadas, como as RPPNs (Reserva Particular do Patrimônio Natural) (ENVIRONMENTAL LAW INSTITUTE, 2003).

As áreas protegidas têm um papel crucial na proteção dos recursos naturais. De acordo com a lista das Nações Unidas, 14% da superfície das terras mundiais estavam protegidas no ano de 2014 (DEGUIGNET et al., 2014). No entanto, a gestão dessas áreas enfrentam diversos problemas, em especial a falta de recursos (GALLO et al., 2009).

Ademais, as áreas protegidas em terras públicas são insuficientes para a conservação da biodiversidade global, o que torna a conservação em terras privadas uma estratégia relevante como complemento aos esforços de conservação em áreas públicas (DECLERCK et al., 2010; STOLTON et al., 2014; KAMAL; BROWN, 2015).

No Brasil, de acordo com o Cadastro de Unidades de Conservação CNUC (MMA, 2016), ao somar as áreas de todas as categorias de Unidades de Conservação distribuídas em todos os biomas, há uma abrangência de aproximadamente 17,8%¹ do território nacional. Há de se considerar que aproximadamente 12% dessas áreas são Unidades de Conservação de Uso Sustentável (US). Não obstante, as UCs brasileiras apresentam diversos problemas de gestão que resultam principalmente da falta de investimentos. Dentre esses problemas estão a falta de regularização fundiária, de funcionários, de infraestrutura básica e ausência de plano de manejo, dentre outros (MEDEIROS et al., 2011). Cientes de todos esses entraves, é possível depreender que a área efetivamente protegida dentro das terras públicas é muito menor que esses números gerais apresentados pelo CNUC/MMA. Contudo, ainda há o agravante da falta de conhecimento da situação de conservação em todas essas UCs.

Além disso, a maior parte da vegetação nativa brasileira remanescente está dentro de propriedades privadas. Apenas no contexto da Mata Atlântica brasileira, a maioria das áreas remanescentes com vegetação natural (92%) se situa em terras agrícolas particulares (SPAROVEK et al., 2012).

A Floresta Atlântica brasileira é considerada um dos principais *hotspots* mundiais de biodiversidade e se distribui desde o nordeste até o sul do país. Esse grande alcance longitudinal propicia uma alta heterogeneidade de condições ambientais, que pode ser a razão da grande riqueza de espécies e o alto grau de endemismo desse bioma (MYERS et al., 2000). Acredita-se que a região da Mata Atlântica abrigue de 1 a 8% da biodiversidade mundial (SILVA; CATELETI, 2003), que provêm diversos serviços ecossistêmicos relevantes como a água, que abastece mais de 125 milhões de brasileiros; o fornecimento de energia elétrica; a

¹ Cálculo feito com as áreas em hectares de todas as UCs, sem incluir as sobreposições, divididos pela a área do território brasileiro.

polinização; a regulação do clima; a oferta de alimentos e os serviços culturais (JOLY et al., 2014).

No entanto, toda essa relevância não foi suficiente para evitar a degradação desse bioma. Devido à substituição das áreas florestais por outros usos da terra, como agricultura e pastagem, em 2009 restavam cerca de 11,4 a 16% da cobertura florestal original de Mata Atlântica, distribuídas de forma isolada na paisagem agrícola, geralmente em pequenos fragmentos florestais (RANTA et al., 1998; RIBEIRO et al., 2009; METZGER, 2009). Os grandes fragmentos existentes eram poucos e estavam localizados especialmente em terras íngremes de difícil acesso para ocupação humana (SILVA et al., 2007; RIBEIRO et al., 2009). Dados mais atuais, de 2014, publicados pela fundação SOS Mata Atlântica e INPE, mostram que a degradação da Mata Atlântica continua. Foram desmatados 18.276 hectares entre 2013 e 2014, restando 12,5 %, da cobertura original quando considerados todos os fragmentos florestais maiores que 3 hectares.

Essa conversão vem comprometendo as propriedades, o funcionamento dos ecossistemas (RODRIGUES et al., 2011) e, conseqüentemente, a provisão dos serviços ambientais associados, uma vez que reduz a conectividade entre os fragmentos florestais remanescentes, dificultando as atividades de alimentação e fluxo gênico dos organismos e ameaçando a sobrevivência e a diversidade das espécies (MMA, 2010).

O processo de fragmentação de habitats é uma das principais causas da perda de biodiversidade nas florestas tropicais (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; BUTCHART, 2010), causando diversos prejuízos ecológicos, uma vez que a diminuição do limiar de percolação leva conseqüentemente a perdas de diversas espécies animais e vegetais, principalmente aquelas com alguma restrição biológica. Cerca de 88,2% da paisagem na Mata Atlântica contém menos de 30% de cobertura florestal (BANKS-LEITE et al., 2014).

Quando a paisagem apresenta de 30 a 50% de cobertura florestal/habitat ocorrem várias mudanças drásticas na estrutura dessa paisagem, levando à diminuição da conectividade, do tamanho médio dos fragmentos, e ao aumento do número de fragmentos e do isolamento entre eles, afetando a persistência das espécies (FAHRIG, 1997; JOLY et al., 2014).

Para a conservação o limiar crítico equivale a 30% de cobertura florestal (METZGER, 2010) com base em Andrén (1994) e Fahrig (2003), pois abaixo desse limite a integridade de comunidades de mamíferos, anfíbios e pássaros cai drasticamente, mantendo-se apenas as

espécies generalistas, pois as espécies especialistas necessitam de vegetação natural ocupando valores acima de 30% da paisagem (BANKS-LEITE et al., 2014).

O fornecimento dos serviços ecossistêmicos está diretamente atrelado à composição e configuração espacial da paisagem (JONES et al., 2012; HODDER et al., 2014; BÜRGI et al., 2015), uma vez que há dependência espacial entre as unidades da paisagem e as propriedades ecossistêmicas (FORMAN; GODRON, 1981; URBAN et al., 2000; METZGER, 2001; TURNER, 2010; WU, 2013). Então, mudanças na estrutura da paisagem podem afetar a movimentação dos organismos (LAUTENBACH et al., 2011; SCHIPPERS et al., 2014), posto que a distribuição dos fragmentos florestais na paisagem afeta de forma significativa a conservação da biodiversidade e a provisão dos SE (METZGER, 1999; METZGER, 2001).

Além disso, o potencial de fornecer serviços ecossistêmicos varia de acordo com o estado e a complexidade da floresta. Por exemplo, as florestas antigas oferecem mais serviços do que as florestas iniciais (FRATE et al., 2014), uma vez que possuem uma estrutura mais consistente, quando comparada às florestas jovens (MARTIN; BULLOCK; NEWTON, 2013). Assim, florestas maduras oferecem uma maior diversidade de espécies (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; MARTIN; BULLOCK; NEWTON, 2013), maior proteção aos recursos hídricos (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010; DITT et al., 2010), dentre outros SEs. No entanto, as áreas de florestas restauradas têm grande potencial para recompor muitas funções ecossistêmicas e recuperar os componentes da biodiversidade inicial (CHAZDON, 2008), provendo diversos serviços de provisão, de regulação, de suporte e culturais (CHAZDON, 2014).

Ferraz et al. (2014) avaliaram remanescentes em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica brasileira (bacia do Corumbataí no estado de São Paulo) entre os anos de 1962 e 2008, demonstrando que os fragmentos florestais nesse tipo de paisagem têm diferentes potenciais para fornecer SE. Dentre os fragmentos florestais avaliados apenas 17% mostraram um elevado potencial de prestação de SE, enquanto 60% tinha baixo potencial. Ou seja, menos que 1/4 dos fragmentos florestais na área avaliada são capazes de fornecer todo o seu potencial de SE.

Sendo assim, mesmo com o aumento das florestas nativas, por regeneração ou restauração, não há garantia da prestação imediata dos serviços oriundos destas. Ferraz et al. (2014) constataram que houve um incremento de 8% para 16% na área de florestas nativas em uma região de Mata Atlântica brasileira entre os anos 1962 e 2008, entretanto, foi por meio da redução de florestas antigas e regeneração de novas. Previsões feitas por Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), em estudo realizado na Mata Atlântica brasileira, indicaram que uma

floresta após um distúrbio precisa de cem a trezentos anos para atingir a proporção de espécies dispersas por animais, a proporção de espécies não pioneiras e a proporção de espécies de sub-bosque encontrados em florestas maduras.

Diante do que foi exposto, são urgentes ações de conservação e restauração dos ecossistemas naturais, de modo que sejam efetivos para garantir a provisão dos SEs, especialmente em relação à redução das pressões sobre as áreas com potencial para o provimento desses serviços, como as áreas florestais nativas situadas em terras privadas. Neste âmbito, são questões relevantes: Como conciliar conservação e uso humano sem comprometer os meios para o sustento de populações humanas? E quais as ferramentas e aplicações práticas para promover a gestão sustentável dos ecossistemas e restauração das suas propriedades de forma a prover os SEs?

Estas questões envolvem a compreensão sobre as diferentes formas de gestão, bem como dos instrumentos aplicados à proteção ambiental. No Brasil, os instrumentos de comando e controle têm forte atuação na conservação da natureza em terras privadas, operando por meio de normas legais como aquelas que proíbem o corte de vegetação nativa. Existem também instrumentos que estimulam ações de conservação voluntária, como a isenção de impostos, servidões ambientais, RPPN e o ICMS ecológico (ENVIRONMENTAL LAW INSTITUTE, 2003).

Em relação ao mecanismo de comando e controle, um dos instrumentos de proteção da natureza corresponde ao estabelecimento de áreas especialmente protegidas, apresentadas na Política Nacional do Meio Ambiente. Dentre as normas legais que especificam essas áreas, há a Lei nº 12.651 de 2012² que dispõe sobre a conservação da vegetação nativa no Brasil, definindo restrições de uso da terra por meio das áreas de preservação permanente (APP³) e reserva legal⁴. No entanto, há diversos problemas relacionados ao cumprimento das diretrizes propostas por essa lei, o que pode reduzir a sua eficácia, principalmente em relação às falhas na fiscalização (SPAROVEK; KLUG; BERNDES, 2010; MARQUES; RANIERI, 2012; SILVA; RANIERI, 2014).

² Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.

³ Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

⁴ Reserva Legal: área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (BRASIL, 2012).

Atualmente, os instrumentos econômicos têm ganhado bastante espaço como estratégias de conservação da natureza em terras privadas no Brasil e no mundo, tendo como destaque recente, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PORRAS; GRIEG-GRAN; NEVES, 2008; GUEDES e SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013; SCHOMERS; MATZDORF, 2013).

4.2. Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA

O PSA é um instrumento baseado na lógica neoclássica que vem sendo utilizado para internalizar as externalidades positivas oriundas de práticas de uso da terra que mantém ou incrementam a qualidade ou quantidade dos recursos naturais, por meio da conversão das mesmas em remuneração aos provedores de tais serviços (PAGIOLA et al., 2004); ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; ANDRADE; FASIABEN, 2009). Essas externalidades positivas são consideradas como os serviços ambientais (BORN; TALOCCHI, 2002; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; GOMEZ-BAGGETHUN; RUIZ-PEREZ, 2011).

Nesse sentido, os provedores seriam os detentores das propriedades provedoras dos serviços ambientais e os recebedores seriam os usuários dos benefícios, por exemplo, os usuários da água nos esquemas hídricos de PSA. Quando o pagamento é oriundo da contribuição dos usuários desses serviços ele é caracterizado como pagamento direto. Porém, na maioria dos esquemas, os pagamentos são realizados por intermediários entre os provedores e usuários, de forma indireta. Os esquemas também podem ser privados ou financiados por recursos públicos (WUNDER, 2005; PAGIOLA, 2008; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013; SCHOMERS; MATZDORF, 2013; NAEEM et al., 2015).

Há diversos tipos de esquemas de PSA em execução no mundo e no Brasil: públicos, privados, com pagamentos diretos ou indiretos, em diversas esferas administrativas. Os serviços ambientais mais comuns nos contratos incluem a conservação da biodiversidade, o sequestro e estoque de carbono e a conservação da água (WUNDER, 2005; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013). Na América Latina, a maioria dos esquemas foca nos serviços

hidrológicos (PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005) e, no Brasil, quadro semelhante é encontrado (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013; NOVAES, 2014). As áreas dos esquemas de PSA hídricos brasileiros são relativamente pequenas e, destas, a maioria tem foco na conservação de florestas ou áreas provedoras dos serviços, uma vez que as áreas destinadas à restauração representam menos de 5% do total contratado (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013).

O PSA seria capaz de promover uma sinergia entre conservação e produção nas propriedades rurais (PAGIOLA et al., 2004; WUNDER, 2005; ANDRADE; FASIABEN, 2009), uma vez que atuaria recompensando os provedores dos serviços pelos usos mais sustentáveis dos recursos naturais que se relacionam com a provisão dos SEs (WUNDER, 2007). Por outro lado, autores como Engel, Pagiola e Wunder (2008) reforçam que o PSA é um instrumento considerado mais eficiente quando comparado ao comando controle, visto que esse último seria mais inflexível, não diferenciando os prestadores de SE ao aplicar alguma fiscalização e punição. Andrade e Fasiaben (2009) também defendem essa vantagem do PSA com relação ao custo-benefício da aplicação do instrumento. No entanto, tais afirmações não são fundamentadas por dados que comprovam essa relação. Já Daly e Farley (2004) consideram os instrumentos regulatórios uma dos melhores meios para proteção dos ecossistemas. Com base nas experiências de PSA implantadas, há autores que vêem os pagamentos como assistencialismo aos produtores rurais e defendem a vertente de que outras características sociais e culturais locais podem induzir à conservação da floresta (KOSOY et al., 2007). Finalmente, há aqueles que defendem a aplicação dos instrumentos de comando e controle e PSA em conjunto (WUNDER 2005; KOSOY et al., 2007; FERNÁNDEZ-VELILLA, 2010; MOURA, 2012; CLEMENTS; MILNER-GULLAND, 2015).

De fato Wunder (2005) expressa cautela quanto ao entusiasmo e à geração de expectativas com relação ao uso do PSA, uma vez que pode haver casos nos quais os serviços que não são valiosos e nem estão ameaçados podem não encontrar compradores. Ainda, tais esquemas devem se atentar a não criar incentivos perversos ou evitar ações que possam induzir os proprietários a degradar a áreas naturais presentes em suas terras, com objetivo de receber o incentivo para recompô-las (PAGIOLA et al., 2004; WUNDER, 2005). Um aspecto essencial da definição do PSA é o condicionamento dos pagamentos à prestação do serviço ambiental (WUNDER, 2005; WUNDER, 2015).

A efetividade dos esquemas em garantir a conservação ou recuperação dos SEs depende de diversos fatores, sendo um deles o monitoramento, ou seja, se os serviços visados

estão sendo fornecidos. Esta ação pode ser caracterizada pela “[...] coleta de dados repetitivos para determinar as tendências dos parâmetros monitorados” (CHAPMAN, 2012, p.1). O monitoramento está diretamente relacionado à condicionalidade, premissa do PSA que exige o condicionamento dos pagamentos à provisão comprovada dos SE. Para isso, é preciso que as ações em campo sejam comprovadamente correlacionadas à provisão dos SE (WUNDER, 2005).

Como visto, o monitoramento consiste na coleta de dados consistentes que auxiliem na avaliação do instrumento. Porém, o que ocorre na maioria dos programas são expedições em campo que não monitoram a prestação dos serviços de fato, mas apenas verificam o cumprimento das ações contratadas (WUNDER, 2005; MURADIAN et al., 2010; CHAPMAN 2012; NOVAES, 2014). Como a maioria dos pagamentos é baseada em insumos e não na prestação dos serviços de fato, o monitoramento acaba se atendo a avaliar o primeiro (MURADIAN et al., 2010). Por exemplo, para os casos de PSA brasileiros, o trabalho de Novaes (2014) mostra que o monitoramento das variáveis relacionadas aos serviços é mais frequente do que o monitoramento das variáveis diretamente relacionadas aos serviços, sendo que cinco de 42 esquemas não mencionaram nenhuma estratégia de monitoramento. No caso dos esquemas hídricos, em vez do monitoramento da qualidade da água, essa etapa é comumente realizada observando indicadores que estariam relacionados com a melhoria na qualidade da água (NOVAES, 2014).

Ainda, há casos de esquemas em que o monitoramento é desprezado (WUNDER, 2008; MURADIAN et al., 2010; NOVAES 2014), ou seja, alguns programas pagam aos provedores sem garantir a prestação dos serviços (WUNDER, 2007), e outros apenas realizam visitas de campo sem coletar dados consistentes para o monitoramento que afirmam fazer (MURADIAN et al., 2010; CHAPMAN, 2012; NOVAES 2014). Nesses casos, os esforços de monitorar apenas as ações contratadas são confundidos com a avaliação do impacto do PSA (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Sendo assim, a condicionalidade, quando obtida, é apenas baseada na gestão da terra e não nos serviços efetivamente prestados.

Tal como a condicionalidade, a adicionalidade é outro ponto importante dos esquemas de PSA (WUNDER, 2005; WUNDER, 2007; WUNDER et al., 2008), e pode ser definida, nesse contexto, como os ganhos ambientais adicionais oriundos do PSA, os quais não seriam gerados na ausência do pagamento (WUNDER, 2005). Para Wunder (2008), o PSA só faz sentido se houver adicionalidade, sendo assim, estes pagamentos só seriam relevantes em áreas críticas com risco de não prestação dos serviços ambientais (WUNDER 2005; SIERRA; RUSSMAN, 2006; PFAFF; ROBALINO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2008).

Os poucos esquemas que monitoram alguns atributos ambientais não possuem uma linha de base explícita para avaliar a adicionalidade, ou seja, a linha que demonstra a tendência hipotética da provisão dos serviços ambientais na ausência do incentivo, ao longo do tempo (WUNDER et al 2008; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Considerando os serviços ambientais adicionais com relação à situação antes da implantação das ações no local, pode ser que não haja de fato adicionalidade, uma vez que esses serviços ditos adicionais poderiam ser providos sem o incentivo. Um exemplo disso é o caso do PSA da Costa Rica, onde uma tendência histórica da cobertura vegetal já indicava a redução do desmatamento mesmo antes da implantação do instrumento econômico (PFAFF; ROBALINO; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2008).

O monitoramento deve diagnosticar as mudanças ocorridas em relação à linha de base e servir como auxílio aos tomadores de decisão, entretanto, a maioria dos esquemas de PSA não constrói uma linha de base para futuras avaliações e detecção de adicionalidade (NAEEM et al., 2015). Caso essa tendência fosse projetada logo no início do design do esquema, com um planejamento das ações de restauração com posterior monitoramento das mudanças, seria possível a realização de avaliações futuras e a constatação dos benefícios resultantes dos pagamentos.

Alguns trabalhos de avaliação estão sendo realizados em outros países, conforme descrito por diversos autores (ZBINDEN; LEE, 2005; SIERRA; RUSSMAN, 2006; PFAFF; ROBALINO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2008; SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2007; ARRIAGADA et al., 2012; ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; ROBALINO; PFAFF, 2013; CLEMENTS; MILNER-GULLAND, 2015). Considerando a proteção da floresta como principal indicador dos impactos ambientais, esses estudos têm mostrado a importância de comparar os possíveis impactos do PSA com uma área controle, sem a presença do incentivo, para que se possa verificar se os resultados ambientais do PSA são adicionais (CLEMENTS; MILNER-GULLAND, 2015). Porém, são poucos os estudos conseguem identificar resultados e principais contribuições desses esquemas.

A maioria dessas avaliações foram realizadas com auxílio de imagens orbitais e ferramentas de SIG, tendo a cobertura florestal como principal indicador. Em um estudo voltado para analisar a efetividade do PSA, Sánchez-Azofeifa et al. (2007) utilizaram ferramentas de SIG. A análise foi efetuada comparando os dados da paisagem com o PSA com um grupo controle. Os autores concluíram que o esquema de PSA não reduziu a taxa de desmatamento nem o desmatamento total no período de tempo estudado. Da mesma forma,

Pfaff, Robalino, Sánchez-Azofeifa (2008) verificaram que o PSA teve um impacto muito pequeno no desmatamento.

Martin et al. (2014) estudaram um PSA aplicado a um Parque em Ruanda e puderam observar que a taxa de mudança nas atividades humanas foi semelhante para ambas unidade experimental e controle. Também em relação à redução das ameaças à biodiversidade do Parque, o PSA não foi mais eficaz que os controles, visto que ambas células experimental e controle alcançaram praticamente o mesmo resultado para a conservação.

Arriagada et al. (2012) utilizaram uma combinação de ferramentas de SIG e entrevistas qualitativas para avaliar como o PSA da Costa Rica afetou a cobertura florestal entre 1997 e 2005, sendo que os resultados indicaram um incremento na cobertura florestal nativa entre 11 e 17%. Por outro lado, os autores sugerem que, na ausência dos pagamentos, a tendência da cobertura florestal provavelmente seria semelhante, devido à regeneração florestal mesmo que em taxa mais lenta.

Yang et al. (2013), ao avaliar esquemas de PSA na China, comparado a um cenário base, constataram 11% de aumento na cobertura florestal associado ao PSA, porém, não há como atribuir esse aumento somente à ação do instrumento econômico. Ainda, os mesmos autores chamam atenção para a importância da qualidade de tais florestas, pois observações de campo mostraram a vegetação dominada por espécies de rápido crescimento e exóticas potencialmente invasoras. Além disso, outra questão com relação aos plantios é a permanência das espécies florestais após o término dos pagamentos (WUNDER, 2007). Conforme ilustrado por Wunder, Engel e Pagiola (2008), na grande maioria dos esquemas de PSA analisados pelos autores não há garantia da permanência das ações do PSA além do período do contrato.

Embora não seja explícita nessas avaliações a preocupação com o arranjo espacial da paisagem, no sentido de manter ou incrementar as áreas florestais e conectividade da paisagem, a viabilidade das florestas em longo prazo certamente será altamente dependente de tal estrutura. Os diversos distúrbios ambientais que provocam o isolamento e redução dos fragmentos florestais são passíveis de afetar o fornecimento dos SEs. Assim, se faz necessário o planejamento da paisagem no sentido de como e onde modificá-la para contribuir com a manutenção e melhoria no fornecimento de tais serviços (DE GROOT et al., 2010; TURNER; DONATO; ROMME, 2013).

A disciplina de Ecologia da Paisagem tem muito a contribuir com a gestão do uso da terra, podendo melhorar a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos em paisagens modificadas (TURNER; DONATO; ROMME, 2013). Os parâmetros métricos de paisagem

podem ser úteis para avaliar a perpetuação em longo prazo das áreas de florestas objeto de PSA. Assim, essa disciplina desponta como uma potencial colaboradora para o monitoramento e avaliação das estratégias de PSA.

4.3. Ecologia da paisagem

A ecologia da paisagem é o ramo da ecologia que estuda as interações entre as propriedades dos ecossistemas e os processos ecológicos. Essa disciplina é dividida em duas abordagens principais: a abordagem geográfica e a ecológica. A primeira tem influências europeias e estuda as interações entre a sociedade e o ambiente, abrangendo grandes áreas, enquanto que a segunda abordagem tem influências americanas com ênfases na compreensão de efeitos dos padrões espaciais dos elementos dos ecossistemas nas funções ecológicas (METZGER, 2001).

A abordagem ecológica é a que interessa nesta pesquisa, juntamente com o conceito de paisagem descrito por Metzger (2001, p.4): “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”. Essa heterogeneidade é dependente da percepção das espécies. Ainda, segundo o mesmo autor, as unidades interativas podem ser compostas por “ecossistemas” ou por unidades de “cobertura” ou de “uso e ocupação do território”.

Inicialmente, os estudos de paisagens baseavam-se na teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur⁵, que considera paisagens binárias constituídas por habitat e não habitat (matriz) uniformes. No entanto, percebeu-se que a matriz é representada por um complexo de unidades de não habitats (METZGER, 1999; RICKETTS, 2001). Essas unidades apresentam diferentes tipos de resistências, atreladas às características de cada espécie (METZGER 1999; METZGER, 2006). Então, passou-se a utilizar a matriz como unidades heterogêneas (METZGER, 2001; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; UMETSU; PARDINI, 2007; MENEZES JR. et al., 2008; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010).

⁵ MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. The Theory of island biogeography. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

No entanto, a quantidade de estudos que considera a movimentação das espécies na matriz ainda é reduzida e restrita a determinados grupos taxonômicos (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010; CROUZEILLES; LORINI; GRELLE, 2010), o que torna escasso o entendimento a respeito dos efeitos que a estrutura da paisagem desempenha nos processos ecológicos em diferentes paisagens (WATLING; DONNELLY, 2006).

A revisão de Crouzeilles, Lorini e Grelle (2010), que avaliou o deslocamento de espécies na matriz (dos últimos 50 anos até janeiro de 2010), constatou que o Brasil contribui muito pouco em relação ao resto do mundo com publicações nessa temática. Dos 24 artigos encontrados para Mata Atlântica, 15 aprestavam valores explícitos de deslocamento na matriz, sendo poucos os estudos que consideraram mais de duas unidades de matriz. Essa falta de conhecimento relacionada a essas interações dificulta a inclusão de uma matriz heterogênea nos estudos da configuração espacial de paisagens.

Diante dessa falta de dados e estudos sobre o fluxo de espécies em diferentes tipos de paisagens, se tem usado na biologia da conservação simplificações como, por exemplo, o uso de um grupo de espécies guarda-chuva (METZGER, 2006). O preceito básico dessa abordagem é que os requisitos de diversas espécies guarda-chuva, altamente exigentes e com diferentes requisitos ecológicos, contemplariam as necessidades de outras espécies (LAMBECK, 1997). Os grandes mamíferos estão dentre as espécies mais consideradas como guarda-chuva (ROBERGE; ANGELSTAM, 2004).

Dentro da ecologia da paisagem há uma infinidade de métricas que podem auxiliar na compreensão das interações da estrutura da paisagem com os processos ecológicos. No entanto, algumas métricas são redundantes, como mostram os resultados de Cushman, Mcgarigal e Neel (2008), que estudaram a força, a consistência e a universalidade de 24 métricas usadas para analisar os componentes da estrutura da paisagem em nível de classe.

Métricas relacionadas à agregação, como a distância euclidiana (NEEL; MCGARIGAL; CUSHMAN, 2004), e aquelas que computam características como tamanho e forma dos fragmentos florestais em nível de classe (CUSHMAN; MCGARIGAL; NEEL, 2008), são particularmente importantes nas análises dos efeitos da fragmentação.

A seleção das métricas está condicionada a alguns fatores como a escala da paisagem (TURNER, 1990; METZGER 2001; URBAN, 2005; DRAY et al., 2012; McGARIGAL, 2014) e aos objetivos do estudo. Por exemplo, variáveis como tamanho e isolamento do fragmento são vistos como parâmetros chave para a sobrevivência (METZGER et al., 2009) e riqueza (PARDINI et al., 2005) de espécies em paisagens fragmentadas, e são muito

utilizados em estudos que visam à compreensão dos efeitos da fragmentação de habitats na conservação da biodiversidade. Essas duas variáveis despontam, no estudo de Vieira et al. (2009) e na revisão de Prevedello e Viera (2010), como as mais importantes para explicação da composição de espécies frente ao tipo de matriz circundante. O aumento do isolamento entre os fragmentos florestais tem como consequência a redução da conectividade (AWADE; METZGER, 2008).

O tamanho do fragmento interfere na quantidade e diversidade de recursos disponíveis, enquanto a conectividade interfere nos fluxos biológicos (METZGER et al., 2009). O grau de conectividade determina o deslocamento ou impedimento de movimentação das espécies em uma determinada paisagem (TAYLOR et al., 1993).

Fragmentos maiores oferecem melhores condições ambientais que os fragmentos menores e, conseqüentemente, abrigam um maior número de espécies (FORMAN, 1995; TURNER, 1996; PARDINI et al., 2005; DRINNAN, 2005; MENDES; RIBEIRO; GALETTI, 2015). Pequenos fragmentos (entre 5-14 ha) podem ser dominados por bordas (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999), favorecendo as espécies mais comuns a ambientes perturbados (LOBO; TOGNETTI, 2011). Sendo assim, os pequenos fragmentos podem não sustentar a diversidade de espécies da Floresta Atlântica Brasileira (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999). Por exemplo, limiares para mamíferos de grande e médio porte estão entre 60 a 2050 hectares (MAGIOLI et al., 2015), enquanto que para outros grupos, o tamanho mínimo de um fragmento de floresta tropical é de 100 hectares (BIERREGAARD et al., 1992).

Por outro lado, fragmentos pequenos propiciam benefícios diferentes daqueles propiciados pelos maiores, como proteção de espécies raras restritas em pequenos habitats (FORMAN, 1995); funcionamento como *stepping stones*, propiciando a conectividade entre os grandes mosaicos (RIBEIRO et al., 2009); auxílio na taxa de colonização e recolonização e na diversidade genética (FORMAN, 1995); e maior abundância e riqueza de répteis (LION et al., 2016). Quando conectados estruturalmente ou funcionalmente a fragmentos vizinhos podem ser tão ricos em espécies quanto os fragmentos maiores (JOLY et al., 2014). Então, os pequenos fragmentos são um suplemento à conservação em grandes manchas (FORMAN, 1995).

Os resultados de Metzger et al. (2009) corroboram a importância do tamanho dos fragmentos e da conectividade da paisagem para a riqueza e distribuição de diferentes grupos taxonômicos (árvores, pequenos mamíferos, sapos e pássaros) em uma região de Floresta

Atlântica no Sudeste Brasileiro entre 1962 e 2000. Para pequenos mamíferos o índice de conectividade usado foi de 20m e 40m. Segundo os autores, estes índices podem ser considerados uma aproximação da área funcional para espécies com diferentes capacidades de dispersão.

Lira et al. (2007) também estudaram o deslocamento de espécies de mamíferos em uma matriz de múltiplos usos em uma área de Mata Atlântica fragmentada composta por fragmentos com tamanhos entre 1,3 e 13 hectares no sudeste do Brasil. Os resultados mostram que as espécies usam preferencialmente os fragmentos florestais, tanto bordas como área central, em detrimento a matriz. Duas espécies, *Caluromys philande* e *Philander frenatus*, se deslocaram 30 e 485m na matriz, respectivamente.

Uezu, Metzger e Vielliard (2005) investigaram o deslocamento de sete espécies de aves em uma matriz de múltiplos usos em uma área de Mata Atlântica. Os resultados mostram que as espécies foram capazes de atravessar entre 10 e 130 metros da matriz, sendo que os fragmentos que distavam 60m entre si estavam conectados funcionalmente para a espécie *Pyriglena leucoptera*. A maior parte do contato com as espécies foi constatada em áreas nucleares, distantes 50 metros das bordas.

As características ambientais nas áreas de borda são diferentes das áreas centrais dos fragmentos (FORMAN; GODRON, 1981; RANTA et al., 1998). Essas diferenças proporcionam condições para a existência de diferentes espécies animais e vegetais (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; PARDINI et al., 2009), riqueza e diversidade (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004), abundância (PIVELLO et al., 2006) e predação de sementes de espécies florestais (MENDES; RIBEIRO; GALETTI, 2015). Nas áreas de borda há a proliferação de espécies generalistas (UMETSU; PARDINI, 2007) e, conseqüentemente, redução da presença de espécies especialistas. O efeito de borda é um fator determinante na quantidade de habitat disponível em paisagens fragmentadas (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010).

A quantidade de área de borda está atrelada ao tamanho e à forma dos fragmentos, sendo esse efeito maior em fragmentos menores e com formas irregulares e alongadas. As propriedades das áreas de borda afetam os processos ecológicos como a polinização, predação e perda de habitat (RANTA et al., 1998). O aumento dessas áreas é proporcional ao aumento da fragmentação (FAHRIG, 2003).

Estudos que busquem entender essas relações entre a heterogeneidade de paisagens fragmentadas e a manutenção da biodiversidade são importantes (FAHRIG et al., 2011; WU,

2013) no sentido de auxiliar na gestão das ações futuras de uso da terra buscando reduzir a degradação dos ecossistemas (TURNER; DONATO; ROMME, 2013).

Essa gestão pode ser facilitada com o uso de métricas de paisagem juntamente com as ferramentas de geoprocessamento e SIG. Tais métricas, por meio dos seus índices quantitativos, permitem comparar padrões temporais de paisagem, o que pode auxiliar planejamentos futuros (MCGARIGAL 2014; CALEGARI et al., 2010; (VALENTE; VETTORAZZI, 2005). Por exemplo, Apan, Raine e Paterson (2002) avaliaram a taxa de mudança estrutural em uma Bacia hidrográfica na Austrália, destacando a importância do SIG e das imagens orbitais para esse tipo de análise.

Os dados gerados por sensoriamento remoto não podem atestar a qualidade das florestas ou os serviços ecossistêmicos gerados. Todavia, mesmo que não respondam a estas questões, podem indicar uma maior ou menor viabilidade da funcionalidade das paisagens, uma vez que avaliações que buscam compreender as mudanças na estrutura e padrões da paisagem são muito importantes para verificar como tais mudanças afetam os processos biológicos. As informações obtidas pelas avaliações podem ser relevantes, devendo ser levadas em consideração no planejamento da paisagem para a conservação da biodiversidade (RIBEIRO et al., 2009).

5. Materiais e Métodos

Esta pesquisa investigou as mudanças na estrutura da paisagem em três locais que receberam ações de conservação e restauração da vegetação nativa por meio de instrumentos distintos de gestão ambiental. Dois destes locais, além de serem alvos dos instrumentos de comando e controle previstos na legislação brasileira⁶, receberam incentivos econômicos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) visando, principalmente, à manutenção da qualidade e quantidade dos recursos hídricos, por meio da conservação e restauração das florestas nativas. O terceiro caso foi alvo apenas de ações baseadas em instrumentos de comando e controle mediante um arranjo institucional. Tal arranjo consistiu em um processo de adequação ambiental das propriedades rurais à legislação florestal brasileira e às normas aplicáveis ao contexto estadual e municipal específico⁷ envolvendo a articulação entre proprietários rurais, instituições governamentais e não governamentais.

As avaliações aqui realizadas buscaram comparar os resultados na estrutura da paisagem, com foco na cobertura florestal, ao longo do tempo nos três locais. Esses resultados podem ser relacionados com o ciclo hidrológico uma vez que a configuração da paisagem influencia a qualidade dos recursos hídricos (BU et al., 2013). Para saber, ou ao menos estimar, quais seriam as alterações na estrutura das paisagens sem a implantação das ações de conservação foi necessária a construção de uma linha de base para servir de referência na comparação dos resultados obtidos com a implantação dos instrumentos.

A linha de base pode ser definida de duas maneiras: (1) por tendências históricas estabelecidas com base em imagens de satélites anteriores a aplicação das ações, ou (2) por avaliações do comportamento de áreas adjacentes e com características semelhantes às que receberam intervenções (WUNDER, 2007; KALACSKA, et al., 2008). De acordo com Kalacska et al. (2008), essa comparação pode fornecer as diferenças de provisão de serviços entre os cenários área tratada e não tratada. Frente à indisponibilidade de imagens de alta resolução de anos anteriores à aplicação das ações nos locais estudados nesta pesquisa, optou-se por utilizar áreas adjacentes para tal comparação. Yang et al. (2013) também usaram áreas adjacentes semelhantes para avaliar os efeitos do PSA na estrutura da paisagem na China.

Assim, para cada um dos três locais objetos da pesquisa (chamados de “área com ações diferenciadas - ACAD”) foi considerada como linha de base as áreas vizinhas,

⁶ Código Florestal Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 e depois Lei nº 12.651, de 2012.

⁷ Lei Estadual nº 1871; Lei Orgânica do Município de Bonito, Estado de Mato Grosso do Sul.

localizadas dentro do mesmo município e com condições ambientais similares em termos de clima, relevo, declividade, altitude, chuvas, vegetação (aqui denominadas “áreas vizinhas de referência”), conforme ilustrado na Figura 1. Além disso, a proximidade entre cada “área com ações diferenciadas” e sua respectiva “área vizinha de referência” procurou garantir semelhanças em relação às variáveis como estrutura fundiária, potencial agrícola e importância em relação os recursos hídricos. As áreas vizinhas de referência estavam apenas sob proteção da legislação ambiental vigente à época das avaliações.

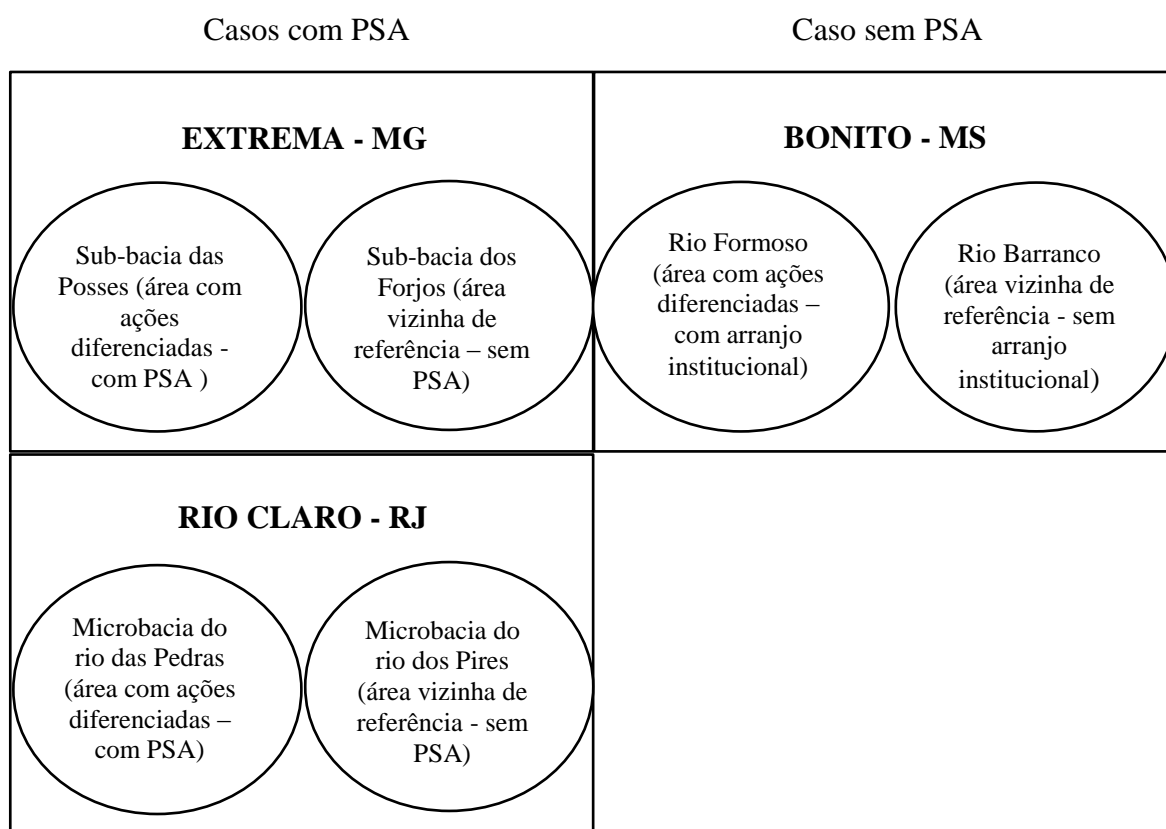


Figura 1 - Esquema mostrando os casos de estudo com a identificação dos municípios e áreas com ações diferenciadas e áreas vizinhas de referência.

Outros estudos também usaram áreas adjacentes semelhantes como linha de base para comparação das mudanças oriundas da aplicação de um instrumento de gestão ambiental. Alguns exemplos são os estudos de Bruner et al. (2001), Sanchez-Azofeifa et al. (2003) e Mas (2005), com unidades de conservação, e os de Pfaff, Robalino e Sánchez-Azofeifa (2008), Arriagada et al. (2012), Robalino e Pfaff (2013) e Yang et al. (2013), com PSA. Segundo Nagendra (2008), a proximidade das unidades tratadas e não tratadas pode reduzir as diferenças entre os fatores ambientais.

5.1. Áreas de Estudo

Foram selecionadas áreas na Mata Atlântica brasileira em três municípios distintos: Extrema – MG, Rio Claro – RJ e Bonito – MS (Figura 2). A escolha dessas áreas foi motivada pelo tempo em que as ações dos instrumentos foram iniciadas, por serem áreas nas quais os instrumentos de gestão implantados apresentam objetivos ecológicos semelhantes e por apresentarem disponibilidade de dados.

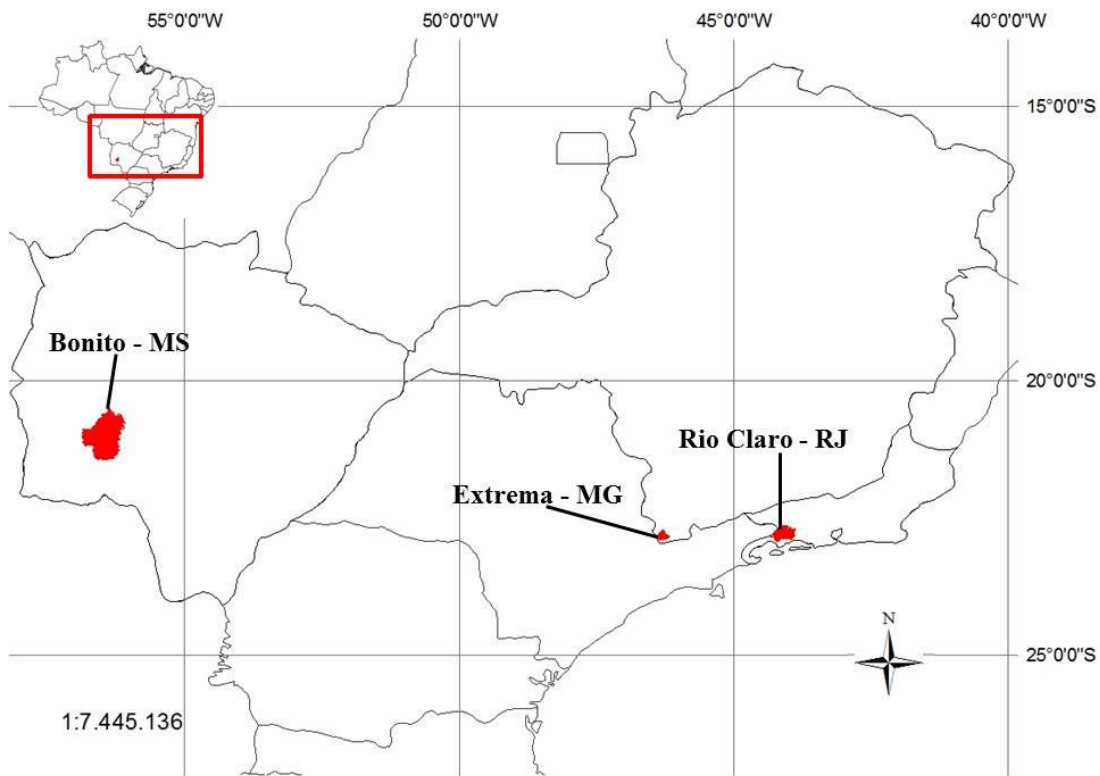


Figura 2 - Localização dos municípios, representados pelos polígonos em vermelho, onde estão localizados os estudos de caso.

Os casos aqui avaliados englobam aqueles pioneiros na aplicação das ações do PSA no Brasil, a fim de que houvesse tempo suficiente para que os resultados das atividades de gestão fossem refletidos na estrutura da paisagem. Essa escolha também foi fundamentada na hipótese de que os projetos mais antigos supostamente teriam mais dados disponíveis, bem como resultados mais perceptíveis pelo método de avaliação adotado nesta pesquisa. Porém há de se destacar que os dois casos com PSA se auto denominam esquemas de pagamentos por serviços ambientais, porém críticas a essa auto intitulação podem ser feitas, uma vez que

esses casos não levam em consideração as características de um PSA de acordo com a literatura como, por exemplo, a adicionalidade. O que se percebe é que esses esquemas buscam o aumento da cobertura florestal sem se preocupar com o arranjo espacial da mesma.

O Quadro 2 traz um resumo das principais características dos projetos investigados nesta pesquisa.

Quadro 2 - Principais características de cada local de estudo.

Projeto	Munípio/Estado	Ano de início/final das avaliações	Área de abrangência	Objetivos ecológicos*
Conservador das Águas	Extrema/MG	2007**/2014	Inicialmente, sub-bacia hidrográfica das Posses (todas as propriedades, exceto chácaras de veraneio, propriedades que são menores que 2 hectares).	Manter a qualidade dos mananciais de Extrema por meio da adequação ambiental das propriedades rurais (PEREIRA, 2013).
Produtores de Água e Florestas	Rio Claro/ RJ	2008****/2015	Bacia do Rio Guandu (propriedades localizadas dentro das áreas prioritárias, como aquelas no entorno de nascentes e de outros cursos d'água).	Manutenção e aumento da quantidade e qualidade dos recursos hídricos e aumento da cobertura florestal nativa na bacia do Guandu (PEREIRA et al., 2013).
Formoso Vivo	Bonito/MS	2003****/2010	Calha do rio Formoso (inicialmente 75 propriedades).	Garantir a manutenção da qualidade ambiental dos recursos hídricos e a biodiversidade (LOUBET, 2012).

* No quadro estão listados apenas os objetivos relativos aos temas ecológicos, os objetivos sociais e econômicos não foram elencados aqui porque não são objetos dessa pesquisa. ** As ações de campo tiveram início em 2007, porém, o arranjo institucional como a legislação pertinente ao PSA se iniciou em 2005 (PEREIRA et al., 2013). *** As discussões para a implantação do projeto se iniciaram em 2007 e as ações em 2009, porém, por falta de imagens gratuitas de alta resolução do ano de 2009 foi usada a imagem de 2007. **** As ações do projeto se iniciaram também em 2003.

5.1.1. Conservador das Águas em Extrema - MG.

O Projeto Conservador das Águas foi implantado em 2005 na sub-bacia hidrográfica das Posses no município de Extrema, localizado na extremidade sul do estado de Minas Gerais entre as coordenadas geográficas 22° 51' 18" S e 46° 19' 04" W. O município de Extrema possui uma área territorial de 24.457 hectares e uma população de 28.599 habitantes (IBGE, 2010).

Com relevo acidentado e altitude média de 970 metros, o município está localizado em uma região de cabeceira e, juntamente com outros três municípios mineiros (Camanducaia, Itapeva e Toledo), detêm as principais nascentes do Rio Jaguari e a sua área de drenagem. O abastecimento de água do município provém do rio Jaguari que, além da importância para Extrema, é o principal manancial do Sistema Cantareira e um dos formadores do rio Piracicaba que constitui a Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá - BH-PCJ. O Sistema Cantareira abastece a população na região metropolitana de São Paulo, e a BH-PCJ, a região metropolitana de Campinas.

Com relação à vegetação, originalmente o município abrigava o bioma Mata Atlântica, dividida entre formações de Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Ombrófila Mista (FOM). A presença de um ou outro tipo de formação está relacionada às condições edáficas e climáticas que variam com as condições topográficas e de relevo (PEREIRA et al., 2010).

Entre 1908 e 2004, a população do município de Extrema aumentou em 100,2%. Esse acréscimo populacional pode estar parcialmente relacionado à criação da rodovia Fernão Dias, que facilitou o acesso para a instalação de grandes empresas no município. Soma-se a isso a proximidade do município à região metropolitana de São Paulo, sua beleza cênica e o baixo custo das terras (HOEFFEL; FADINI; FERMINO, 2008). A ação, conjunta ou isolada, de todos esses fatores resultou no aumento das pressões socioambientais, o que culminou na degradação da vegetação nativa do município. Em 2003, restavam apenas 14,9% da vegetação nativa (WHATELY; CUNHA, 2006), sendo a principal área remanescente a serra do Lopo, localizada na divisa com o estado de São Paulo.

A criação da Área de Proteção Ambiental (APA) Fernão Dias, em 1997, teve como objetivo proteger os recursos hídricos regionais, a preservação das formações florestais remanescentes da Mata Atlântica e da fauna silvestre. A serra do Lopo foi considerada pelo

zoneamento ambiental do plano de manejo da APA como uma área estratégica para conservação da fauna e da flora (IEF, 2008).

Nesta perspectiva foi concebido o Projeto Conservador das Águas, uma iniciativa baseada no Pagamento por Serviços Ambientais, constituindo um incentivo para a conservação em terras privadas com foco nos recursos hídricos. Os principais objetivos do projeto são manter a qualidade dos mananciais do município e promover a adequação ambiental das propriedades rurais. A justificativa para a implantação de tal iniciativa foi suportada pela afirmação de que o mecanismo de comando e controle sozinho não era eficaz para aumentar a cobertura vegetal nativa ou preservar os mananciais (PEREIRA, 2013; RICHARDS et al., 2015).

Os provedores dos serviços ambientais são os proprietários rurais e os primeiros beneficiários são os habitantes de Extrema, uma vez que o projeto foi implantado à montante do ponto de captação de água do município (PEREIRA, 2013). Outros beneficiários são os residentes da região metropolitana de São Paulo e da área da bacia hidrográfica dos rios Piracicaba-Capivari-Jundiá (PCJ).

O projeto foi concebido oficialmente em 2005 por meio da Lei Municipal nº 2.100, porém, as ações no campo tiveram início em 2007 e contaram, durante o período de implantação, com diversas parcerias no âmbito federal, estadual e da sociedade civil (PEREIRA et al., 2010).

Diferentemente da maioria das iniciativas, que se concentram em áreas com menor alteração humana, as ações do projeto Conservador das Águas tiveram início na sub-bacia hidrográfica das Posses, com cerca de 1200 ha, envolvendo todas as propriedades, exceto as chácaras de veraneio as quais ocupam aproximadamente 3,2% da área estudada, dado que esta sub-bacia foi considerada como a mais impactada com base no critério de cobertura vegetal. A pastagem era o uso do solo predominante na época da criação do projeto, ocupando 84,46% da área da sub-bacia, enquanto que as florestas nativas ocupavam apenas 12,64% (AZEVEDO, 2008). Dados desse mesmo autor mostram ainda um crescimento de 2,32% das florestas nativas entre os anos de 1972 e 2005, o que pode estar relacionado à regeneração natural e ao abandono de algumas áreas. Além desse critério, também foi levada em consideração a ordem das propriedades dentro da sub-bacia hidrográfica das Posses, seguindo da montante para jusante do curso de água (PEREIRA et al., 2010).

O aumento da cobertura vegetal nativa e a implantação de microcorredores ecológicos estão entre os principais objetivos do projeto.

Os pagamentos se iniciaram com a assinatura do termo de compromisso e a implantação das ações do projeto executivo, pagando-se pela área total da propriedade. Além dos pagamentos, os proprietários rurais receberam os projetos técnicos, todos os insumos e a mão de obra necessária para o cumprimento das metas (PEREIRA, 2013).

No município de Extrema, a sub-bacia das Posses⁸ foi avaliada como unidade com ações diferenciadas, ou seja, a que recebeu as ações de PSA, enquanto que a área considerada como vizinha de referência foi a sub-bacia dos Forjos⁹, localizada dentro do mesmo município (Figura 3). A justificativa para essa escolha foi a proximidade entre as áreas de com ações diferenciadas e a área vizinha de referência, o que possibilita que variáveis como estrutura fundiária, precipitação, importância em relação aos recursos hídricos, potencial agrícola, relevo, vegetação e clima tenham características semelhantes (

Quadro 3).

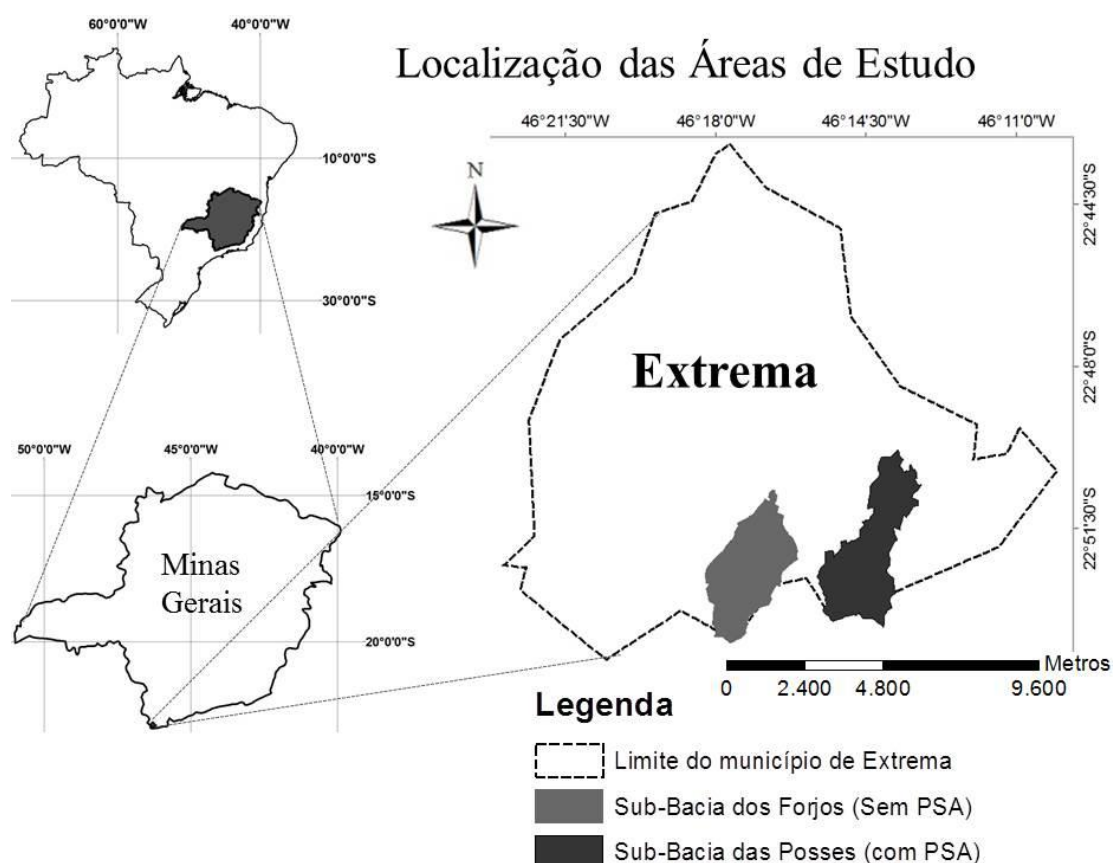


Figura 3 - Localização das áreas de estudo no município de Extrema – MG.

⁸ Como o pagamento é feito pela propriedade toda, o limite da área avaliada foi aquela referente aos limites das propriedades. Sendo assim, a área total avaliada excede os limites oficiais da sub-bacia hidrográfica das Posses.

⁹ Essa sub-bacia está prevista, no decreto n° 1.801 / 2006, como a última sub-bacia do município a receber as ações do projeto Conservador das águas.

Quadro 3 - Condições ambientais das áreas de estudo no município de Extrema – MG.

Condições ambientais	Bacia do Rio das Posses (Área com ações diferenciadas) Com PSA	Bacia do Rio dos Forjos (Área vizinha de referência) Sem PSA
Potencial Agrícola	Baixa fertilidade, topografia ondulada a montanhosa, declives acentuados, restrição de drenagem, excesso de alumínio	Baixa fertilidade, topografia ondulada a montanhosa, declives acentuados, restrição de drenagem, excesso de alumínio
Relevo	Escarpas e Reversos da Serra da Mantiqueira; Faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associadas; Faixas de dobramentos do Sudeste/Sul	Escarpas e Reversos da Serra da Mantiqueira; Faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associadas; Faixas de dobramentos do Sudeste/Sul
Climas Zonais	Tropical Brasil Central	Tropical Brasil Central
Clima	Úmido, três meses secos	Úmido, três meses secos
Tipo de vegetação	Área antropizada	Área antropizada
Altitude média (metros)	1113,5	1182,2
Declividade média (graus)	13,1	15,6

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IBGE e do projeto *Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM)*

5.1.2. Produtores de Água e Floresta Guandu – Lídice em Rio Claro – RJ.

O Projeto Produtores de água e floresta (PAF) foi lançado em 2009 e vem sendo desenvolvido no distrito de Lídice entre as coordenadas geográficas 22°49'52.81"S e 44°11'35.79"W, localizado no município de Rio Claro do estado do Rio de Janeiro. O PAF tem foco nas áreas prioritárias para produção de água e conservação da biodiversidade da Mata Atlântica dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Guandu, tendo-se iniciado as ações na microbacia do Rio das Pedras, denominada bacia piloto. No entanto, nem todas as propriedades dentro da microbacia piloto foram contempladas.

A bacia hidrográfica do Rio Guandu tem grande importância para o abastecimento de água e geração de energia elétrica para região metropolitana do Rio de Janeiro, sendo a principal fonte de abastecimento de água daquela região (SALAMENE et al., 2011; TUBBS FILHO; ANTUNES; SILVA VETTORAZZI, 2012).

De acordo Tubbs Filho, Antunes e Silva Vettorazzi (2012), a região apresenta relevo de baixada com morros isolados com configuração topográfica residual, vertentes convexas e topos arredondados ou alongados, relevo mais escarpado com topos levemente arredondados

ou de cristas alinhadas, que se destacam topograficamente, alcançando cotas acima dos 800 metros nas serras do Caçador e do Matoso. Atrélada aos diferentes tipos de relevos, a vegetação original oscila entre a Floresta Ombrófila Densa e suas subdivisões fisionômicas Submontana a Alto-montana, e Estacional Semidecidual, Submontana e Montana (INEA, 2015).

Essa região também tem grande relevância para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, em razão de estar localizada na zona central da Reserva da Biosfera, no entorno do Parque Estadual Cunhambebe e dentro do território da APA do Alto Piraí (PEREIRA et al., 2013). Tal localização faz com que as principais nascentes do Guandu se encontrem dentro de Unidades de Conservação - UCs (RUIZ, 2015). No entanto, o próprio autor ressalta que 76,8% das florestas nessa região ainda estão dentro de terras privadas (RUIZ, 2015).

A região hidrográfica do Guandu possui áreas de altíssima, alta e média prioridade para conservação da biodiversidade brasileira (MMA, 2000; RUIZ, 2015). Nesse sentido, as UCs Parque Estadual Cunhambebe, a Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Samambaia e a Área de Proteção Ambiental de Mangaratiba foram criadas com o intuito de reduzir a degradação nessas áreas. A região está inserida no Corredor de biodiversidade Tinguá-Bocaina que liga a Reserva Biológica do Tinguá ao Parque Nacional da Serra da Bocaina.

Segundo Pereira et al. (2013), o início do processo de degradação da floresta nessa região ocorreu principalmente pelas culturas do café, cana-de-açúcar, da exploração de florestas para produção de carvão, pela pecuária extensiva e urbanização. Hoje, a principal ocupação do uso do solo na bacia é a pastagem que, juntamente com os cultivos, constituem as principais ameaças à vegetação nativa, com os desmatamentos e queimadas. Nesse contexto, parte das florestas nativas foi substituída principalmente pela agropecuária. De acordo com Ruiz (2015), o que se percebe é que, enquanto investimentos bilionários que necessitarão de grandes quantidades de água são projetados, os proprietários rurais situados no alto da bacia, detentores das nascentes, são levados por uma lógica de mercado a destruir sucessivamente suas florestas.

As ações do PAF se iniciaram na bacia piloto em 2009, porém, as discussões para implantação do programa tiveram início no ano de 2007, tendo como motivação inicial o manejo e conservação das águas e a biodiversidade. A fundamentação, por parte dos autores envolvidos, para aplicação do instrumento de PSA nessa bacia, se baseou na insuficiência das ações convencionais de comando e controle em barrar a degradação dos ecossistemas. Essa

justificativa se baseia ainda na crença de que as distorções do mercado econômico têm forte influência na degradação ambiental e que os pagamentos levariam a um uso da terra mais sustentável (RUIZ, 2015).

A implantação e desenvolvimento do PAF contaram com uma gestão participativa, a qual tinha como parceiros a Secretaria Estadual do Ambiente (SEA), Comitê Guandu, *The Nature Conservancy* (TNC), Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA) e a Prefeitura Municipal de Rio Claro (PEREIRA et al., 2013).

A escolha da microbacia do Rio das Pedras como piloto foi fundamentada em um diagnóstico que identificou as áreas potenciais para o fornecimento de serviços ambientais. Algumas características, como a localização na porção alta do sistema Guandu, possibilitam que essa microbacia abranja as principais nascentes do Rio Piraí, que contribui com cerca de 11% da água do Sistema Guandu (PEREIRA et al., 2013; RUIZ, 2015). A área inicial de implantação das ações foram algumas propriedades isoladas dentro da microbacia, porém, segundo Ruiz (2015), o projeto está em expansão abrangendo novas microbacias hidrográficas dentro do município de Rio Claro. Junto a esse crescimento vem sendo elaborado um Programa de PSA que contemple toda a macrorregião hidrográfica do Guandu.

O PAF tem a intenção de manter a cobertura florestal inicial e ampliá-la em áreas consideradas prioritárias, como aquelas no entorno de nascentes e de outros cursos d'água (RUIZ, 2015). Tais áreas são importantes para o fornecimento de serviços ecossistêmicos como a qualidade da água, além do aumento da conectividade da vegetação nativa. Os proprietários são os fornecedores desses serviços, enquanto que os usuários de água local na bacia do Guandu e na região metropolitana do Rio de Janeiro são os beneficiários. Além da prioridade de restauração das áreas no entorno de mananciais, havia a preocupação com relação à melhoria das formas dos fragmentos florestais.

O pagamento é feito diretamente aos proprietários de acordo com o cumprimento de metas acertadas em contratos. Os valores são calculados com base na quantidade de áreas com florestas nativas e áreas restauradas (PEREIRA et al., 2013).

Desta forma, neste município a área avaliada com ação do instrumento (PAF) correspondeu à bacia do Rio das Pedras, mesmo que todas as propriedades não tenham recebido as ações do PAF, já que a intenção é avaliar o efeito do PSA na microbacia. A área sem PSA correspondeu à “microbacia do Rio dos Pires¹⁰”, adjacente à área que recebeu ações diferenciadas (Figura 4). Essa proximidade da área controle favoreceu as semelhanças das

¹⁰ Microbacia delimitada com base na carta de Mangaratiba na escala 1: 50.000, Folha SF.23-Z-A-V-4 MI-2743-4 e nas Ortofotos do IBGE escala 1:25.000 e resolução espacial de 0,7 m.

variáveis observadas como estrutura fundiária, precipitação, importância em relação aos recursos hídricos, potencial agrícola, relevo, vegetação e clima, em ambas as áreas (Quadro 4).

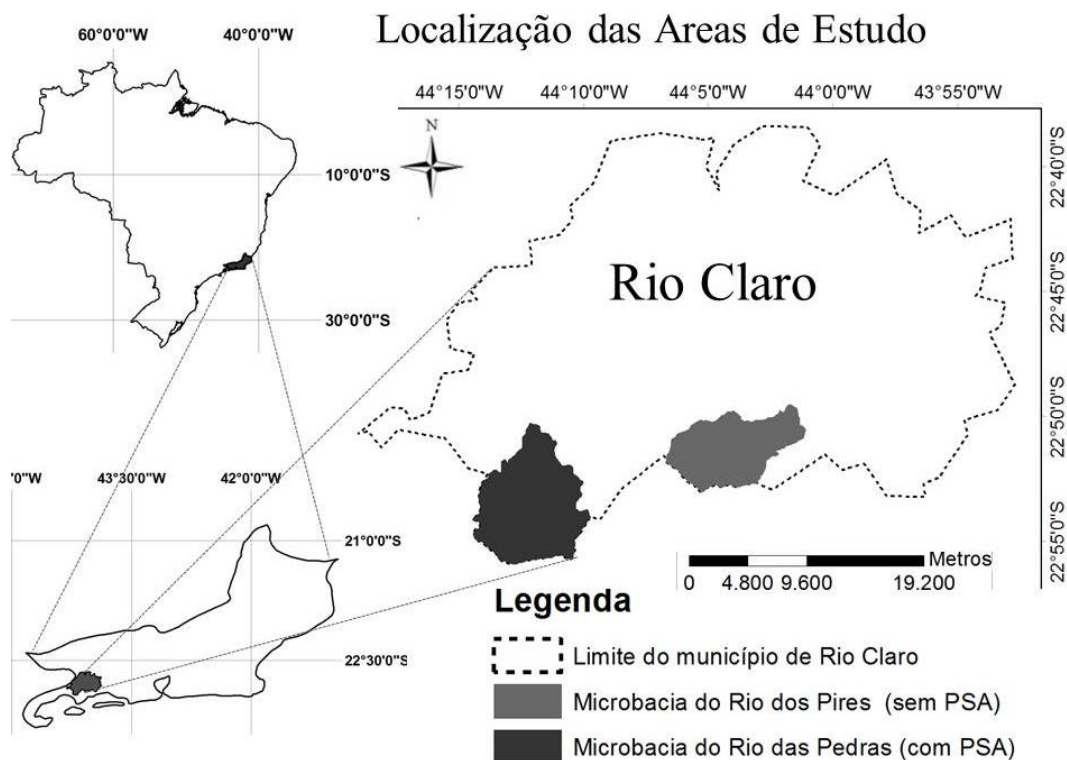


Figura 4 - Localização das áreas de estudo no município de Rio Claro – RJ.

Quadro 4 - Condições ambientais das áreas de estudo no município de Rio Claro - RJ.

Condições ambientais	Microbacia do rio das Pedras (Área com ações diferenciadas) Com PSA	Microbacia do rio dos Pires (Área vizinha de referência) Sem PSA
Potencial Agrícola	Fertilidade muito baixa; topografia montanhosa a escarpada; alta salinidade/reduzida profundidade/ presença de pedregosidade ou rochosoidade / textura arenosa	Fertilidade muito baixa; topografia montanhosa a escarpada; alta salinidade/reduzida profundidade/ presença de pedregosidade ou rochosoidade / textura arenosa
Relevo	Escarpas e Reversos da Serra do Mar; faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associadas; faixas de dobramentos do Sudeste/Sul	Escarpas e Reversos da Serra do Mar; faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associadas; faixas de dobramentos do Sudeste/Sul
Climas Zonais	Tropical Brasil Central	Tropical Brasil Central
Clima	Super-úmido; sem seca	Super-úmido; sem seca
Tipo de vegetação	Floresta Ombrófila Densa; floresta tropical pluvial	Floresta Ombrófila Densa; floresta tropical pluvial; área antropizada (7% da área)
Altitude média (metros)	1043	878
Declividade média (graus)	17,5	17,9

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IBGE e do projeto *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM)

5.1.3. Projeto Formoso Vivo em Bonito – MS

O projeto Formoso Vivo foi implantado em 2003 na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso (BHRF), situada entre as coordenadas geográficas 21°00' e 21°30' S e 56°10' e 56°50' W, na região central do município de Bonito no sudoeste do Estado de Mato Grosso do Sul (SEMA/IMAP, 2002). Por suas belezas naturais o município se destaca no setor de ecoturismo, tendo o Rio Formoso como principal manancial onde é realizada a maioria das atividades turísticas (LOUBET; PAULINO; CONTANTINO, 2007).

O município de Bonito está localizado na Serra da Bodoquena, onde se encontra um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica de grande extensão, sendo indicado como área prioritária para a criação de novas Unidades de Conservação de uso indireto (MMA, 2003). A altitude na região varia entre 400 e 650m e apresenta relevo de forma plana com alguns mogotes¹¹. Na região de Bonito os mogotes têm solos rasos, porém, desenvolveram vegetação exuberante (DIAS, 2000). A vegetação ribeirinha presente em alguns trechos do rio Formoso é a Floresta Estacional Semidecidual (BAPTISTA-MARIA et al., 2009).

O crescimento desordenado das atividades agropecuárias e turística ocasionou mudanças na paisagem dentro da BHRF, ameaçando os recursos naturais. Essa degradação chamou a atenção de vários órgãos ambientais e ONGs na busca por ações que recuperassem os ambientes degradados. Em 2006 a pastagem era o uso do solo predominante, sendo que os maiores e mais expressivos fragmentos de vegetação original estavam localizadas nos morros de alta inclinação (TERUYA JUNIOR et al., 2006). Isso não significa que essa vegetação sobre o relevo acidentado esteja fora de risco, caso não haja a presença de órgãos como o Ministério Público (DIAS, 2000).

Nesse contexto, surgiu em 2003 o Projeto Formoso Vivo, desenvolvido por iniciativa da Promotoria de Justiça de Bonito e da Fundação Neotrópica do Brasil, ONG ambientalista, com o objetivo de garantir a manutenção da beleza cênica, a qualidade ambiental dos recursos hídricos e a biodiversidade das florestas ciliares e reservas legais do Rio Formoso (LOUBET, 2012). Para sua execução, o projeto contou ainda com o apoio das organizações públicas Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul (IMASUL), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA), Polícia Militar Ambiental, Agência de

¹¹ Morros residuais calcários (mogotes). Para melhor entendimento ver o artigo de DIAS (2000).

Desenvolvimento Agrário e Extensão Rural de MS (AGRAER), prefeitura municipal de Bonito e dos proprietários rurais (LOUBET, 2012).

A Lei Estadual nº 1871, que protege os rios Prata, Formoso e seus afluentes, estabelece proteção especial em uma faixa de 300 metros, ou seja, 150 metros para cada lado da margem dos rios dessa bacia. Dentro dessa faixa são proibidas as atividades de agricultura, extração de madeira, indústria de qualquer tipo e porte, extração mineral de qualquer substância e criação de pequenos animais. Porém, essa lei permite que atividades de ecoturismo, pecuária e apicultura sejam desenvolvidas dentro dessa faixa.

No entanto, a Lei Orgânica do Município de Bonito dispõe que a área de 50 metros em torno de todos os rios ali localizados são áreas de preservação permanente, exceto em área urbana que corresponde a 30 metros, nas quais apenas podem ser realizadas atividades e ecoturismo legalmente licenciadas (BONITO, 2000). Dessa forma, a pecuária e a apicultura podem ser desenvolvidas apenas nos cem metros restantes para atingir os 150 m determinados pela Lei Estadual.

O projeto Formoso Vivo se concentrou, inicialmente, na calha do rio Formoso seguindo a faixa de 150 metros estabelecida pela Lei Estadual nº 1871. O projeto se desenvolveu em três etapas: (1) caracterização ambiental das propriedades, (2) diretrizes para recuperação ambiental e georreferenciamento das reservas legais e (3) assinatura de termo de ajustamento de conduta - TAC.

A caracterização foi feita por meio de um diagnóstico contemplando 75 propriedades que margeavam o Rio Formoso. O produto desse diagnóstico levou às etapas seguintes, que resultaram em um processo de adequação ambiental das propriedades rurais aos padrões mínimos necessários previstos em lei como, por exemplo, a regularização das áreas de preservação permanente e de reserva legal (LOUBET; PAULINO; CONTANTINO, 2007). Os TACs determinaram o isolamento de todas as APPs e a retirada dos agentes degradadores como construções irregulares, por exemplo, e a recuperação da floresta ciliar (LOUBET, 2012).

A Neotropica forneceu os projetos técnicos de adequação ambiental das propriedades, sem custos para o poder público ou ao produtor, e assistência técnica aos proprietários. Porém, não houve nenhum tipo de incentivo econômico para nenhuma das propriedades dentro da área estudada entre 2003 e 2010, época da avaliação.

Sabe-se que a adoção de bacias, sub-bacias e microbacias hidrográficas como unidade básica facilita a avaliação dos efeitos advindos das ações de instrumentos de gestão ambiental, porém, no caso do Formoso, tais ações não foram aplicadas em toda a bacia ou microbacia

hidrográfica e sim na calha do rio. Sendo assim, as áreas selecionadas para as avaliações da influência de tais ações na estrutura da paisagem focaram na calha dos rios Formoso e Barranco, ambas dentro da BHRF (Figura 5). A calha do rio Formoso corresponde à área que recebeu as ações do projeto Formoso Vivo (área com ações diferenciadas) e a área vizinha de referência está localizada na calha do rio Barranco, que não recebeu as ações do projeto Formoso Vivo, entre 2003 e 2010, na época das avaliações.

Desta forma, foi gerado um buffer de 1700m a partir da calha de ambos os rios, Formoso e Barranco. A área escolhida para ser avaliada dentro desse buffer para o rio Formoso foi aquela que contemplava as propriedades beneficiadas com as ações do projeto e que havia imagem de alta resolução disponível gratuitamente. Para o rio Barranco o critério de seleção da área, dentro do buffer, também foi a disponibilidade de imagem.

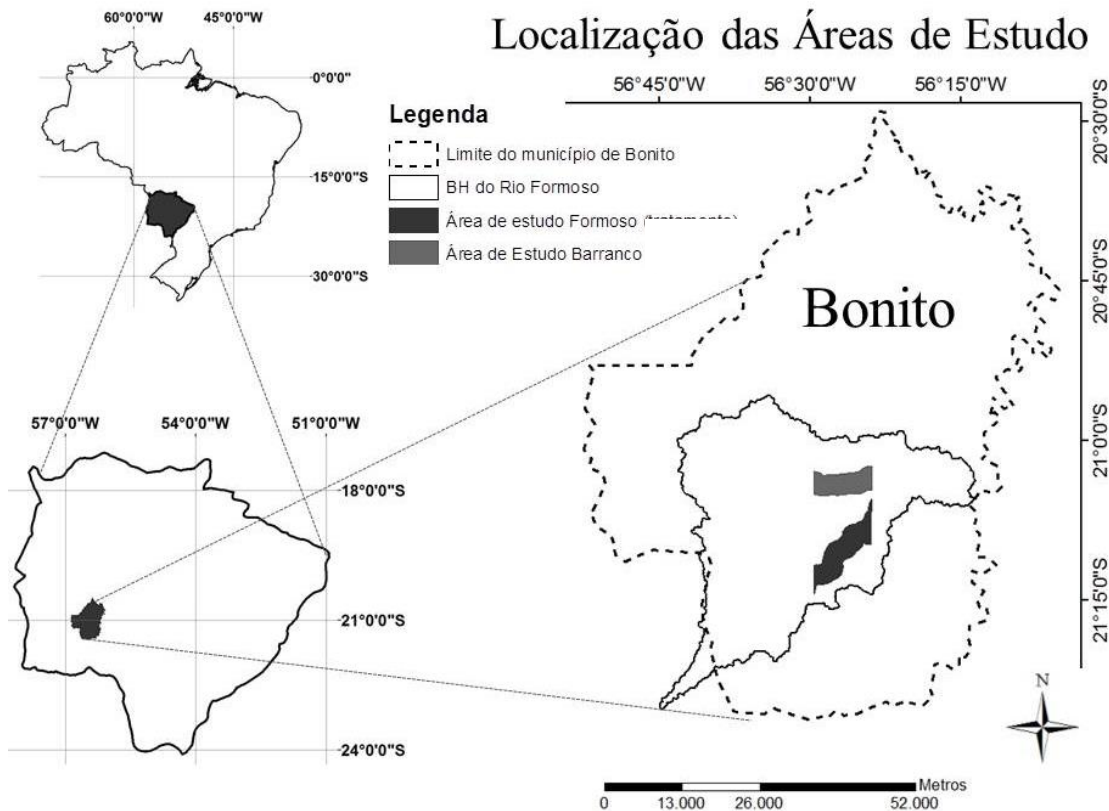


Figura 5 - Localização das áreas de estudo no município de Bonito - MS.

A proximidade das áreas avaliadas garantiu as semelhanças com relação aos atributos ambientais como relevo, vegetação, precipitação, clima, potencial agrícola, importância em relação aos recursos hídricos e estrutura fundiária em ambas as áreas (Quadro 5).

Quadro 5 - Condições ambientais das áreas de estudo no município de Bonito – MS.

Condições ambientais	Formoso	Barranco
Potencial Agrícola	Fertilidade baixa, topografia plana e suave ondulada; baixa disponibilidade de nutrientes, excesso de alumínio	Fertilidade baixa, topografia plana e suave ondulada; baixa disponibilidade de nutrientes, excesso de alumínio
Relevo	Planaltos e Serras dos Altos Rios Paraguai/Guaporé; Faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associados; faixas de dobramentos do Brasil Central	Planaltos e Serras dos Altos Rios Paraguai/Guaporé; Faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associados; faixas de dobramentos do Brasil Central
Climas Zonais	Tropical Brasil Central	Tropical Brasil Central
Clima	Úmido; quente	Úmido; quente
Tipo de vegetação	Área antropizada	Área antropizada
Altitude média (metros)	289,8	306,6
Declividade média (graus)	2,2	4,2

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IBGE e do projeto *Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM)*.

5.2. Dados e amostragem

5.2.1. Considerações iniciais

Mapear o uso e cobertura da terra é importante em diversos aspectos, em especial para o estudo dos padrões espaciais da paisagem e compreensão da sua dinâmica. Entender as alterações causadas naturalmente ou pela ação antrópica é essencial para apoiar a tomada de decisão referente à conservação ou restauração dos ecossistemas e dos serviços ambientais resultantes.

As avaliações das mudanças na cobertura da terra possibilitam identificar o comportamento da estrutura da paisagem ao longo do tempo. Os resultados de tais avaliações são essenciais para contribuir com o entendimento de como essas mudanças afetam os processos biológicos e, conseqüentemente, a conservação ambiental. O uso de sensoriamento remoto e ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) podem auxiliar nessas avaliações.

5.2.2. Ferramentas de geoprocessamento

O uso de sensoriamento aliado a ferramentas de SIG para análise da paisagem vem, desde muito tempo, facilitando tal processo. Se desde a década de 80 estas ferramentas vêm sendo usadas, é notório que recentemente tem se ampliado seu emprego pela facilidade de acesso aos dados, redução de custos e maior número de dados disponíveis. Trabalhos dessa natureza tem se proliferado, sendo que recentemente a disponibilidade de imagens de alta resolução tem facilitado tais análises (REYNOLDS; HESSBURG, 2005; DENG et al., 2009; ABBAS; MUAZU; UKOJE, 2010; FRATE et al., 2014; OYANA; JOHNSON; WANG, 2014; MCROBERTS; LIKNES; DOMKE, 2014).

Avaliações temporais da cobertura da terra que possibilitem a detecção das mudanças podem auxiliar as ações que visam minimizar ou reverter a degradação dos ecossistemas.

No entanto, os custos elevados destas imagens de alta resolução muitas vezes podem inviabilizar tais iniciativas. Nesse sentido, a disponibilização gratuita de imagens de alta resolução na plataforma *Google Earth* pode permitir esse tipo de avaliação. Essas imagens já foram usadas por alguns autores que atestam as potencialidades das mesmas para a identificação da cobertura da terra.

Taylor e Lovell (2012) usaram as imagens de alta resolução disponíveis na plataforma *Google Earth*, juntamente com o software ArcGis, em um estudo de caso da agricultura urbana em Chicago, nos Estados Unidos da América. Os autores identificaram e mapearam os espaços públicos e privados de produção de alimentos, ressaltando o papel chave do uso de tais imagens para esse tipo de mapeamento. Estas imagens também foram usadas em conjunto com SIG por Abbas, Muazu e Ukoje (2010) para detecção das mudanças no uso e cobertura da terra entre 1995 e 2008 na Nigéria.

Trentin (2008) também usou as imagens disponíveis na plataforma *Google Earth* aliadas às ferramentas de SIG para avaliar temporalmente o uso da terra no município de Americana – SP e chegou à conclusão de que o emprego de tais imagens foi satisfatório, salientando a possibilidade de serem usadas em trabalhos semelhantes. A autora ainda ressalta a compatibilidade do potencial de tais imagens comparadas às fotografias aéreas convencionais.

Hu et al. (2013) avaliaram a potencialidade das imagens disponíveis na plataforma *Google Earth* para classificação, baseada em objetos, do uso e cobertura da terra, comparada a uma classificação paralela de uma imagem *QuickBird* (QB). Nenhuma diferença significativa foi encontrada entre estes dois resultados, mostrando o grande potencial dessas imagens para esse fim.

Lopes (2009) propôs uma metodologia para validação de imagens de alta resolução disponíveis na plataforma *Google Earth* para a produção de mapas, aplicando-a em um estudo de caso, e concluiu que tais imagens podem ser usadas para o mapeamento do uso e cobertura da terra.

5.2.3. Obtenção dos dados

Para a análise temporal da cobertura da terra foram levantadas informações cadastrais, bem como imagens orbitais disponíveis para as datas das avaliações em cada local. Optou-se por usar as imagens de alta resolução disponíveis gratuitamente nos bancos de dados dos projetos, em sites na internet e na Plataforma *Google Earth*.

Foram utilizadas imagens orbitais de alta resolução oriundas do banco de dados do software ArcGIS Ersi, banco de dados dos projetos, da plataforma *Google Earth* e as Ortofotos do Projeto RJ-25 do IBGE. Também foram utilizados dados cadastrais que estavam disponíveis na *internet* e no banco de dados das instituições responsáveis pelos projetos aqui estudados. A lista dos materiais utilizados é apresentada no Quadro 6.

Quadro 6 - Materiais usados na pesquisa.

Caso	Materiais usados	Observações
Município de Extrema – MG	Imagem <i>Quickbird</i> 2006	Resolução espacial de 0,6 m. Disponibilizada pelo departamento de Meio Ambiente do Município de Extrema.
	Imagem <i>Digital Globe (Quickbird)*</i> 05/2007	Resolução espacial de 0,60 m. Disponível na Plataforma <i>Google Earth</i>
	Imagem <i>CNES/Astrium e Digital Globe (Quickbird)</i> 04/2014	Resolução espacial entre 0,5 -1,50 m Disponíveis na Plataforma <i>Google Earth</i>
	<i>Shapefile</i> contendo os limites das Sub-bacias hidrográficas	Disponibilizados pelo departamento de Meio Ambiente do Município de Extrema.
	Material em DWG coletados em campo pela equipe da prefeitura	Material em formato DWG contendo informações do uso do solo nas propriedades dos anos de 2005 e 2010, escala 1:10.000.
	<i>Shapefile</i> contendo as áreas restauradas com florestas nativas (datado de fevereiro de 2014).	Dados coletados em campo e disponibilizados pelo departamento de Meio Ambiente do Município de Extrema, no formato DWG, escala 1:10.000.
	Folha SF-23-Y-B-IV-3 – MI-2739-3	IBGE escala 1:50.000. Disponível no site do IBGE
Município de Rio Claro - RJ	Ortofotos IBGE, 2006	Resolução espacial de 0,7 m. Disponível no site do IBGE**
	Mosaico de imagens <i>IKONOS</i> 2007	Resolução espacial de 3,9 m. Disponibilizada pelo ITPA.
	Imagem Digital Globe 07/2007	Resolução espacial de 0,6 m. Disponíveis na Plataforma <i>Google Earth</i>
	Imagens <i>CNES/Astrium e Digital Globe</i> 04/2013 e 08/2015	Resolução espacial de 0,5 -1,50 m Disponíveis na Plataforma <i>Google Earth</i>
	Propriedades participantes do programa PAF (<i>shapefile</i>)	Fornecidos pela TNC/TecnoGeo
	Limite da microbacia do rio das Pedras (<i>shapefile</i>)	Fornecido pelo ITPA
	Uso do solo do ano de 2008 na microbacia do rio das pedras e 2010 de toda a bacia do Guandu (<i>shapefile</i>)	Produzidos em escala 1:10.000 e trabalhos de campo pela equipe do ITPA. Ambos disponibilizados pelo ITPA.
<i>Shapefile</i> contendo as áreas restauradas com florestas nativas	Arquivo contendo as áreas de plantio realizados no PAF.	
Município de Bonito – MS	Folha SF.23-Z-A-V-4 MI-2743-4	IBGE escala 1:50.000
	Imagem <i>Digital Globe</i> 08/2003	Resolução espacial de 0,60 m. Disponível na Plataforma <i>Google Earth</i>
	Imagem - <i>World Imagery – Digital Globe</i> 09/2010	Resolução espacial 0,5 m. Disponível no <i>Basemap</i> do software ArcGIS.
	<i>Shapefile</i> das propriedades participantes do projeto Formoso Vivo	Fornecido pela Fundação Neotropica do Brasil

PAF – Produtores de Água e Floresta. * Sensor: *QuickBird* (QB02) *Band Info: Pan_MS1*.** ftp://geoftp.ibge.gov.br/imagens_aereas/ortofoto/projeto_rj_escala_25mil/tif/.

Não foram encontradas imagens disponíveis em datas que coincidissem exatamente com todas as datas de início dos projetos aqui avaliados. Por este motivo, foram usadas imagens com datas o mais próximo possível do início de cada projeto e que estivessem disponíveis gratuitamente.

a) Projeto Conservador das Águas em Extrema – MG

No caso de Extrema, as imagens do ano de 2007, que é o ano de início das ações do projeto em campo, estavam disponíveis apenas para uma parte das sub-bacias hidrográficas avaliadas. Assim, foram usadas para digitalizar a cobertura da terra no tempo inicial imagens do ano de 2007 e uma imagem do ano de 2006, ambas provenientes do mesmo satélite e com resolução espacial de 0,6 m. Ressalta-se que, comparando as duas imagens de 2006 e 2007 as partes que coincidiam em ambas, não foi observada nenhuma diferença nos tipos de cobertura entre as imagens. Para a avaliação final, além da imagem do ano de 2014 com resolução espacial entre 0,5 e 1,5 m, foram adicionadas, na sub-bacia hidrográfica das Posses, que é a área com PSA, as áreas restauradas pelas ações do projeto.

Os limites das sub-bacias hidrográficas das Posses e dos Forjos foram fornecidos pela equipe do projeto Conservador das Águas. No caso da bacia das Posses, percebe-se que o limite foi desenhado a partir dos limites de todas as propriedades da sub-bacia e que estão envolvidas no esquema de PSA. Eventualmente, os limites das propriedades podem ultrapassar a área da bacia, no entanto, como o pagamento é feito pela área total da propriedade, justifica-se o uso dessas áreas para fins de avaliações. Dessa forma, a área contemplada pelo pagamento é maior que a área oficial da sub-bacia.

b) Projeto Produtores de Água e Floresta Guandu – Lídice em Rio Claro – RJ

Para o caso do município de Rio Claro as imagens do ano de início do projeto, 2009, presente na plataforma *Google Earth*, estavam comprometidas pela grande quantidade de nuvens. Assim, as imagens disponíveis aptas para a fotointerpretação visual da cobertura da terra no tempo inicial, antes da aplicação das ações do programa, foram as Ortofotos do IBGE, projeto RJ-25, com resolução espacial de 0,7 m e escala 1:25.000, datadas de 2006, e o mosaico com imagens IKONOS do ano de 2007 fornecido pelo IPTA.

Assim, o mapa inicial da microbacia do rio das Pedras foi obtido com base nas Ortofotos e complementado pelo mosaico IKONOS, resultando no mapa de cobertura do ano

de 2007. O mapa final foi obtido com base em imagens da CNES/Astrium e Digital Globe datadas de 2003 e 2015, devido à indisponibilidade da imagem do ano de 2015 que cobrisse toda a área da microbacia. No entanto, além da cobertura florestal visível nestas imagens, foram adicionadas aos mapas as áreas que receberam restauração florestal pelas ações do PSA.

Para a área sem PSA (área vizinha de referência), a “microbacia do rio dos Pires”, o mapa para as avaliações iniciais foi criado a partir da imagem do ano de 2007 da *Digital Globe* com resolução espacial de 0,6 m. O mapa final foi feito com base em imagens da *CNES/Astrium e Digital Globe* do ano de 2015 com resolução entre 0,5 e 1,5 m, as quais estavam disponíveis para toda a área avaliada.

c) Projeto Formoso Vivo – Bonito – MS

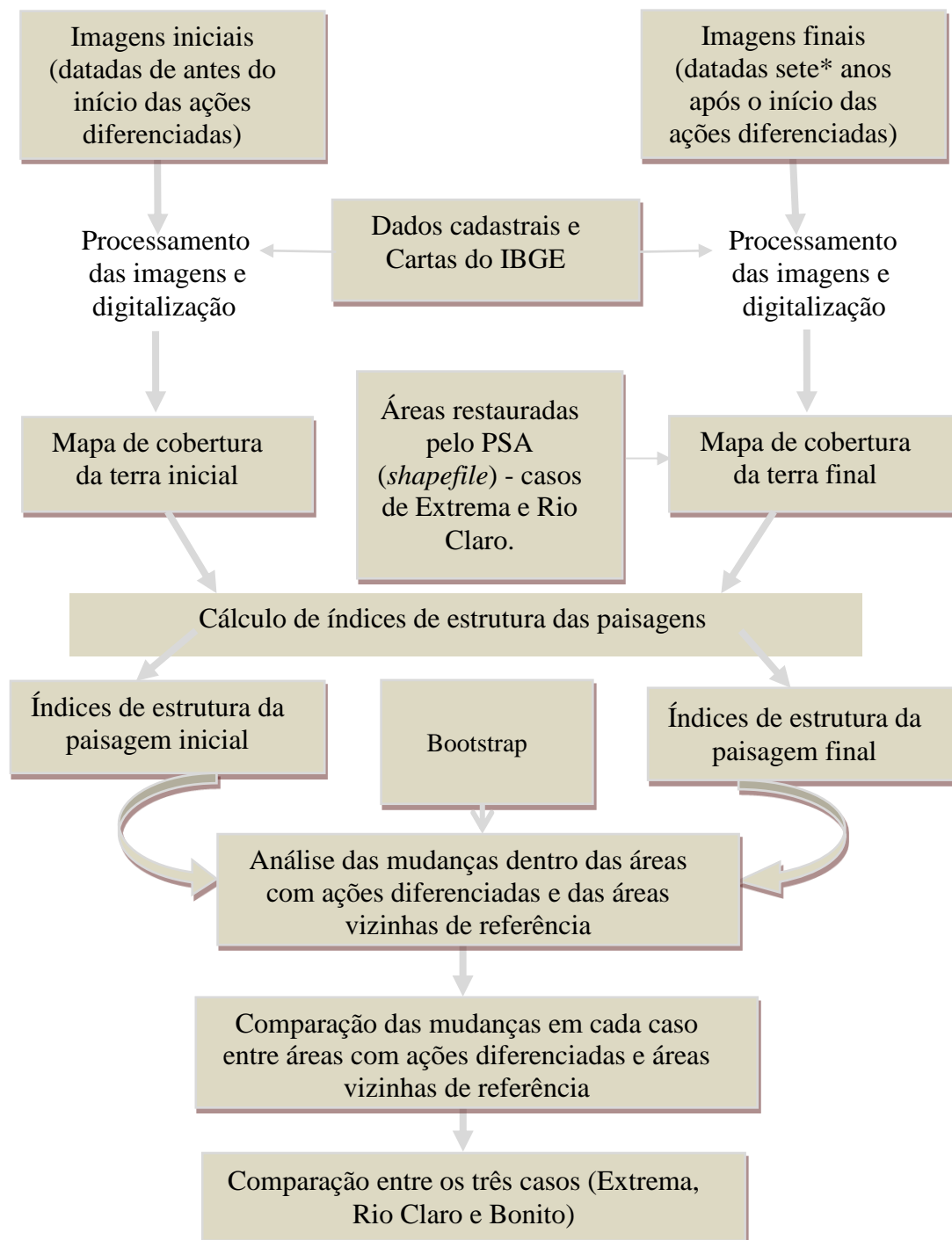
No caso do município de Bonito, as imagens disponíveis coincidiram com as datas do projeto. Nesse caso, no mapeamento dos dados para avaliação inicial foi usada a imagem do ano de 2003 com resolução espacial de 0,6 m e, para o ano final de avaliação, a imagem de 2010 com 0,5 m de resolução.

Os limites das propriedades e áreas restauradas, tanto no caso de Extrema como de Rio Claro, foram obtidos com apoio de mapeamento e visita em campo. Maiores detalhes são encontrados em Pereira (2013), Pereira et al. (2013) e Ruiz (2015). Os limites das propriedades participantes do Projeto Formoso Vivo também foram obtidos por meio de levantamentos de campo feitos por equipe especializada (detalhes em Loubet, Paulino e Contantino (2007).

Ressalta-se que não é possível afirmar com exatidão as resoluções das imagens CNES/Astrium aqui usadas. Porém, informações adquiridas no site da AIRBUS DEFENCE & SPACE E DAS NAÇÕES UNIDAS afirmam que as imagens enviadas pela empresa *Astrium* à plataforma *Google Earth* são dos satélites *Astrium Pléiades* com resolução 0,5 m e SPOT 6 e 7 que, operando junto com o *Pléiades*, geram imagens com resolução de 1,5 m. Desta forma, a resolução de tais imagens está entre 0,5 e 1,5 metros.

5.2.4. Preparação dos dados e elaboração de mapas de cobertura da terra

A Figura 6 traz um resumo das principais etapas do mapeamento e análise da paisagem, as quais serão descritas a seguir.



* Exceto Rio claro – RJ, descrito nas seções seguintes.

Figura 6 - Fluxograma descrevendo as principais etapas de mapeamento e análises.

Todos os arquivos e imagens foram pré-processados e padronizados para o mesmo sistema de referência geográfica, tendo como base os dados do IBGE e os mapas topográficos em escalas 1:10.000. No caso de Bonito, a referência foi a imagem do Basemap do ArcGIS.

As imagens provenientes da plataforma *Google Earth Pro* foram registradas em arquivos digitais por meio de fragmentos de imagens salvos em JPEG com a resolução máxima (4800x2845), que na totalidade cobriram cada área de estudo, para que se obtivesse maior detalhamento na interpretação, conforme detalhes descritos em Tretin (2008). A imagem foi fragmentada com o objetivo de obter a melhor resolução espacial possível (0,5 m) das imagens disponíveis. Assim, cada fragmento foi salvo em uma escala de 1:500 definida no próprio software *Google Earth Pro* e respeitada para todos os fragmentos de imagens em todas as áreas de estudo. Para o georreferenciamento foram usados os softwares Quantum GIS (QGIS) e ArcGIS. O erro médio quadrático (RMS) foi controlado com valor inferior a 1 (um) pixel. A digitalização com base nas imagens obtidas ocorreu no ambiente do software ArcGIS.

Para auxílio na classificação foram coletados dados bibliográficos de cada área de abrangência do estudo, como sugere Novo (1992), sendo consideradas as informações como: características das áreas, mapas de uso de solo e imagens de alta resolução de outros anos. Essa busca teve como objetivo o conhecimento prévio dos locais para auxiliar na classificação visual.

A diferenciação dos objetos na classificação da cobertura da terra foi feita com base nos elementos identificados por Novo (1992), principalmente para as coberturas de silvicultura comercial (no município de Extrema), pasto sujo (em Bonito) e áreas de florestas nativas. Em relação às áreas com reflorestamento comercial, foi considerado que as mesmas possuem uma vegetação homogênea em relação ao espaçamento, altura e idade dos indivíduos, bem como a textura mais lisa que as florestas naturais. Diante disso, os eucaliptos antigos, com maior espaçamento e textura mais rugosa provavelmente foram abandonados e contém regeneração natural no sub-bosque, o que poderá resultar em áreas florestais. Em relação à cobertura da terra com pasto sujo, essas áreas apresentam árvores espaçadas sem composição de dossel. Contudo, tais áreas foram alvo de conferência da verdade em campo, tendo-as como pontos de referência da classe.

Os mapas de cobertura da terra foram obtidos por fotointerpretação das imagens orbitais de alta resolução espacial e Ortofotos já descritas no tópico anterior. O mapeamento foi realizado em tela com escala padronizada em 1:3000, tendo como resultados mapas

binários de floresta e não floresta, em duas datas distintas, antes das implantações das ações de conservação e sete anos depois do início das ações, nos casos de Extrema e Bonito, e nove anos depois no caso de Rio Claro. O procedimento ao digitalizar foi o mesmo para todas as imagens nas diferentes áreas. Sen, Bayramoglu e Toksoy (2015) também usaram escalas de digitalização variando de 1:3000 a 1:5000 na classificação de fotografias aéreas.

Foram incluídas na classe denominada “floresta” somente áreas com cobertura florestal nativa¹², não importando a densidade ou idade das mesmas, ou seja, foram contabilizadas áreas de capoeiras, florestas em estágio inicial, médio e avançado. A classe denominada “outras coberturas” consistiu no agrupamento de todas as outras classes, como: áreas agrícolas, áreas urbanas, construções rurais, afloramento rochosos, áreas úmidas sem cobertura florestal nativa, cercas vivas isoladas, pastos, cursos d’ água, silvicultura comercial, dentre outros.

Cientes de que a definição de floresta pode trazer diferentes resultados, a presente pesquisa optou por contabilizar como floresta nativa apenas as áreas com cobertura arbórea que formasse um maciço florestal visível nas imagens analisadas. Desta forma, cercas vivas e árvores isoladas não foram contabilizadas como floresta, visto que estes elementos isolados podem ser mais facilmente suprimidos em relação aos maciços florestais. Do mesmo modo, as áreas alagadas, no caso do município de Bonito, que não apresentavam formações florestais, mesmo quando estavam ocupadas por vegetação nativa, foram consideradas como outras coberturas. As áreas rochosas, que apareceram nas áreas em Extrema e Rio Claro, também foram consideradas como outras coberturas.

Sabe-se da importância das cercas vivas e árvores isoladas na sua função como trampolins e *stepping stones* para algumas espécies que os usam (PIRES et al., 2002; BOSCOLO et al., 2008; MENEZES JR. et al., 2008; PREVEDELLO; DELCIELLOS; VIEIRA, 2009), no entanto, outros trabalhos (LIRA et al., 2007; FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2009) não apresentam dados do uso desses elementos em suas análises. Para tanto, outros cenários em que se leve em consideração esses elementos podem chegar a resultados diferentes.

Kalacska et al. (2008) definem floresta como uma superfície de terra mínima de 0,05-1 ha com cobertura de copa, porém, optou-se por não determinar uma unidade mínima, uma vez que os dados são oriundos de imagens com tamanho de pixel entre 0,5 e 1,5 m. Ainda, há

¹² No caso do município de Extrema, eucaliptos com indivíduos nativos regenerantes no sub-bosque também foram considerados como floresta.

áreas restauradas muito pequenas, o que inviabilizaria a determinação exata de uma área mínima.

Pelo fato das imagens utilizadas serem de alta resolução, o que permitiu uma classificação adequada para este trabalho com classificação de floresta e não floresta, e também por haver grande quantidade de dados disponíveis sobre cada área de abrangência do estudo, como mapas de uso do solo de anos anteriores, nos casos das áreas estudadas em Extrema e Rio Claro, julgou-se não ser necessária a verificação das informações em campo para todos os locais. Também foram consideradas possíveis dificuldades relativas à necessidade de permissões para se ter acesso às áreas de propriedade privada.

Porém, com a finalidade de conhecer melhor o local de estudo e esclarecer dúvidas tais como a distinção de eucaliptos antigos com ou sem regenerantes nativos no sub-bosque, no caso de Extrema, e pasto sujo ou capoeira no caso de Bonito, foram feitas visitas de campo nestes dois locais, onde foi possível visualizar as áreas próximas às estradas. Com tais visitas observou-se que todos os outros tipos de cobertura interpretados pela imagem correspondiam ao dado real no campo. No caso do projeto Produtores de Água e Floresta (em Rio Claro), não houve situações que levantassem dúvidas referentes ao tipo de cobertura como nos outros locais.

5.3. Análise da dinâmica espacial e temporal

Foram criados mapas de cobertura da terra de duas datas distintas, correspondentes à avaliação inicial e final, para cada área de estudo. A avaliação inicial foi realizada em uma data anterior à aplicação das ações dos projetos avaliados. Quanto à última avaliação, a intenção para todos os locais era fazer a diferença de cobertura da terra em um tempo de sete anos após o início da aplicação dos instrumentos. Porém, devido às restrições na disponibilidade de imagens gratuitas para algumas datas, não foi possível avaliar um espaço de tempo igual para os três estudos de caso.

Assim, as avaliações finais para os casos dos municípios de Extrema – MG e Bonito – MS foram realizadas com diferença de sete anos, aproximadamente, após aplicação do instrumento, 05/2007 a 04/2014 e 08/2003 a 09/2010, respectivamente. Para o caso do município de Rio Claro – RJ, o tempo de avaliação foi de nove anos, aproximadamente, de

2007 a 2015, visto que não foi possível saber o mês de coleta das imagens *IKONOS*. Entretanto, o tempo de aplicação das ações do PSA em campo foi de sete anos, 2009 a 2015.

Com relação às áreas que receberam PSA em Extrema e em Rio Claro (Sub-bacia das Posses e microbacia do Rio das Pedras, respectivamente), além das informações obtidas com a interpretação das imagens, também foram adicionados os polígonos correspondentes às áreas restauradas. Ainda que o processo de formação florestal não seja perceptível nas imagens, tais áreas têm potencial declaratório de se tornar floresta no futuro.

5.3.1. Configuração da paisagem e unidades de análises

Para a análise da estrutura da paisagem e suas variações ao longo do tempo foram usadas métricas empregadas na ecologia de paisagem, previamente selecionadas com base em estudos realizados no mundo e na Mata Atlântica brasileira, os quais relatam a significância ecológica dessas métricas e seu potencial em descrever e comprar a estrutura espacial da cobertura florestal (APAN; RAINE; PETERSON, 2002; METZGER, 2006; CUSHMAN; McGARIGAL; NEEL, 2008; DENG et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; CALEGARI et al., 2010; FRATE et al., 2014; SEN; BAYRAMOGLU; TOKSOY, 2015). O uso de métricas é umas das maneiras de se quantificar os padrões da paisagem visando relacionar tais padrões com os processos ecológicos (METZGER, 2006).

Buscou-se usar o menor número de métricas independentes que fossem suficientes para quantificar a estrutura da paisagem, visto que muitas métricas medem simultaneamente vários aspectos da paisagem. Algumas métricas ainda são inerentemente redundantes, apresentando a mesma informação básica (CUSHMAN; McGARIGAL; NEEL, 2008). A seleção das métricas apropriadas também está relacionada à escala da paisagem e suas propriedades ecológicas, como padrões e processos e, sendo assim, a escolha das métricas apropriadas está relacionada com cada paisagem específica (FRATE et al. 2014).

Mesmo em PSAs hídricos, a importância dessas métricas se justifica pela necessidade da floresta se autossustentar, de maneira que possa se perpetuar ao longo do tempo e manter a capacidade de prover serviços ambientais. Fatores como o efeito de borda e o isolamento dos fragmentos florestais colocam em risco a perpetuidade dessas florestas.

Conforme Bu et al. (2014), que investigaram o efeito da configuração da paisagem em 11 zonas dentro da bacia hidrográfica do rio Taizi na China, os indicadores de paisagens

fragmentadas estão positivamente correlacionados com maior qualidade de água. Os autores constaram um desempenho inferior dos parâmetros de qualidade de água relacionados à paisagens com fragmentação elevada. Haidary et al. (2013) também verificaram menores concentrações de nutrientes e sólidos, em áreas alagadas no Japão, relacionadas a uma maior proporção de florestas.

A distância do vizinho mais próximo é um indicador efetivo para a variáveis oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, silicato, nitrogênio amoniacal, ortofosfato e fósforo total durante a estação seca. Áreas com maior proporção de vegetação foram correlacionas com melhor qualidade de água (BU et al., 2014).

Em função da escassez de dados sobre o deslocamento de espécies em matrizes heterogêneas e dos objetivos das ações avaliadas terem como foco a estrutura da cobertura florestal nativa, optou-se por selecionar parâmetros relativos à questão dos fragmentos florestais, considerando uma matriz homogênea. Assim, os resultados desta pesquisa podem ser correlacionados com os trabalhos já publicados (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; LIRA et al., 2007; MENEZES-JR, et al., 2008; PASSAMANI; RIBEIRO, 2009). Nada impede que, com a evolução dos trabalhos e do conhecimento a respeito da matriz, se indique a necessidade de pesquisas futuras agregando a heterogeneidade da matriz como um elemento importante.

As métricas aqui avaliadas foram: porcentagem de floresta nativa na paisagem, tamanho dos fragmentos florestais, área de borda e área central dos fragmentos florestais e isolamento (distâncias euclidianas e do vizinho mais próximo).

A área central é definida como a área no interior de um fragmento que não está sobre a influência dos efeitos de borda (profundidade de 50 metros nesse estudo). Os efeitos de borda são resultantes da combinação de fatores bióticos e abióticos que alteram as condições ambientais como radiação solar, ventos e umidade nesses ambientes, quando comparadas às áreas interiores (MCGARIGAL et al., 2014). Por outro lado, a métrica de isolamento está relacionada ao grau em que os fragmentos estão isolados.

A seleção de tais métricas foi baseada no estudo de Ribeiro et al. (2009), que utilizaram esses indicadores para analisar a configuração da Mata Atlântica e indicaram que tais métricas podem ser facilmente empregadas no planejamento para conservação.

Neste estudo, o cálculo dos parâmetros de análise da paisagem feitos pelos softwares ArcGIS 10.2 (ERSI) e *Fragstats*. As distâncias euclidianas foram geradas por meio de *buffers* da borda dos fragmentos em direção à matriz e as distâncias médias do vizinho mais próximo

pela fórmula $ENN_{MN} = H_{ij}^{13}$. A área central e de borda foram mensuradas por meio da profundidade dos fragmentos, calculadas com base nas distâncias euclidianas (50 metros) geradas no sentido da matriz para o interior dos fragmentos florestais.

Os parâmetros foram calculados para as paisagens inteiras e, posteriormente, cada paisagem foi subdividida em amostras. Cada área de estudo foi subdividida em grades quadradas de 500x500 metros (Apêndice A), analisando-se apenas as amostras que continham 100% das áreas dispostas dentro dos limites das paisagens. Essa análise abrangeu a porcentagem média de floresta nativa, porcentagem média de área central e as médias das distâncias euclidianas.

O parâmetro média do vizinho mais próximo foi avaliado apenas para as paisagens inteiras, no software *Fragstats*.

As médias das distâncias euclidianas em cada amostra foram obtidas por meio do módulo *Zonal Statistics* do software ArcGIS, enquanto que as médias de área central e porcentagem de floresta foram calculadas no Microsoft Excel (Apêndice B).

Para testar se os resultados das métricas de paisagens diferiram dentro de cada área com ações diferenciadas (ACAD) e áreas vizinhas de referência (AVR) e entre as ACAD (PSA e C&C diferenciado) e a AVR (C&C tradicional) (Figura 7), as amostras foram reamostradas no *bootstrap*, no qual foram gerados intervalos de confiança para cada variável. Foram consideradas diferentes as mudanças nas métricas de paisagem cujos intervalos de confiança não se sobrepuseram (MANLY, 1997).

¹³ “ H_{ij} = distância (m) a partir da mancha ij para a mancha vizinha mais próxima do mesmo tipo (classe), com base na distância de borda a borda da mancha, calculado a partir do centro da célula para o centro da célula” MCGARIGAL et al. (2014).

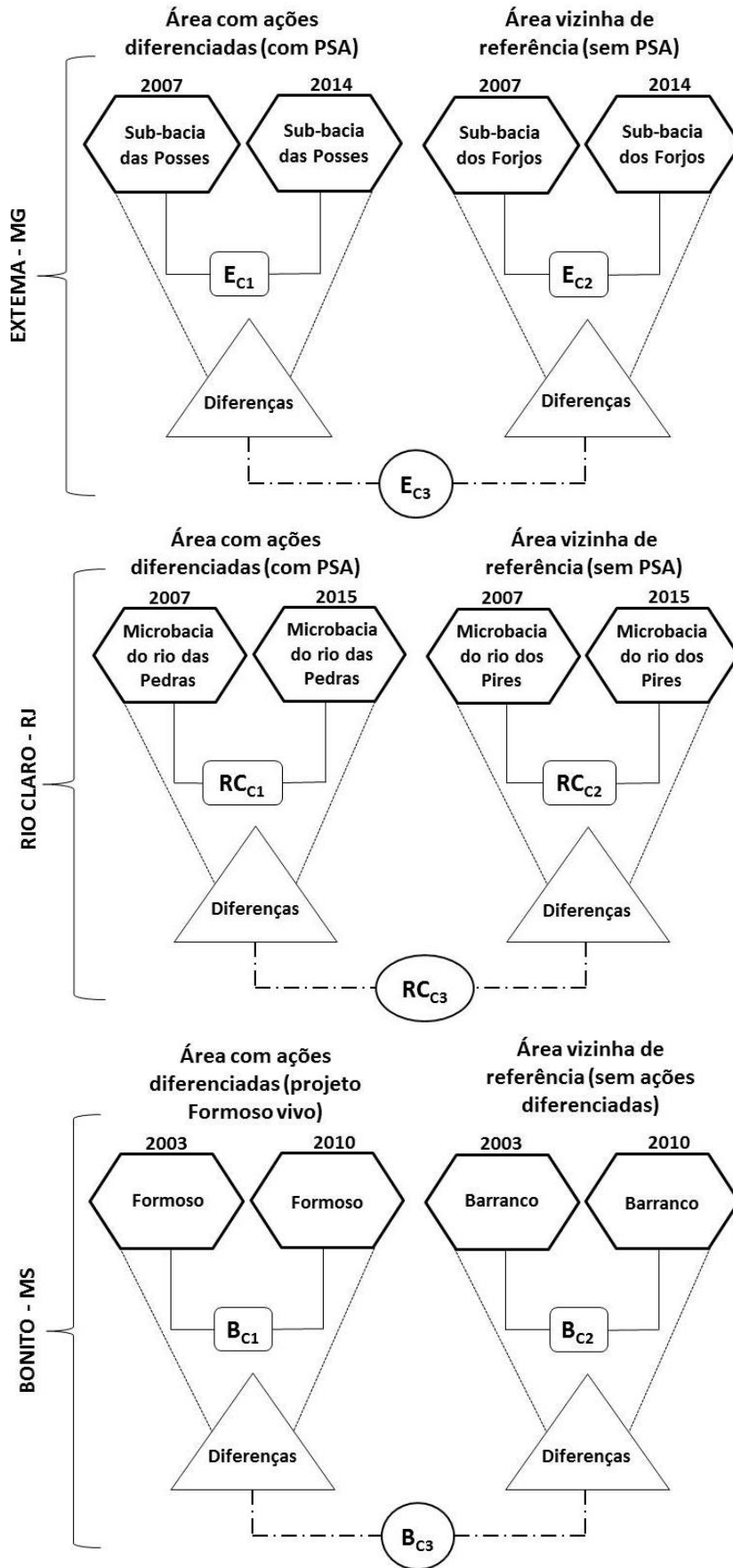


Figura 7 – Esquema representativo das combinações estatísticas. E: Extrema - MG; B: Bonito - MS; RC: Rio Claro- RJ e c: combinação.

Dentre as amostras em cada área de estudo e em cada data avaliada, foram obtidas 10.000 reamostras por *bootstrap* (amostras de 500x500 m) pelo programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016). Para cada uma das 10.000 reamostras foi estimada a taxa nas métricas avaliadas (cobertura florestal, área central e isolamento), calculando a média de cada uma das reamostras. Desse modo, foi verificado se houve ou não diferença entre as médias de cada métrica, analisando os valores inferiores e superiores (limites) segundo um intervalo de confiança de 99% (MANLY, 1997).

6. Resultados e Discussão

Para observar a taxa de mudança na cobertura florestal ao longo de aproximadamente sete anos, foram calculadas as diferenças entre a área coberta por floresta na data da avaliação final e a área coberta por floresta na data da avaliação inicial, para os três casos e nas formas de gestão (ações diferenciadas e comando e controle tradicional).

Essas mudanças temporais nas taxas de cobertura florestal podem ser observadas nas Figura 8, Figura 9 e Figura 10, nas quais se verifica que o acréscimo de floresta ocorreu em quase todos os casos e tipo de instrumento analisado (ações diferenciadas e comando e controle tradicional), com exceção de uma das áreas, em Bonito, onde houve saldo negativo na cobertura florestal da área vizinha de referência.

A Tabela 1 resume esses valores, ilustrando com sinal positivo os locais onde os ganhos de floresta foram maiores que as perdas e com sinal negativo os locais onde as perdas foram maiores que os ganhos. Os valores estão apresentados em hectares (ha) e em porcentagem (%).

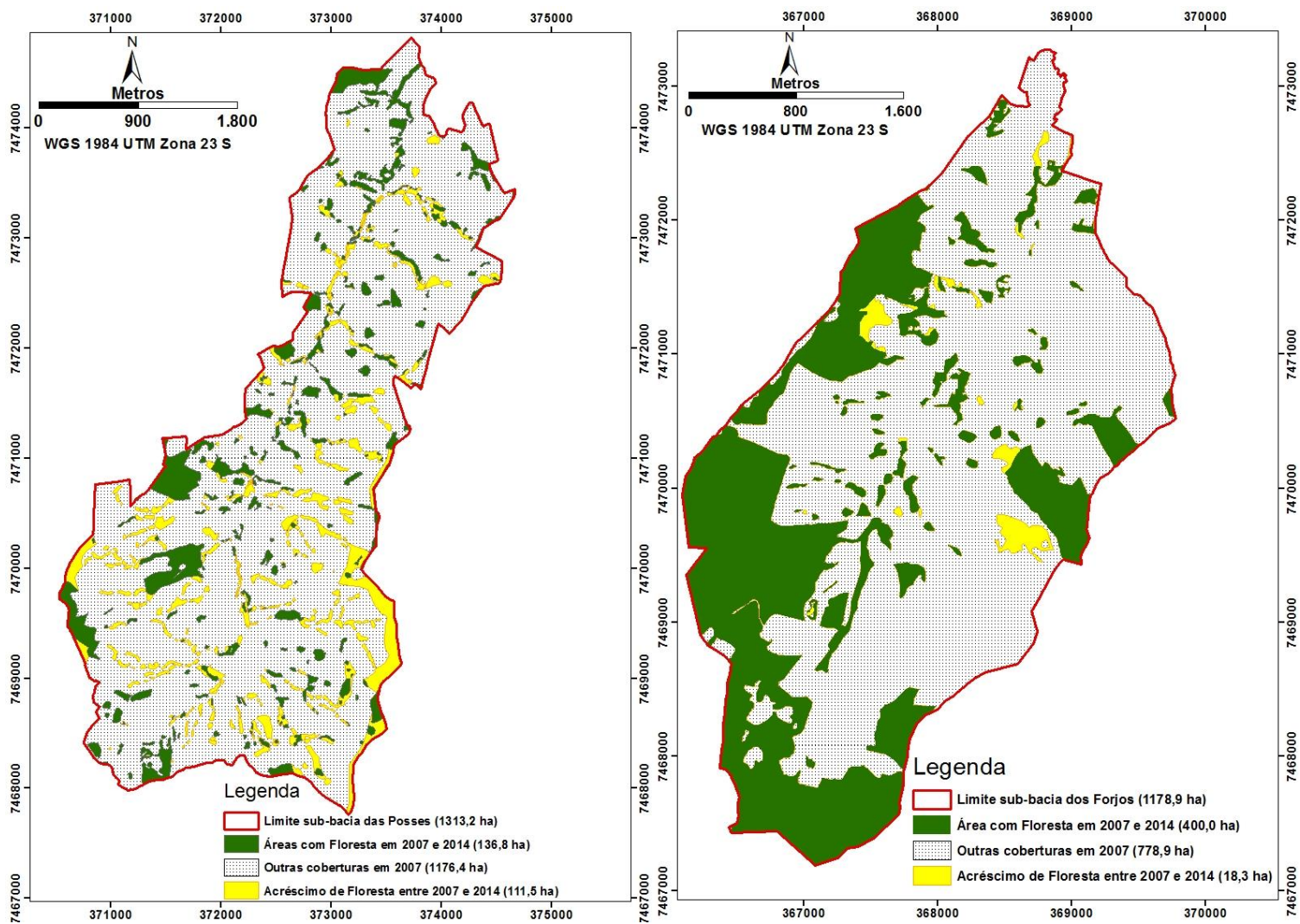


Figura 8 – Distribuição da floresta nativa nas sub-bacias das Posses (área com ações diferenciadas – com PSA) e dos Forjos (área vizinha de referência - sem PSA) nos anos de 2007 e 2014 em Extrema – MG.

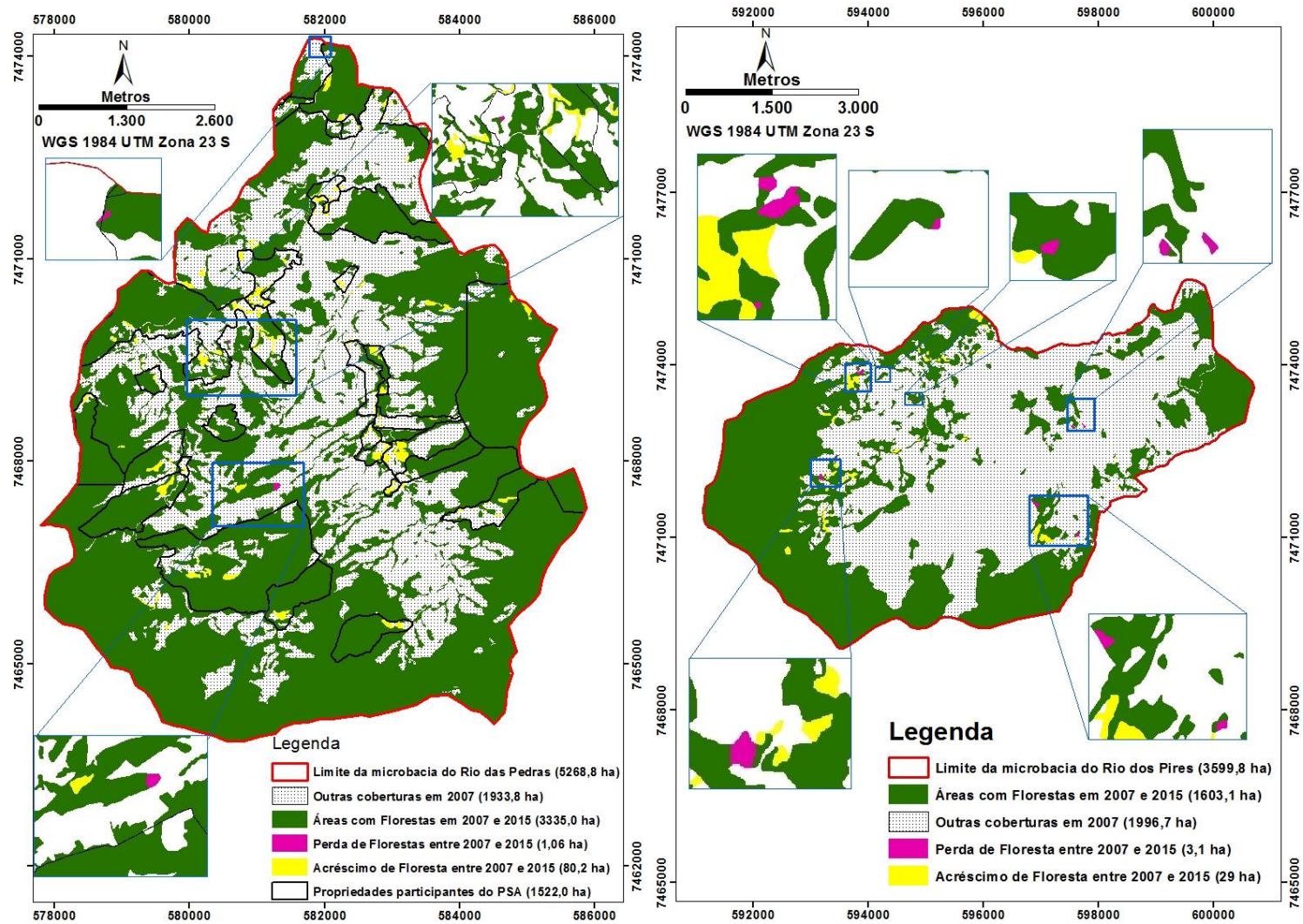


Figura 9 - Distribuição da floresta nativa nas microbacias dos rios das Pedras (área com ações diferenciadas – com PSA) e dos Pires (área vizinha de referência - sem PSA) nos anos de 2007 e 2015 em Rio Claro – RJ.

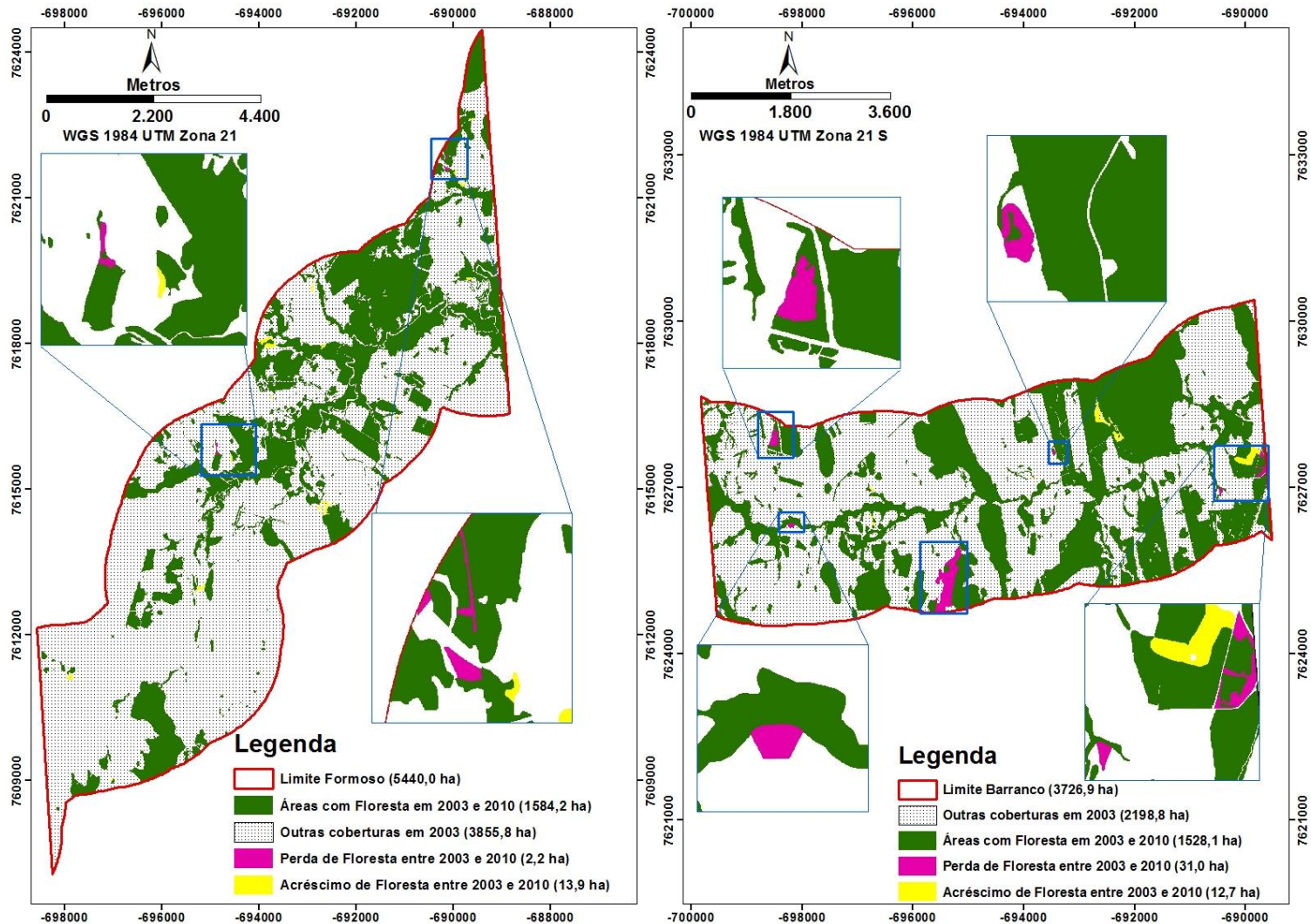


Figura 10 - Distribuição da floresta nativa na área do Formoso (com arranjo institucional diferenciado – Projeto Formoso vivo) e Barranco (área vizinha de referência - sem arranjo institucional diferenciado) nos anos de 2003 e 2010 em Bonito – MS.

Tabela 1 - Resumo das mudanças na cobertura florestal (em números absolutos e percentuais) entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas.

Caso		Inicial		Final		Diferença de CF total na área estudada (A2-A1) ha (%)	Proporção de ganho de CF em relação à cobertura florestal inicial (A2-A1)/A1 (%)
		Floresta (A1) ha (%)	Outras coberturas (B1) ha (%)	Floresta (A2) ha (%)	Outras coberturas (B2) ha (%)		
Extrema	Sub-bacia das Posses– Área com ações diferenciadas (Conservador das Águas)	136,8 (10,4)	1176,4 (89,6)	248,3 (18,9)	1064,9 (81,1)	111,5 (8,5)	81,4
	Sub-bacia dos Forjos - Área vizinha de referência (sem PSA)	400,0 (33,9)	778,9 (66,1)	418,3 (35,5)	760,6 (64,5)	18,3 (1,6)	4,6
Rio Claro	Microbacia do rio das Pedras Área com ações diferenciadas (Produtores de Água e Floresta)	3335,0 (63,3)	1933,8 (36,7)	3414,1 (64,8)	1854,7 (35,2)	79,1 (1,5)	2,4
	Microbacia do rio dos Pires - Área vizinha de referência (sem PSA)	1603,1 (44,5)	1996,7 (55,5)	1629,0 (45,3)	1970,8 (54,7)	25,9 (0,7)	1,6
Bonito	Formoso - Área com ações diferenciadas (Projeto Formoso Vivo) -	1584,2 (29,1)	3855,8 (70,9)	1595,9 (29,3)	3844,0 (70,7)	11,7 (0,2)	0,7
	Barranco - Área vizinha de referência (sem ações diferenciadas) -	1528,1 (41,0)	2198,8 (59,0)	1509,8 (40,5)	2217,1 (59,5)	-18,3 (-0,5)	-1,2

PSA = Pagamento por Serviços Ambientais; CF = Cobertura Florestal; ha = hectares.

As análises estatísticas de comparação da cobertura florestal foram realizadas de acordo com a Figura 7, conforme apresentado nos métodos dessa pesquisa (página 72). As comparações dos tipos de gestão em cada caso, ou seja, entre as áreas com ações diferenciadas (com PSA ou Comando e Controle diferenciado) e áreas vizinhas de referência (Comando e Controle tradicional) estão apresentadas Tabela 2. Observa-se que em todas os casos estudados as comparações entre as médias das taxas de mudança na cobertura florestal apresentaram diferença estatística significativa entre as áreas com ações diferenciadas e áreas vizinhas de referências, no intervalo de confiança de 99% (Tabela 2), pois os limites dos intervalos de confiança não se sobrepõem.

Tabela 2 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na cobertura florestal entre as áreas com ações diferenciadas e as áreas vizinhas de referência.

Área de Estudo		Comparação entre o saldo de CF (diferença entre o ano final e inicial) das áreas com ações diferenciadas com as áreas vizinhas de referência		
		Média (%)	IC inferior	IC superior
Extrema - MG	ACAD	7,50	6,41	8,59
	AVR	2,02	0,66	2,83
Rio Claro - RJ	ACAD	1,64	1,40	1,74
	AVR	0,66	0,45	0,77
Bonito - MS	ACAD	0,22	0,15	0,26
	AVR	-0,37	-0,67	0,12

ACAD – área com ações diferenciadas: correspondem às áreas que receberam ações do PSA, nos casos de Extrema e Rio Claro e arranjo diferenciado de comando e controle, em Bonito. As AVRs – áreas vizinhas de referência correspondem às áreas que não receberam ações diferenciadas.

Entretanto, quando se compara as mudanças na cobertura florestal ao longo dos anos na própria área, ou seja, quando se verifica se a cobertura florestal analisada após aproximadamente sete anos se diferencia da cobertura inicial, verifica-se que não houve diferença significativa na maioria dos casos. Apenas na área com ações diferenciadas em Extrema – MG essa mudança foi significativa ao longo dos anos (Tabela 3), evidenciando o efeito da gestão aplicada.

Tabela 3 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na cobertura florestal as datas avaliadas (final e inicial) nas áreas com ações diferenciadas (ACAD) e vizinhas de referência (AVR).

Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de CF (diferença entre o ano final e inicial) dentro de cada área (ACAD e AVR)			
		Média (%)	IC inferior	IC superior	
Extrema - MG	ACAD	2007	9,31	6,98	11,03
		2014	16,71	14,64	18,46
	AVR	2007	29,91	21,65	37,14
		2014	31,99	23,48	39,66
Rio Claro - RJ	ACAD	2007	59,66	58,33	61,00
		2015	61,28	59,97	62,60
	AVR	2007	37,99	35,42	40,25
		2015	38,64	36,07	40,90
Bonito - MS	ACAD	2003	29,05	27,63	30,23
		2010	29,28	27,89	30,50
	AVR	2003	30,28	36,23	40,03
		2010	37,86	35,92	39,59

ACAD – área com ações diferenciadas: correspondem às áreas que receberam ações do PSA, nos casos de Extrema e Rio Claro e arranjo diferenciado de comando e controle, em Bonito. As AVRs – áreas vizinhas de referência correspondem às áreas que não receberam ações diferenciadas.

6.1. Conservador das Águas em Extrema - MG.

Considerando o caso de Extrema, nota-se que houve acréscimo na cobertura florestal em ambas as áreas estudadas (Figura 8). Na área com ações diferenciadas a mudança na cobertura florestal ao longo dos anos (E_{C1}) foi significativa (Tabela 3 p. 80) e, em relação à área vizinha de referência (E_{C3}), a média da taxa de floresta também foi significativamente maior (Tabela 2 p. 79).

Em 2007, a sub-bacia das Posses detinha 10,4% (136,8 ha) de sua área coberta por floresta, e sete anos após receber as ações do PSA, em 2014, observa-se um acréscimo de 8,5% de cobertura florestal na sub-bacia, sendo que a área florestal passou a ocupar 18,9 % (248,3 ha) da área total. Já o incremento na área vizinha de referência foi de 1,6%, pois em 2007 havia 33,9% (400 ha) da sub-bacia coberta com floresta e, decorridos sete anos, esse percentual chegou a 35,5 % (418,3 ha).

O percentual de 18,9% de floresta nativa identificado em 2014 na sub-bacia das Posses (área com ações diferenciadas) está abaixo do valor mínimo de 30% sugerido como limiar para conservação por Metzger (2010), com base em Andrén (1994) e Fahrig (2003). Dados recentes da Mata Atlântica para plantas (RIGUEIRA; DA ROCHA; MARIANO-NETO,

2013; LIMA; MARIANO-NETO, 2014) e animais (PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012; ESTAVILLO; PARDINI; DA ROCHA, 2013), corroboram esse limiar.

É importante salientar que, nesse caso, a área com ações diferenciadas detinha inicialmente pouca área coberta por floresta quando comparada à área vizinha de referência. Desse modo, não é surpresa que os ganhos sejam maiores na área com menos floresta, uma vez que há maior necessidade de aumentar a cobertura florestal nessa área.

Um dos problemas recorrentes nos trabalhos dessa natureza é como definir uma área vizinha de referência semelhante à área com ações diferenciadas. Nessa pesquisa buscou-se fazer a melhor escolha possível, uma vez que a sub-bacia dos Forjos era a mais próxima da área com ações diferenciadas com características de relevo, clima, tipo de vegetação, semelhantes e que ainda não havia recebido ações do PSA, na época das avaliações. Nesse sentido, mesmo não sendo a área vizinha de referência ideal por ter percentuais de floresta inicial superior a área com ações diferenciadas, foi a melhor possível.

Observa-se na Tabela 1 (p.73) que o percentual de mudanças na cobertura florestal em relação à área total da sub-bacia das Posses (8,5%) não foi tão expressivo, mas a proporção desse aumento em relação à área de cobertura florestal na data inicial de avaliação foi de 81,4%. Esse último parâmetro, em geral, é o que mais aparece na divulgação dos resultados do PSA. Um exemplo que pode ser citado aqui é o apresentado no artigo de Richards et al. (2015), o qual cita um aumento potencial de aproximadamente 60% da cobertura florestal concentrada ao longo das áreas ciliares da Sub-bacia das Posses. Contudo, os resultados que são importantes para conservação são os ganhos em relação à área total da paisagem.

Em relação aos fragmentos, na sub-bacia das Posses houve um acréscimo de 121 fragmentos (252 em 2007, para 373 em 2014) e, como se nota no Gráfico 1, 83,5% desse acréscimo ocorreu em fragmentos com área menor que 1 hectare, os quais representam 37,5 hectares da cobertura florestal acrescida. Na sub-bacia dos Forjos, que já possuía uma área de floresta maior, ocorreu o aumento de três fragmentos (66 em 2007 e 69 em 2014).

Os tamanhos dos fragmentos podem ser observados no Gráfico 1, no qual é possível verificar que o maior acréscimo de cobertura florestal na sub-bacia dos Forjos ocorreu nas áreas dos fragmentos florestais da classe entre 5 e 10 hectares. Enquanto isso, na sub-bacia das Posses, o maior acréscimo se deu nos fragmentos menores que 1 hectare.

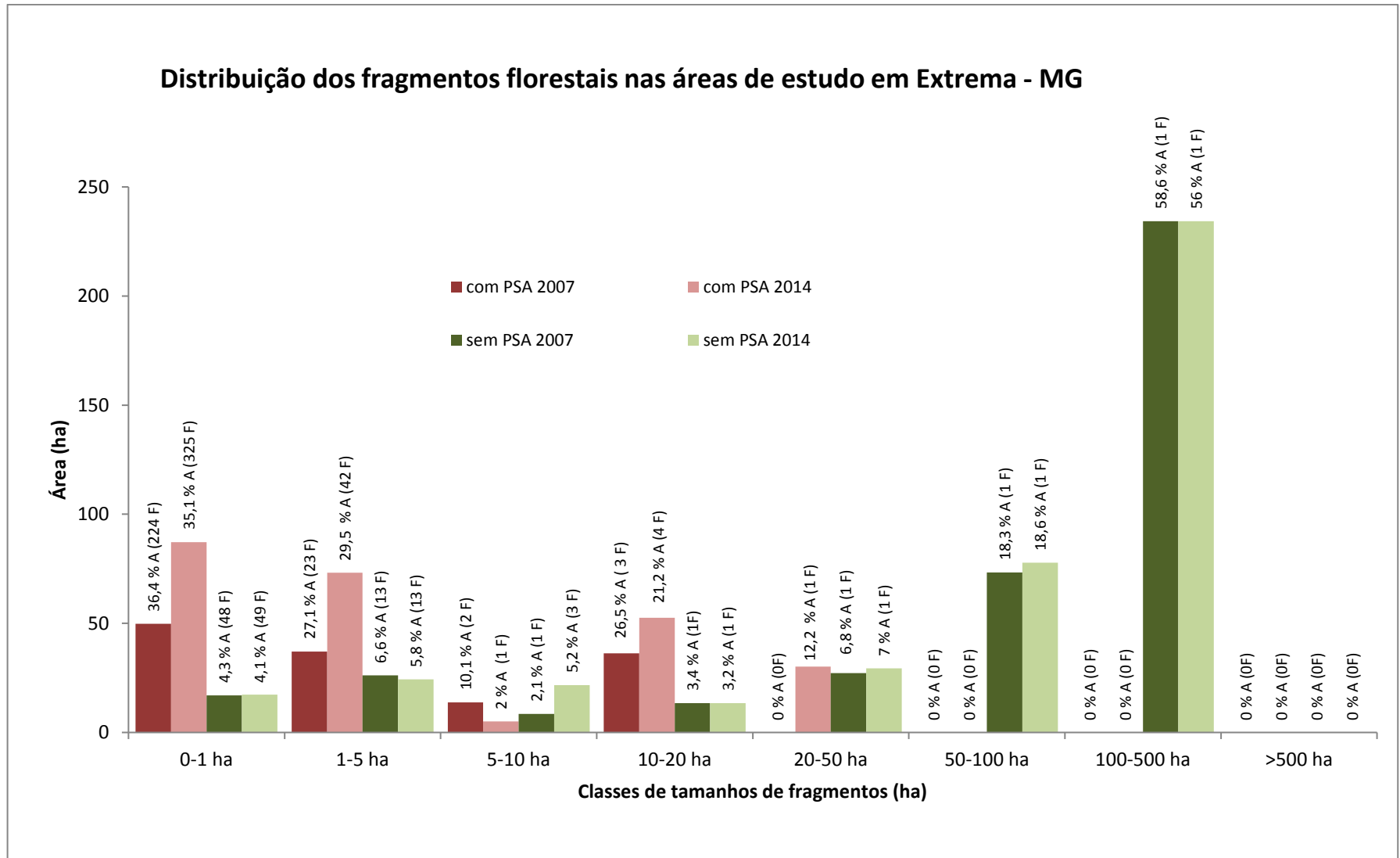


Gráfico 1 – Distribuição dos fragmentos florestais nas áreas de estudo no município de Extrema – Minas Gerais.
PSA – pagamento por serviços ambientais; A: área total de floresta; F: número de fragmentos florestais.

A situação da distribuição dos fragmentos florestais nesse caso se assemelha à outras regiões da Mata Atlântica, como mostram os resultados do estudo de Ranta et al. (1998) realizado em Pernambuco onde foi verificado cerca de 48% dos fragmentos florestais menores que 10 hectares, enquanto apenas 7% eram maiores que 100 hectares. Outro estudo semelhante, de Ribeiro et al. (2009), constatou que mais que 80% dos fragmentos de toda a área da Mata Atlântica brasileira são menores que 50 hectares.

Dentre todos os fragmentos existentes em 2014 na sub-bacias das Posses, 87,1% são menores que 1 hectare e apenas 0,01% (5 fragmentos) são maiores que 10 hectares. A área do maior fragmento nessa sub-bacia foi de 12,7 hectares em 2007 e 30,2 em 2014 (Tabela 4). Essa situação é semelhante a outras 49 paisagens (12x12 km cada) distribuídas na Mata Atlântica Mineira e analisadas por Lima (2014), onde a maior parte (de 47 a 97%) dos fragmentos são menores que 1 hectare.

Tabela 4 – Mudanças na área do maior fragmento entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas no município de Extrema – Minas Gerais.

	Área de Estudo	Maior fragmento (ha)		Diferença (ha)
		Inicial	Final	Final - Inicial
Extrema	ACAD	12,7	30,2	17,5
	AVR	234,3	234,3	0

ACAD - Área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR – área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; ha: hectares;

Fragmentos pequenos são importantes, pois podem funcionar como suplemento à conservação em grandes fragmentos (FORMAN, 1995), uma vez que propiciam melhorias na conectividade da paisagem funcionando como *stepping stones* (RIBEIRO et al., 2009), protegem as espécies raras restritas em pequenos habitats, auxiliam nas taxas de colonização, recolonização e diversidade genética (FORMAN, 1995). Inclusive, para alguns grupos taxonômicos, esses pequenos fragmentos apresentam maior riqueza como, por exemplo, para répteis, conforme constatado por Lion et al. (2016), que verificaram uma maior riqueza de espécies em fragmentos menores que 5 hectares quando comparado a fragmentos ente 25 e 27,4 hectares.

Por outro lado, os resultados de Pivello et al. (2006) aferiram menores índices de diversidade de espécies vegetais em um fragmento pequeno (5,48 ha) e isolado em comparação a um fragmento maior com 175,10 hectares.

Pardini et al. (2009) constataram maior redução na abundância e diversidade de pequenos mamíferos do o esperado em fragmentos menores que 50 hectares, em uma região

de Mata Atlântica fragmentada, o que indica que esses fragmentos estavam abaixo da sua capacidade de carga. Também foi constatado que a abundância total de espécies foi significativamente maior em fragmentos que estavam conectados do que em fragmentos isolados.

Fragmentos pequenos podem ser dominados por área de borda, contendo pouca ou nenhuma área central, como é possível observar na Figura 11, que ilustra o pouco incremento em área central (AC) na Sub-bacia das Posses, mesmo com o aumento expressivo na cobertura florestal. Esse acréscimo pequeno na área central é reflexo do acréscimo de floresta ter ocorrido, principalmente, em pequenos fragmentos os quais contêm somente área de borda (largura de borda de 50 metros).

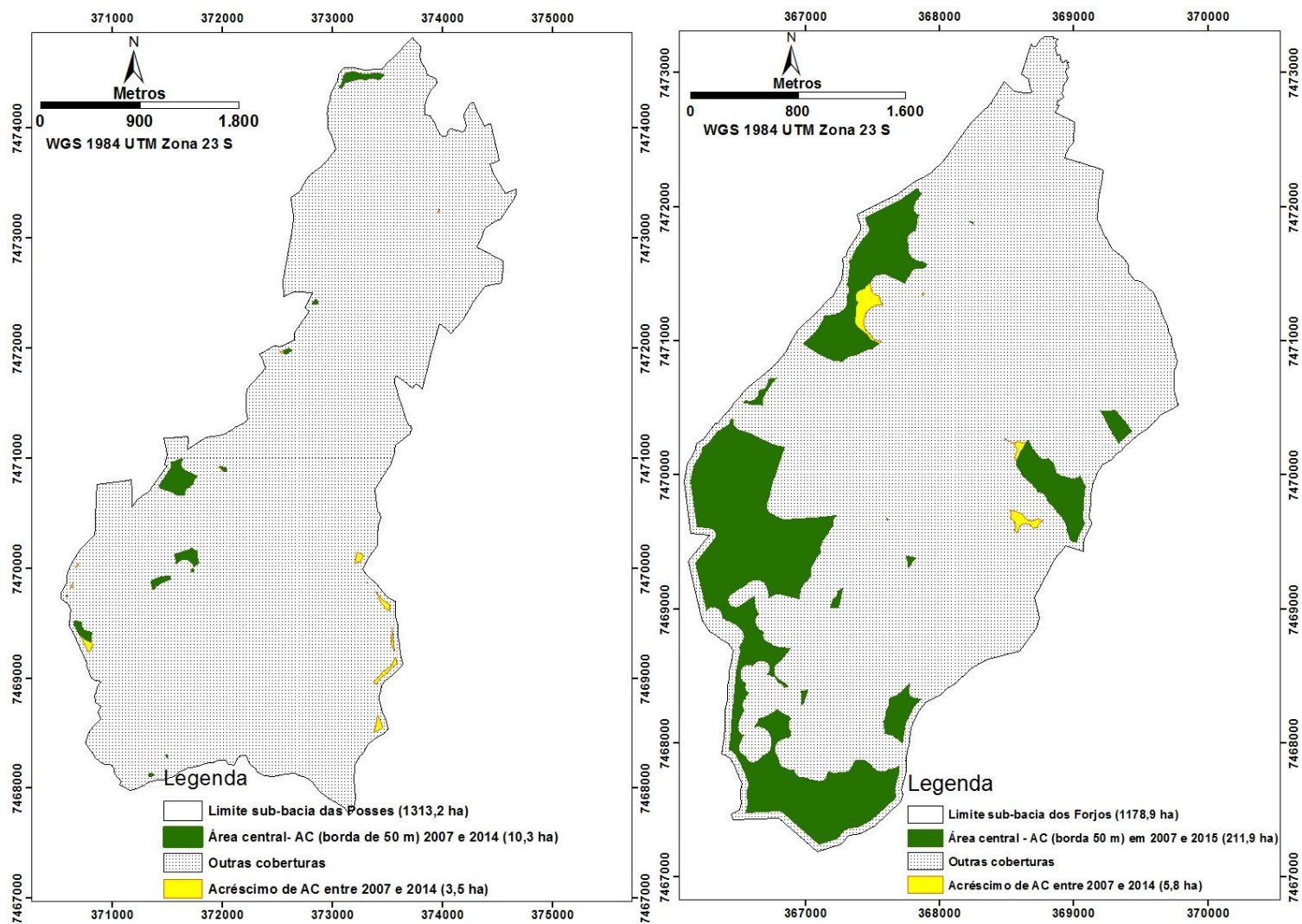


Figura 11 – Distribuição da área central – AC (largura da borda 50 metros) nas sub-bacias das Poses (com PSA) e dos Forjos (sem PSA) nos anos de 2007 e 2014 em Extrema – Minas Gerais.

Desse modo, analisando a Tabela 5 é possível verificar que a paisagem florestal na sub-bacia das Posses em 2014, após sete anos recebendo ações do PSA, é composta por 94,4% de área sob efeito de borda de 50 metros de largura. Dos 111,5 hectares acrescidos na cobertura florestal, apenas 3,5 ha correspondem à área central (AC) de fragmentos florestais. Enquanto isso, na sub-bacia dos Forjos, 31,9% dos 18,3 hectares acrescidos na cobertura florestal foram de AC.

Tabela 5 – Área central, em números absolutos, e mudanças entre a avaliação final e inicial nas áreas avaliadas no município de Extrema – Minas Gerais.

Área de estudo	Inicial CF1 (AC1) ha	Final CF2 (AC2) ha	Diferença total na área estudada CF2 – CF1 (AC2-AC1) ha	% da proporção de AC em relação ao saldo de CF
Área com ações diferenciadas	136,8 (10,3)	248,3 (13,8)	111,5 (3,5)	3,2
Área vizinha de referência	400,0 (211,9)	418,3 (217,7)	18,3 (5,8)	31,9

CF: cobertura florestal; AC: área central com largura de borda de 50 metros.

Nesse contexto, a sustentabilidade em longo prazo desses fragmentos pequenos é questionável, uma vez que padecem de degradações espontâneas ou por outros fatores que comprometem a manutenção de populações viáveis (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999), resultando em um cenário futuro onde alguns desses fragmentos podem desaparecer e outros encolher (NEEL; MCGARIGAL; CUSHMAN, 2004). Pequenos fragmentos também são constituídos por áreas de borda com predominância de lianas e espécies pioneiras (PIVELLO et al., 2006), menor abundância de aves (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010), maior diversidade de espécies generalistas e menor diversidade de especialistas (PARDINI et al., 2009).

A Tabela 6 apresenta os dados das médias (em hectare) das áreas com ações diferenciadas e áreas vizinhas de referência estudadas em Extrema, em relação à área central dos fragmentos florestais. Na comparação dos intervalos de confiança de cada média (E_{C3}) pode-se verificar que há uma sobreposição de valores, permitindo concluir que não há diferença significativa (a 99% de confiança) entre essas médias, ou seja, as médias das áreas centrais em ambos os tipos de gestão analisados nessa área são semelhantes estatisticamente.

Tabela 6 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na área central média dos fragmentos florestais entre o ano final e inicial nas áreas avaliadas em Extrema – Minas Gerais.

Métrica	Área de estudo	Comparação entre o saldo de AC (diferença entre o ano final e inicial) da área com ações diferenciadas (ACAD) com a área vizinha de referência (AVR)		
		Média (ha)	IC inferior	IC superior
Área central	ACAD	0,06	0,00	0,09
	AVR	0,68	0,01	0,95

IC: intervalo de confiança; ha: hectares; ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA.

Outra comparação é verificar as diferenças entre os períodos de tempo analisados (E_{C1} e E_{C2}) em cada tipo de gestão (área com ações diferenciadas ou área vizinha de referência). A partir das informações dispostas na Tabela 7, verifica-se que tanto na área com ações diferenciadas, como na área vizinha de referência, a variação temporal referente à área central (AC) não apresenta diferença significativa entre as médias estatísticas. Deste modo, pode-se dizer que não houve aumento significativo das ACs em ambos os tipos de gestão ao longo do período de tempo analisado.

Tabela 7 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das médias de área central dos fragmentos florestais no ano final e inicial nas áreas avaliadas em Extrema – Minas Gerais.

Métrica	Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de AC (diferença entre o ano final e inicial) dentro da área com ações diferenciadas (ACAD) e da área vizinha de referência (AVR)		
			Média (ha)	IC inferior	IC superior
Área central	ACAD	2007	0,84	0,11	0,18
		2014	0,90	0,17	1,26
	AVR	2007	16,03	8,90	22,02
		2014	16,70	9,09	22,91

IC: intervalo de confiança; ha: hectares; ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde a área que não recebeu PSA.

Na análise relativa ao isolamento dos fragmentos florestais, verifica-se que o acréscimo na cobertura florestal da sub-bacia das Posses proporcionou uma redução significativa na distância entre os fragmentos florestais quando se compara a área com ações diferenciadas (isolamento médio da paisagem de 30,78 metros) à área vizinha de referência (isolamento médio da paisagem de 5,62 metros) – E_{C3} (Tabela 8). Houve também redução na distância do fragmento vizinho mais próximo em ambas as áreas, sendo 26,8 e 5 metros, respectivamente (Tabela 9).

Tabela 8 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças no isolamento (distâncias euclidianas) dos fragmentos florestais nas áreas avaliadas em Extrema – Minas Gerais.

Métrica	Área de estudo	Comparação entre o saldo de isolamento (diferença entre o ano final e inicial) da área com ações diferenciadas (ACAD) com a área vizinha de referência (AVR)		
		Média (m)	IC inferior	IC superior
Isolamento	ACAD	-30,78	-37,07	-23,04
	AVR	-5,62	-7,91	-1,70

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; IC: intervalo de confiança; m: metros.

Tabela 9 – Distâncias do fragmento vizinho mais próximo nas áreas avaliadas em Extrema - MG.

Área de Estudo		Distância do vizinho mais próximo (m)		Diferença (m)
		Inicial	Final	Final - Inicial
Extrema - MG	ACAD	51,9	25,1	26,8
	AVR	63	58	5

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA.

Quando se analisa cada tipo de gestão dentro do período estudado, observa-se que na área com ações diferenciadas (E_{C1}) também houve diferenças significativas entre as médias, enquanto que na área vizinha de referência essa mudança não foi significativa (Tabela 10).

Tabela 10 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças na média do isolamento (distância euclidiana) da paisagem entre o ano final e inicial dentro de cada área avaliada em Extrema – Minas Gerais.

Métrica	Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de isolamento (diferença entre o ano final e inicial) dentro da área com ações diferenciadas (ACAD) e da área vizinha de referência (AVR)		
			Média (m)	IC inferior	IC superior
Isolamento	ACAD	2007	71,97	64,29	78,62
		2014	41,25	37,68	44,50
	AVR	2007	68,86	51,46	83,54
		2014	63,24	46,68	77,63

ACAD - área com ações diferenciadas: corresponde a área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde a área que não recebeu PSA; IC: intervalo de confiança; m: metros.

De acordo com as análises, a distância do fragmento vizinho mais próximo na sub-bacia das Posses (área com ações diferenciadas), que era inicialmente de 51,9 metros em 2007, passou a ser de 25,1 metros no ano de 2014. Já na sub-bacia dos Forjos (área vizinha de referência), o fragmento vizinho mais próximo estava distante 63 metros em 2007 e em 2014 essa distância reduziu para 58 metros (Tabela 9).

Lira et al. (2007) estudaram três espécies de pequenos mamíferos na Mata Atlântica, verificando que duas delas (*Philander frenatus* e *Caluromys philande*), se deslocam 485 e 30 metros, respectivamente, em matriz de múltiplos usos, sendo que essas espécies foram encontradas em fragmentos de tamanhos variando entre 0,6 e 7 hectares. Comparando essas informações com os dados analisados nesta pesquisa, pode-se dizer que a situação da cobertura florestal na sub-bacia das Posses em 2014 estaria favorável no que se refere à distância do vizinho mais próximo para as duas espécies, enquanto que, na sub-bacias dos Forjos, estaria favorável apenas para uma delas. Para diferentes espécies de morcegos que são capazes de atravessar 50 metros em matriz ocupada com plantação (BIANCONI et al., 2007), a sub-bacia das Posses seria favorável.

A situação também se apresenta favorável com relação ao isolamento em ambas as sub-bacias quando se observa outro estudo para a espécie de ave *Pyriglena leucoptera*. Nesse estudo, verificou-se que fragmentos que distam 60 m entre si estão conectados funcionalmente, porém, o maior contato dos pesquisadores com as espécies foram em áreas centrais distantes 50 metros da borda dos fragmentos florestais (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005). Então, mesmo com a redução significativa na média do isolamento da paisagem, a sub-bacias das Posses teria muito pouca área (3,5 hectares) disponível para essa espécie.

Observando as Figura 12 e Figura 13, fica claro que, sete anos após a aplicação das ações do PSA, há menos áreas na sub-bacia das Posses que se situam a uma distância muito grande de algum fragmento florestal.

Os resultados das distâncias referentes ao ano de 2014, para ambas as sub-bacias, pode contribuir para o direcionamento das próximas ações de restauração que visem reduzir o isolamento da paisagem florestal local, bem como para os esforços que visam conectar os fragmentos florestais por meio de corredores ecológicos.

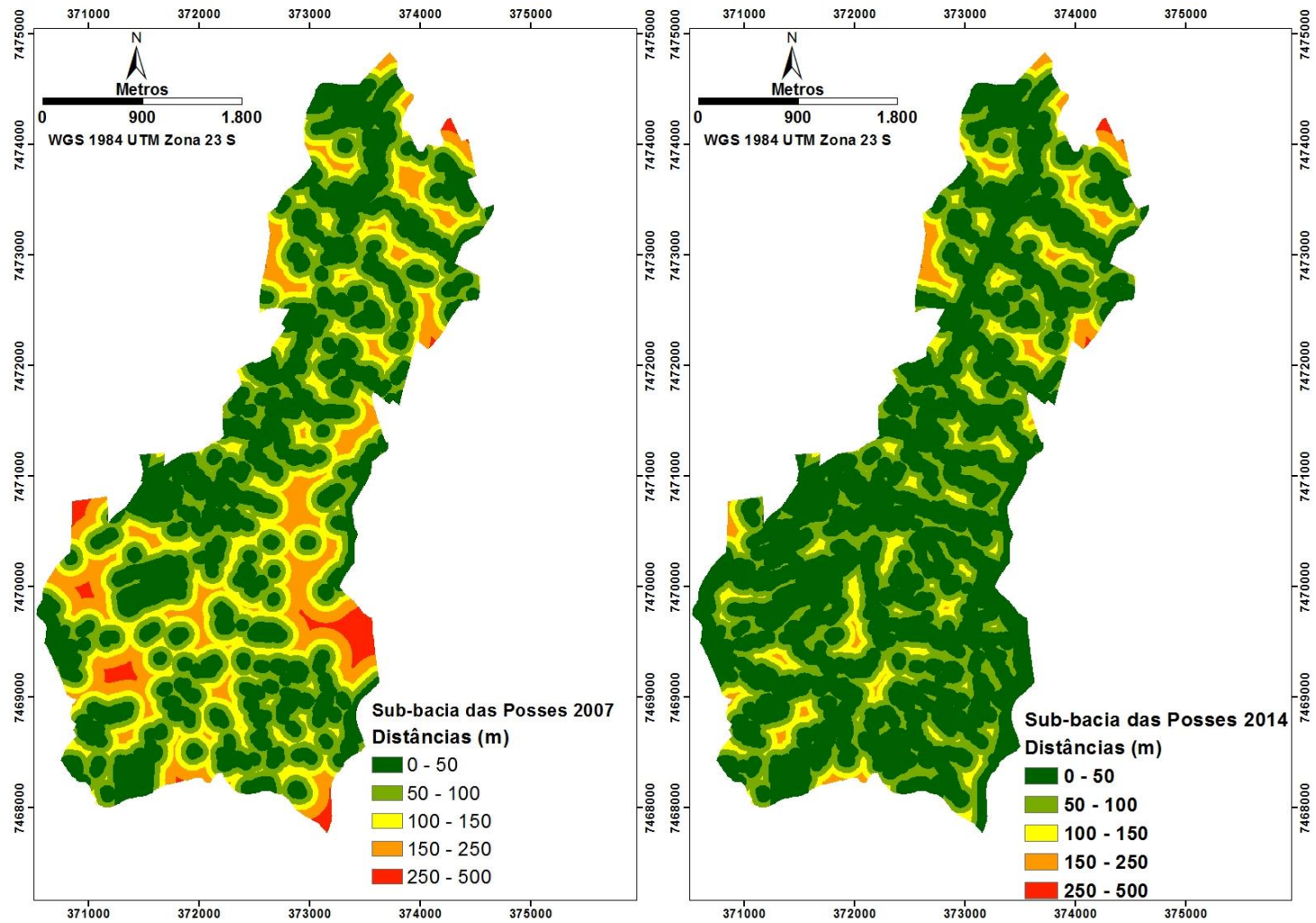


Figura 12 – Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na sub-bacia das Posses em Extrema – Minas Gerais.

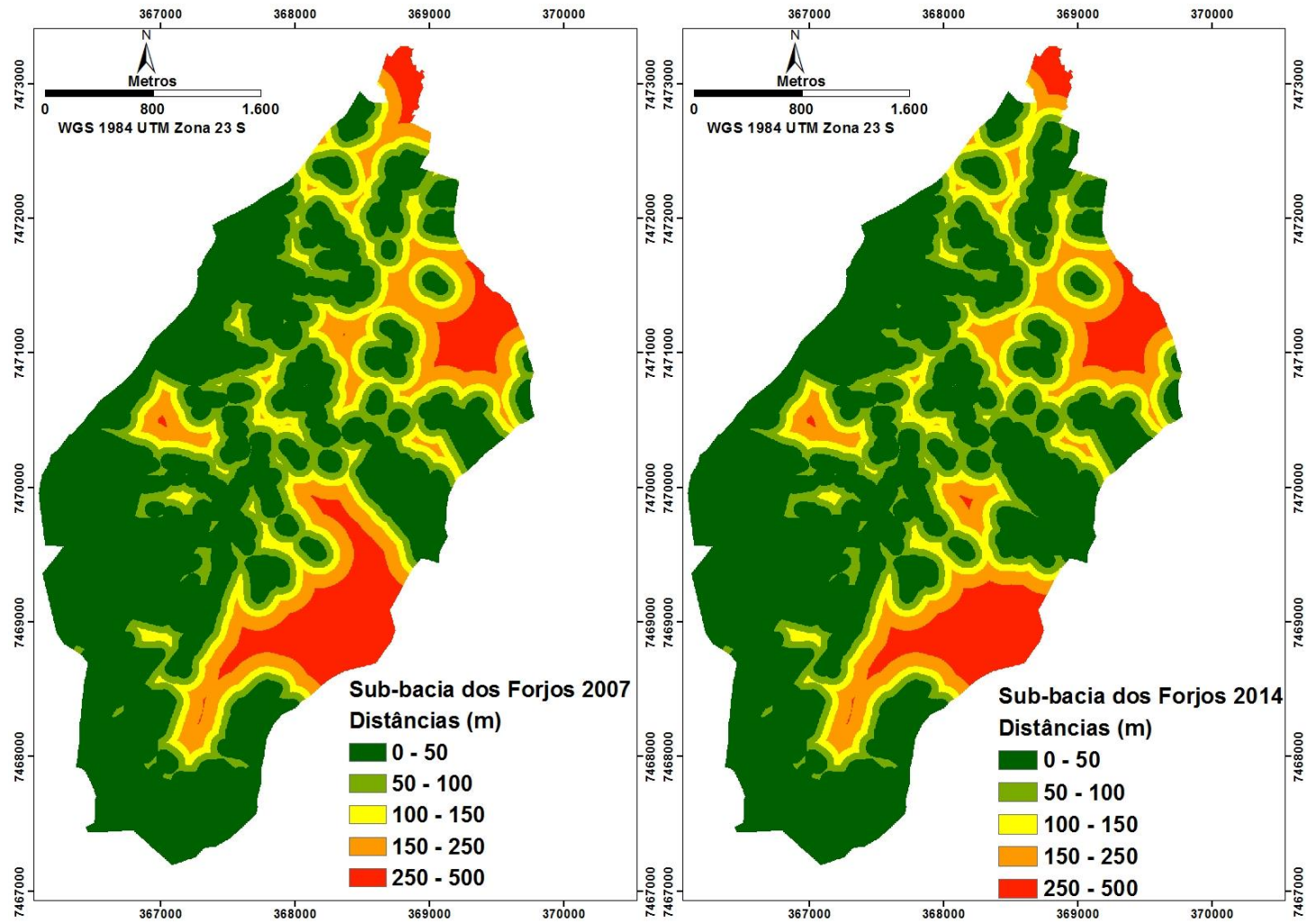


Figura 13 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na sub-bacia dos Forjos em Extrema – Minas Gerais.

É importante considerar, ao analisar todos os resultados aqui apresentados para as áreas estudadas em Extrema, que a sub-bacia dos Forjos (área vizinha de referência) detinha, inicialmente, uma área maior coberta por florestal que a sub-bacia das Posses (área com ações diferenciadas), fato que influencia as comparações realizadas entre esses dois modelos de gestão.

A sub-bacia das Posses tem sido muito estudada, e os resultados de um desses estudos mostram que a área coberta por floresta nativa em 1972 era de 10,32% (123,97 ha) e em 2005, 12,64% (151,97). Entre os anos de 1972 e 2005 houve incremento de 28 hectares, que correspondia a 2,32% da área total da sub-bacia. Os procedimentos e dados utilizados por Azevedo (2008) foram diferentes em da presente pesquisa, resultando em possíveis divergências entre os valores dos resultados aqui apresentados, como, por exemplo, o limite da sub-bacia usado no trabalho de Azevedo (2008) foi de 1201, 9 hectares, enquanto que nessa pesquisa se utilizou o limite de 1313,2 hectares.

No estudo de Azevedo (2008) foi feito um diagnóstico com o objetivo de verificar se o cumprimento das áreas de APPs e RLs estabelecidas na legislação ambiental brasileira¹⁴ restabeleceria a conectividade estrutural da paisagem na sub-bacia das Posses, sendo que os resultados apresentaram indicações de áreas prioritárias à restauração nessa sub-bacia. De acordo com esses resultados, 38,19% da área da sub-bacia são APPs e 14,96% são RLs (cálculos feitos com base no Código Florestal brasileiro de 1965).

Conforme o autor citado acima, a recomposição florestal de todas as APPs e RLs da sub-bacia das Posses elevaria a área ocupada com floresta nativa para 691,11 hectares, o que corresponde a 53,15% da área da sub-bacia. Se considerar os 18,9% de cobertura florestal identificado em 2014, é possível sugerir que ainda existam muitas APPs desprotegidas, sendo que esse percentual não necessariamente contempla os 14,96% de RL, uma vez que os acréscimos também estão localizados dentro de APPs, que ocupam aproximadamente 60% (RICHARDS et al., 2015). Com isso, em sete anos de ações do PSA ainda não foi possível alcançar essa adequação proposta por Azevedo (2008). Isso ocorre mesmo considerando a legislação atual (lei nº 12.651 de 2012), na qual há sobreposição das APPs nas áreas de RLs, pois o percentual de vegetação nativa na sub-bacia deveria ser de 35,58%.

Supondo que esse acréscimo de 8,5 % obtido em sete anos, com média estimada de 1,2% ao ano, seja contínuo até o ano de 2030 (data em que se pretende estender os pagamentos, de acordo com Richards et al., 2015) e ocorra integralmente dentro de APPs e

¹⁴ Código Florestal Brasileiro - lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.

RLs, ainda assim, as ações do PSA não contemplariam o cenário de 53,15% (38,19% de APPs e 14,96% de RLs) baseado na Lei nº 4.771 proposto por Azevedo (2008) e almejado pelos objetivos iniciais de esquema.

Além disso, para que nesse cenário de adequação da sub-bacia das Posses a norma legal fosse alcançada, as ações de restauração deveriam contemplar em sua totalidade as áreas sem cobertura florestal dentro de APPs e RLs. No entanto, as ações de restauração do PSA nessa sub-bacia foram negociadas com cada agricultor individualmente, sendo que nos casos em que a proporção de área a ser restaurada poderia comprometer as atividades econômicas dos agricultores, não foi exigida a conformidade com o Código Florestal de 1965 (RICHARDS et al., 2015). Segundo Azevedo (2008), a maioria das propriedades na sub-bacia possui entre 1 a 40% em situação de APP, sendo que 12 propriedades (8,22% do total de propriedades na sub-bacia) têm mais de 80% de sua área em situação de APP.

Observa-se que não houve desmatamento em ambas as áreas no período estudado. Isso pode significar que as áreas de floresta na sub-bacia dos Forjos não estavam sobre ameaças de serem suprimidas. Por outro lado, pode-se levantar também a hipótese de que os remanescentes florestais da área vizinha de referência estivessem sob ameaça, mas a supressão não ocorreu porque os proprietários estavam sob expectativa de, no futuro, receberem incentivos do PSA, pois a sub-bacia dos Forjos deverá ser alvo desse tipo de incentivo conforme previsto pelo decreto nº 1.801/2006 (EXTREMA, 2006).

Existe também a possibilidade desses proprietários serem mais cautelosos e terem receio de serem fiscalizados, uma vez que estão próximos da sub-bacia das Posses, área com PSA. Sills et al. (2008) relatam o aumento da frequência de visitas feitas por agentes de fiscalização nas propriedades que não recebiam pagamento, na Costa Rica, devido a proximidade destas com as áreas com PSA.

Todas essas possibilidades são passíveis de investigações futuras, já que, a partir dos resultados do presente estudo, não é possível concluir sobre as causas para a manutenção da cobertura florestal na área vizinha de referência no período em questão.

O papel dos instrumentos de comando e controle no contexto do PSA também merece discussão. Richards et al. (2015) apontam que a participação de alguns proprietários de terras no Conservador das Águas em Extrema foi impulsionada pelo receio de sofrer sanções das normas de comando e controle que, no caso, estão dispostas no Código Florestal brasileiro. De acordo com os autores, a adesão ao PSA foi maior quando os funcionários do

departamento de meio ambiente usaram abordagens relacionadas à não conformidade com a lei.

Ademais, além das análises ecológicas, é extremamente importante avaliar as características do arranjo institucional adotado, incluindo uma análise dos custos para a viabilização do sistema de gestão relativo aos esquemas de PSA. Uma análise dessa natureza possibilitaria verificar o esforço e o investimento realizado no esquema de PSA por unidade de área protegida e/ou recuperada e compará-los com os resultados obtidos na área vizinha de referência. Desse modo, se reforça a necessidade de complementar o conhecimento gerado por esta pesquisa com outras avaliações que envolvam ganhos nas esferas ambientais, sociais e econômicas de forma a complementar as contribuições desse tipo de gestão.

Essas questões relacionadas à influência do PSA nas áreas vizinhas é citada na literatura como vazamentos (*“leakage”, or “slippage”*). Os questionamentos envolvendo vazamentos são uma grande preocupação na literatura de PSA, no entanto, há pouco consenso sobre como combatê-lo (ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014).

Esses vazamentos podem ser positivos, vistos como cobenefícios oriundos, mesmo que indiretamente, das ações de conservação implantadas. Um exemplo de vazamento positivo se dá quando um proprietário de uma área que não é objeto de esquema de PSA toma a iniciativa de conservar suas florestas nativas esperando futuramente ser contemplado com o instrumento econômico (expectativa da ampliação da área de ação do esquema de PSA). Um exemplo de vazamento negativo é quando o proprietário desloca a ação de degradação para outra área de sua posse, mas que se encontra fora da área de abrangência dos pagamentos. Pfaff e Robalino (2012) sugerem que os programas de PSA podem desencorajar o desmatamento e os investimentos privados em terras adjacentes.

6.2. Produtores de Água e Floresta Guandu – Lídice em Rio Claro – RJ.

Em Rio Claro – RJ os saldos de cobertura florestal nativa no período de tempo estudado foram positivos em ambas as áreas (área com ações diferenciadas e área vizinha de referência), como pode ser observado na Tabela 1, página 73. Em 2007, cerca de 63,3% (3335,0 ha) da área da microbacia do Rio das Pedras (área com ações diferenciadas) estavam cobertas por floresta nativa, já em 2015, decorridos 8 anos do início das ações do programa de PSA Produtores de Água e floresta (PAF), esse percentual subiu para 64,8% (3414,1 ha), o que resultou em um saldo total de 79,1 hectares, ou seja, um incremento de 1,5% na cobertura florestal na área da microbacia.

Em percentuais, o saldo (diferença da CF final e inicial) foi pouco expressivo tanto em relação à área da microbacia, quanto em comparação ao saldo da área vizinha de referência (RCC3). O incremento na microbacia vizinha de referência foi de 25,9 hectares, 0,7% da área da microbacia, o que elevou a área coberta por floresta de 1603,1 hectares em 2007 para 1629,0 hectares em 2015 (Tabela 1, página 73).

Na comparação entre a área com ações diferenciadas e área vizinha de referência (RC_{C3}), a área com PSA obteve um valor médio de saldo de cobertura florestal significativamente maior em relação à área vizinha de referência (Tabela 2, página 79), ou seja, as taxas de CF ao longo dos anos avaliados são diferentes entre as duas áreas estudadas. No entanto, analisando cada área individualmente ao longo do tempo (RC_{C1} e RC_{C2}), verifica-se que as mudanças entre os anos não foram significativas em nenhuma das áreas (Tabela 3, página 80).

Analisando a Tabela 1 e a Figura 9, se nota que tanto a área com ações diferenciadas quanto a área vizinha de referência detinham percentuais altos de vegetação nativa já na avaliação inicial (ocupando, respectivamente, 63% e 44% com CF na área total de cada bacia), o que pode explicar os baixos percentuais de ganhos observados para a cobertura florestal nativa. O percentual de floresta na avaliação final foi de 64% para área com ações diferenciadas e 45% para a área vizinha de referência.

Esses percentuais de cobertura florestal em ambas as microbacias são superiores à situação geral da Mata Atlântica que, de acordo com Ribeiro et al. (2009), os remanescentes florestais ocupavam cerca de 11 a 16% (RIBEIRO et al., 2009), e nos estudos da SOS Mata Atlântica são apontados 12,5% de ocupação (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE 2014). De

acordo com o estudo de Banks-Leite et al. (2014), cerca de 88,2 % do Bioma Mata Atlântica tem menos de 30% de cobertura florestal.

Essa quantidade significativa de floresta pode estar relacionada à localização dessas microbacias, pois ambas estão situadas em áreas íngremes e com grandes altitudes. Os resultados de Ranta et al. (1998), Silva et al. (2007) e Ribeiro et al., (2009) corroboram essa suposição, pois indicam que os grandes fragmentos remanescentes em outras regiões da Mata Atlântica estão localizados especialmente em terras íngremes de difícil acesso para ocupação humana.

Os resultados de Sills et al. (2008) e Arriagada (2008) mostram que os contratos de PSA, na Costa Rica, são mais prováveis de recrutar propriedades com grandes áreas de florestas e localizadas em encostas íngremes.

A região do caso estudado também está inserida no Corredor de biodiversidade Tinguá-Bocaina, que liga a Reserva Biológica do Tinguá ao Parque Nacional da Serra da Bocaina, e parte expressiva da área de ambas as microbacias estudadas estão localizadas dentro de Unidade de Conservação de Proteção Integral, o Parque Estadual Cunhambebe (Figura 14).

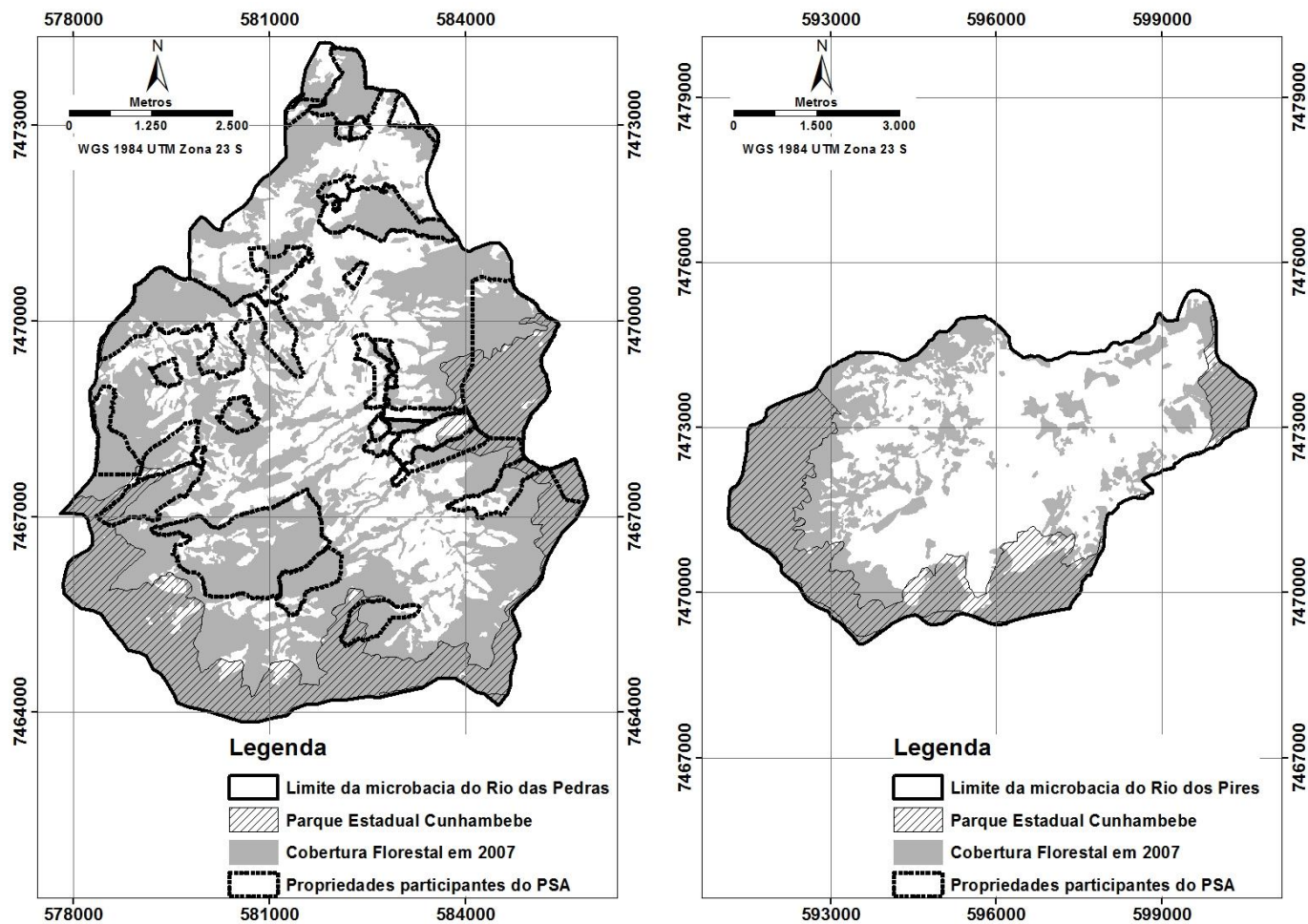


Figura 14 - Unidade de Conservação presente nas áreas de estudo em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Em relação ao número de fragmentos e ao tamanho desses, pode-se notar no Gráfico 2 que houve algumas reduções no número de fragmentos na área que recebeu as ações do PSA, indicando que o incremento na cobertura florestal se deu, principalmente, nos fragmentos já existentes. Essa redução foi de 19 fragmentos (de 224 para 205), especialmente aqueles com área menor que 10 hectares. Enquanto na área sem PSA houve aumento de 5 fragmentos (de 89 para 94).

Novamente, a grande quantidade de área coberta por floresta existente inicialmente na microbacia pode explicar essa redução no número de fragmentos, uma vez que aumentaram as áreas dos maiores fragmentos (Tabela 11).

Tabela 11 – Mudanças na área do maior fragmento entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas no município de Rio Claro – Rio de Janeiro.

Área de estudo	Maior fragmento (ha)		Diferença (ha)	
	Inicial	Final	Final - Inicial	
Rio Claro	ACAD	2629,3	2705,7	76,4
	AVR	1171,3	1209,9	38,6

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR- área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; ha = hectares.

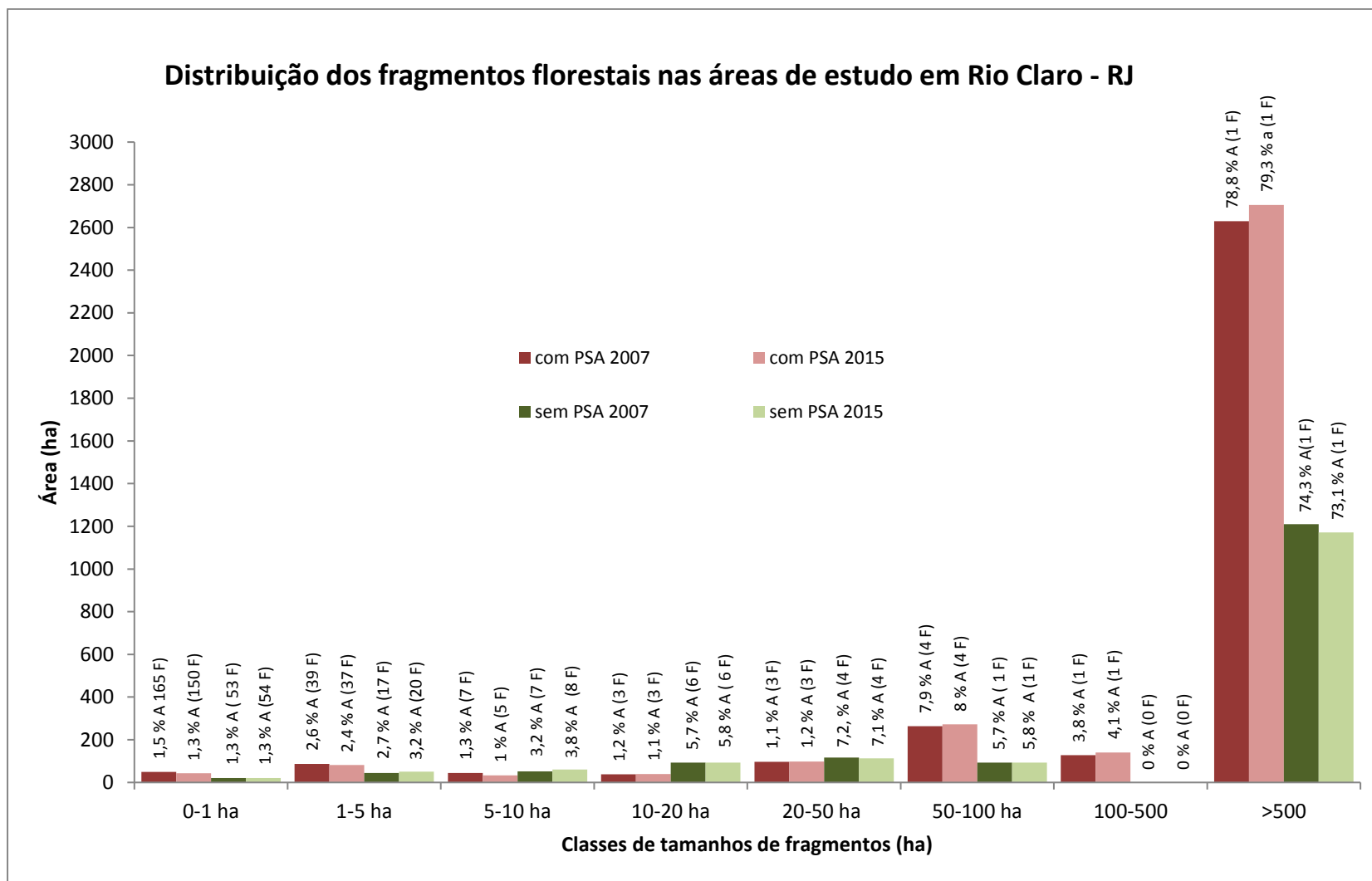


Gráfico 2 - Distribuição dos fragmentos florestais nas áreas de estudo no município de Rio Claro – Rio de Janeiro. PSA – pagamento por serviços ambientais; A: área total de floresta; F: número de fragmentos florestais.

Em relação à área central dos fragmentos florestais, observa-se que na área com ações diferenciadas o ganho total foi de 56,8 hectares, ou seja, 71,8% de ganho em cobertura florestal ocorreu em área central (Figura 15 e Tabela 12). No entanto, esse ganho não foi significativo em relação à área vizinha de referência (RC_{C3}), onde também houve acréscimo expressivo na área central dos fragmentos (Tabela 13). Esses resultados indicam que os incrementos na cobertura florestal melhoraram a forma dos fragmentos em ambas as áreas. De acordo com Ruiz (2015), essa era uma preocupação presente inicialmente nas ações de restauração realizadas pelo PAF.

Também não houve significância nas mudanças da área central dos fragmentos entre os anos avaliados em nenhuma das áreas estudadas nesse caso (RC_{C1} e RC_{C2}) (Tabela 14), o que implica que a média do acréscimo na AC não apresentou diferença significativa ao longo dos anos em ambos os tipos de gestão estudados.

Tabela 12 - Área central, em números absolutos, e mudanças entre a avaliação final e inicial nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Área de estudo	Inicial CF1 (AC1) ha	Final CF2 (AC2) ha	Ganho ou perda total na área estudada CF2 – CF1 (AC2-AC1) ha	% de Ganho ou perda de AC em relação ao ganho de CF
ACAD	3335,0 (2078,6)	3414,1 (2135,4)	79,1 (56,8)	71,8
AVR	1603,1 (1007,3)	1629,0 (1036,0)	25,9 (29,5)	114

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; CF: cobertura florestal; AC: área central com largura de borda de 50 metros.

Tabela 13 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na área central média dos fragmentos florestais nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Métrica	Área de estudo	Comparação entre o saldo de AC (diferença entre o ano final e inicial) da área com ações diferenciadas (ACAD) com a área vizinha de referência (AVR)		
		Média (ha)	IC inferior	IC superior
Área central	ACAD	1,09	0,90	1,16
	AVR	0,84	0,52	0,92

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; IC: intervalo de confiança; ha: hectares.

Tabela 14 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das médias de área central dos fragmentos florestais no ano final e inicial nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Métrica	Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de AC (diferença entre o ano final e inicial) dentro da área com ações diferenciadas (ACAD) e da área vizinha de referência (AVR)		
			Média (ha)	IC inferior	IC superior
Área central	ACAD	2007	0,84	0,11	0,18
		2015	0,90	0,17	1,26
	AVR	2007	16,03	8,90	22,02
		2015	16,70	9,09	22,91

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; IC: intervalo de confiança; ha: hectares.

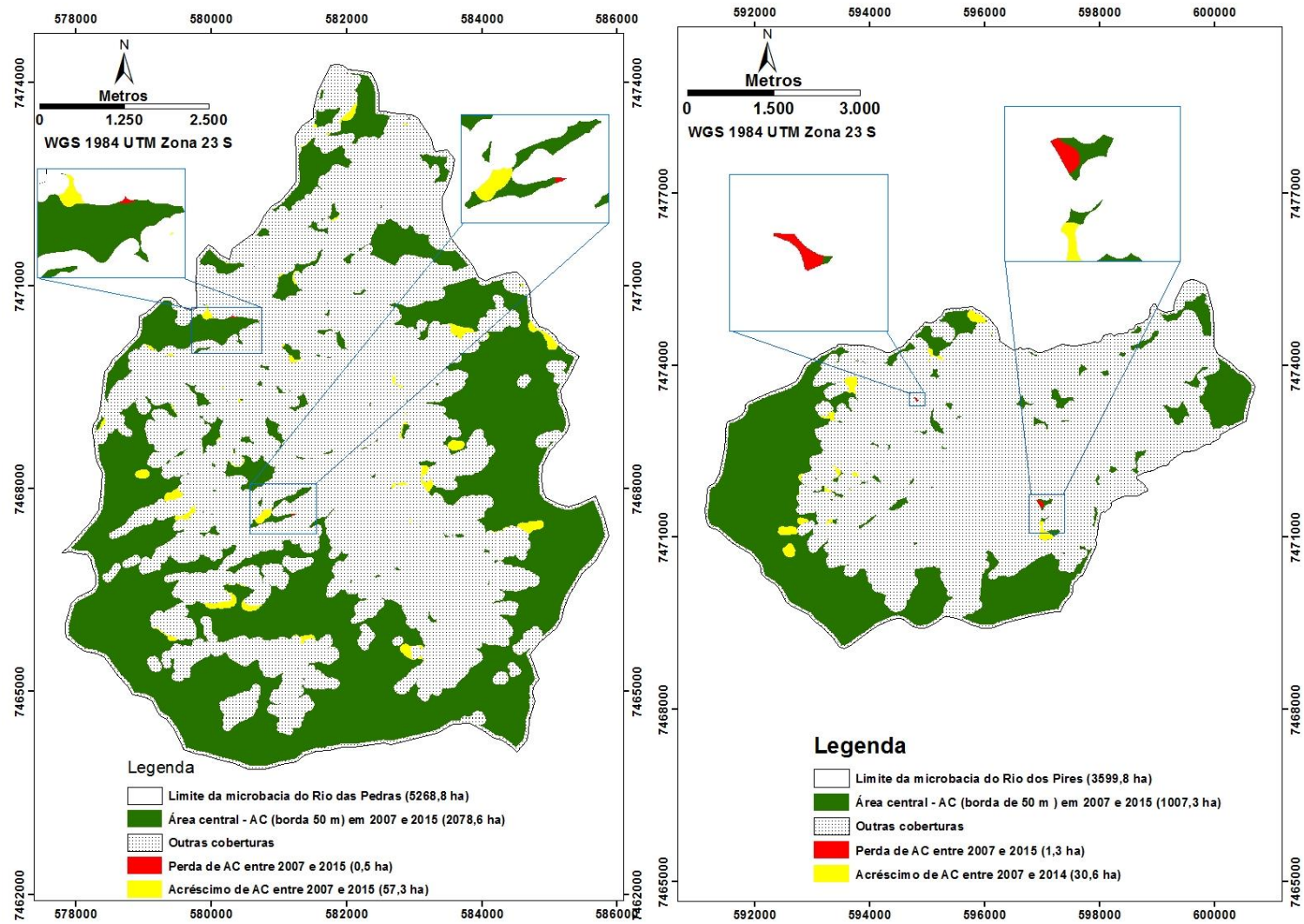


Figura 15 - Distribuição da área central – AC (largura da borda 50 metros) nas microbacias do rio das Pedras (com PSA) e dos Pires (sem PSA) nos anos de 2007 e 2015 em Rio Claro – Rio de Janeiro.

A distância do fragmento vizinho mais próximo reduziu em 2,2 metros na ACAD e 0,8 metros na AVR (Tabela 15). Também houve redução no isolamento médio (distância euclidiana) da paisagem florestal, que na área com ações diferenciadas estava, em 2007, isolada em média 17,2 metros e diminuiu para 16,3 metros em 2015. Essa redução no isolamento (distância euclidiana) difere, na comparação das médias, em relação à área vizinha de referência (RC_{C3}) (Tabela 16), porém, ao analisar as mudanças dentro de cada área ao longo dos anos (RC_{C1} e RC_{C2}), verifica-se que as médias na avaliação final e inicial não diferem de forma significativa, ou seja, as mudanças temporais no isolamento não foram estatisticamente significativas (Tabela 17).

Tabela 15 – Distâncias do fragmento vizinho mais próximo nas áreas avaliadas em Rio Claro – RJ.

Área de Estudo	Distância do vizinho mais próximo (m)		Diferença (m)	
	Inicial	Final	Final - Inicial	
Rio Claro - RJ	ACAD	25,7	23,5	2,2
	AVR	52,6	51,8	0,8

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA

Tabela 16 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças do isolamento (distância euclidiana) da paisagem florestal nas áreas avaliadas em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Métrica	Área de estudo	Comparação entre o saldo de isolamento (diferença entre o ano final e inicial) da área com ações diferenciadas (ACAD) com a área vizinha de referência (AVR)		
		Média (m)	IC inferior	IC superior
Isolamento	ACAD	-1,04	-7,91	-1,70
	AVR	-0,09	-0,28	0,00

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; IC = intervalo de confiança; m= metros.

Tabela 17 - Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças do isolamento (distância euclidiana) da paisagem florestal entre o ano final e inicial dentro de cada área avaliada em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Métrica	Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de isolamento (diferença entre o ano final e inicial) dentro da área com ações diferenciadas (ACAD) e da área vizinha de referência (AVR)		
			Média (m)	IC inferior	IC superior
Isolamento	ACAD	2007	17,24	16,27	17,93
		2015	16,20	15,27	16,87
	AVR	2007	88,47	79,27	94,54
		2015	88,43	79,25	94,56

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu PSA; IC = intervalo de confiança; m= metros.

Se considerar a revisão feita por Crouzeilles, Lorini e Grelle (2010) sobre trabalhos que estudaram a capacidade de espécies da Mata Atlântica em atravessar a matriz, a paisagem florestal na microbacia com ações diferenciadas já estava favorável para 80% das espécies estudadas mesmo antes da aplicação das ações do PSA.

Isso indica que a situação do isolamento dos fragmentos florestais na área da microbacia onde foi implantado o PSA já era melhor que a situação encontrada em outras regiões de Mata Atlântica, quando se compara com os resultados de outros estudos. Ranta et al. (1998) verificaram que em uma área no estado de Pernambuco os fragmentos estavam distantes entre si em 50 metros ou menos, Calegari et al. (2010), constataram que, no município de Carandaí, MG, a média do isolamento dos fragmentos florestais era de 244, 5 metros.

Com base nas Figura 16 e Figura 17 é possível observar o quanto um determinado ponto da matriz está distante de qualquer fragmento florestal. Se nota pela Figura 17 que na microbacia do Rio das Pedras há grande probabilidade de um ponto aleatório estar a menos de 50 metros de um fragmento florestal.

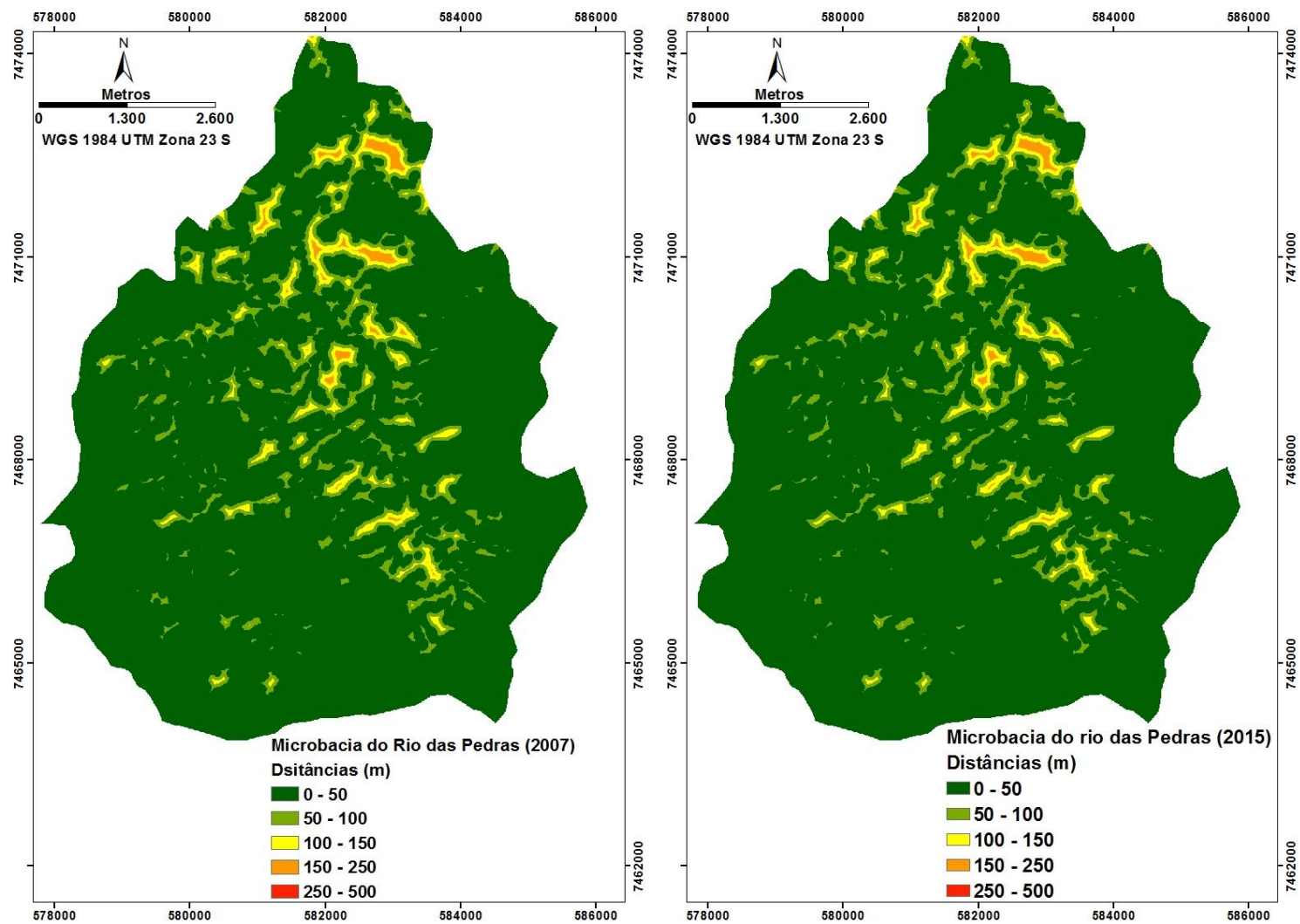


Figura 16 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na microbacia do rio das Pedras (com PSA) em Rio Claro – Rio de Janeiro.

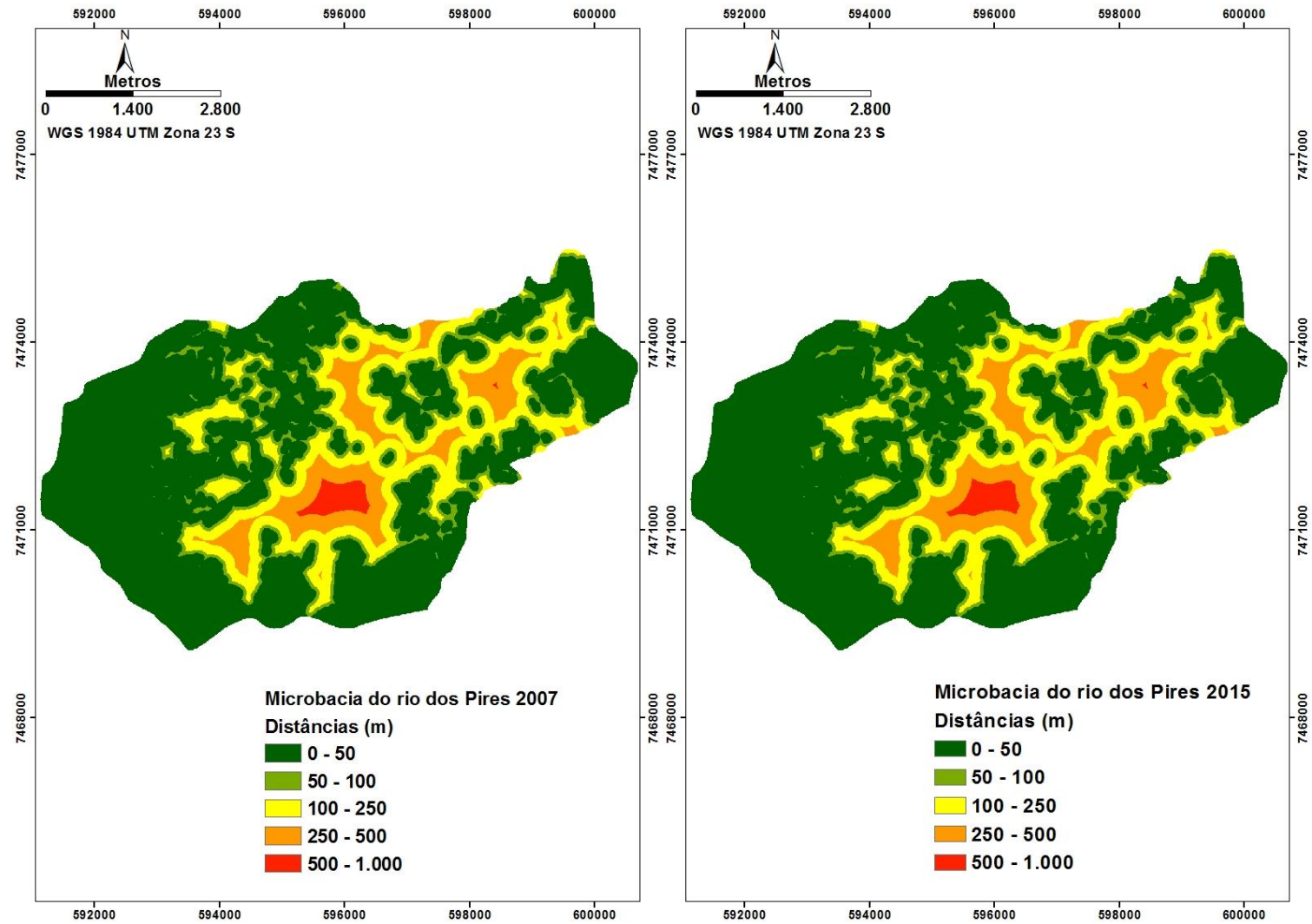


Figura 17 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na microbacia do rio dos Pires (sem PSA) em Rio Claro – Rio de Janeiro.

Nesse contexto, a microbacia com o objeto de PSA já detinha, inicialmente, uma boa cobertura florestal e as condições já eram muito favoráveis para a proteção das espécies, conforme trabalhos já citados de autores que citaram a importância de parâmetros como isolamento e área central dos fragmentos florestais. É preciso discutir a necessidade de realizar pagamentos para se obter tais mudanças, ou compensar quem já está mantendo a floresta, uma vez que a área vizinha de referência indica que a vegetação poderia ser mantida sem o PSA.

Arriagada et al. (2012) também sugerem que o comportamento da cobertura florestal na Costa Rica, no período estudado, provavelmente seria semelhante se não houvesse pagamentos, devido à regeneração natural da floresta. Essa manutenção também pode ser explicada pela falta de intenção de parte dos proprietários em retirar a floresta mesmo sem os pagamentos (ORTIZ; SAGE; BORGE, 2003; MIRANDA; PORRAS; MORENO, 2003). De fato, segundo Guerra (2016) o PSA funciona muito bem onde ele não é necessário.

6.3. Projeto Formoso Vivo em Bonito – MS

Em relação ao caso de Bonito – MS, é possível observar pela Tabela 1, página 73, que, antes da aplicação das ações do projeto Formoso Vivo (área com ações diferenciadas), a cobertura florestal representava 29,1% (1584,2 ha) da área estudada e, após sete anos da implantação do projeto, esse percentual passou para 29,3% (1595,9 ha), ou seja, houve um saldo de 11,7 hectares de floresta nativa, 0,2 % da área estudada.

O saldo da cobertura florestal na área com ações diferenciadas foi significativo em relação à área vizinha de referência (Tabela 2, página 79) quando se compara as médias das taxas de cobertura florestal entre esses dois tipos de gestão (B_{C3}). No entanto, as mudanças dentro de cada área, com ações diferenciadas e área vizinha de referência (B_{C1} e B_{C2}), ao longo dos anos, não foram significativas (Tabela 3, página 80). Na área com ações diferenciadas houve saldo positivo na cobertura florestal, já na área vizinha de referência ocorreu redução de 18,3 hectares de cobertura florestal no mesmo período. Essa redução indica que as retiradas de florestas superaram o acréscimo por regeneração natural (ou iniciativas particulares de plantio de mudas), culminando em uma diminuição de 0,5% na

cobertura florestal da área estudada (de 1528,1 ha em 2003 para 1509,8 ha em 2010) (Tabela 1, página 73).

Esse saldo positivo de floresta na área com ações diferenciadas pode parecer pequeno, mas, se comparado à área vizinha de referência que teve redução da floresta nativa, esse resultado é expressivo.

A perda total de floresta em sete anos na área vizinha de referência foi de 31 ha, constituindo uma taxa de $0,2\% \text{ ano}^{-1}$. Essa taxa foi inferior à de outras regiões da Mata Atlântica, como o planalto de Ibiúna onde houve taxa de 2 e 3% entre 1962 e 2000 (METZGER et al., 2009).

Esses resultados sugerem que, nessa região, a floresta nativa estava em risco de ser retirada e o projeto Formoso Vivo conseguiu evitar a redução da cobertura florestal e ainda obter saldo positivo. De acordo Loubet (2012), no projeto Formoso Vivo os proprietários assinaram termos de ajuste de conduta – TACs se comprometendo a isolar as APPs e a retirar os agentes degradadores. Esse compromisso pode ter contribuído para a manutenção dos remanescentes florestais nessa área e ainda indicar uma garantia legal a mais para a proteção dessas áreas florestais.

É possível observar no Gráfico 3 um aumento de 7 fragmentos (de 286 para 293) na área do Formoso. Esse acréscimo foi, principalmente, no número de fragmentos menores que 5 hectares, enquanto o maior incremento em área ocorreu naqueles fragmentos com tamanhos variando entre 1 e 5 hectares. Já na área do Barranco (área vizinha de referência), o acréscimo foi de 4 (variando de 173 para 177) fragmentos, entretanto, houve redução na área de fragmentos maiores com área entre 50 e 100 hectares.

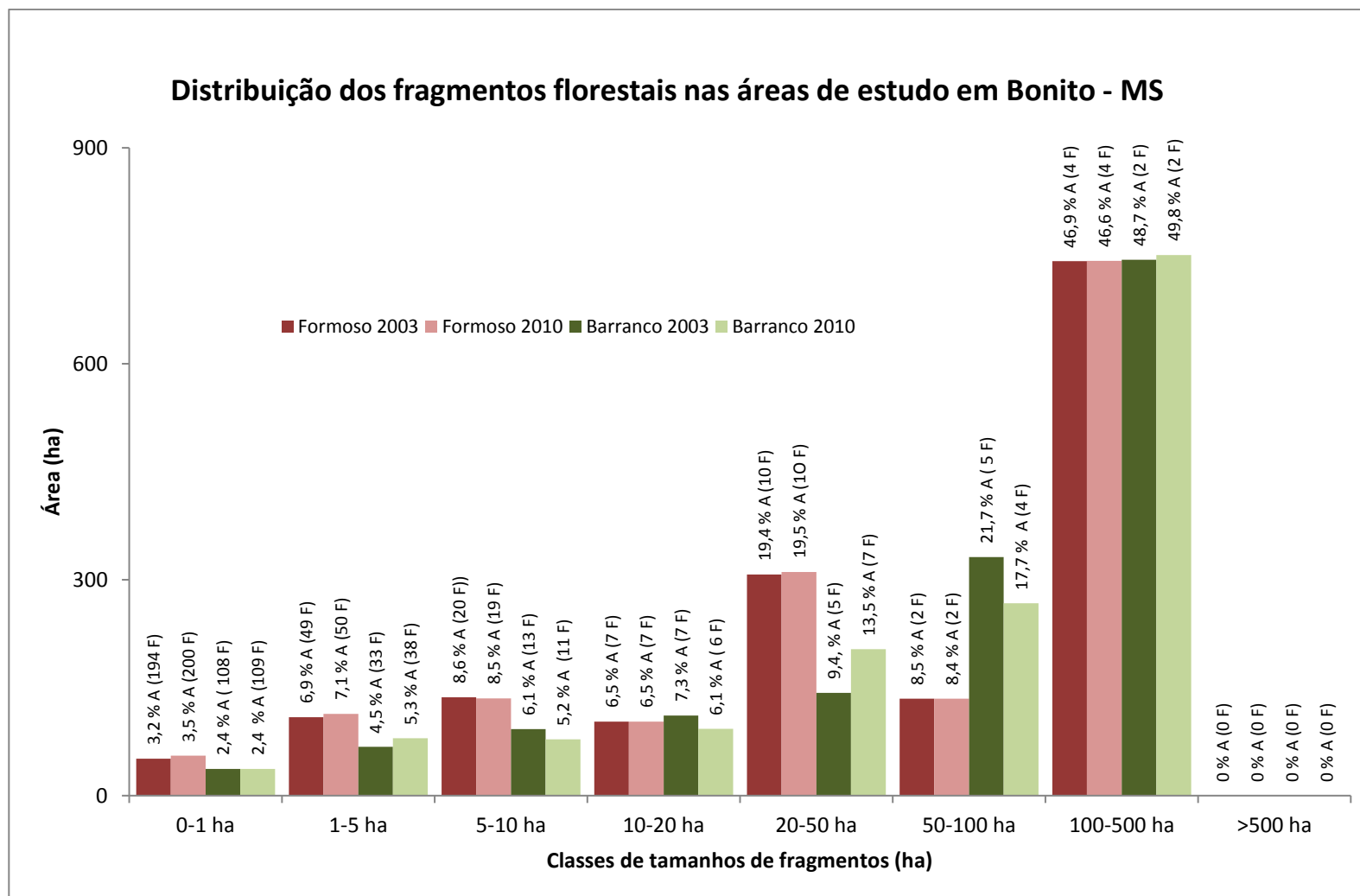


Gráfico 3 - Distribuição dos fragmentos florestais nas áreas de estudo no município de Bonito – Mato Grosso do Sul.
A: área total de floresta; F: número de fragmentos florestais.

A Tabela 18 mostra os maiores fragmentos florestais identificados nas duas áreas estudadas nesse caso, os quais também estão localizados em áreas de morros de alta inclinação (TERUYA JUNIOR et al., 2006).

Tabela 18 - Mudanças na área do maior fragmento entre a avaliação final e inicial nas áreas estudadas no município de Bonito – Mato Grosso do Sul.

	Área de estudo	Maior fragmento (ha)		Diferença (ha)
		Inicial	Final	Final - Inicial
Bonito	ACAD	361,9	361,9	0
	AVR	443,9	449,5	5,6

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde a área que recebeu ações do PSA e AVR - área vizinha de referência corresponde a área que não recebeu PSA; ha: hectares.

Como é possível observar na Tabela 19, ocorreram mudanças significativas na área central dos fragmentos florestais quando se compara a média da área com ações diferenciadas com a área vizinha de referência (BC3). No entanto, na comparação temporal em cada tipo de gestão (BC1 E BC2) não houve diferenças significativas dessas mudanças dentro de cada área (com ações diferenciadas e área vizinha de referência) (Tabela 20).

Tabela 19 – Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das mudanças na área central média dos fragmentos florestais entre o ano final e inicial das áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Métrica	Área de estudo	Comparação entre o saldo de AC (diferença entre o ano final e inicial) da área com ações diferenciadas (ACAD) com a área vizinha de referência (AVR)		
		Média (ha)	IC inferior	IC superior
Área central	ACAD	0,09	0,05	0,10
	AVR	-0,27	-0,55	0,27

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do projeto Formoso vivo e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu ações diferenciadas; IC: intervalo de confiança; ha: hectares.

Tabela 20 - Percentuais médios e intervalos de confiança a 99% das médias de área central dos fragmentos florestais no ano final e inicial nas áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Métrica	Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de AC (diferença entre o ano final e inicial) dentro da área com ações diferenciadas (ACAD) e da área vizinha de referência (AVR)		
			Média (ha)	IC inferior	IC superior
Área central	ACAD	2003	11,90	10,91	12,53
		2010	11,99	10,94	12,63
	AVR	2003	18,02	16,05	19,30
		2010	17,75	15,82	19,01

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do projeto Formoso vivo e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu ações diferenciadas; IC: intervalo de confiança; ha: hectares.

Em números absolutos houve aumento de 4,5 hectares na área central dos fragmentos florestais da área com ações diferenciadas, enquanto que na área vizinha de referência houve redução de 12,1 hectares (Figura 18 e Tabela 21).

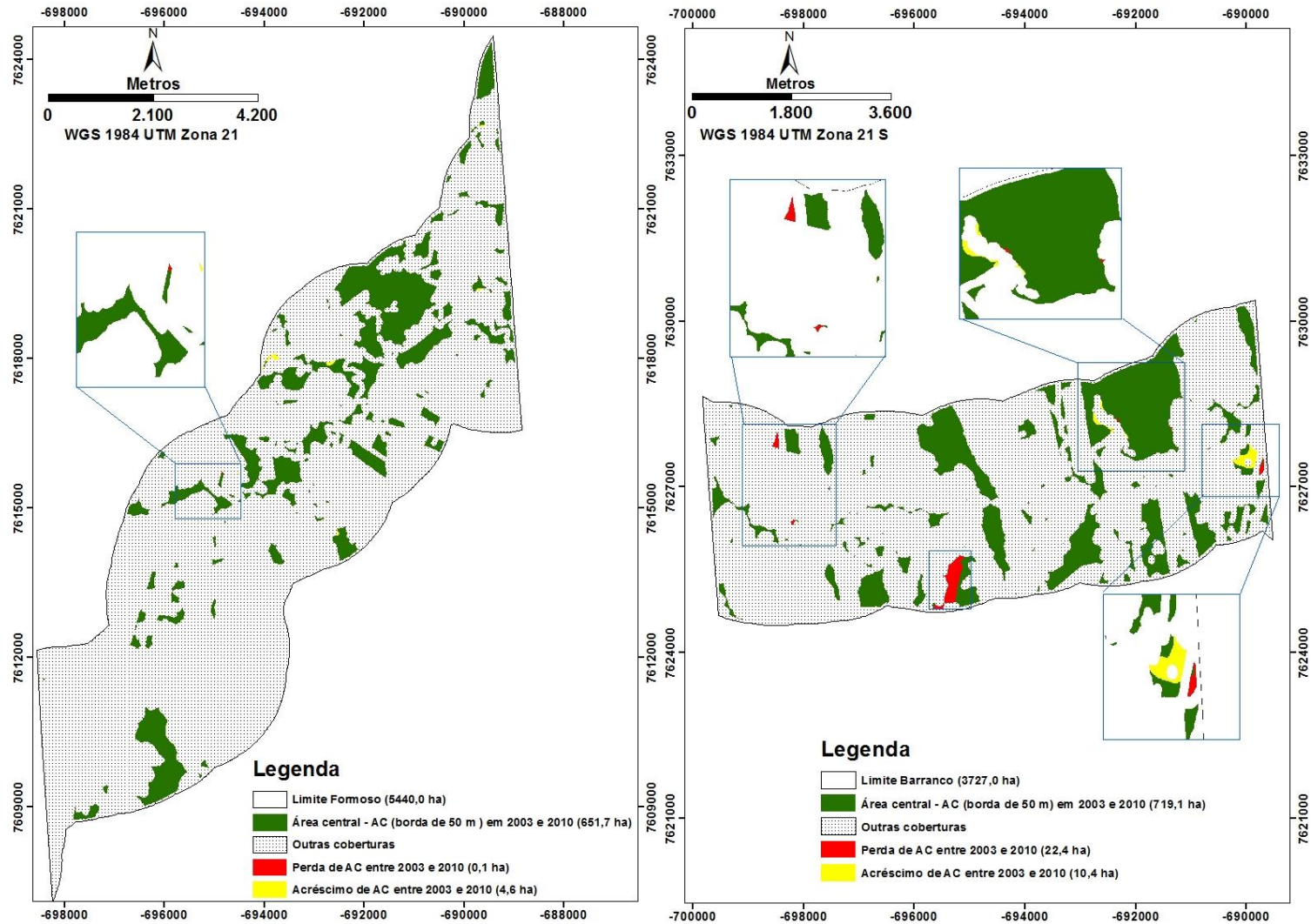


Figura 18 - Distribuição da área central - AC (largura da borda 50 metros) nas áreas do Formoso (Projeto Formoso vivo) e do Barranco (sem arranjo institucional diferenciado) nos anos de 2003 e 2010 em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Tabela 21 - Área central, em números absolutos, e mudanças entre a avaliação final e inicial nas áreas avaliadas no município de Bonito – Mato Grosso do Sul.

Área de estudo	Inicial CF1 (AC1) ha	Final CF2 (AC2) ha	Diferença total na área estudada CF2 – CF1 (AC2-AC1) ha	% da diferença de AC em relação ao ganho de CF
ACAD	1584,2 (651,7)	1595,9 (656,3)	11,7 (4,5)	38,9
AVR	1528,1 (719,1)	1509,8 (707,1)	2217,2 (-12,0)	-66,1

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do projeto Formoso vivo e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu ações diferenciadas ; sinal negativo significa que houve redução; CF: cobertura florestal; AC: área central com largura de borda de 50 metros.

Nota-se pela Tabela 22 que as mudanças na média do isolamento (distância euclidiana) na área com ações diferenciadas apresentaram médias significativamente distintas quando comparadas à área vizinha de referência (B_{C3}). No entanto, na comparação de médias entre as mudanças temporais dentro de cada área (B_{C1} e B_{C2}) não houve significância (Tabela 23).

A distância entre os fragmentos reduziu em 1,4 metros (43,6 m em 2003 para 42,2 m em 2010) na ACAD (Tabela 24), enquanto que na área vizinha de referência houve aumento de 0,8 metros (40 em 2003 para 40,8 em 2010) na distância do fragmento mais próximo. Esse aumento nas medidas de isolamento na AVR foi ocasionado provavelmente pela perda de área com floresta.

Tabela 22 – Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças no isolamento (distâncias euclidianas) da paisagem florestal nas áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Métrica	Área de estudo	Comparação entre o saldo de isolamento (diferença entre o ano final e inicial) da área com ações diferenciadas (ACAD) com a área vizinha de referência (AVR)		
		Média (m)	IC inferior	IC superior
Isolamento	ACAD	-1,54	-1,63	-0,86
	AVR	0,84	0,28	1,00

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do projeto Formoso vivo e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu ações diferenciadas; IC: intervalo de confiança; m: metros.

Tabela 23 - Médias e intervalos de confiança a 99% das mudanças no isolamento (distâncias euclidianas) da paisagem florestal entre o ano final e inicial dentro de cada área avaliada em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Métrica	Área de Estudo	Ano	Comparação entre o saldo de isolamento (diferença entre o ano final e inicial) dentro da área com ações diferenciadas (ACAD) e da área vizinha de referência (AVR)		
			Média (m)	IC inferior	IC superior
Isolamento	ACAD	2003	115,84	108,68	120,49
		2010	114,29	106,78	118,98
	AVR	2003	54,71	50,53	57,50
		2010	55,58	51,38	58,42

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do projeto Formoso vivo e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu ações diferenciadas; IC: intervalo de confiança; m: metros.

Tabela 24 – Distâncias do fragmento vizinho mais próximo nas áreas avaliadas em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Área de Estudo	Distância do vizinho mais próximo (m)		Diferença (m)	
	Inicial	Final	Final - Inicial	
Bonito - MS	ACAD	43,6	42,2	1,4
	AVR	40	40,8	-0,8

ACAD - área com ações diferenciadas corresponde à área que recebeu ações do projeto Formoso vivo e AVR - área vizinha de referência corresponde à área que não recebeu ações diferenciadas.

Mesmo com a redução do isolamento entre os fragmentos na área com ações diferenciadas, o arranjo da paisagem ainda estava desfavorável para o deslocamento de diversas espécies estudadas e já citadas aqui nos outros casos.

Com base nas Figura 19 e Figura 20 é possível ter uma visão do isolamento em ambas as áreas de estudo. Nota-se pela Figura 19 que há pontos na matriz da área do Formoso que estão distantes até 1.330 metros de qualquer fragmento florestal, embora esse valor alto se deve à inclusão da área brejosa (banhado) na categoria “outras coberturas”, o que já foi explicado anteriormente. Pode ser que essas áreas, as quais estavam ocupadas por vegetação natural, sejam mais facilmente transpostas por determinadas espécies do que as áreas de pasto, por exemplo.

Semelhantemente aos casos anteriores, essas imagens podem auxiliar no direcionamento das ações que visem à redução das distâncias entre os fragmentos florestais.

Considerar as áreas brejosas como outras coberturas contribuiu também para que a área coberta por floresta, identificada na área do Formoso, fosse menor que a do Barranco, pois essas áreas de banhado ocupam grandes extensões da área estudada. No entanto, essa foi uma decisão tomada de acordo com os métodos usados aqui na presente pesquisa.

Contudo, essas áreas supostamente são mais importantes em termos de conservação da biodiversidade quando comparada às outras coberturas, como pastagem e estradas, por exemplo. Essas áreas brejosas também se destacam pela sua importância para a dinâmica hídrica regional (DIAS, 2000).

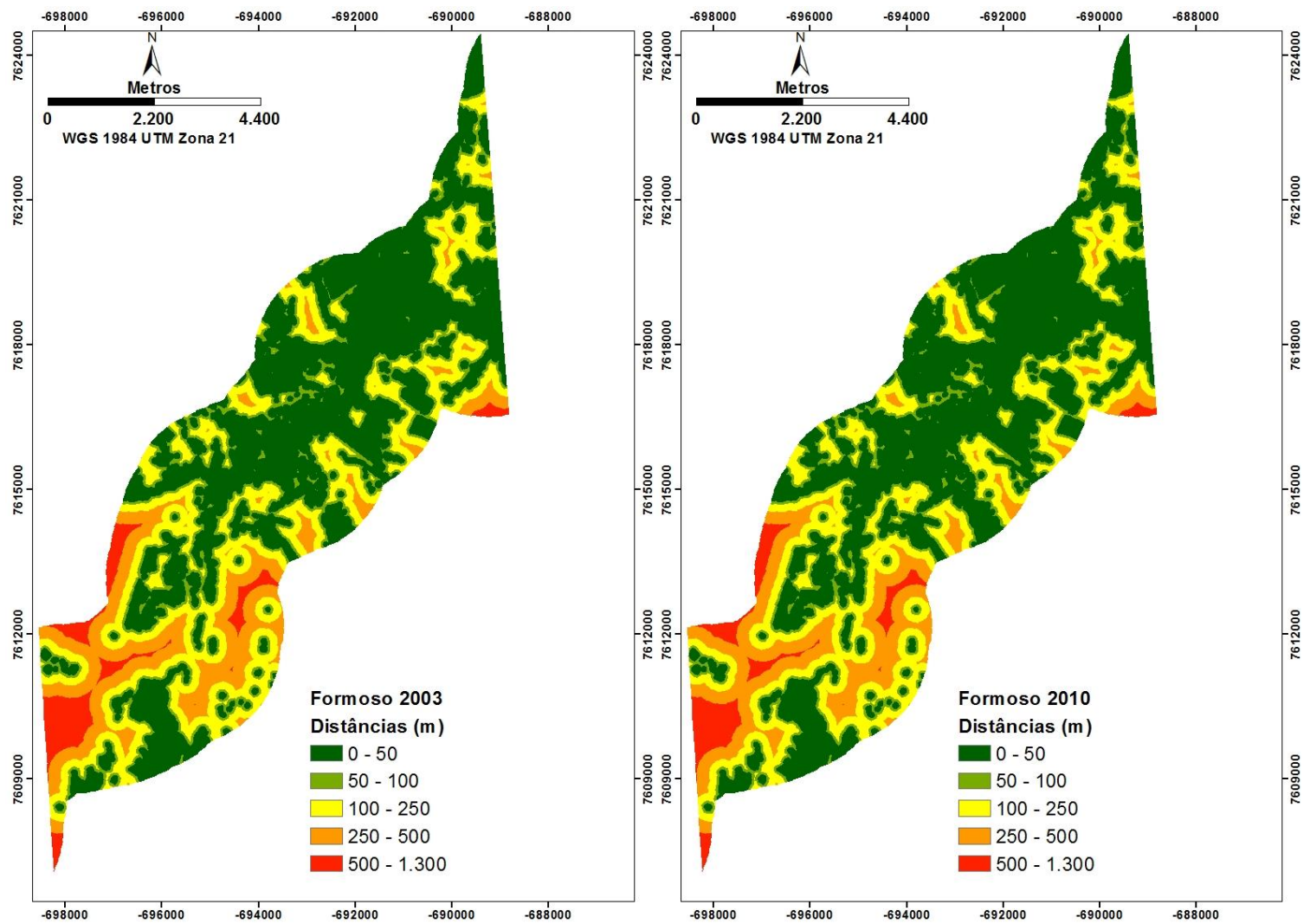


Figura 19 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na área do Formoso em Bonito – Mato Grosso do Sul.

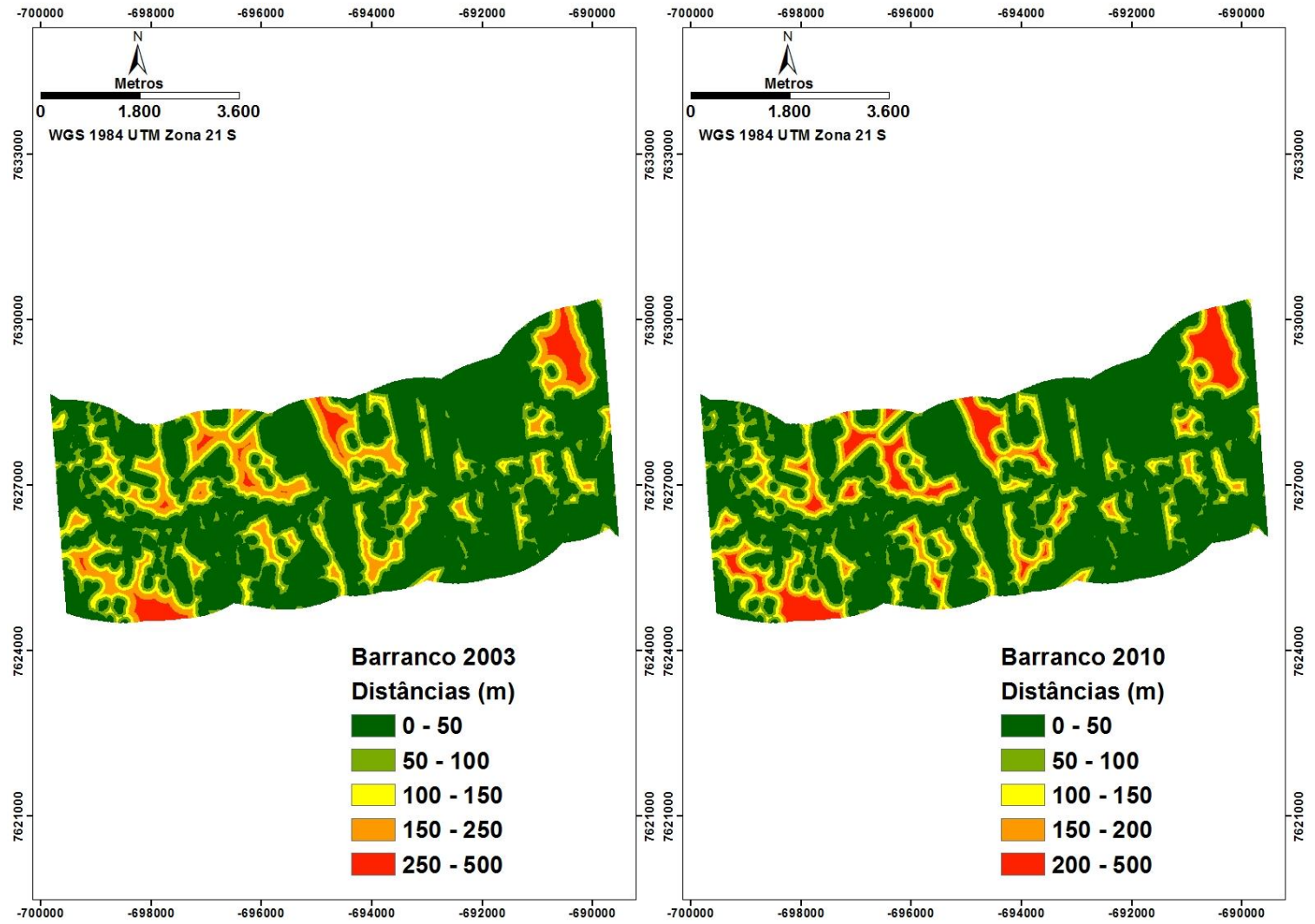


Figura 20 - Distâncias da matriz a qualquer fragmento florestal na área do Barranco em Bonito – Mato Grosso do Sul.

6.4. Considerações gerais de todos os casos

Como se procurou destacar nos resultados até aqui apresentados, um saldo positivo significativo na cobertura florestal foi observado apenas na área que recebeu PSA em Extrema, quando se avalia a mudança desse parâmetro ao longo dos anos (E_{CI}). Essa significância pode estar atrelada ao baixo percentual de cobertura florestal existente inicialmente (avaliação inicial) nessa área. As demais áreas estudadas, tanto as que obtiveram alguma ação diferenciada (PSA em Rio Claro, C&C diferenciado em Bonito), quanto as áreas vizinhas de referência nos três casos estudados, não apresentaram mudanças significativas na cobertura florestal dentro do período de tempo analisado.

Em valores absolutos, houve aumento na cobertura florestal em praticamente todas as paisagens analisadas, com exceção da área Barranco (área vizinha de referência), em Bonito, onde ocorreu redução. Deste modo, observa-se que, tanto nas áreas com PSA quanto na maioria das demais áreas analisadas, houve pequenos aumentos na área de floresta, a maioria das áreas vizinhas de referência apresentou aumento na CF, mesmo estando apenas sob proteção das normas de comando e controle tradicional.

Este resultado se contrapõe ao apresentado por Arriagada (2008) o qual demonstra que, na Costa Rica, houve perda de área florestal nas propriedades que não receberam incentivos por meio do PSA e houve aumento, mesmo que pequeno, naquelas contratadas.

O saldo de cobertura florestal na área que recebeu o arranjo institucional diferenciado (Formoso em Bonito) não foi tão expressivo quando comparado às áreas com PSA, mas foi capaz de manter a situação inicial de cobertura florestal, enquanto que na área vizinha houve redução. Outros estudos na região Amazônica corroboram essa capacidade das políticas baseadas nos instrumentos de comando e controle em evitar o desmatamento (ARIMA et al., 2014; NEPSTAD et al., 2014).

Essa manutenção e o saldo positivo de floresta nas áreas de atuação do comando e controle tradicional e modificado ocorreram sob uma estrutura institucional já existente, sem necessidade de uma estrutura adicional, enquanto que o PSA exige investimentos e uma estrutura de gestão adicional. Cabe aqui uma investigação da necessidade desses investimentos para ganhos ínfimos na área florestal em relação à área total, como no caso de Rio Claro, uma vez que as áreas vizinhas aos casos de PSA apresentaram acréscimos

relevantes por meio da regeneração natural. Guerra (2016) também chama a atenção para a complexidade e os custos com o PSA para ter funcionamento pontual.

Sills et al. (2008) também verificaram um impacto pequeno do PSA da Costa Rica, entre 1996 e 2000, comparando com as propriedades que não receberam PSA. Pfaff, Robalino e Sanchez-Azofeifa (2008) também consideraram pequeno o impacto do PSA da Costa Rica (entre 1997 e 2000) no desmatamento evitado.

Arriagada et al. (2012) consideram como moderado o efeito do PSA no acréscimo de cerca de 11 a 17 % na cobertura florestal, em relação a área da propriedade contratada, em um período de 8 anos (1997 a 2005), na Costa Rica. Alix-Garcia (2012) também considera modesto o efeito do PSA na redução do desmatamento no México, uma vez que as mudanças ocorridas nas áreas que não receberam PSA foram baixas.

Já Sánchez-Azofeifa et al. (2007) não encontram impacto do PSA da Costa Rica na taxa de desmatamento a nível regional.

Nos casos aqui avaliados foi possível observar que, além do acréscimo oriundo das ações de restauração florestal, ocorreram também incrementos de floresta por meio da regeneração natural. Essa regeneração pode ser explicada possivelmente pelo abandono de áreas rurais, aliada à capacidade de regeneração natural atribuída às florestas tropicais (RODRIGUES et al., 2009). Alguns estudos realizados na Mata Atlântica brasileira corroboram essa sugestão, pois identificaram um aumento na cobertura florestal oriundo de regeneração natural. São exemplos os resultados de Calegari et al. (2010), que detectaram um aumento de 8% da área florestada entre os anos de 1984 e 2007, na Mata Atlântica em MG, e os de Ferraz et al. (2014), na Bacia do Corumbataí no estado de São Paulo, onde também se constatou incremento de 8% de floresta natural entre os anos de 1962 e 2008.

Nesse sentido, não se pode atribuir os acréscimos de floresta aqui obtidos em área contratadas pelo PSA apenas a esse instrumento, bem como não se pode afirmar que esse acréscimo seria nulo na ausência do PSA.

Outros autores também não atribuíram os resultados de acréscimo ou manutenção da cobertura florestal apenas ao PSA (PFAFF; ROBALINO; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2008; SILLS et al., 2008 YANG et al., 2013). Pfaff, Robalino e Sanchez-Azofeifa (2008) relatam que a redução na taxa de desmatamento na Costa Rica já estava ocorrendo antes dos pagamentos. Sills et al. (2008) também citam a falta de intenção dos proprietários em converter a floresta inscrita no PSA para outros usos.

Os instrumentos de comando e controle também tiveram contribuições relevantes segundo os resultados aqui apresentados, uma vez que os projetos de PSA avaliados foram

implantados em contextos em que já existia todo um aparato legal baseado nas normas de C&C. Um exemplo dessa influência pode ser constatado pelo modo que se deu a participação dos proprietários no projeto Conservador das Águas, caso de Extrema. De acordo com Richards et al. (2015) a participação de alguns proprietários foi impulsionada por receio de serem autuados pelas normas de C&C.

Analisando os resultados dos casos de PSA em Extrema e Rio Claro percebe-se que há diferenças entre eles como, por exemplo, em relação à área de atuação do PSA e a quantidade de área coberta por floresta no período inicial, sendo que ambas eram expressivamente menores no caso de Extrema comparado a Rio Claro. Enquanto isso, os ganhos na microbacia do rio das Pedras em Rio Claro foram pouco expressivos, devido à grande quantidade de floresta existente inicialmente. Na sub-bacia das Posses em Extrema tais ganhos foram mais expressivos porque o local tinha inicialmente pouca cobertura florestal.

Sendo assim, não se pode tomar como base que o PSA funciona porque o caso de Extrema teve ganho expressivo comparado à área vizinha de referência, ou que não funciona porque o caso de Rio Claro teve poucas diferenças em relação à área vizinha de referência.

Nesse contexto, fica claro que não se pode tirar uma conclusão única em relação à efetividade do instrumento PSA, uma vez que os resultados são dependentes do contexto em que este modo de gestão está inserido. Guerra (2016) ressalta que o PSA funciona melhor localmente do que globalmente, pois a aplicação desse instrumento em grandes áreas envolvendo muitas pessoas tem grandes chances de falhar.

Clements e Milner-Gulland (2015) constataram que o PSA mostra resultados quando usado como complemento ao instrumento de C&C para conservação. Engel, Pagiola e Wunder (2008) também sugerem o uso do PSA como complemento aos instrumentos de C&C.

Apesar do saldo de floresta no caso da área com PSA em Extrema ser expressivo em relação à cobertura florestal inicial, esse ganho foi baixo em relação à área da sub-bacia. O incremento da cobertura florestal também ocorreu principalmente em pequenos fragmentos, o que possibilitou a redução da distância média entre fragmentos. Porém, em relação aos outros parâmetros, como área central e área do maior fragmento, os ganhos também foram pequenos.

Se não houver um maior incremento de vegetação nativa ao longo do tempo, independentemente do tipo de instrumento adotado para atingir tal objetivo, essas áreas terão a garantia de sustentabilidade ao longo prazo comprometida, uma vez que pesquisas apontam

a insustentabilidade de fragmentos muito pequenos (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999).

Também se deve considerar que o ganho na cobertura florestal nativa, na área com PSA em Extrema inclui aquelas áreas que os gestores dos projetos informaram terem sido restaurada, embora a presença da cobertura florestal não tenha sido identificada nas imagens orbitais utilizadas, conforme já explicado nos métodos.

É importante salientar que não houve condições para avaliar a qualidade da cobertura florestal tanto nos fragmentos remanescentes quanto nos restaurados. Pode ser que tenham ocorrido melhorias em relação aos estágios florestais dos fragmentos remanescentes, ou seja, florestas de estágios iniciais podem ter progredido para médio ou avançado. Por outro lado, também é possível que florestas em estágios avançados possam ter regredido para estágios inferiores, como indicam os resultados de Ferraz et al. (2014) para uma região de Mata Atlântica brasileira, na qual ocorreu a substituição de florestas antigas por florestas jovens entre os anos 1962 e 2008.

Não houve condições para avaliar se as áreas declaradas como restauradas eram realmente florestas, bem como a qualidade (p.e. composição e densidade de espécies) das mesmas. Essa avaliação é importante uma vez que a garantia da sustentabilidade em longo prazo das florestas em áreas restauradas é fortemente dependente das espécies e técnicas utilizadas. Wuethrich (2007) cita que, em cerca de 98 áreas reflorestadas com financiamento público no Brasil, apenas duas foram bem sucedidas. Yang et al. (2013) relatam que há áreas restauradas pelo PSA na China que estão dominadas por espécies de rápido crescimento e exóticas potencialmente invasoras.

7. Conclusões

É importante destacar que os resultados aqui apresentados são úteis para comparações dentro de cada caso ao longo do tempo nas áreas com ações diferenciadas e nas áreas vizinhas de referência, porém, esses resultados não são comparáveis entre os três casos devido às características peculiares de cada região como, por exemplo, os arranjos institucionais, diferentes tamanhos de áreas e a situação de cobertura florestal inicial.

Os resultados demonstram que as métricas de paisagens deveriam estar incluídas em qualquer programa de restauração ou conservação florestal que envolva a cobertura florestal, bem como na implantação (desenho) e no monitoramento dos esquemas de PSA, independente de ser hídrico ou não.

O fato dos esquemas de PSA serem muito focados no aumento da cobertura florestal e não se preocuparem com a estrutura e alocação dessa floresta, consolida um grande problema relativo à garantia da perpetuidade dessas florestas. Essa realidade também se repete em outros casos de PSA, como o Mina d'Água no estado de São Paulo, em que os parâmetros métricos também não são considerados na implantação, no monitoramento e nas avaliações do desempenho do instrumento (Araci Kamyama, 2016 – secretaria do meio ambiente do estado de São Paulo - comunicação pessoal), o que pode causar problemas de manutenção dessa cobertura florestal no futuro.

Foi verificado que no caso de Extrema houve melhorias significativas na paisagem florestal devido ao aumento da cobertura florestal e à redução do isolamento na área que recebeu PSA. No entanto, o aumento da cobertura florestal ocorreu principalmente em pequenos fragmentos, resultando em um acréscimo insignificante na área central dos fragmentos florestais.

Há de se considerar também que a área objeto do esquema de PSA de Extrema tem tamanho inferior em relação às outras áreas dos casos aqui avaliados. A sub-bacia das Posses possui 1313,2 hectares, o que corresponde a 24,9% da área de Rio Claro e 24,1% da área do Formoso Vivo. Nesse sentido, a solução de um determinado local não se aplica a outro.

No caso de Rio Claro, os ganhos em relação à área da microbacia na área que recebeu as ações do PSA foram pouco expressivos, provavelmente pelo tamanho da área e pelo cenário inicial com elevado percentual de cobertura vegetal (63,3%).

No caso de Bonito houve saldo e manutenção da cobertura florestal na área de atuação do projeto Formoso Vivo. Esse resultado foi muito relevante frente à área vizinha de referência onde houve redução da área coberta por floresta. Mesmo que esse saldo positivo na área do projeto seja pequeno em comparação aos locais que receberam PSA, ele indica que o comando e controle diferenciado foi capaz, no mínimo, de evitar o desmatamento observado na região.

Não é possível afirmar que o PSA como instrumento de gestão ambiental tenha resultados positivos significativos com relação às áreas vizinhas de referência. Porém, essas conclusões são relativizadas em função das escolhas metodológicas feitas aqui. É necessário avaliar mais casos com áreas vizinhas de referência mais semelhantes para confirmar essa hipótese. É necessário também utilizar metodologias que sejam capazes de isolar o efeito do PSA.

É imprescindível dar atenção aos aspectos relacionados à estrutura da paisagem no planejamento das ações de restauração florestal, pois, somente aumentar ou evitar a perda de cobertura florestal, que é o principal objetivo dos esquemas de PSA hídricos, pode não ser suficiente para a sustentabilidade da paisagem em longo prazo. É preciso que haja melhorias na paisagem, no sentido de criar fragmentos maiores (fragmentos fontes), incrementar a área daqueles existentes e melhorar a conectividade entre os fragmentos.

8. Recomendações

Sugestões para pesquisas futuras:

1 – Avaliar um maior número de casos de PSA comparando-os com outros tipos instrumentos usados para conservação;

2 – Diferenciar os diversos usos da matriz na confecção dos mapas de uso do solo;

3 – Empregar áreas vizinhas de referência com características mais semelhantes às áreas com ações diferenciadas;

4 - Usar metodologias mais apuradas que consigam diminuir ou eliminar o efeito de outras variáveis no impacto do PSA;

5 - Realizar uma análise mais aprofundada sobre a qualidade das florestas existentes e das áreas restauradas;

6 – Identificar e comparar os custos dos recursos despendidos na obtenção desses saldos na cobertura florestal em cada local.

9. Referências Bibliográficas

ABBAS, I. I.; MUAZU, K. M.; UKOJE, J. A. Mapping Land Use-land Cover and Change Detection in Kafur Local Government , Katsina , Nigeria (1995-2008) Using Remote Sensing and Gis. v. 2, n. 1, p. 6–12, 2010.

ALIX-GARCIA, J. M.; SHAPIRO, E. N.; SIMS, K. R. E. Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. **Land Economics**, v. 88, n. 4, p. 613–638, 2012.

ALIX-GARCIA, J.; WOLFF, H. Payment for Ecosystem Services from Forests. **Annual Review of Resource Economics**, v. 6, n. 1156271, p. 4.1–4.20, 2014.

ANDRADE, D. C.; FASIABEN, M. C. R. A utilização dos instrumentos de política ambiental para a proteção do meio ambiente: o caso dos Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos. **VIII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**, 2009.

ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes With Different Proportions of Suitable Habitat - a Review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.

APAN, A. A.; RAINE, S. R.; PATERSON, M. S. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. **Landscape and Urban Planning**, v. 59, n. 1, p. 43–57, 2002.

ARIMA, E. Y. et al. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land Use Policy**, v. 41, p. 465–473, 2014.

ARRIAGADA, R. A R. et al. Do payments for environmental services affect forest cover? A farm-level evaluation from Costa Rica. **Land Economics**, v. 88, n. 2, p. 382–399, 2012.

ARRIAGADA, R. A. Private provision of public goods: applying matching methods to evaluate payments for ecosystem services in Costa Rica. p. 268, 2008.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n. 7, p. 863–871, 2008.

AZEVEDO, T. S. **Legislação e geotecnologias na definição das áreas de preservação permanente e das reservas legais: Aplicação à Bacia do Córrego das Posses, Município de Extrema MG**. 2008. 168f. (Tese de Doutorado) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2008.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918–926, 2010.

BAPTISTA-MARIA, V. R. et al. Composição florística de florestas estacionais ribeirinhas no

Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil 1. v. 23, n. 2, p. 535–548, 2009.

BERENBAUM, M. et al. **Status of Pollinators in North America. Committee on the Status of Pollinators in North America, National Research Council.** Washington, D .C. The National Academies Press, 2007. 326 p.

BIERREGAARD, R. O. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments : a prospective comparison of fragments and continuous forest . The biological dynamics of tropical rainforest fragments : a prospective comparison of fragments and continuous forest . **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859–866, 1992.

BIANCONI, G. V. et al. Attraction of Fruit-Eating Bats with Essential Oils of Fruits : A Potential Tool for Forest Restoration Author (s): Gledson V . Bianconi , Sandra B . Mikich , Sirlei D . Teixeira and Beatriz Helena L . Published by : Association for Tropical Biology and. v. 39, n. 1, p. 136–140, 2007.

BIRCH, J. C. et al. What bene fi ts do community forests provide , and to whom? A rapid assessment of ecosystem services from a Himalayan forest , Nepal. v. 8, p. 118–127, 2014.

BONITO. Lei Orgânica do Município de Bonito, Mato Gross do Sul. 15 de setembro de 2000. 2000.

BORN, R. H.; TALOCCHI, S. **Payment for Environmental Services: Brazil.** PRISMA, 2002. Relatório elaborado com parte do projeto “Payment for Environmental Services in the Americas”.

BOSCOLO, D. et al. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273–276, 2008.

BRASIL, LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências.** Brasília, 2012.

BRUNER, A. G. et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science (New York, N.Y.)**, v. 291, n. 5501, p. 125–8, 2001.

BÜRGI, M. et al. Linking ecosystem services with landscape history. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 1, p. 11–20, 2015.

BUTCHART, S. H. M. Global Biodiversity : Indicators of. **Science**, v. 328, p. 1164–1169, 2010.

CALEGARI, L. et al. Analysis of the Dynamics of Forest Fragments in the City of Carandai, Mg, for Forest Restoration. **Revista Arvore**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.

CHAPMAN, P. M. Adaptive monitoring based on ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 415, p. 56–60, 2012.

CHAZDON, R. **Second Growth the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation.** Chicago and London. The University of Chicago Press. 2014.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on

degraded lands. **Science (New York, N.Y.)**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.

CLEMENTS, T.; MILNER-GULLAND, E. J. Impact of payments for environmental services and protected areas on local livelihoods and forest conservation in northern Cambodia. **Conservation Biology**, v. 29, n. 1, p. 78–87, 2015.

COSTANZA, R. et al. The Value of New Jersey ' s Ecosystem Services and Natural Capital. 2006.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 875–903, 2010.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 691–703, 2008.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological economics: principles and applications**. Washington, DC, Island Press, 2004.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A; BOUMANS, R. M. J. A TYPOLOGY FOR THE CLASSIFICATION , DESCRIPTION AND VALUATION OF ECOSYSTEM FUNCTIONS , GOODS AND SERVICES Figure 1 : Framework for Integrated Assessment and Valuation of Ecosystem Functions , Goods and Services. v. 41, p. 393–408, 2002.

DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, 2010.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: Forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1245–1255, 2004.

DECLERCK, F. A. J. et al. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2301–2313, 2010.

DEGUIGNET, M.; JUFFE-BIGNOLI, D.; HARRISON, J.; MACSHARRY, B.; BURGESS, N.; KINGSTON, N. **2014 United Nations List of Protected Areas**. UNEP-WCMC: Cambridge, UK, 2014.

DENG, J. S. et al. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. **Landscape and Urban Planning**, v. 92, n. 3-4, p. 187–198, 2009.

DIAS, J. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geocológico a partir de unidades de paisagem. **Ensaio e Ciência**, v. 4, p. 9-43, 2000.

DITT, E. H. et al. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic forest. **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 5, p. 591–603, 2010.

DOSSKEY, M. G. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. **Environmental Management**, v. 28, n. 5, p. 577–598, 2001.

DRAY, S. et al. Community ecology in the age of multivariate spatial analysis. **Ecological Monographs**, v. 82, n. 3, p. 257–275, 2012.

DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 339–349, 2005.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663–674, 2008.

ENVIRONMENTAL LAW INSTITUTE. **Legal tools and incentives for private lands conservation in Latin America: building models for success**. Washington DC. 2003. 217 p.

ESTAVILLO, C.; PARDINI, R.; DA ROCHA, P. L. B. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. 1–10, 2013.

EXTREMA. DECRETO Nº 1.801, de 1º de setembro de 2006. Estabelece critérios para implantação do Projeto Conservador das Águas criado pela Lei Municipal nº 2.100/05 e dá outras providências. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Decreto-1801-06_Extrema-MG.pdf>. Acesso em: 6 jan. 2015.

FAHRIG, L. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population. **The Journal of Wildlife Management**, v. 61, n. 3, p. 603–610, 1997.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Review Literature And Arts Of The Americas**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060–2068, 2010.

FARWIG, N.; BERENS, D. G. Imagine a world without seed dispersers: A review of threats, consequences and future directions. **Basic and Applied Ecology**, v. 13, n. 2, p. 109–115, 2012.

FERNÁNDEZ-VELILLA, S. G. Mecanismos financieros innovadores para la conservación de la biodiversidad. **Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez, FUNGOBE**. Madrid. España. 2010. 148 p.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493–502, 2007.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, n. 01, p. 53, 2009.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133–142, 1995.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **BioScience**, v. 31, n. 10, p. 733–740, 1981.

FRATE, L. et al. Quantifying forest spatial pattern trends at multiple extents: An approach to detect significant changes at different scales. **Remote Sensing**, v. 6, n. 10, p. 9298–9315, 2014.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA.; INSTITUTO DE PESQUIDAS ESPACIAIS (INPE). **ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA 2015**.

GALLO, J. A. et al. The role of private conservation areas in biodiversity representation and target achievement within the Little Karoo region, South Africa. **Biological Conservation**, v. 142, n. 2, p. 446–454, 2009.

GOMEZ-BAGGETHUN, E.; RUIZ-PEREZ, M. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. **Progress in Physical Geography**, p. 1–16, 2011.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica Lições aprendidas e desafios**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 272 p.

GUERRA, R. Assessing preconditions for implementing a Payment for Environmental Services initiative in Cotriguaçu (Mato Grosso, Brazil). **Ecosystem Services**, v. 21, p. 31–38, 2016.

HODDER, K. H. et al. Does landscape-scale conservation management enhance the provision of ecosystem services? **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 10, n. 1, p. 71–83, 2014.

HOEFFEL, J. L. DE M.; FADINI, A. A. B.; FERMINO, J. E. DO C. B. E. DA S. Área de Proteção Ambiental (APA) Fernão Dias/MG - transformações socioambientais na bacia hidrográfica do rio Jaguary. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 3, p. 39–60, 2008.

HONEY-ROSÉS, J. et al. To pay or not to pay? Monitoring performance and enforcing conditionality when paying for forest conservation in Mexico. **Environmental Conservation**, v. 36, n. 2, p. 120–128, 2009.

HONEY-ROSES, J.; BAYLIS, K.; RAMÍREZ, M. I. A Spatially Explicit Estimate of Avoided Forest Loss. **Conservation Biology**, v. 25, n. 5, p. 1032–1043, 2011.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J. et al. EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HOWE, H. E.; SMALLWOOD, J. Ecology of Seed Dispersal Author (s): Henry F . Howe and Judith Smallwood Source : Annual Review of Ecology and Systematics , Vol . 13 (1982), pp . 201-228 Published by: Annual Reviews Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2097067> REFERENCES Linke. v. 13, p. 201–228, 1982.

HU, Q. et al. Exploring the use of google earth imagery and object-based methods in land use/cover mapping. **Remote Sensing**, v. 5, n. 11, p. 6026–6042, 2013.

IBGE. 2010. Censo Demográfico - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>.

IEF. 2008. Plano de gestão da área de proteção ambiental Fernão Dias, Belo Horizonte – Minas Gerais.

INEA 2015. Plano de Manejo do Parque Estadual Cunhambebe (Fase 1). Rio de Janeiro. 32 p.

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459–473, 2014.

JONES, K. B. et al. Informing landscape planning and design for sustaining ecosystem services from existing spatial patterns and knowledge. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1175–1192, 2012.

KALACSKA, M. et al. Baseline assessment for environmental services payments from satellite imagery: A case study from Costa Rica and Mexico. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 2, p. 348–359, 2008.

KAMAL, S.; BROWN, G. Journal of Environmental Planning and Conservation on private land: a review of global strategies with a proposed classification system. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 4, p. 576–597, 2015.

KLEIN, A. M. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 2007.

KOSMUS, M.; RENNER, I.; ULLRICH, S. Integração de Serviços Ecológicos ao Planejamento do Desenvolvimento. **Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit**, 2012.

KOSOY, N. et al. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. **Ecological Economics**, v. 61, n. 2-3, p. 446–455, 2007.

LAMBECK, R. J. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation, **Conservation Biology**, v. 11, n. 4, p. 849–856, 1997.

LAUTENBACH, S. et al. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 676–687, 2011.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LIMA, L. P. Z. **Influência da estrutura de paisagens em parâmetros da biodiversidade com foco em pequenos fragmentos e corredores de vegetação no bioma da mata atlântica, Minas Gerais, Brasil**. 2014.

LIMA, M. M.; MARIANO-NETO, E. Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 312, p. 260–270, 2014.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação**. 2ª ed. São Paulo: EDUSP, 2001, p. 33-44.

LIMA, W. P. Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Departamento de Ciências Florestais. Piracicaba. 2008. 245 p. Disponível em: <<http://www.ipef.br/hidrologia/hidrologia.pdf>>. Acesso em: 10/06/2015.

LION, M. B. et al. The Conservation Value of Small Fragments For Atlantic Forest Reptiles. **Biotropica**, v. 48, n. 2, p. 265–275, 2016.

LIRA, P. K. et al. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 4, p. 427, 2007.

LOBO, J. M.; TOGNELLI, M. F. Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. **Journal for Nature Conservation**, v. 19, n. 1, p. 1–7, 2011.

LOPES, E. E.; NOGUEIRA, R. E. Proposta Metodológica para Validação de Imagens de Alta Resolução do Google Earth para a Produção de Mapas, In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XV., 2011, Curitiba, PR. **Anais**, Curitiba: INPE, 2011. p. 2308.

LOUBET, 2012. Projeto Formoso Vivo. Disponível em: <www.premioinnovare.com.br/praticas/projeto-formoso-vivo/>. Acesso em Abr. de 2013.

LOUBET, L. F.; PAULINO, E. R. M; CONTANTINO, R. Projeto Formoso Vivo – A aplicação do direito ambiental para a conservação da biodiversidade na bacia hidrográfica do Rio Formoso em Bonito-MS. Disponível em <http://www.mpms.mp.br/formosovivo>. Acesso em 10 de junho de 2014.

MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 2015.

MANLY, B. F. J. **Randomization Monte Carlo Methods**. University of Otago. New Zealand 1997.

MARQUES, E. M.; RANIERI, V. E. L. Determinantes da decisão de manter áreas protegidas em terras privadas: o caso das reservas legais do Estado de São Paulo. **Ambiente & sociedade**, v. 15, n. 1, p. 131–145, 2012.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012.

MARTIN, A. et al. Measuring effectiveness, efficiency and equity in an experimental Payments for Ecosystem Services trial. **Global Environmental Change**, v. 28, n. 1, p. 216–

226, 2014.

MARTIN, P.; BULLOCK, J.; NEWTON, A. Carbon pools recover more rapidly than plant biodiversity in secondary tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 280, p. 2013-2236, 2013.

MARTINEZ, M. L. et al. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1856-1863, 2009.

MAS, J. F. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 105, n. 1-3, p. 69-80, 2005.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em setembro 2014.

MCROBERTS, R. E.; LIKNES, G. C.; DOMKE, G. M. Using a remote sensing-based, percent tree cover map to enhance forest inventory estimation. **Forest Ecology and Management**, v. 331, p. 12-18, 2014.

MEDEIROS, R. et al. Contribuição das unidades de conservação para a economia nacional. p. 44, 2011.

MENDES, C. P.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest. **Ecography**, v. 38, p. 001-011, 2015.

MENEZES JR., L. F. et al. Deslocamento de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Mammalia, Chiroptera) entre ilha e continente no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 0-0, 2008.

METZGER, J. P. O Que É Ecologia De Paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1-9, 2001.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, mar. 2006.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, 2009.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

METZGER, J. P. Qual a Extensão Mínima das Áreas de Preservação Permanente? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2010.

METZGER, J. PAUL. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **An. Acad. Bras. Ci.**, v. 71, n. 3-1, p. 445-463, 1999.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington D. C. 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. MMA, 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/ Instituto Estadual de Florestas- -MG. Brasília: MMA/ SBF, 2000. 40p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Panorama da Biodiversidade Global 3**. 2010.

MIRANDA, M.; PORRAS, I. T.; MORENO, M. L. The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica: a quantitative field survey and analysis of the Virilla watershed Markets for Environmental Services. IIED, London, 2003.

MOURA, A. A. G. **Efetividade das áreas de reserva legal por meio de pagamento pelos serviços ambientais: Perspectiva para a recuperação do cerrado goiano** – Goiana: kelps, 2012, 192 p.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202–1208, 2010.

MYERS, N. 1997. The World's forests and their ecosystem services. In: DAILY, G. C. **Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, D.C. USA: Island Press, 1997. p. 215-235.

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

MURADIAN, R. et al. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 274–279, 2013.

NAEEM, B. S. et al. Get the science right when paying for nature's services. **Science**, v. 347, n. 6227, p. 1206–1207, 2015.

NAGENDRA, H. Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. **Ambio**, v. 37, n. 5, p. 330–7, 2008.

NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009.

NEEL, M. C.; MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. **Landscape Ecology**, v. 19, n. 4, p. 435–455, 2004.

NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, 2014.

NOVAES, R. M. L. Monitoramento em programas e políticas de pagamentos por serviços

ambientais em atividade no Brasil. **Estudo Sociedade e Agricultura**, v. 22, n. n.2, p. 408–431, 2014.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blücher, 1992.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4, p. 389–394, 2004.

ORTIZ MALAVASI, E.; SAGE MORA, L. F.; BORGE CARVAJAL, C. **Impacto del Programa de Pago de Servicios Ambientales en Costa Rica como medio de reducción de la pobreza en los medios rurales**. 2003.

OYANA, T. J.; JOHNSON, S. J.; WANG, G. Landscape metrics and change analysis of a national wildlife refuge at different spatial resolutions. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 9, p. 3109–3134, 2014.

PAGIOLA, S. et al. **Paying for Biodiversity Conservation Services**. Mountain Research and Development. **Anais...**2004

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 712–724, 2008.

PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. **World Development**, v. 33, n. 2, p. 237–253, 2005.

PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V.; TAFARELLO, D. **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA/CBRN, p. 274, 2013.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253–266, 2005.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178–1190, 2009.

PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 69, n. 2, p. 305–9, 2009.

PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S.; FERRARO, P. J. Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 4, n. 2, p. 254–274, 2010.

PEREIRA, P. H.; CORTEZ, B. A.; TRINDADE, T.; MAZOCH, M. N. **Conservador das Águas**. Departamento de Meio Ambiente de Extrema - MG, 2010.

- PEREIRA, P. H. (2013). **Projeto conservador das águas - Extrema**. In Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Org. PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V.; TAFFARELLO, D. SMA/CBRN, Ed. São Paulo, p. 29-40.
- PEREIRA, G. S.; VILAR, M. B.; BUSTAMANTE, J.; RUIZ, M. (2013). **Produtores de água e floresta – Guandu**. In Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Org. PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V. e TAFFARELLO, D., SMA/CBRN, Ed. São Paulo, p. 66-83.
- PFAFF, A.; ROBALINO, J. Protecting forests, biodiversity, and the climate: Predicting policy impact to improve policy choice. **Oxford Review of Economic Policy**, v. 28, n. 1, p. 164–179, 2012.
- PFAFF, A.; ROBALINO, J. A; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Payments for Environmental Services: Empirical analysis for Costa Rica. n. March, 2008.
- PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments. **in Brazil. Biological Conservation**, v. 108, p. 229–237, 2002.
- PIVELLO, V. R. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 845–859, 2006.
- PORRAS, I.; GRIEG-GRAN, M.; NEVES, N. All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries. Natural Resource Issues n.11. International Institute for Environment and Development. London, UK, 2008.
- PREVEDELLO, J. A; DELCIELLOS, A. C.; VIEIRA, M. V. Homing behavior of *Philander frenatus* (Didelphimorphia, Didelphidae) across a fragmented landscape in the Atlantic Forest. **Mastozoología Neotropical**, v. 16, n. 2, p. 475–480, 2009.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010.
- RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385–403, 1998.
- RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G. D.; BENNETT, E. M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 11, p. 5242–7, 2010.
- REYNOLDS, K. M.; HESSBURG, P. F. Decision support for integrated landscape evaluation and restoration planning. **Forest Ecology and Management**, v. 207, n. 1-2, p. 263–278, 2005.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RICHARDS, R. C. et al. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 23–32, 2015.

- RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.
- RICKETTS, T. H. et al. Economic value of tropical forest to coffee production. v. 101, n. 34, p. 12579–12582, 2004.
- RIGUEIRA, D. M. G.; DA ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3141–3163, 2013.
- RIVENBARK, B. L.; JACKSON, C. R. Concentrated flow breakthroughs moving through silvicultural streamside management zones: southeastern peidmont, USA. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 4, p. 1043–1052, 2004.
- ROBALINO, J. A.; PFAFF, A. Ecopyments and Deforestation in Costa Rica: A Nationwide Analysis of PSA's Initial Years. **Land Economics**, v. 89, p. 432–448, 2013.
- ROBERGE, J.-M.; ANGELSTAM, P. Usefulness of thie umbrella species concept as a conservation tool. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 76–85., 2004.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.
- RODRÍGUEZ, J. P. et al. Trade-offs across Space , Time , and Ecosystem Services. v. 11, n. 1, 2006.
- RUIZ, M. **Pagamento Por Serviços Ambientais - Da Teoria À Prática**. . (2015). IPTA – Rio Claro-RJ, 188 p.
- SABATER, S. et al. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. **Ecosystems**, v. 6, n. 1, p. 20–30, 2003.
- SALAMENE, S. et al. Estratificação e Caracterização Ambiental da Área de Preservação Permanente do Rio Guandu, RJ. **Revista Arvore**, v. 35, n. 2, p. 221–231, 2011.
- SANCHEZ-AZOFEIFA, G. et al. Integrity and isolation of Costa Rica 's national parks and biological reserves:examining the dynamics of land-cover change. **Biological Conservation**, v. 109, p. 123 –135, 2003.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. et al. Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact. **Conservation Biology**, v. 21, n. 5, p. 1165–1173, 2007.
- SCHIPPERS, P. et al. Landscape diversity enhances the resilience of populations, ecosystems and local economy in rural areas. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 2, p. 193–202, 2014.
- SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 16–30,

2013.

SEMA/IMAP/Gerência de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul (coord.). *Bacia Hidrográfica do Rio Formoso*. Campo Grande, MS, 2002. 66p.

SEN, G.; BAYRAMOGLU, M. M.; TOKSOY, D. Spatiotemporal changes of land use patterns in high mountain areas of Northeast Turkey: a case study in Maçka. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 8, p. 515, 2015.

SHINENI, R.; O'REILLY, C. **Impacts of land use on the water chemistry and physical parameters of tropical streams on the northeast shore of Lake Tanganyika**. 2005.

SIERRA, R.; RUSSMAN, E. On the efficiency of environmental service payments: A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 59, n. 1, p. 131–141, 2006.

SILLS, E. et al. Impact of Costa Rica 's Program of Payments for Environmental Services on Land Use. n. October, p. 25, 2008.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. (2003) Status of the Biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Org. GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Island Press, Washington, 2003, p. 43-59.

SILVA, J. S. DA; RANIERI, V. E. L. O mecanismo de compensação de reserva legal e suas implicações econômicas e ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 115–132, 2014.

SILVA, W. G. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 67, n. 3, p. 403–411, 2007.

SPAROVEK, G.; BARRETO, A.; KLUG, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do Código Florestal Brasileiro. **Novos Estudos**, n. 89, p. 111-135, 2011.

SPAROVEK, G. et al. The revision of the brazilian forest act: Increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science and Policy**, v. 16, p. 65–72, 2012.

STOLTON, S. et al. The Futures of Privately Protected Areas. n. 1, p. 128, 2014.

STUDINSKI, J. M. et al. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. **Hydrobiologia**, v. 686, n. 1, p. 107–117, 2012.

SUBAK, S. Forest protection and reforestation in Costa Rica: Evaluation of a clean development mechanism prototype. **Environmental Management**, v. 26, n. 3, p. 283–297, 2000.

SWALLOW, B. ET AL. 2009. Compensation and Rewards for Environmental Services in the Developing World. **Ecol. Soc.** v. 14, n. 2, 2009.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological**

Conservation, v. 91, n. 2-3, p. 119–127, 1999.

TACCONI, L. Redefining payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 73, p. 29–36, 2012.

TAYLOR, J. R.; LOVELL, S. T. Mapping public and private spaces of urban agriculture in Chicago through the analysis of high-resolution aerial images in Google Earth. **Landscape and Urban Planning**, v. 108, n. 1, p. 57–70, 2012.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TERUYA JR. H.; PARANHOS-FILHO, A. C.; CORRÊA, L. C.; TORRES, T. G.; GARCEZ, A. J. S.; COPATTI, A. Identificação da cobertura de solo usando imagem Landsat da bacia do Formoso, MS. In: Anais 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Campo Grande, Brasil, 11-15 novembro 2006, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 559-565.

TRETIN, G. **A expansão urbano-industrial do município de americana - SP: geotecnologias aplicadas à análise temporal e simulação de cenários**. 2008. 237f. Dissertação (Mestrado) Universidade estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro, 2008.

TUBBS FILHO, D.; VETTORAZZI, S. J. Presença do molusco bivalve *Corbicula fluminea* em afluentes da bacia hidrográfica do Rio Guandu. In: Bacia hidrográfica dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim: experiências para a gestão dos recursos hídricos. Org. TUBBS FILHO, D.; ANTUNES, J. C. O e VETTORAZZI, S. J. Instituto Estadual do Ambiente, 2012, p. 257 - 271.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–76, 2010.

TURNER, I. M. Species loss in fragments rain forest : a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200–209, 1996.

TURNER, M. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape ecology**, v. 4, n. 1, p. 21–30, 1990.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, n. 1, p. 171–197, 1989.

TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2833–2849, 2010.

TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: Priorities for future research. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1081–1097, 2013.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process. Second edition**, New York, Springer, 2015, 499p.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional

connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, 2005.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - Evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 517–530, 2007.

URBAN, D. L. et al. Forest gradient response in Sierran landscapes: The physical template. **Landscape Ecology**, v. 15, n. 7, p. 603–620, 2000.

URBAN, D. L. MODELING ECOLOGICAL PROCESSES ACROSS SCALES DEAN. v. 86, n. 8, p. 1996–2006, 2005.

VALENTE, R.; VETTORAZZI, C. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP Forest structure assessment in the Corumbataí river basin, SP. **Scientia Forestalis**, v. 68, p. 45–57, 2005.

VELLY, L. G.; DUTILLY, C. Evaluating Payments for Environmental Services: Methodological Challenges. **PLoS ONE**, v. 11, n. 2, p. 1–20, 2016.

VIEIRA PEREIRA, P. F. DA S. et al. Valor econômico da polinização por abelhas mamangavas no cultivo do maracujá-amarelo. **Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 15, p. 43–53, 2010.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1191–1200, 2009.

WATLING, J. I.; DONNELLY, M. A. Fragments as islands: A synthesis of faunal responses to habitat patchiness. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1016–1025, 2006.

WHATELY, M.; CUNHA, P. (2007). Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira. **Instituto Sócio Ambiental**. 68p.

WU, J. et al. Multiscale Analysis of Landscape Heterogeneity: Scale Variance and Pattern Metrics. **Annals of GIS**, v. 6, n. 1, p. 6–19, 2000.

WU, J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 1, p. 1–11, 2013.

WUETHRICH, B. Reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. v. 315, p. 1070–1072, 2007.

WUNDER, S. Payments for environmental services: Some nuts and bolts. **Cifor**, v. 42, n. 42, p. 1–32, 2005.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation: Essays. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48–58, 2007.

WUNDER, S. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 03, p. 279–297, 2008.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, p. 234–243, 2015.

YANG, W. et al. Performance and prospects of payments for ecosystem services programs: Evidence from China. **Journal of Environmental Management**, v. 127, n. May 2012, p. 86–95, 2013.

ZBINDEN, S.; LEE, D. R. Paying for Environmental Services: An analysis of participation in Costa Rica's PSA program. **World Development**, v. 33, n. 2, p. 255–272, 2005.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001.

Apêndices

Apêndice A – Amostras – grades com área individual de 25 hectares.

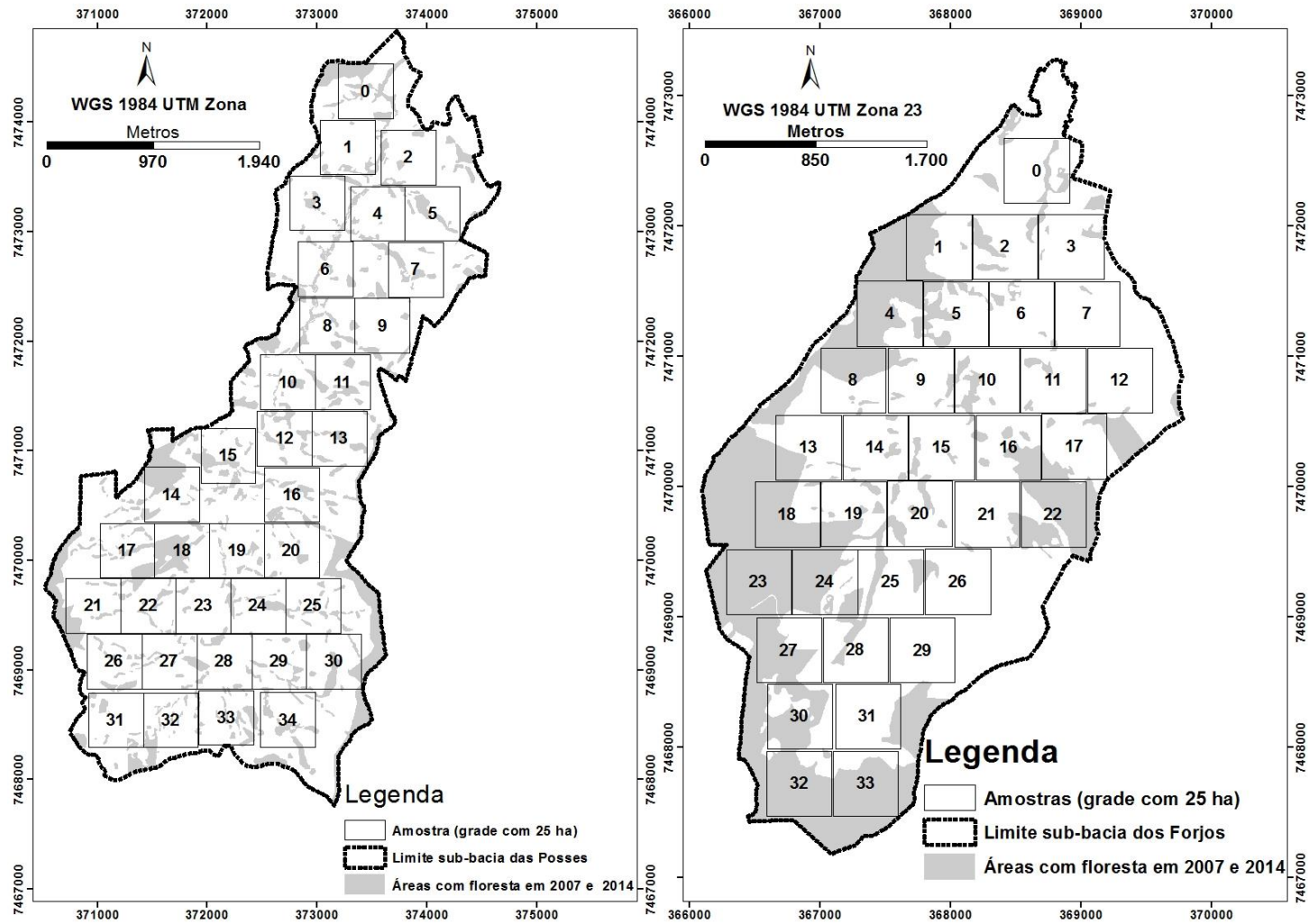


Figura 21 – Amostras analisadas nas sub-bacias das Posses e dos Forjos em Extrema – Minas Gerais.

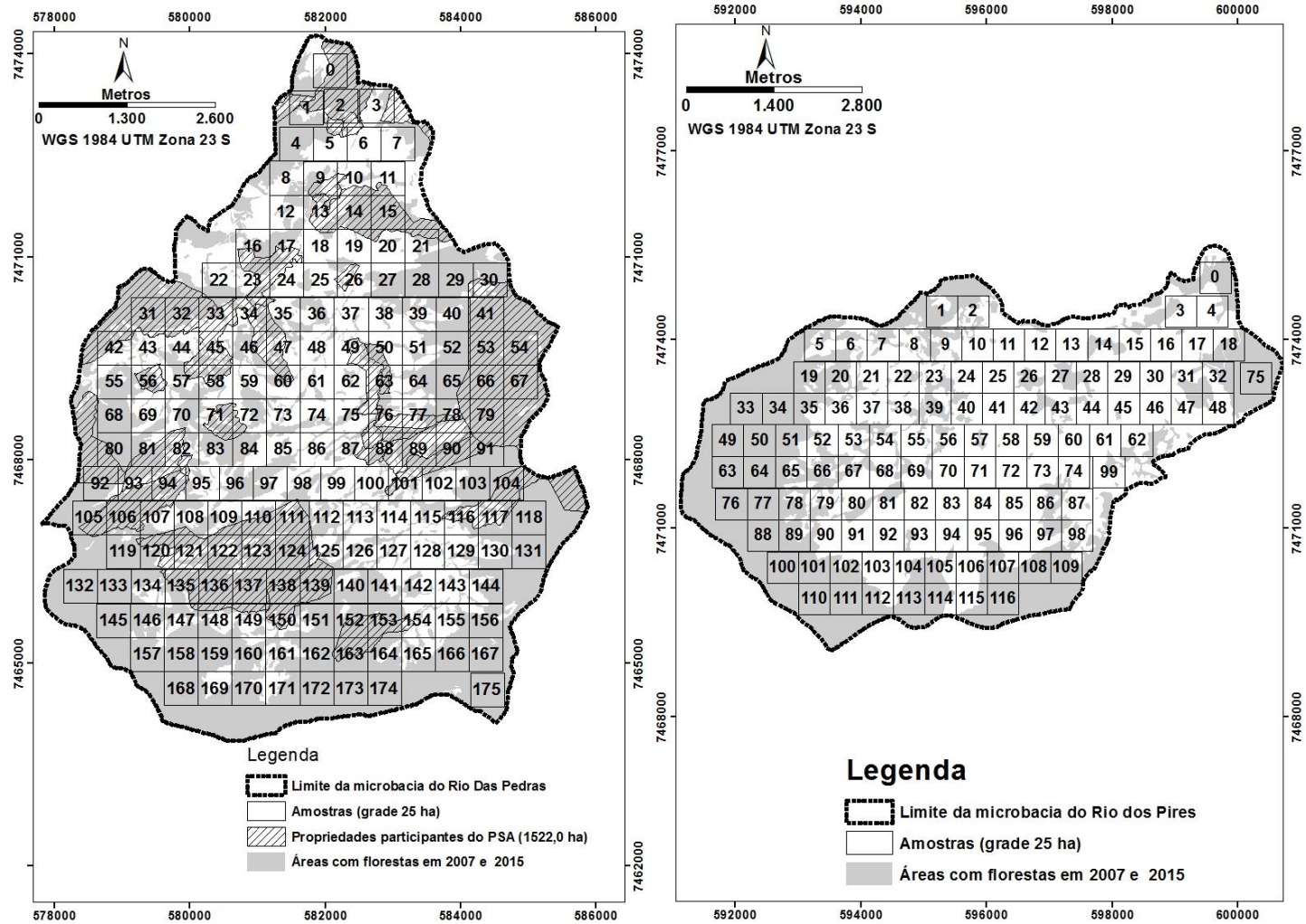


Figura 22 - Amostras analisadas nas microbacias do rio das Pedras e dos Pires em Rio Claro – Rio de Janeiro.

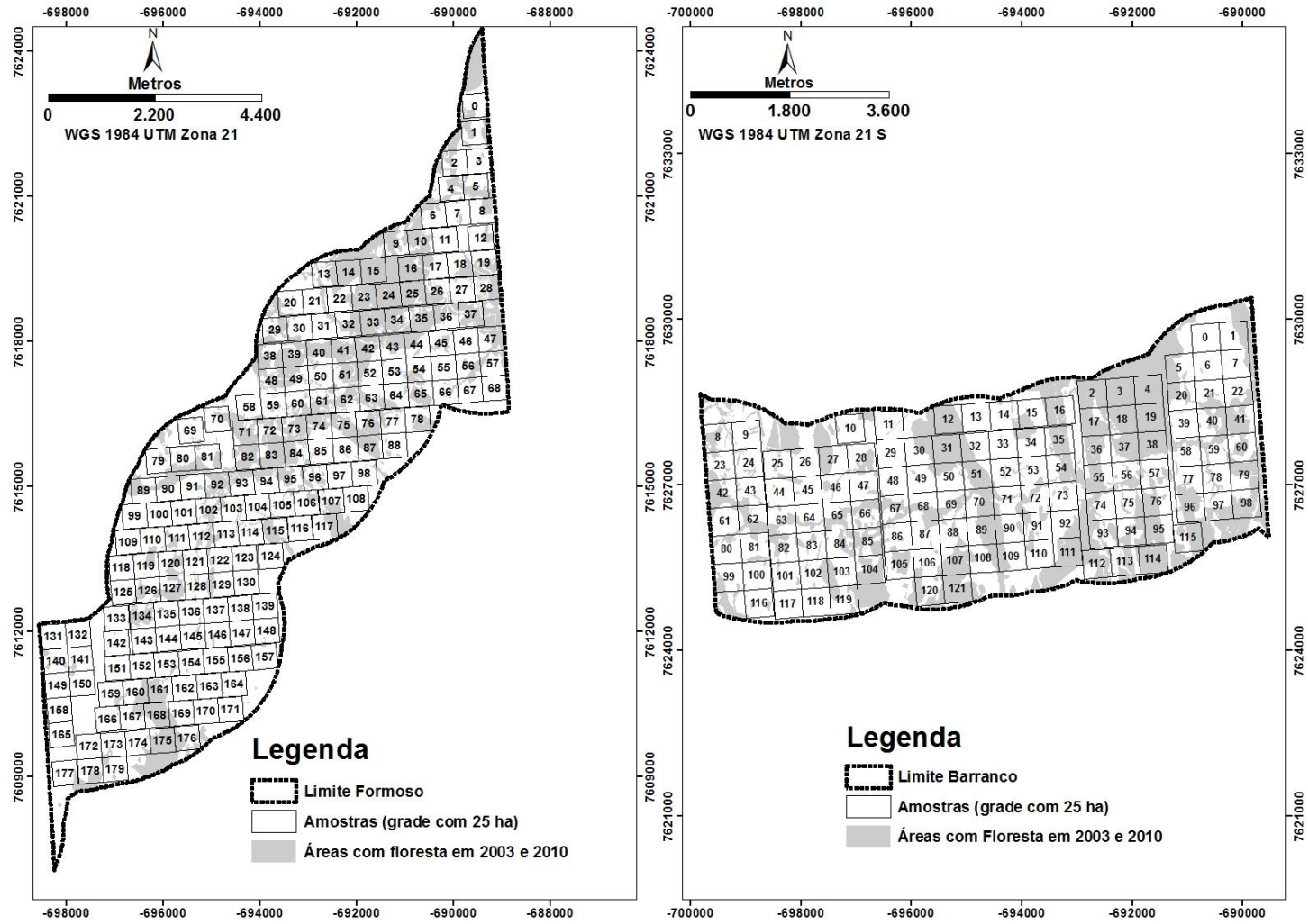


Figura 23 - Amostras analisadas nas áreas do Formoso e do Barranco em Bonito – Mato Grosso do Sul.

Apêndice B– Resultados das médias de isolamento, área central e quantidade de floresta em cada amostra analisada.

Local	Grade	Ano	Variável	I_MEAN	AC_MEAN	%_FL
Extrema	0	2007	ACAD	21,52	3,29	34,49
Extrema	1	2007	ACAD	71,1	0	9,06
Extrema	2	2007	ACAD	92,13	0	5,85
Extrema	3	2007	ACAD	53,42	0	7,5
Extrema	4	2007	ACAD	69,61	0	4,74
Extrema	5	2007	ACAD	69,07	0	7,26
Extrema	6	2007	ACAD	63,2	0,26	7,41
Extrema	7	2007	ACAD	71,88	0	5,66
Extrema	8	2007	ACAD	43,48	0	11,6
Extrema	9	2007	ACAD	71,68	0	6,14
Extrema	10	2007	ACAD	39,82	0	11,67
Extrema	11	2007	ACAD	65,78	0	7,75
Extrema	12	2007	ACAD	61,34	0	11,04
Extrema	13	2007	ACAD	91,54	0	1,36
Extrema	14	2007	ACAD	56,16	14,74	28,07
Extrema	15	2007	ACAD	31,25	0,21	17,92
Extrema	16	2007	ACAD	110,27	0	2,23
Extrema	17	2007	ACAD	81,94	2,51	15,11
Extrema	18	2007	ACAD	42,54	6,22	33,58
Extrema	19	2007	ACAD	67,84	0	6,29
Extrema	20	2007	ACAD	114,82	0	0,62
Extrema	21	2007	ACAD	71,37	2,13	11,5
Extrema	22	2007	ACAD	85,44	0,04	3,86
Extrema	23	2007	ACAD	98,72	0	2,17
Extrema	24	2007	ACAD	67,89	0	8,63
Extrema	25	2007	ACAD	146,78	0	0,86
Extrema	26	2007	ACAD	138,17	0	6,04
Extrema	27	2007	ACAD	88,02	0	4,25
Extrema	28	2007	ACAD	78,34	0	5,19
Extrema	29	2007	ACAD	35,67	0	12,34
Extrema	30	2007	ACAD	60,16	0	9,02
Extrema	31	2007	ACAD	58,95	0	9,67
Extrema	32	2007	ACAD	74,43	0,03	7,8
Extrema	33	2007	ACAD	68,72	0	4,58
Extrema	34	2007	ACAD	56,89	0	4,6
Extrema	0	2014	ACAD	21,13	3,29	34,49
Extrema	1	2014	ACAD	65,27	0	9,79
Extrema	2	2014	ACAD	63,45	0	12,65
Extrema	3	2014	ACAD	50,11	0	11,46
Extrema	4	2014	ACAD	52,51	0	12,59
Extrema	5	2014	ACAD	62,8	0,09	15,55

Extrema	6	2014	ACAD	43,31	0,26	15,74
Extrema	7	2014	ACAD	44,35	0	14,39
Extrema	8	2014	ACAD	36,08	0	19,76
Extrema	9	2014	ACAD	71,26	0	7,26
Extrema	10	2014	ACAD	34,43	0	12,66
Extrema	11	2014	ACAD	37,6	0	19,85
Extrema	12	2014	ACAD	34,71	0	19,04
Extrema	13	2014	ACAD	45,29	0	12,8
Extrema	14	2014	ACAD	26,63	14,81	35,69
Extrema	15	2014	ACAD	25,78	0,53	22,82
Extrema	16	2014	ACAD	31,29	0	19,94
Extrema	17	2014	ACAD	25,53	2,51	23,78
Extrema	18	2014	ACAD	28,02	6,23	40,53
Extrema	19	2014	ACAD	38,96	0	11,91
Extrema	20	2014	ACAD	40,67	0	10,21
Extrema	21	2014	ACAD	36,57	3,24	16,66
Extrema	22	2014	ACAD	37,3	0,05	15,8
Extrema	23	2014	ACAD	62,14	0	7,41
Extrema	24	2014	ACAD	40,61	0	14,71
Extrema	25	2014	ACAD	37,04	0	12,82
Extrema	26	2014	ACAD	39,51	0	14,32
Extrema	27	2014	ACAD	43,34	0	12,79
Extrema	28	2014	ACAD	52,74	0	13,22
Extrema	29	2014	ACAD	28,41	0	15,92
Extrema	30	2014	ACAD	30,74	0,55	21,74
Extrema	31	2014	ACAD	54,36	0	10,38
Extrema	32	2014	ACAD	34,01	0,03	14,33
Extrema	33	2014	ACAD	31,82	0	17,74
Extrema	34	2014	ACAD	35,49	0	17,43
Extrema	0	2007	AVR	88,56	0	10,13
Extrema	1	2007	AVR	30,59	26,42	43,07
Extrema	2	2007	AVR	48,86	0,06	17,77
Extrema	3	2007	AVR	87,16	0	6,09
Extrema	4	2007	AVR	19,45	34,2	60,5
Extrema	5	2007	AVR	45,05	1,37	25,42
Extrema	6	2007	AVR	99,56	0	6,41
Extrema	7	2007	AVR	164,34	0	1,59
Extrema	8	2007	AVR	33,1	31,78	47,43
Extrema	9	2007	AVR	54,1	0,11	11,69
Extrema	10	2007	AVR	75,87	0	15,6
Extrema	11	2007	AVR	81,86	0	7,53
Extrema	12	2007	AVR	195,49	0	1,42
Extrema	13	2007	AVR	76,02	11,73	23,33
Extrema	14	2007	AVR	63,45	0	8,72

Extrema	15	2007	AVR	60,23	0	9,04
Extrema	16	2007	AVR	40,97	7,21	22,37
Extrema	17	2007	AVR	58,5	4,21	18,64
Extrema	18	2007	AVR	8,99	61,96	75,27
Extrema	19	2007	AVR	26,62	10,37	34,91
Extrema	20	2007	AVR	48,17	0,02	17,48
Extrema	21	2007	AVR	182,57	0	0,56
Extrema	22	2007	AVR	45,21	42,16	58,44
Extrema	23	2007	AVR	0,09	80,82	98,3
Extrema	24	2007	AVR	6,16	45,7	70,72
Extrema	25	2007	AVR	52,05	0,91	20,93
Extrema	26	2007	AVR	160,61	0,05	4,59
Extrema	27	2007	AVR	23,82	33,31	56,94
Extrema	28	2007	AVR	94,38	0	12,46
Extrema	29	2007	AVR	221,97	0	0,49
Extrema	30	2007	AVR	13,6	16,59	56,82
Extrema	31	2007	AVR	118,15	1,94	10,35
Extrema	32	2007	AVR	4,23	68,76	84,52
Extrema	33	2007	AVR	9,23	64,89	78,48
Extrema	0	2014	AVR	63,94	0	14,39
Extrema	1	2014	AVR	29,84	26,42	43,09
Extrema	2	2014	AVR	46,5	0,06	18,9
Extrema	3	2014	AVR	85,32	0	6,31
Extrema	4	2014	AVR	7,07	47,9	75,77
Extrema	5	2014	AVR	37,75	1,44	30,81
Extrema	6	2014	AVR	95,88	0	7,16
Extrema	7	2014	AVR	164,34	0	1,59
Extrema	8	2014	AVR	33,1	32,42	47,43
Extrema	9	2014	AVR	53,77	0,32	12,66
Extrema	10	2014	AVR	63,69	0	16,46
Extrema	11	2014	AVR	81,52	0	8,04
Extrema	12	2014	AVR	195,64	0	1,42
Extrema	13	2014	AVR	76,02	11,73	23,33
Extrema	14	2014	AVR	63,43	0	8,72
Extrema	15	2014	AVR	58,15	0	9,65
Extrema	16	2014	AVR	31,02	9,65	30,86
Extrema	17	2014	AVR	58,5	4,21	18,64
Extrema	18	2014	AVR	8,9	61,96	75,28
Extrema	19	2014	AVR	26,05	10,37	35,1
Extrema	20	2014	AVR	42,52	0,02	19,19
Extrema	21	2014	AVR	115,3	0,03	6,86
Extrema	22	2014	AVR	4,96	47,92	80
Extrema	23	2014	AVR	0,09	80,82	98,3
Extrema	24	2014	AVR	6,11	45,7	71,39

Extrema	25	2014	AVR	52,05	0,91	20,93
Extrema	26	2014	AVR	160,61	0,05	4,59
Extrema	27	2014	AVR	23,82	33,31	56,94
Extrema	28	2014	AVR	94,38	0	12,46
Extrema	29	2014	AVR	221,97	0	0,49
Extrema	30	2014	AVR	13,6	16,59	56,82
Extrema	31	2014	AVR	118,15	1,94	10,35
Extrema	32	2014	AVR	4,23	68,76	84,52
Extrema	33	2014	AVR	9,23	64,89	78,48
Rio_Claro	0	2007	ACAD	15,69	36,08	59,08
Rio_Claro	1	2007	ACAD	2,79	30,62	78,76
Rio_Claro	2	2007	ACAD	4,49	56,22	78,47
Rio_Claro	3	2007	ACAD	31,88	7,85	29,94
Rio_Claro	4	2007	ACAD	3,59	76,84	88,8
Rio_Claro	5	2007	ACAD	63,22	13,89	29,91
Rio_Claro	6	2007	ACAD	79,2	0	4,29
Rio_Claro	7	2007	ACAD	71,19	10,98	27,69
Rio_Claro	8	2007	ACAD	17,36	19,32	54,35
Rio_Claro	9	2007	ACAD	31,03	7,53	35,14
Rio_Claro	10	2007	ACAD	33,67	2,86	26,34
Rio_Claro	11	2007	ACAD	53,78	1,13	21,7
Rio_Claro	12	2007	ACAD	31,04	7,2	37,35
Rio_Claro	13	2007	ACAD	31,11	3,61	30,31
Rio_Claro	14	2007	ACAD	10,58	57,13	76,43
Rio_Claro	15	2007	ACAD	1,82	81,33	94,65
Rio_Claro	16	2007	ACAD	28,57	19,52	40,07
Rio_Claro	17	2007	ACAD	11,19	19,55	56,36
Rio_Claro	18	2007	ACAD	74,01	3,17	13,17
Rio_Claro	19	2007	ACAD	74,73	4,69	16,77
Rio_Claro	20	2007	ACAD	73,42	3,34	17,37
Rio_Claro	21	2007	ACAD	16,84	30,81	58,45
Rio_Claro	22	2007	ACAD	23,62	21,78	43,08
Rio_Claro	23	2007	ACAD	17,24	11,02	36,25
Rio_Claro	24	2007	ACAD	53,15	2,15	15,17
Rio_Claro	25	2007	ACAD	46,88	2,19	24,99
Rio_Claro	26	2007	ACAD	36,38	1,37	21,12
Rio_Claro	27	2007	ACAD	19,64	46,12	68
Rio_Claro	28	2007	ACAD	2,62	80,09	92,11
Rio_Claro	29	2007	ACAD	1,27	85	94,24
Rio_Claro	30	2007	ACAD	4,48	49,95	81,21
Rio_Claro	31	2007	ACAD	1,01	66,07	91,68
Rio_Claro	32	2007	ACAD	4,56	51,41	81,71
Rio_Claro	33	2007	ACAD	17,29	25,8	53,65
Rio_Claro	34	2007	ACAD	34,11	2,14	22,29

Rio_Claro	35	2007	ACAD	17,05	11,29	45,71
Rio_Claro	36	2007	ACAD	15,57	11,38	50,65
Rio_Claro	37	2007	ACAD	40,73	0	10,58
Rio_Claro	38	2007	ACAD	40,69	4,28	31,44
Rio_Claro	39	2007	ACAD	15,56	4,59	43,79
Rio_Claro	40	2007	ACAD	4,69	37,14	76,07
Rio_Claro	41	2007	ACAD	0,29	91,57	97,9
Rio_Claro	42	2007	ACAD	17,97	17,4	49,07
Rio_Claro	43	2007	ACAD	21,06	0,11	20,58
Rio_Claro	44	2007	ACAD	18,72	4,15	39,75
Rio_Claro	45	2007	ACAD	21,32	0	25,36
Rio_Claro	46	2007	ACAD	11,44	5,95	53,6
Rio_Claro	47	2007	ACAD	29,47	0,37	29,13
Rio_Claro	48	2007	ACAD	43,96	0	11,77
Rio_Claro	49	2007	ACAD	60,69	0	13,89
Rio_Claro	50	2007	ACAD	53,56	0	20,07
Rio_Claro	51	2007	ACAD	34,38	6,33	34,14
Rio_Claro	52	2007	ACAD	0,92	83,93	95,09
Rio_Claro	53	2007	ACAD	0,22	93,31	98,35
Rio_Claro	54	2007	ACAD	0,68	79,04	95,28
Rio_Claro	55	2007	ACAD	6,76	42,78	77,06
Rio_Claro	56	2007	ACAD	12,92	14	49,62
Rio_Claro	57	2007	ACAD	10,05	18,01	58,84
Rio_Claro	58	2007	ACAD	19,82	1,73	42,35
Rio_Claro	59	2007	ACAD	26,52	7,29	31,87
Rio_Claro	60	2007	ACAD	20,54	10,34	43,43
Rio_Claro	61	2007	ACAD	50,15	0	16,31
Rio_Claro	62	2007	ACAD	40	0,21	17,25
Rio_Claro	63	2007	ACAD	22,81	1,6	33,4
Rio_Claro	64	2007	ACAD	11,73	28,63	62,55
Rio_Claro	65	2007	ACAD	0	98,87	100
Rio_Claro	66	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	67	2007	ACAD	0	99,71	100
Rio_Claro	68	2007	ACAD	0,44	81,07	95,89
Rio_Claro	69	2007	ACAD	17,13	4,74	36,72
Rio_Claro	70	2007	ACAD	10,24	23,5	62,38
Rio_Claro	71	2007	ACAD	10,16	8,34	54,13
Rio_Claro	72	2007	ACAD	12,96	15,23	56,05
Rio_Claro	73	2007	ACAD	19,52	1,19	36,16
Rio_Claro	74	2007	ACAD	39,69	1,22	25,52
Rio_Claro	75	2007	ACAD	30,87	1,29	29,98
Rio_Claro	76	2007	ACAD	22,47	3,66	36,73
Rio_Claro	77	2007	ACAD	20,43	7,46	44,58
Rio_Claro	78	2007	ACAD	14,61	29,39	65,83

Rio_Claro	79	2007	ACAD	0,02	96,72	99,76
Rio_Claro	80	2007	ACAD	0,08	88,41	98,68
Rio_Claro	81	2007	ACAD	7,19	46,13	75,93
Rio_Claro	82	2007	ACAD	11,47	1,5	43,65
Rio_Claro	83	2007	ACAD	4,7	41,07	74,99
Rio_Claro	84	2007	ACAD	24,18	36,61	56,98
Rio_Claro	85	2007	ACAD	31,4	6,69	33,69
Rio_Claro	86	2007	ACAD	37,28	0	15,91
Rio_Claro	87	2007	ACAD	16,5	0,65	36,59
Rio_Claro	88	2007	ACAD	20,62	1,11	33,46
Rio_Claro	89	2007	ACAD	23,13	19,98	50,88
Rio_Claro	90	2007	ACAD	14,22	67,24	78,09
Rio_Claro	91	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	92	2007	ACAD	1,26	82,74	93,41
Rio_Claro	93	2007	ACAD	8,56	42,46	70,65
Rio_Claro	94	2007	ACAD	9,71	2,09	50,35
Rio_Claro	95	2007	ACAD	18,94	1,35	31,25
Rio_Claro	96	2007	ACAD	8,39	10,05	59,15
Rio_Claro	97	2007	ACAD	17,28	18,41	54,07
Rio_Claro	98	2007	ACAD	14,27	9,54	48,14
Rio_Claro	99	2007	ACAD	51,98	0	15,99
Rio_Claro	100	2007	ACAD	45,39	0	12,63
Rio_Claro	101	2007	ACAD	17,87	0,35	31,48
Rio_Claro	102	2007	ACAD	40,67	12,74	29,44
Rio_Claro	103	2007	ACAD	3,76	69,88	87,24
Rio_Claro	104	2007	ACAD	0,49	81,33	95,68
Rio_Claro	105	2007	ACAD	0,14	87,72	98,03
Rio_Claro	106	2007	ACAD	0,17	75,69	96,96
Rio_Claro	107	2007	ACAD	18,24	22,35	58,29
Rio_Claro	108	2007	ACAD	15,45	21,83	57,08
Rio_Claro	109	2007	ACAD	25,05	17,77	44,34
Rio_Claro	110	2007	ACAD	18,85	40,46	62,52
Rio_Claro	111	2007	ACAD	7,22	45,15	74,86
Rio_Claro	112	2007	ACAD	8,2	9,29	57,65
Rio_Claro	113	2007	ACAD	32,23	0	23,87
Rio_Claro	114	2007	ACAD	57,67	0	14,79
Rio_Claro	115	2007	ACAD	20,63	2,71	34,63
Rio_Claro	116	2007	ACAD	20,72	4,15	38,73
Rio_Claro	117	2007	ACAD	10,87	24,99	58,74
Rio_Claro	118	2007	ACAD	0	99,73	100
Rio_Claro	119	2007	ACAD	0,74	80,13	94,79
Rio_Claro	120	2007	ACAD	4,17	50,14	78,12
Rio_Claro	121	2007	ACAD	9,48	20,32	58,08
Rio_Claro	122	2007	ACAD	5,52	34,52	72,76

Rio_Claro	123	2007	ACAD	2,99	37,49	79,68
Rio_Claro	124	2007	ACAD	0,32	90,02	98,14
Rio_Claro	125	2007	ACAD	12,78	13,31	53,74
Rio_Claro	126	2007	ACAD	18,84	1,27	38,89
Rio_Claro	127	2007	ACAD	35,44	0,25	21,8
Rio_Claro	128	2007	ACAD	54,12	0	6,21
Rio_Claro	129	2007	ACAD	23,16	0,48	29,88
Rio_Claro	130	2007	ACAD	12,02	29,04	58,64
Rio_Claro	131	2007	ACAD	0,21	93,39	98,61
Rio_Claro	132	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	133	2007	ACAD	0	98,61	100
Rio_Claro	134	2007	ACAD	10,18	31,02	62,12
Rio_Claro	135	2007	ACAD	4	51,96	83,13
Rio_Claro	136	2007	ACAD	1,98	73,7	89,52
Rio_Claro	137	2007	ACAD	1,53	90,23	95,17
Rio_Claro	138	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	139	2007	ACAD	0	97,43	99,98
Rio_Claro	140	2007	ACAD	5,96	47,5	77,76
Rio_Claro	141	2007	ACAD	12,83	45,22	69,38
Rio_Claro	142	2007	ACAD	36,1	2,89	26,38
Rio_Claro	143	2007	ACAD	35,22	0	13,64
Rio_Claro	144	2007	ACAD	7,77	39,4	70,94
Rio_Claro	145	2007	ACAD	0,02	96,9	99,76
Rio_Claro	146	2007	ACAD	3,45	43,55	81,17
Rio_Claro	147	2007	ACAD	8,31	30,74	68,68
Rio_Claro	148	2007	ACAD	11,67	34,9	63,4
Rio_Claro	149	2007	ACAD	15,92	20,88	52,88
Rio_Claro	150	2007	ACAD	7,81	15,98	58,33
Rio_Claro	151	2007	ACAD	3,48	64,04	84,5
Rio_Claro	152	2007	ACAD	1,26	80,98	93,28
Rio_Claro	153	2007	ACAD	1,68	67,96	90,55
Rio_Claro	154	2007	ACAD	24,69	1,07	30,02
Rio_Claro	155	2007	ACAD	26,48	18,17	41,52
Rio_Claro	156	2007	ACAD	3,9	62,52	85
Rio_Claro	157	2007	ACAD	1,61	77,97	92,08
Rio_Claro	158	2007	ACAD	0,13	94,56	98,74
Rio_Claro	159	2007	ACAD	2,04	84,12	93,29
Rio_Claro	160	2007	ACAD	4,34	46,83	78,12
Rio_Claro	161	2007	ACAD	6,72	17,6	63,5
Rio_Claro	162	2007	ACAD	1,33	80,49	93,05
Rio_Claro	163	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	164	2007	ACAD	2,17	57,08	86,23
Rio_Claro	165	2007	ACAD	13,04	19,87	53,59
Rio_Claro	166	2007	ACAD	1,43	85,14	92,9

Rio_Claro	167	2007	ACAD	0,6	75,73	94,99
Rio_Claro	168	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	169	2007	ACAD	20,4	34,69	57,42
Rio_Claro	170	2007	ACAD	3,28	58,97	85,42
Rio_Claro	171	2007	ACAD	15,99	47,19	64,72
Rio_Claro	172	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	173	2007	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	174	2007	ACAD	0	99,94	100
Rio_Claro	175	2007	ACAD	0	99,05	100
Rio_Claro	0	2015	ACAD	12,62	42,3	67,39
Rio_Claro	1	2015	ACAD	2,38	32,98	81,64
Rio_Claro	2	2015	ACAD	2,5	57,99	82,86
Rio_Claro	3	2015	ACAD	25,34	8,25	36,14
Rio_Claro	4	2015	ACAD	3,59	76,84	88,8
Rio_Claro	5	2015	ACAD	63,22	13,89	29,91
Rio_Claro	6	2015	ACAD	78,07	0	4,78
Rio_Claro	7	2015	ACAD	66,6	10,98	28,47
Rio_Claro	8	2015	ACAD	17,36	19,32	54,35
Rio_Claro	9	2015	ACAD	21,82	8,97	40,15
Rio_Claro	10	2015	ACAD	26,01	2,86	30,22
Rio_Claro	11	2015	ACAD	51,33	1,13	21,7
Rio_Claro	12	2015	ACAD	31,04	7,2	37,35
Rio_Claro	13	2015	ACAD	16,15	3,61	46,03
Rio_Claro	14	2015	ACAD	9,32	57,13	77,16
Rio_Claro	15	2015	ACAD	1,82	81,33	94,65
Rio_Claro	16	2015	ACAD	18,04	20,2	47,77
Rio_Claro	17	2015	ACAD	10,82	21,89	58,17
Rio_Claro	18	2015	ACAD	72,84	3,17	13,41
Rio_Claro	19	2015	ACAD	74,73	4,69	16,77
Rio_Claro	20	2015	ACAD	73,42	3,34	17,37
Rio_Claro	21	2015	ACAD	16,84	30,81	58,44
Rio_Claro	22	2015	ACAD	22,6	20,84	44,94
Rio_Claro	23	2015	ACAD	14,94	11,02	44,63
Rio_Claro	24	2015	ACAD	51,96	2,15	15,99
Rio_Claro	25	2015	ACAD	44,86	2,19	25,13
Rio_Claro	26	2015	ACAD	24,72	1,37	26,98
Rio_Claro	27	2015	ACAD	19,64	46,12	68
Rio_Claro	28	2015	ACAD	2,62	80,96	92,11
Rio_Claro	29	2015	ACAD	1,27	85	94,24
Rio_Claro	30	2015	ACAD	4,48	49,95	81,21
Rio_Claro	31	2015	ACAD	0,85	67,9	92,92
Rio_Claro	32	2015	ACAD	4,56	51,41	81,71
Rio_Claro	33	2015	ACAD	16,17	25,86	55,08
Rio_Claro	34	2015	ACAD	11,49	2,54	44,95

Rio_Claro	35	2015	ACAD	15,95	13,3	47,97
Rio_Claro	36	2015	ACAD	15,57	11,38	50,65
Rio_Claro	37	2015	ACAD	40,71	0	10,58
Rio_Claro	38	2015	ACAD	40,69	4,28	31,44
Rio_Claro	39	2015	ACAD	14,85	9,07	47,62
Rio_Claro	40	2015	ACAD	3,71	48,75	80,99
Rio_Claro	41	2015	ACAD	0,29	91,57	97,9
Rio_Claro	42	2015	ACAD	17,8	17,4	50,64
Rio_Claro	43	2015	ACAD	20,41	0,11	22,74
Rio_Claro	44	2015	ACAD	18,63	4,15	40,17
Rio_Claro	45	2015	ACAD	18,58	0,36	35,35
Rio_Claro	46	2015	ACAD	9,8	5,95	56,67
Rio_Claro	47	2015	ACAD	23,93	2,5	36,84
Rio_Claro	48	2015	ACAD	43,93	0	11,91
Rio_Claro	49	2015	ACAD	52,27	0	15,89
Rio_Claro	50	2015	ACAD	49,69	2,54	27,87
Rio_Claro	51	2015	ACAD	34,38	6,33	34,51
Rio_Claro	52	2015	ACAD	0,92	83,93	95,09
Rio_Claro	53	2015	ACAD	0,22	93,31	98,35
Rio_Claro	54	2015	ACAD	0,68	79,04	95,28
Rio_Claro	55	2015	ACAD	6,78	42,78	77,07
Rio_Claro	56	2015	ACAD	12,18	14,98	51,91
Rio_Claro	57	2015	ACAD	10,05	18,01	58,84
Rio_Claro	58	2015	ACAD	19,76	2,46	42,66
Rio_Claro	59	2015	ACAD	26,52	7,29	31,87
Rio_Claro	60	2015	ACAD	20,54	10,34	43,43
Rio_Claro	61	2015	ACAD	50,15	0	16,31
Rio_Claro	62	2015	ACAD	40	0,21	17,25
Rio_Claro	63	2015	ACAD	21,43	3,1	39,07
Rio_Claro	64	2015	ACAD	11,73	28,63	62,55
Rio_Claro	65	2015	ACAD	0	98,87	100
Rio_Claro	66	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	67	2015	ACAD	0	99,71	100
Rio_Claro	68	2015	ACAD	0,44	81,06	95,89
Rio_Claro	69	2015	ACAD	17,12	4,73	36,72
Rio_Claro	70	2015	ACAD	10,24	23,91	62,4
Rio_Claro	71	2015	ACAD	9,64	9,17	56,2
Rio_Claro	72	2015	ACAD	12,96	15,23	56,05
Rio_Claro	73	2015	ACAD	19,52	1,19	36,16
Rio_Claro	74	2015	ACAD	39,69	1,22	25,52
Rio_Claro	75	2015	ACAD	30,86	1,3	30,11
Rio_Claro	76	2015	ACAD	19,16	5,32	42,7
Rio_Claro	77	2015	ACAD	20,31	14,31	45,88
Rio_Claro	78	2015	ACAD	14,55	34,75	66,6

Rio_Claro	79	2015	ACAD	0,02	96,72	99,76
Rio_Claro	80	2015	ACAD	0,01	98	99,83
Rio_Claro	81	2015	ACAD	6,61	52,03	79,29
Rio_Claro	82	2015	ACAD	10,67	1,5	44,98
Rio_Claro	83	2015	ACAD	4,61	42,18	75,44
Rio_Claro	84	2015	ACAD	24,18	36,61	56,98
Rio_Claro	85	2015	ACAD	29,99	6,69	34,45
Rio_Claro	86	2015	ACAD	37,13	0	16,08
Rio_Claro	87	2015	ACAD	16,19	0,65	37,21
Rio_Claro	88	2015	ACAD	7,79	6,66	60,16
Rio_Claro	89	2015	ACAD	20,47	30,87	60,68
Rio_Claro	90	2015	ACAD	14,22	67,24	78,09
Rio_Claro	91	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	92	2015	ACAD	1,26	82,74	93,41
Rio_Claro	93	2015	ACAD	8,45	46,27	71,8
Rio_Claro	94	2015	ACAD	6,79	14,52	65,47
Rio_Claro	95	2015	ACAD	18,45	1,35	32,19
Rio_Claro	96	2015	ACAD	7,65	21,81	64,11
Rio_Claro	97	2015	ACAD	22,07	17,73	50,53
Rio_Claro	98	2015	ACAD	14,27	9,54	48,14
Rio_Claro	99	2015	ACAD	51,98	0	15,99
Rio_Claro	100	2015	ACAD	43,48	0,02	13,89
Rio_Claro	101	2015	ACAD	12,07	0,71	39,69
Rio_Claro	102	2015	ACAD	40,67	12,85	29,44
Rio_Claro	103	2015	ACAD	3,76	70,22	87,24
Rio_Claro	104	2015	ACAD	0	97,01	99,99
Rio_Claro	105	2015	ACAD	0,14	87,74	98,03
Rio_Claro	106	2015	ACAD	0,17	75,69	96,96
Rio_Claro	107	2015	ACAD	18,24	22,35	58,29
Rio_Claro	108	2015	ACAD	15,45	21,83	57,08
Rio_Claro	109	2015	ACAD	25,05	17,77	44,34
Rio_Claro	110	2015	ACAD	18,85	40,46	62,52
Rio_Claro	111	2015	ACAD	7,22	45,15	74,86
Rio_Claro	112	2015	ACAD	8,2	9,29	57,65
Rio_Claro	113	2015	ACAD	32,23	0	23,87
Rio_Claro	114	2015	ACAD	57,67	0	14,79
Rio_Claro	115	2015	ACAD	20,63	2,71	34,63
Rio_Claro	116	2015	ACAD	18,92	4,55	41,29
Rio_Claro	117	2015	ACAD	9,26	27,39	60,83
Rio_Claro	118	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	119	2015	ACAD	0,74	80,13	94,79
Rio_Claro	120	2015	ACAD	3,96	50,14	78,24
Rio_Claro	121	2015	ACAD	9,11	20,66	59,37
Rio_Claro	122	2015	ACAD	5,22	36,6	73,78

Rio_Claro	123	2015	ACAD	2,99	37,49	79,68
Rio_Claro	124	2015	ACAD	0,32	90,02	98,14
Rio_Claro	125	2015	ACAD	12,78	13,31	53,74
Rio_Claro	126	2015	ACAD	18,84	1,27	38,89
Rio_Claro	127	2015	ACAD	35,44	0,25	21,8
Rio_Claro	128	2015	ACAD	54,12	0	6,21
Rio_Claro	129	2015	ACAD	23,16	0,48	29,88
Rio_Claro	130	2015	ACAD	12,02	29,04	58,64
Rio_Claro	131	2015	ACAD	0,21	93,39	98,61
Rio_Claro	132	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	133	2015	ACAD	0	98,61	100
Rio_Claro	134	2015	ACAD	7,44	31,75	65,8
Rio_Claro	135	2015	ACAD	2,85	58,43	87,78
Rio_Claro	136	2015	ACAD	0,28	90,54	98,03
Rio_Claro	137	2015	ACAD	0,7	92,71	97,02
Rio_Claro	138	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	139	2015	ACAD	0	97,43	99,98
Rio_Claro	140	2015	ACAD	5,96	47,5	77,76
Rio_Claro	141	2015	ACAD	12,83	45,22	69,38
Rio_Claro	142	2015	ACAD	36,1	2,89	26,38
Rio_Claro	143	2015	ACAD	35,22	0	13,64
Rio_Claro	144	2015	ACAD	7,77	39,39	70,94
Rio_Claro	145	2015	ACAD	0,02	96,9	99,76
Rio_Claro	146	2015	ACAD	3,12	47,69	82,51
Rio_Claro	147	2015	ACAD	6,42	30,76	70,8
Rio_Claro	148	2015	ACAD	11,68	34,91	63,4
Rio_Claro	149	2015	ACAD	15,92	20,88	52,88
Rio_Claro	150	2015	ACAD	5,72	22,49	66
Rio_Claro	151	2015	ACAD	3,48	64,04	84,5
Rio_Claro	152	2015	ACAD	1,26	80,98	93,28
Rio_Claro	153	2015	ACAD	0,13	80,46	98,13
Rio_Claro	154	2015	ACAD	24,06	1,35	31,63
Rio_Claro	155	2015	ACAD	26,48	18,17	41,52
Rio_Claro	156	2015	ACAD	3,9	62,55	85
Rio_Claro	157	2015	ACAD	1,61	77,97	92,08
Rio_Claro	158	2015	ACAD	0,13	94,56	98,74
Rio_Claro	159	2015	ACAD	2,04	84,13	93,29
Rio_Claro	160	2015	ACAD	4,34	46,83	78,12
Rio_Claro	161	2015	ACAD	6,72	17,59	63,5
Rio_Claro	162	2015	ACAD	1,33	80,49	93,05
Rio_Claro	163	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	164	2015	ACAD	2,17	57,08	86,23
Rio_Claro	165	2015	ACAD	13,04	19,87	53,59
Rio_Claro	166	2015	ACAD	1,43	85,14	92,9

Rio_Claro	167	2015	ACAD	0,6	75,7	94,98
Rio_Claro	168	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	169	2015	ACAD	20,39	34,77	57,47
Rio_Claro	170	2015	ACAD	3,28	58,97	85,41
Rio_Claro	171	2015	ACAD	15,99	47,18	64,72
Rio_Claro	172	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	173	2015	ACAD	0	100	100
Rio_Claro	174	2015	ACAD	0	99,94	100
Rio_Claro	175	2015	ACAD	0	99,05	100
Rio_Claro	0	2007	AVR	8,26	50,97	77,54
Rio_Claro	1	2007	AVR	8,16	39,27	69,93
Rio_Claro	2	2007	AVR	13,61	16,18	49,3
Rio_Claro	3	2007	AVR	73,65	7,34	22,45
Rio_Claro	4	2007	AVR	97,72	3,16	16,31
Rio_Claro	5	2007	AVR	15,45	11,61	49,09
Rio_Claro	6	2007	AVR	19,34	0,58	35,13
Rio_Claro	7	2007	AVR	29,51	9,32	35,79
Rio_Claro	8	2007	AVR	24,32	0,84	30,85
Rio_Claro	9	2007	AVR	16,85	4,88	42,4
Rio_Claro	10	2007	AVR	107,74	0	7,68
Rio_Claro	11	2007	AVR	186,95	0	1,18
Rio_Claro	12	2007	AVR	162,18	0,07	3,54
Rio_Claro	13	2007	AVR	159,64	0	0,61
Rio_Claro	14	2007	AVR	37,97	7,01	34,17
Rio_Claro	15	2007	AVR	112,76	2,05	11,75
Rio_Claro	16	2007	AVR	187,39	0	2,79
Rio_Claro	17	2007	AVR	125,65	2,2	10,6
Rio_Claro	18	2007	AVR	17,78	30,23	69,65
Rio_Claro	19	2007	AVR	1,51	57,53	87,7
Rio_Claro	20	2007	AVR	8,62	22,79	63,66
Rio_Claro	21	2007	AVR	57,92	0,08	14,04
Rio_Claro	22	2007	AVR	45,02	1,02	18,51
Rio_Claro	23	2007	AVR	21,6	3,97	35,48
Rio_Claro	24	2007	AVR	135,35	0,18	6,99
Rio_Claro	25	2007	AVR	254,38	0	0
Rio_Claro	26	2007	AVR	35,79	9,58	38,13
Rio_Claro	27	2007	AVR	30,34	20,35	45,27
Rio_Claro	28	2007	AVR	97,96	3,41	18,14
Rio_Claro	29	2007	AVR	315,17	0	0
Rio_Claro	30	2007	AVR	283,02	0	0
Rio_Claro	31	2007	AVR	31,25	12,84	39,06
Rio_Claro	32	2007	AVR	11	32,22	66,62
Rio_Claro	33	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	34	2007	AVR	0	100	100

Rio_Claro	35	2007	AVR	19,63	43,88	65,27
Rio_Claro	36	2007	AVR	78,75	0,72	15,41
Rio_Claro	37	2007	AVR	86,19	0,04	7,56
Rio_Claro	38	2007	AVR	39,58	0,69	20,25
Rio_Claro	39	2007	AVR	12,21	14,68	55,75
Rio_Claro	40	2007	AVR	60,83	0,76	22,14
Rio_Claro	41	2007	AVR	294,13	0	0
Rio_Claro	42	2007	AVR	106,06	3,67	16,67
Rio_Claro	43	2007	AVR	27,19	4,8	32,19
Rio_Claro	44	2007	AVR	79,24	0,13	14,49
Rio_Claro	45	2007	AVR	154,23	0	4,15
Rio_Claro	46	2007	AVR	223,72	0	1,65
Rio_Claro	47	2007	AVR	73,57	11,96	22,12
Rio_Claro	48	2007	AVR	83,45	4,15	18,28
Rio_Claro	49	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	50	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	51	2007	AVR	5,19	80,39	88,68
Rio_Claro	52	2007	AVR	49,38	1,86	26,88
Rio_Claro	53	2007	AVR	40,56	1,3	27,54
Rio_Claro	54	2007	AVR	41,96	1,12	27,84
Rio_Claro	55	2007	AVR	62,78	0	9,66
Rio_Claro	56	2007	AVR	70,08	1	22,33
Rio_Claro	57	2007	AVR	79,86	0	9,82
Rio_Claro	58	2007	AVR	189,32	0	0,66
Rio_Claro	59	2007	AVR	165,84	0	1,64
Rio_Claro	60	2007	AVR	207,54	0	3,05
Rio_Claro	61	2007	AVR	169,06	0	3,26
Rio_Claro	62	2007	AVR	55,58	6,01	25,74
Rio_Claro	63	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	64	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	65	2007	AVR	5,55	29,72	71,4
Rio_Claro	66	2007	AVR	7,28	8,61	60,34
Rio_Claro	67	2007	AVR	48,06	3,51	36,93
Rio_Claro	68	2007	AVR	41,43	2,96	29,37
Rio_Claro	69	2007	AVR	49,87	1,68	27,28
Rio_Claro	70	2007	AVR	235,93	0	0,22
Rio_Claro	71	2007	AVR	377,03	0	0
Rio_Claro	72	2007	AVR	312,17	0	0
Rio_Claro	73	2007	AVR	126,7	0,88	9,53
Rio_Claro	74	2007	AVR	100,7	0,41	11,86
Rio_Claro	75	2007	AVR	0	99,68	100
Rio_Claro	76	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	77	2007	AVR	0,01	94,36	99,79
Rio_Claro	78	2007	AVR	3,99	25,95	75,65

Rio_Claro	79	2007	AVR	16,63	2,21	34,75
Rio_Claro	80	2007	AVR	40,65	5,54	31,17
Rio_Claro	81	2007	AVR	92,76	11,57	27,89
Rio_Claro	82	2007	AVR	252,14	0	1,02
Rio_Claro	83	2007	AVR	467,99	0	0
Rio_Claro	84	2007	AVR	563,26	0	0
Rio_Claro	85	2007	AVR	404,63	0	0
Rio_Claro	86	2007	AVR	45,51	10,58	43,33
Rio_Claro	87	2007	AVR	69,38	0,01	11,54
Rio_Claro	88	2007	AVR	1,27	73,89	91,65
Rio_Claro	89	2007	AVR	2,9	57,39	83,62
Rio_Claro	90	2007	AVR	86,77	5,35	21,63
Rio_Claro	91	2007	AVR	197,3	0	1,58
Rio_Claro	92	2007	AVR	255,83	0	0
Rio_Claro	93	2007	AVR	119,86	0,91	12,55
Rio_Claro	94	2007	AVR	209,11	0	1,83
Rio_Claro	95	2007	AVR	140,1	5,64	16,27
Rio_Claro	96	2007	AVR	225,26	0,01	1,47
Rio_Claro	97	2007	AVR	46,86	7,45	29,11
Rio_Claro	98	2007	AVR	16,74	5,17	44,21
Rio_Claro	99	2007	AVR	60,69	2,85	22,19
Rio_Claro	100	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	101	2007	AVR	2,69	84,7	92,15
Rio_Claro	102	2007	AVR	12,3	49,14	71,56
Rio_Claro	103	2007	AVR	188,78	0,59	3,44
Rio_Claro	104	2007	AVR	50,09	27,35	42,02
Rio_Claro	105	2007	AVR	27,25	33,37	54,2
Rio_Claro	106	2007	AVR	110,22	6,97	18,32
Rio_Claro	107	2007	AVR	17,63	50,73	71,52
Rio_Claro	108	2007	AVR	7,61	77,66	86,65
Rio_Claro	109	2007	AVR	2,12	79,1	90,93
Rio_Claro	110	2007	AVR	0	99,98	100
Rio_Claro	111	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	112	2007	AVR	22,6	53,7	68,54
Rio_Claro	113	2007	AVR	8,81	73,36	83,9
Rio_Claro	114	2007	AVR	12,47	62,7	76,46
Rio_Claro	115	2007	AVR	55,26	23,33	38,4
Rio_Claro	116	2007	AVR	0	100	100
Rio_Claro	0	2015	AVR	8,26	50,97	77,54
Rio_Claro	1	2015	AVR	8,11	41,34	69,97
Rio_Claro	2	2015	AVR	11,06	16,18	51,2
Rio_Claro	3	2015	AVR	73,65	7,34	22,45
Rio_Claro	4	2015	AVR	97,72	3,16	16,31
Rio_Claro	5	2015	AVR	14,84	12,97	51,42

Rio_Claro	6	2015	AVR	15,12	9,95	45,2
Rio_Claro	7	2015	AVR	29,72	9,32	36,03
Rio_Claro	8	2015	AVR	24,1	1,6	32,78
Rio_Claro	9	2015	AVR	16,03	7,32	47,25
Rio_Claro	10	2015	AVR	106,41	0	7,68
Rio_Claro	11	2015	AVR	186,95	0	1,18
Rio_Claro	12	2015	AVR	162,18	0,07	3,54
Rio_Claro	13	2015	AVR	159,64	0	0,61
Rio_Claro	14	2015	AVR	37,97	7,01	34,17
Rio_Claro	15	2015	AVR	112,76	2,05	11,75
Rio_Claro	16	2015	AVR	187,39	0	2,79
Rio_Claro	17	2015	AVR	125,65	2,2	10,6
Rio_Claro	18	2015	AVR	17,78	30,23	69,65
Rio_Claro	19	2015	AVR	1,34	58,88	88,44
Rio_Claro	20	2015	AVR	7,24	29,6	69,61
Rio_Claro	21	2015	AVR	57,92	0,08	14,04
Rio_Claro	22	2015	AVR	44,15	0,09	18,63
Rio_Claro	23	2015	AVR	21,6	3,97	35,48
Rio_Claro	24	2015	AVR	135,35	0,18	6,99
Rio_Claro	25	2015	AVR	254,38	0	0
Rio_Claro	26	2015	AVR	35,79	9,58	38,13
Rio_Claro	27	2015	AVR	30,34	20,35	45,27
Rio_Claro	28	2015	AVR	97,96	3,41	18,14
Rio_Claro	29	2015	AVR	315,17	0	0
Rio_Claro	30	2015	AVR	283,02	0	0
Rio_Claro	31	2015	AVR	31,5	12,84	37,62
Rio_Claro	32	2015	AVR	11	32,22	66,62
Rio_Claro	33	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	34	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	35	2015	AVR	19,09	50,24	69,57
Rio_Claro	36	2015	AVR	78,11	0,82	16,22
Rio_Claro	37	2015	AVR	86,19	0,04	7,56
Rio_Claro	38	2015	AVR	39,51	0,69	21,02
Rio_Claro	39	2015	AVR	12,21	14,68	55,75
Rio_Claro	40	2015	AVR	57,78	0,76	24,43
Rio_Claro	41	2015	AVR	292,54	0	0
Rio_Claro	42	2015	AVR	106,06	3,67	16,67
Rio_Claro	43	2015	AVR	27,19	4,8	32,19
Rio_Claro	44	2015	AVR	98,53	0,13	12,49
Rio_Claro	45	2015	AVR	154,37	0	4,15
Rio_Claro	46	2015	AVR	223,72	0	1,65
Rio_Claro	47	2015	AVR	73,56	11,96	22,13
Rio_Claro	48	2015	AVR	83,46	4,15	18,28
Rio_Claro	49	2015	AVR	0	100	100

Rio_Claro	50	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	51	2015	AVR	5,25	80,39	88,68
Rio_Claro	52	2015	AVR	48,6	3,96	29,07
Rio_Claro	53	2015	AVR	40,14	1,3	27,89
Rio_Claro	54	2015	AVR	41,48	1,12	29,96
Rio_Claro	55	2015	AVR	62,77	0	9,66
Rio_Claro	56	2015	AVR	70,07	1	22,33
Rio_Claro	57	2015	AVR	80,06	0	9,82
Rio_Claro	58	2015	AVR	189,32	0	0,66
Rio_Claro	59	2015	AVR	165,84	0	1,64
Rio_Claro	60	2015	AVR	207,54	0	3,05
Rio_Claro	61	2015	AVR	168,86	0	3,26
Rio_Claro	62	2015	AVR	54,73	6,01	26,25
Rio_Claro	63	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	64	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	65	2015	AVR	5,37	32,58	72,97
Rio_Claro	66	2015	AVR	6,33	13,1	65,18
Rio_Claro	67	2015	AVR	47,18	6,42	42,2
Rio_Claro	68	2015	AVR	41,43	2,96	29,37
Rio_Claro	69	2015	AVR	49,87	1,68	27,28
Rio_Claro	70	2015	AVR	235,93	0	0,22
Rio_Claro	71	2015	AVR	377,03	0	0
Rio_Claro	72	2015	AVR	312,17	0	0
Rio_Claro	73	2015	AVR	126,7	0,69	9,53
Rio_Claro	74	2015	AVR	100,7	0,41	11,86
Rio_Claro	75	2015	AVR	0	99,68	100
Rio_Claro	76	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	77	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	78	2015	AVR	3,78	33,24	76,88
Rio_Claro	79	2015	AVR	15,11	5,05	43,01
Rio_Claro	80	2015	AVR	40,65	5,54	31,17
Rio_Claro	81	2015	AVR	92,76	11,57	27,89
Rio_Claro	82	2015	AVR	252,14	0	1,02
Rio_Claro	83	2015	AVR	467,99	0	0
Rio_Claro	84	2015	AVR	563,26	0	0
Rio_Claro	85	2015	AVR	404,71	0	0
Rio_Claro	86	2015	AVR	46,63	9,57	42,93
Rio_Claro	87	2015	AVR	69,38	0,01	11,54
Rio_Claro	88	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	89	2015	AVR	2,9	59,16	83,62
Rio_Claro	90	2015	AVR	86,44	5,35	22,88
Rio_Claro	91	2015	AVR	197,3	0	1,58
Rio_Claro	92	2015	AVR	255,83	0	0
Rio_Claro	93	2015	AVR	119,86	0,91	12,55

Rio_Claro	94	2015	AVR	209,11	0	1,83
Rio_Claro	95	2015	AVR	140,1	5,64	16,27
Rio_Claro	96	2015	AVR	225,26	0,01	1,47
Rio_Claro	97	2015	AVR	41,81	20,72	42,43
Rio_Claro	98	2015	AVR	15,58	5,22	39,08
Rio_Claro	99	2015	AVR	60,69	2,85	22,19
Rio_Claro	100	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	101	2015	AVR	2,69	84,7	92,15
Rio_Claro	102	2015	AVR	12,3	49,14	71,56
Rio_Claro	103	2015	AVR	188,78	0,59	3,44
Rio_Claro	104	2015	AVR	50,09	27,35	42,02
Rio_Claro	105	2015	AVR	27,25	33,37	54,2
Rio_Claro	106	2015	AVR	110,22	6,97	18,32
Rio_Claro	107	2015	AVR	17,63	50,73	71,52
Rio_Claro	108	2015	AVR	7,61	77,66	86,65
Rio_Claro	109	2015	AVR	2,12	79,1	90,93
Rio_Claro	110	2015	AVR	0	99,98	100
Rio_Claro	111	2015	AVR	0	100	100
Rio_Claro	112	2015	AVR	22,6	53,7	68,54
Rio_Claro	113	2015	AVR	8,81	73,36	83,9
Rio_Claro	114	2015	AVR	12,47	62,7	76,46
Rio_Claro	115	2015	AVR	55,26	23,33	38,4
Rio_Claro	116	2015	AVR	0	100	100
Bonito	0	2003	ACAD	89,8	2,2	18,3
Bonito	1	2003	ACAD	27,39	6,42	39,7
Bonito	2	2003	ACAD	49,89	0,88	34,5
Bonito	3	2003	ACAD	135,69	0	2,1
Bonito	4	2003	ACAD	23,18	4,28	41,2
Bonito	5	2003	ACAD	41,52	11,5	40,1
Bonito	6	2003	ACAD	80,7	7,72	27,6
Bonito	7	2003	ACAD	91,26	0	6,5
Bonito	8	2003	ACAD	72,43	12,41	27,6
Bonito	9	2003	ACAD	6,31	24,49	68,5
Bonito	10	2003	ACAD	7,15	33,17	72
Bonito	11	2003	ACAD	167,35	0	0,4
Bonito	12	2003	ACAD	92,75	3,5	20,1
Bonito	13	2003	ACAD	12,82	15,09	48,4
Bonito	14	2003	ACAD	2,31	80,98	91,8
Bonito	15	2003	ACAD	0,01	95,57	99,8
Bonito	16	2003	ACAD	0,68	71,32	93,2
Bonito	17	2003	ACAD	92,81	12,04	28,3
Bonito	18	2003	ACAD	74,8	11	32,3
Bonito	19	2003	ACAD	30,46	5,07	48,1
Bonito	20	2003	ACAD	62,45	2,42	17,7

Bonito	21	2003	ACAD	132,55	0,21	15,7
Bonito	22	2003	ACAD	56,38	4,21	20,5
Bonito	23	2003	ACAD	2,43	43,81	86,7
Bonito	24	2003	ACAD	0,04	81,67	98,9
Bonito	25	2003	ACAD	0,67	70,7	93,1
Bonito	26	2003	ACAD	17,6	15,7	57,1
Bonito	27	2003	ACAD	62,13	0	9,9
Bonito	28	2003	ACAD	7,21	19,81	58,4
Bonito	29	2003	ACAD	21,25	4,8	41,2
Bonito	30	2003	ACAD	100,25	1,91	14,5
Bonito	31	2003	ACAD	137,15	0,11	9
Bonito	32	2003	ACAD	20,43	28,51	57,6
Bonito	33	2003	ACAD	0,7	65,79	93
Bonito	34	2003	ACAD	3,26	44,59	81,4
Bonito	35	2003	ACAD	2,95	45,52	81
Bonito	36	2003	ACAD	24,85	13,88	50,9
Bonito	37	2003	ACAD	3,74	27,52	75,6
Bonito	38	2003	ACAD	10,37	30,72	66,3
Bonito	39	2003	ACAD	3,35	39,46	79,2
Bonito	40	2003	ACAD	13,3	23,99	59
Bonito	41	2003	ACAD	4,61	31,99	78,3
Bonito	42	2003	ACAD	9,54	45,34	78,2
Bonito	43	2003	ACAD	21,06	31,16	60
Bonito	44	2003	ACAD	34,4	25,66	41,4
Bonito	45	2003	ACAD	40,55	0,15	20,7
Bonito	46	2003	ACAD	154,81	0	1,5
Bonito	47	2003	ACAD	29,92	13,38	54,6
Bonito	48	2003	ACAD	9,4	6,21	57,8
Bonito	49	2003	ACAD	19,02	13,45	48,9
Bonito	50	2003	ACAD	53,93	0	11,9
Bonito	51	2003	ACAD	9,93	19,68	63,6
Bonito	52	2003	ACAD	77,86	16,61	29,4
Bonito	53	2003	ACAD	59,73	0	12,5
Bonito	54	2003	ACAD	77,86	1,99	25,8
Bonito	55	2003	ACAD	191,69	0	0
Bonito	56	2003	ACAD	61,11	4,48	24,1
Bonito	57	2003	ACAD	64,81	0,09	23,7
Bonito	58	2003	ACAD	138,03	2,56	12
Bonito	59	2003	ACAD	65,6	0	8,3
Bonito	60	2003	ACAD	20,06	6,25	37,9
Bonito	61	2003	ACAD	10,49	13,16	55,1
Bonito	62	2003	ACAD	15,56	15,93	55,9
Bonito	63	2003	ACAD	41,68	8,62	42,9
Bonito	64	2003	ACAD	77,32	8,17	21,3

Bonito	65	2003	ACAD	20,85	21,58	54,2
Bonito	66	2003	ACAD	75,23	0	9,3
Bonito	67	2003	ACAD	142,22	0,77	10,8
Bonito	68	2003	ACAD	266,26	0	0,4
Bonito	69	2003	ACAD	66,82	0	6,4
Bonito	70	2003	ACAD	76,28	4,51	20,3
Bonito	71	2003	ACAD	4,34	47,17	78,2
Bonito	72	2003	ACAD	8,38	14,36	61,9
Bonito	73	2003	ACAD	3,18	23,68	78,3
Bonito	74	2003	ACAD	20,07	19,26	53,3
Bonito	75	2003	ACAD	17,01	25,31	62,9
Bonito	76	2003	ACAD	21,46	31,04	67,7
Bonito	77	2003	ACAD	67,03	0,56	20,8
Bonito	78	2003	ACAD	43,47	14,2	39
Bonito	79	2003	ACAD	75,36	0,74	16,8
Bonito	80	2003	ACAD	49,62	14,46	31
Bonito	81	2003	ACAD	31,64	12,69	39,8
Bonito	82	2003	ACAD	4,07	39,81	79,4
Bonito	83	2003	ACAD	6,53	58,92	81,2
Bonito	84	2003	ACAD	9,64	33,36	63,6
Bonito	85	2003	ACAD	134,89	0	2,8
Bonito	86	2003	ACAD	79,19	3,77	11,6
Bonito	87	2003	ACAD	10,89	40,64	68,7
Bonito	88	2003	ACAD	97,84	0	7,8
Bonito	89	2003	ACAD	41,05	22,66	45,5
Bonito	90	2003	ACAD	87,13	12,34	30,8
Bonito	91	2003	ACAD	92,26	2,4	10,6
Bonito	92	2003	ACAD	5,32	24,32	75,2
Bonito	93	2003	ACAD	44,15	4,04	42,3
Bonito	94	2003	ACAD	80,74	8,53	31,2
Bonito	95	2003	ACAD	17,54	15,53	51,8
Bonito	96	2003	ACAD	18,96	0,64	35,3
Bonito	97	2003	ACAD	142,56	0	0,9
Bonito	98	2003	ACAD	97,84	0	4,4
Bonito	99	2003	ACAD	382,69	0	0
Bonito	100	2003	ACAD	257,51	0	0
Bonito	101	2003	ACAD	160,27	0	0,3
Bonito	102	2003	ACAD	26,76	1,8	33,4
Bonito	103	2003	ACAD	60,64	0,09	15,6
Bonito	104	2003	ACAD	101,75	0	4,5
Bonito	105	2003	ACAD	67,53	0,02	10,9
Bonito	106	2003	ACAD	102,01	1,82	18,1
Bonito	107	2003	ACAD	42,66	7,37	27,5
Bonito	108	2003	ACAD	207,11	0	0,4

Bonito	109	2003	ACAD	452,68	0	0
Bonito	110	2003	ACAD	131,31	1,59	8,7
Bonito	111	2003	ACAD	61,82	1,28	20
Bonito	112	2003	ACAD	41,66	2,48	36,7
Bonito	113	2003	ACAD	80,24	1,73	12,3
Bonito	114	2003	ACAD	89,08	0	8,8
Bonito	115	2003	ACAD	24,26	23,48	54,9
Bonito	116	2003	ACAD	233,06	0	0,5
Bonito	117	2003	ACAD	82,9	26,84	39
Bonito	118	2003	ACAD	424,78	0	0
Bonito	119	2003	ACAD	66,7	8,03	24,1
Bonito	120	2003	ACAD	38,62	14,11	41,2
Bonito	121	2003	ACAD	53,56	0	9,1
Bonito	122	2003	ACAD	113,39	0	11,9
Bonito	123	2003	ACAD	186,54	0	0,4
Bonito	124	2003	ACAD	252,59	0	0,3
Bonito	125	2003	ACAD	240,03	0,12	4,2
Bonito	126	2003	ACAD	37,75	11,45	39,3
Bonito	127	2003	ACAD	19,76	21,2	56,3
Bonito	128	2003	ACAD	40,42	0,75	16,9
Bonito	129	2003	ACAD	156,08	4,86	18,8
Bonito	130	2003	ACAD	446,77	0	0
Bonito	131	2003	ACAD	313,05	0	0,4
Bonito	132	2003	ACAD	531,76	0	0
Bonito	133	2003	ACAD	194,94	0	2
Bonito	134	2003	ACAD	12,54	18,23	60,1
Bonito	135	2003	ACAD	129,22	0	4,4
Bonito	136	2003	ACAD	143,56	0	2,8
Bonito	137	2003	ACAD	215,26	0	0
Bonito	138	2003	ACAD	475,99	0	0
Bonito	139	2003	ACAD	190,91	0	0,2
Bonito	140	2003	ACAD	51,31	0,05	14,2
Bonito	141	2003	ACAD	189,61	0	5,3
Bonito	142	2003	ACAD	235,42	0	0,7
Bonito	143	2003	ACAD	298,64	0	0
Bonito	144	2003	ACAD	387,73	0	0
Bonito	145	2003	ACAD	128,14	0	6,5
Bonito	146	2003	ACAD	161,01	0	5,1
Bonito	147	2003	ACAD	396,91	0	0
Bonito	148	2003	ACAD	196,48	0	1,5
Bonito	149	2003	ACAD	330,94	0	0
Bonito	150	2003	ACAD	336,12	0	0
Bonito	151	2003	ACAD	466,57	0	0
Bonito	152	2003	ACAD	283,95	0	0

Bonito	153	2003	ACAD	178,72	0	4,2
Bonito	154	2003	ACAD	149,54	0	2
Bonito	155	2003	ACAD	273,3	0	0,1
Bonito	156	2003	ACAD	360,64	0	0
Bonito	157	2003	ACAD	147,07	0	1,8
Bonito	158	2003	ACAD	809,94	0	0
Bonito	159	2003	ACAD	183,33	0	7,7
Bonito	160	2003	ACAD	44,34	24,4	40,4
Bonito	161	2003	ACAD	15,07	48,61	68,2
Bonito	162	2003	ACAD	201,36	0	0,4
Bonito	163	2003	ACAD	274,33	0	0
Bonito	164	2003	ACAD	224,29	0	1,2
Bonito	165	2003	ACAD	765,03	0	0
Bonito	166	2003	ACAD	232,19	0	1,7
Bonito	167	2003	ACAD	105,31	13,42	21,9
Bonito	168	2003	ACAD	10,56	69,23	82,4
Bonito	169	2003	ACAD	177,75	6,24	12,6
Bonito	170	2003	ACAD	237,76	0	0
Bonito	171	2003	ACAD	103,49	0	2,4
Bonito	172	2003	ACAD	309,46	0	0,2
Bonito	173	2003	ACAD	131,02	0,23	8,1
Bonito	174	2003	ACAD	156,36	0,56	7,1
Bonito	175	2003	ACAD	3,51	75,4	89,3
Bonito	176	2003	ACAD	39,58	17,09	43,6
Bonito	177	2003	ACAD	190,82	1,2	9,2
Bonito	178	2003	ACAD	52,6	10,34	30,1
Bonito	179	2003	ACAD	90,57	2,74	11,7
Bonito	0	2010	ACAD	89,72	3,53	19,06
Bonito	1	2010	ACAD	27,38	6,42	39,65
Bonito	2	2010	ACAD	47,14	0,88	31,23
Bonito	3	2010	ACAD	135,69	0	2,09
Bonito	4	2010	ACAD	22,09	4,32	43,42
Bonito	5	2010	ACAD	40,23	11,5	43,1
Bonito	6	2010	ACAD	80,7	7,72	27,61
Bonito	7	2010	ACAD	91,26	0	6,52
Bonito	8	2010	ACAD	72,43	12,41	27,64
Bonito	9	2010	ACAD	6,31	24,49	68,52
Bonito	10	2010	ACAD	7,15	33,17	72,03
Bonito	11	2010	ACAD	167,35	0	0,45
Bonito	12	2010	ACAD	92,75	3,5	20,08
Bonito	13	2010	ACAD	10,28	15,09	49,86
Bonito	14	2010	ACAD	2,31	80,98	91,76
Bonito	15	2010	ACAD	0,01	95,57	99,85
Bonito	16	2010	ACAD	0,68	71,32	93,2

Bonito	17	2010	ACAD	92,81	12,04	28,34
Bonito	18	2010	ACAD	74,8	13,69	32,51
Bonito	19	2010	ACAD	30,46	5,08	48,11
Bonito	20	2010	ACAD	62,45	2,42	17,74
Bonito	21	2010	ACAD	117,46	0,21	16,07
Bonito	22	2010	ACAD	56,38	4,21	20,54
Bonito	23	2010	ACAD	2,43	43,81	86,69
Bonito	24	2010	ACAD	0,04	81,67	98,88
Bonito	25	2010	ACAD	0,67	70,7	93,12
Bonito	26	2010	ACAD	17,6	15,7	57,06
Bonito	27	2010	ACAD	62	0	10,99
Bonito	28	2010	ACAD	7,21	19,81	58,36
Bonito	29	2010	ACAD	18,37	10,01	48,56
Bonito	30	2010	ACAD	100,25	1,91	14,48
Bonito	31	2010	ACAD	136,63	0,11	8,97
Bonito	32	2010	ACAD	20,43	28,51	57,65
Bonito	33	2010	ACAD	0,7	65,79	93,05
Bonito	34	2010	ACAD	3,26	44,59	81,37
Bonito	35	2010	ACAD	2,95	45,52	80,97
Bonito	36	2010	ACAD	24,85	13,88	50,9
Bonito	37	2010	ACAD	3,74	27,52	75,56
Bonito	38	2010	ACAD	7,22	31,82	70,33
Bonito	39	2010	ACAD	3,35	39,46	79,19
Bonito	40	2010	ACAD	12,39	28,47	61,5
Bonito	41	2010	ACAD	4,61	31,99	78,25
Bonito	42	2010	ACAD	9,54	45,34	78,17
Bonito	43	2010	ACAD	21,06	31,16	60,04
Bonito	44	2010	ACAD	34,4	25,66	41,42
Bonito	45	2010	ACAD	40,55	0,15	20,73
Bonito	46	2010	ACAD	154,81	0	1,54
Bonito	47	2010	ACAD	29,92	13,38	54,64
Bonito	48	2010	ACAD	9,03	6,21	57,8
Bonito	49	2010	ACAD	19,02	13,45	48,91
Bonito	50	2010	ACAD	53,93	0	11,92
Bonito	51	2010	ACAD	9,93	19,68	63,55
Bonito	52	2010	ACAD	77,86	16,61	29,43
Bonito	53	2010	ACAD	59,73	0	12,48
Bonito	54	2010	ACAD	77,86	1,99	25,78
Bonito	55	2010	ACAD	191,69	0	0
Bonito	56	2010	ACAD	61,11	4,48	24,1
Bonito	57	2010	ACAD	64,81	0,09	23,72
Bonito	58	2010	ACAD	138,03	2,56	12,04
Bonito	59	2010	ACAD	59,06	0	9,43
Bonito	60	2010	ACAD	20,06	6,25	37,85

Bonito	61	2010	ACAD	10,49	13,16	55,08
Bonito	62	2010	ACAD	15,56	15,93	55,93
Bonito	63	2010	ACAD	41,68	8,62	42,86
Bonito	64	2010	ACAD	77,32	8,17	21,33
Bonito	65	2010	ACAD	20,85	21,58	54,15
Bonito	66	2010	ACAD	75,23	0	9,26
Bonito	67	2010	ACAD	142,22	0,77	10,79
Bonito	68	2010	ACAD	266,26	0	0,45
Bonito	69	2010	ACAD	66,82	0	6,38
Bonito	70	2010	ACAD	76,28	4,51	20,25
Bonito	71	2010	ACAD	4,34	47,17	78,19
Bonito	72	2010	ACAD	8,38	14,36	61,89
Bonito	73	2010	ACAD	3,18	23,68	78,26
Bonito	74	2010	ACAD	20,07	19,26	53,35
Bonito	75	2010	ACAD	17,01	25,31	62,91
Bonito	76	2010	ACAD	21,46	31,04	67,74
Bonito	77	2010	ACAD	65,79	0,56	21,5
Bonito	78	2010	ACAD	43,25	14,2	39,05
Bonito	79	2010	ACAD	75,36	0,74	16,76
Bonito	80	2010	ACAD	49,62	14,46	31,01
Bonito	81	2010	ACAD	32,24	12,25	38,12
Bonito	82	2010	ACAD	4,07	40,15	79,39
Bonito	83	2010	ACAD	6,53	58,92	81,23
Bonito	84	2010	ACAD	9,64	33,36	63,63
Bonito	85	2010	ACAD	134,89	0	2,79
Bonito	86	2010	ACAD	79,19	3,77	11,62
Bonito	87	2010	ACAD	10,89	40,64	68,71
Bonito	88	2010	ACAD	97,84	0	7,83
Bonito	89	2010	ACAD	41,05	22,66	45,45
Bonito	90	2010	ACAD	87,13	12,34	30,82
Bonito	91	2010	ACAD	92,26	2,4	10,61
Bonito	92	2010	ACAD	5,32	24,32	75,15
Bonito	93	2010	ACAD	44,15	4,04	42,35
Bonito	94	2010	ACAD	80,74	8,53	31,19
Bonito	95	2010	ACAD	17,54	15,53	51,76
Bonito	96	2010	ACAD	18,96	0,64	35,27
Bonito	97	2010	ACAD	142,56	0	0,92
Bonito	98	2010	ACAD	97,84	0	4,44
Bonito	99	2010	ACAD	382,69	0	0
Bonito	100	2010	ACAD	257,51	0	0
Bonito	101	2010	ACAD	160,27	0	0,33
Bonito	102	2010	ACAD	26,76	1,8	33,39
Bonito	103	2010	ACAD	60,64	0,09	15,57
Bonito	104	2010	ACAD	101,75	0	4,48

Bonito	105	2010	ACAD	67,53	0,02	10,91
Bonito	106	2010	ACAD	97,84	1,82	18,45
Bonito	107	2010	ACAD	26,18	8,98	36,78
Bonito	108	2010	ACAD	207,11	0	0,36
Bonito	109	2010	ACAD	452,68	0	0
Bonito	110	2010	ACAD	131,31	1,59	8,69
Bonito	111	2010	ACAD	61,82	1,28	20,01
Bonito	112	2010	ACAD	41,66	2,48	36,68
Bonito	113	2010	ACAD	80,24	1,73	12,35
Bonito	114	2010	ACAD	89,08	0	8,79
Bonito	115	2010	ACAD	24,26	23,48	54,94
Bonito	116	2010	ACAD	233,05	0	0,47
Bonito	117	2010	ACAD	82,9	26,89	38,98
Bonito	118	2010	ACAD	424,78	0	0
Bonito	119	2010	ACAD	66,7	8,03	24,09
Bonito	120	2010	ACAD	38,62	14,11	41,2
Bonito	121	2010	ACAD	53,56	0	9,07
Bonito	122	2010	ACAD	113,39	0	11,94
Bonito	123	2010	ACAD	186,54	0	0,4
Bonito	124	2010	ACAD	252,59	0	0,33
Bonito	125	2010	ACAD	240,03	0,12	4,25
Bonito	126	2010	ACAD	37,75	11,45	39,32
Bonito	127	2010	ACAD	19,76	21,2	56,26
Bonito	128	2010	ACAD	34,38	0,84	22,14
Bonito	129	2010	ACAD	156,08	4,86	18,82
Bonito	130	2010	ACAD	446,77	0	0
Bonito	131	2010	ACAD	313,05	0	0,42
Bonito	132	2010	ACAD	531,76	0	0
Bonito	133	2010	ACAD	194,94	0	2,02
Bonito	134	2010	ACAD	12,54	18,23	60,09
Bonito	135	2010	ACAD	129,22	0	4,43
Bonito	136	2010	ACAD	143,56	0	2,84
Bonito	137	2010	ACAD	215,26	0	0,01
Bonito	138	2010	ACAD	475,99	0	0
Bonito	139	2010	ACAD	190,91	0	0,2
Bonito	140	2010	ACAD	51,16	0,05	14,21
Bonito	141	2010	ACAD	189,43	0	5,89
Bonito	142	2010	ACAD	235,42	0	0,74
Bonito	143	2010	ACAD	298,64	0	0
Bonito	144	2010	ACAD	387,73	0	0
Bonito	145	2010	ACAD	128,14	0	6,52
Bonito	146	2010	ACAD	161,01	0	5,05
Bonito	147	2010	ACAD	396,91	0	0
Bonito	148	2010	ACAD	196,48	0	1,49

Bonito	149	2010	ACAD	283,37	0	0,21
Bonito	150	2010	ACAD	256,64	0	3,58
Bonito	151	2010	ACAD	466,57	0	0
Bonito	152	2010	ACAD	283,95	0	0
Bonito	153	2010	ACAD	178,72	0	4,22
Bonito	154	2010	ACAD	149,54	0	2,04
Bonito	155	2010	ACAD	273,3	0	0,1
Bonito	156	2010	ACAD	360,64	0	0
Bonito	157	2010	ACAD	147,07	0	1,83
Bonito	158	2010	ACAD	728,35	0	0
Bonito	159	2010	ACAD	183,33	0	7,72
Bonito	160	2010	ACAD	44,34	24,4	40,37
Bonito	161	2010	ACAD	15,07	48,61	68,15
Bonito	162	2010	ACAD	201,36	0	0,4
Bonito	163	2010	ACAD	274,33	0	0,04
Bonito	164	2010	ACAD	224,29	0	1,19
Bonito	165	2010	ACAD	764,4	0	0
Bonito	166	2010	ACAD	232,19	0	1,71
Bonito	167	2010	ACAD	105,31	13,42	21,93
Bonito	168	2010	ACAD	10,56	69,23	82,42
Bonito	169	2010	ACAD	177,75	6,24	12,58
Bonito	170	2010	ACAD	237,76	0	0
Bonito	171	2010	ACAD	103,49	0	2,35
Bonito	172	2010	ACAD	309,46	0	0,24
Bonito	173	2010	ACAD	131,02	0,23	8,11
Bonito	174	2010	ACAD	156,36	0,56	7,15
Bonito	175	2010	ACAD	3,51	75,4	89,34
Bonito	176	2010	ACAD	39,58	17,09	43,58
Bonito	177	2010	ACAD	190,82	1,2	9,18
Bonito	178	2010	ACAD	52,6	10,34	30,09
Bonito	179	2010	ACAD	88,39	2,74	12,52
Bonito	0	2003	AVR	289,1	0	0
Bonito	1	2003	AVR	100,42	23,05	34,5
Bonito	2	2003	AVR	0,49	79,05	96
Bonito	3	2003	AVR	0	100	100
Bonito	4	2003	AVR	0	100	100
Bonito	5	2003	AVR	39,32	29,03	46,7
Bonito	6	2003	AVR	190,7	0	1
Bonito	7	2003	AVR	176,79	3,45	12
Bonito	8	2003	AVR	20,11	5,78	41,3
Bonito	9	2003	AVR	55,05	0	8,3
Bonito	10	2003	AVR	128,53	0,74	6,6
Bonito	11	2003	AVR	101,06	0	2,8
Bonito	12	2003	AVR	4,14	78,79	90,4

Bonito	13	2003	AVR	207,13	0	0,6
Bonito	14	2003	AVR	94,93	2,14	14
Bonito	15	2003	AVR	51,44	12,68	28,1
Bonito	16	2003	AVR	19,25	19,73	63,4
Bonito	17	2003	AVR	4,3	51,56	81,9
Bonito	18	2003	AVR	0,71	76,12	93,2
Bonito	19	2003	AVR	0	100	100
Bonito	20	2003	AVR	25,05	19,03	45,2
Bonito	21	2003	AVR	74,47	7,82	28,7
Bonito	22	2003	AVR	81,51	6,11	29,4
Bonito	23	2003	AVR	35,12	1,72	22,7
Bonito	24	2003	AVR	55,44	0	13,6
Bonito	25	2003	AVR	56,99	0,12	17,3
Bonito	26	2003	AVR	97,46	2,14	10,8
Bonito	27	2003	AVR	49,4	28,39	47,1
Bonito	28	2003	AVR	59,96	5,39	34,7
Bonito	29	2003	AVR	159,79	0	0,7
Bonito	30	2003	AVR	51,87	26,11	38,9
Bonito	31	2003	AVR	0	98,58	100
Bonito	32	2003	AVR	98,17	22,73	33,7
Bonito	33	2003	AVR	109,91	0,02	4,7
Bonito	34	2003	AVR	89,63	7,77	24,2
Bonito	35	2003	AVR	14,58	16,66	61,8
Bonito	36	2003	AVR	20,99	18,08	59,5
Bonito	37	2003	AVR	10,07	38,13	74,8
Bonito	38	2003	AVR	4,91	74,14	86,5
Bonito	39	2003	AVR	91,3	0	5,3
Bonito	40	2003	AVR	22,77	12,04	46,9
Bonito	41	2003	AVR	10,62	29,18	71,1
Bonito	42	2003	AVR	10,49	35,26	66,1
Bonito	43	2003	AVR	55,35	3,33	18,1
Bonito	44	2003	AVR	83,54	0	6,8
Bonito	45	2003	AVR	103,96	0	8,3
Bonito	46	2003	AVR	66,03	0,59	12,9
Bonito	47	2003	AVR	68,34	0,03	12,5
Bonito	48	2003	AVR	151,92	0	3,2
Bonito	49	2003	AVR	91,38	1,21	8
Bonito	50	2003	AVR	71,83	16,05	32,3
Bonito	51	2003	AVR	12,57	46,89	70
Bonito	52	2003	AVR	74,03	0,09	6,5
Bonito	53	2003	AVR	75,4	0,66	10,5
Bonito	54	2003	AVR	33,26	9,34	50,6
Bonito	55	2003	AVR	19,6	34,91	61,8
Bonito	56	2003	AVR	27,09	4,74	34,6

Bonito	57	2003	AVR	39,99	1,16	27,1
Bonito	58	2003	AVR	48,54	2,26	26
Bonito	59	2003	AVR	33,17	4,39	33,9
Bonito	60	2003	AVR	22,39	7,85	41,5
Bonito	61	2003	AVR	80,36	1,66	14,7
Bonito	62	2003	AVR	23,37	17,51	50,5
Bonito	63	2003	AVR	29,91	6,22	34,4
Bonito	64	2003	AVR	83,48	0,19	17,7
Bonito	65	2003	AVR	33,8	6,32	41,2
Bonito	66	2003	AVR	15,69	5,31	45,5
Bonito	67	2003	AVR	19,59	6,84	48
Bonito	68	2003	AVR	57,86	14,82	37,3
Bonito	69	2003	AVR	40	2,69	37,2
Bonito	70	2003	AVR	18,62	34,76	59,5
Bonito	71	2003	AVR	37,94	7,32	34,5
Bonito	72	2003	AVR	36,35	1,73	30,2
Bonito	73	2003	AVR	68,04	0	8,7
Bonito	74	2003	AVR	53,44	10,41	36,6
Bonito	75	2003	AVR	35,45	9,78	29
Bonito	76	2003	AVR	24,84	30,83	52,2
Bonito	77	2003	AVR	56,02	3,78	22
Bonito	78	2003	AVR	51,02	0	17,2
Bonito	79	2003	AVR	31,19	24,52	60,8
Bonito	80	2003	AVR	92,52	0,98	14,5
Bonito	81	2003	AVR	63,04	0,67	16,9
Bonito	82	2003	AVR	31,05	3,98	39,3
Bonito	83	2003	AVR	37,67	0,32	18
Bonito	84	2003	AVR	34,34	3,87	37,6
Bonito	85	2003	AVR	6,55	13,09	65,7
Bonito	86	2003	AVR	57,92	0,26	14,1
Bonito	87	2003	AVR	88,94	4,67	14,9
Bonito	88	2003	AVR	50,52	0,12	20
Bonito	89	2003	AVR	31,92	48,59	59,3
Bonito	90	2003	AVR	43,15	17,65	37,3
Bonito	91	2003	AVR	26,21	5,02	32,3
Bonito	92	2003	AVR	67,97	17,39	29
Bonito	93	2003	AVR	11,54	18,68	55,3
Bonito	94	2003	AVR	21,13	11,7	49,5
Bonito	95	2003	AVR	28,65	45,66	62
Bonito	96	2003	AVR	11,33	38,27	66,7
Bonito	97	2003	AVR	23,65	7,34	43,6
Bonito	98	2003	AVR	10,98	23,28	72
Bonito	99	2003	AVR	81,31	7,38	22,4
Bonito	100	2003	AVR	116,9	0	2,4

Bonito	101	2003	AVR	83,12	0	7
Bonito	102	2003	AVR	36,4	9,93	24,8
Bonito	103	2003	AVR	62,03	13,25	27,2
Bonito	104	2003	AVR	6,93	38,11	73,9
Bonito	105	2003	AVR	19,53	18,18	45,7
Bonito	106	2003	AVR	65,85	2,18	17,2
Bonito	107	2003	AVR	10,58	53,46	77,5
Bonito	108	2003	AVR	45,47	17,65	35,6
Bonito	109	2003	AVR	73,23	20,27	32,9
Bonito	110	2003	AVR	96,43	0,57	12,2
Bonito	111	2003	AVR	4,75	65,04	86,5
Bonito	112	2003	AVR	16,92	23,58	63,3
Bonito	113	2003	AVR	12,27	10,59	50,2
Bonito	114	2003	AVR	0,32	60,98	95,8
Bonito	115	2003	AVR	10,61	39,46	67,3
Bonito	116	2003	AVR	77,19	0	7,9
Bonito	117	2003	AVR	238,87	0	0
Bonito	118	2003	AVR	219,72	0	0,4
Bonito	119	2003	AVR	47,27	8,95	35,7
Bonito	120	2003	AVR	20,73	20,51	51,9
Bonito	121	2003	AVR	1,68	76,39	92,5
Bonito	0	2010	AVR	289,1	0	0
Bonito	1	2010	AVR	100,42	23,05	34,5
Bonito	2	2010	AVR	0,04	81,26	98,8
Bonito	3	2010	AVR	0	100	100
Bonito	4	2010	AVR	0	100	100
Bonito	5	2010	AVR	39,32	29,03	46,7
Bonito	6	2010	AVR	190,7	0	1
Bonito	7	2010	AVR	176,79	3,45	12
Bonito	8	2010	AVR	18,06	5,78	41,3
Bonito	9	2010	AVR	55,05	0	8,3
Bonito	10	2010	AVR	128,53	0,74	6,6
Bonito	11	2010	AVR	101,06	0	2,8
Bonito	12	2010	AVR	4,14	78,79	90,4
Bonito	13	2010	AVR	207,13	0	0,6
Bonito	14	2010	AVR	94,93	2,14	14
Bonito	15	2010	AVR	51,44	12,68	28,1
Bonito	16	2010	AVR	19,25	19,73	63,4
Bonito	17	2010	AVR	0,38	58,39	94,1
Bonito	18	2010	AVR	0,05	76,44	98,3
Bonito	19	2010	AVR	0	100	100
Bonito	20	2010	AVR	25,05	19,03	45,2
Bonito	21	2010	AVR	74,47	7,82	28,7
Bonito	22	2010	AVR	81,51	6,11	29,4

Bonito	23	2010	AVR	35,12	1,72	22,7
Bonito	24	2010	AVR	55,44	0	13,6
Bonito	25	2010	AVR	56,99	0,12	17,3
Bonito	26	2010	AVR	97,46	2,14	10,8
Bonito	27	2010	AVR	49,4	28,39	47,1
Bonito	28	2010	AVR	59,96	5,39	34,7
Bonito	29	2010	AVR	159,79	0	0,7
Bonito	30	2010	AVR	51,87	26,11	38,9
Bonito	31	2010	AVR	0	98,58	100
Bonito	32	2010	AVR	98,17	22,73	33,7
Bonito	33	2010	AVR	109,91	0,02	4,7
Bonito	34	2010	AVR	89,84	7,77	24,2
Bonito	35	2010	AVR	15,38	16,66	60,1
Bonito	36	2010	AVR	20,99	18,08	59,5
Bonito	37	2010	AVR	9,36	38,47	78,7
Bonito	38	2010	AVR	4,91	74,14	86,5
Bonito	39	2010	AVR	95,44	0	3,6
Bonito	40	2010	AVR	22,77	12,04	46,9
Bonito	41	2010	AVR	10,62	29,18	71,1
Bonito	42	2010	AVR	10,49	35,26	66,1
Bonito	43	2010	AVR	55,35	3,33	18,1
Bonito	44	2010	AVR	83,54	0	6,8
Bonito	45	2010	AVR	103,96	0	8,3
Bonito	46	2010	AVR	66,03	0,59	12,9
Bonito	47	2010	AVR	67,28	0,03	13,7
Bonito	48	2010	AVR	151,92	0	3,2
Bonito	49	2010	AVR	91,38	1,21	8
Bonito	50	2010	AVR	71,83	16,05	32,3
Bonito	51	2010	AVR	12,57	46,89	70
Bonito	52	2010	AVR	74,03	0,09	6,5
Bonito	53	2010	AVR	74,72	0,66	10,9
Bonito	54	2010	AVR	33,73	9,34	50,6
Bonito	55	2010	AVR	19,6	34,91	61,8
Bonito	56	2010	AVR	27,09	4,74	34,6
Bonito	57	2010	AVR	39,99	1,16	27,1
Bonito	58	2010	AVR	48,54	2,26	26
Bonito	59	2010	AVR	33,17	4,39	33,9
Bonito	60	2010	AVR	13,86	34,13	65
Bonito	61	2010	AVR	80,36	1,66	14,7
Bonito	62	2010	AVR	23,37	17,51	50,5
Bonito	63	2010	AVR	33,24	4,63	31,1
Bonito	64	2010	AVR	83,48	0,18	17,7
Bonito	65	2010	AVR	33,8	6,32	41,2
Bonito	66	2010	AVR	14,93	5,31	47,3

Bonito	67	2010	AVR	19,59	6,84	48
Bonito	68	2010	AVR	57,86	14,82	37,3
Bonito	69	2010	AVR	40	2,69	37,2
Bonito	70	2010	AVR	18,62	34,76	59,5
Bonito	71	2010	AVR	37,94	7,32	34,5
Bonito	72	2010	AVR	36,35	1,73	30,2
Bonito	73	2010	AVR	68,04	0	8,7
Bonito	74	2010	AVR	53,44	10,41	36,6
Bonito	75	2010	AVR	35,45	9,78	29
Bonito	76	2010	AVR	24,84	30,83	52,2
Bonito	77	2010	AVR	56,02	3,78	22
Bonito	78	2010	AVR	52,09	0	14,9
Bonito	79	2010	AVR	31,37	26,36	58,5
Bonito	80	2010	AVR	92,52	0,98	14,5
Bonito	81	2010	AVR	63,04	0,67	16,9
Bonito	82	2010	AVR	31,05	3,98	39,3
Bonito	83	2010	AVR	37,67	0,32	18
Bonito	84	2010	AVR	34,34	3,87	37,6
Bonito	85	2010	AVR	6,55	13,09	65,7
Bonito	86	2010	AVR	57,92	0,26	14,1
Bonito	87	2010	AVR	88,94	4,67	14,9
Bonito	88	2010	AVR	53,78	0,12	18,8
Bonito	89	2010	AVR	31,92	48,59	59,3
Bonito	90	2010	AVR	43,15	17,65	37,3
Bonito	91	2010	AVR	26,21	5,02	32,3
Bonito	92	2010	AVR	67,97	17,39	29
Bonito	93	2010	AVR	11,54	18,68	55,3
Bonito	94	2010	AVR	21,13	11,7	49,5
Bonito	95	2010	AVR	28,65	45,66	62
Bonito	96	2010	AVR	11,33	38,27	66,7
Bonito	97	2010	AVR	24,5	7,34	43,3
Bonito	98	2010	AVR	10,98	23,28	72
Bonito	99	2010	AVR	81,31	7,38	22,4
Bonito	100	2010	AVR	116,9	0	2,4
Bonito	101	2010	AVR	83,12	0	7
Bonito	102	2010	AVR	36,4	9,93	24,8
Bonito	103	2010	AVR	62,03	13,25	27,2
Bonito	104	2010	AVR	6,93	38,11	73,9
Bonito	105	2010	AVR	19,53	18,18	45,7
Bonito	106	2010	AVR	82,76	1,82	11,4
Bonito	107	2010	AVR	33,87	21,63	46
Bonito	108	2010	AVR	45,47	17,65	35,6
Bonito	109	2010	AVR	73,23	20,27	32,9
Bonito	110	2010	AVR	96,43	0,57	12,2

Bonito	111	2010	AVR	4,75	65,04	86,5
Bonito	112	2010	AVR	16,92	23,58	63,3
Bonito	113	2010	AVR	12,27	10,59	50,2
Bonito	114	2010	AVR	0,32	60,98	95,8
Bonito	115	2010	AVR	10,61	39,46	67,3
Bonito	116	2010	AVR	77,19	0	7,9
Bonito	117	2010	AVR	238,87	0	0
Bonito	118	2010	AVR	219,72	0	0,4
Bonito	119	2010	AVR	47,27	8,95	35,7
Bonito	120	2010	AVR	67,73	15,25	33,4
Bonito	121	2010	AVR	20,96	44,11	65

Grade = amostra quadrada com 25 ha; Ano = ano de avaliação; ACAD – área com ações diferenciadas; AVR – área vizinha de referência; I_MEAN = isolamento médio; AC_MN = área central média; % FL = porcentagem de floresta na amostra.