

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

YARA CAMPOS MIRANDA

DIAGNÓSTICO E PROPOSTA PARA ESTRATÉGIAS DE  
MITIGAÇÃO E POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A  
CONSERVAÇÃO DA AMAZÔNIA LEGAL

SÃO CARLOS -SP  
2022

YARA CAMPOS MIRANDA

DIAGNÓSTICO E PROPOSTA PARA ESTRATÉGIAS DE  
MITIGAÇÃO E POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A  
CONSERVAÇÃO DA AMAZÔNIA LEGAL

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Antônio Dupas.

SÃO CARLOS-SP  
2022

Miranda, Yara Campos

Diagnóstico e proposta para estratégias de mitigação e políticas públicas para a conservação da Amazônia legal / Yara Campos Miranda -- 2022.  
175f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos,  
campus São Carlos, São Carlos

Orientador (a): Francisco Antônio Dupas

Banca Examinadora: José Guilherme Martins dos Santos,  
Claudia Moster Barros, Ricardo Puziol de Oliveira,  
Tarcio Rocha Lopes

Bibliografia

1. Pagamento por Serviço Ambiental. 2. Amazônia Legal.  
3. Desmatamento na Amazônia Legal. I. Miranda, Yara  
Campos. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática  
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Ronildo Santos Prado - CRB/8 7325



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

---

**Folha de Aprovação**

---

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Yara Campos Miranda, realizada em 30/11/2022.

**Comissão Julgadora:**

Prof. Dr. Francisco Antonio Dupas (UFSCar)

Prof. Dr. José Guilherme Martins dos Santos (INPE)

Profa. Dra. Claudia Moster Barros (UFRRJ)

Prof. Dr. Ricardo Puziol de Oliveira (UEM)

Prof. Dr. Tarcio Rocha Lopes (UEM)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

## **DEDICATÓRIA**

**Dedico este trabalho a minha querida Gabriella, que é a razão de todo meu esforço e ao Neto, meu futuro esposo que nunca me deixou desistir e é a melhor companhia do mundo.**

**Gratidão eterna a minha família, que nunca mediu esforços para me apoiar em todos os momentos.**

## AGRADECIMENTOS

Não tenho palavras para expressar minha gratidão a tantas pessoas especiais que me auxiliaram e me apoiaram para o desenvolvimento deste trabalho. Primeiramente, agradeço ao meu esposo, Neto, por me auxiliar em cada etapa, sempre me motivando, mesmo quando tudo parecia perdido. Este trabalho só foi possível porque você estava ao meu lado, sendo a razão e a emoção, me mostrando resiliência e me abraçando sempre que possível. Você é a melhor pessoa do mundo, e eu te amo infinitamente.

A minha filha Gabriella, por ser meu aconchego, por sempre tentar me ajudar, e por compreender tantos momentos de ausência e desatenção. Todo este esforço é para lhe dar um futuro brilhante.

Ao meu orientador, Francisco Dupas, por acreditar no meu trabalho e sempre me apoiar mesmo quando tudo parecia perdido. Obrigada pela compreensão em tantas falhas. O Mundo precisa de mais pessoas como você.

A minha tão amada família, Adriana, Antônio, Jacir, Diego e Patrícia, que nunca mediram esforços para me apoiar, deixando sua rotina de lado para cuidar da Gabriella para que eu pudesse me dedicar.

A Universidade Estadual de Maringá (UEM), que é meu segundo lar, e se constitui de tantas pessoas especiais e amizades inesquecíveis, destacando André, Ricardo, Marcelo, Juliano, Patrícia, Simone, Flávio, Loana, Caroline, Felipe, Tércio. Sem vocês o trabalho é oneroso e desgastante. Obrigada por me acompanharem nas rotinas do trabalho e da vida.

Aos meus amigos que permaneceram desde sempre, Vanderson, Carolina, Bruna, Carlos, Iracema e Jovino. Vocês são presentes de Deus. Serei eternamente grata pelo acolhimento nos momentos difíceis.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente fazem parte da minha vida. Muito obrigada!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

## RESUMO

Miranda, Y.C. - Diagnóstico e Proposta para Estratégias de Mitigação e Políticas Públicas Para a Conservação Da Amazônia Legal. 2022 – 175: Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2022.

A fragmentação de habitats é um dos principais agentes de degradação antrópicos na região da Amazônia Legal. Diagnósticos que busquem identificar áreas prioritárias e propor estratégias de mitigação são fundamentais para a garantia da preservação da maior floresta tropical do mundo. Neste cenário, destacam-se programas pautados no Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). O objetivo deste trabalho foi entender a dinâmica do desmatamento na Amazônia Legal visando propor estratégias de valoração ambiental que compatibilize as atividades econômicas com as variáveis ambientais. Para tanto, realizou-se uma análise histórica do comportamento dos focos de calor na Amazônia Legal no período de 2000 a 2020, no qual, resultou no fato de que 76% dos registros acometem os estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia, ocorridos principalmente entre 2000 e 2010. Os dados refletem a sazonalidade, nos quais os focos estão concentrados no período de seca, ou seja, entre agosto e novembro. Com isso, é possível verificar que a região com maior incidência de queimadas corresponde ao arco do desmatamento, ambiente no qual políticas públicas e estratégias de monitoramento devem ser mais efetivas, de modo a controlar o processo antrópico de expansão da fronteira agrícola. Diante de tais constatações, realizou-se uma análise comparativa entre a área queimada da Amazônia Legal e na Província de Alberta no Canadá, ambas regiões que registram os maiores números de queimadas do mundo, a partir do modelo estatístico de regressão polinomial linear combinado com um modelo de volatilidade estocástica por dados de área queimada. Os resultados demonstraram a influência das variáveis meteorológicas no tamanho das áreas queimadas, visto que os maiores registros correspondem aos períodos de seca de ambas as regiões. Ainda, que as políticas públicas de monitoramento e regulação das atividades são fundamentais, pois condicionam a uma resposta rápida a partir do registro de focos de calor. A partir do entendimento da influência das variáveis naturais e antrópicas, realizou-se uma comparação entre dois métodos multicritérios OWA e WLC em cinco cenários diferentes para a identificação de áreas prioritárias da Amazônia legal, constatando que o estado de Mato Grosso é o que abrange a maior extensão territorial de áreas prioritárias. Concluiu-se que ambas são ferramentas acessíveis para o planejamento ambiental, e a escolha entre elas dependerá da experiência do planejador e do objetivo do trabalho. A partir desta identificação, foi proposto um modelo de valoração ambiental para a Bacia Hidrográfica Nascentes do Rio Xingu a partir de cálculos do custo de oportunidade de Valor Presente Líquido (VPL). Como resultados, obteve-se que para preservar e recuperar as áreas classificadas como prioritárias pelo método proposto, são necessários R\$ 12.495 bilhões, sendo que destes, R\$ 4,67 bilhões são destinados para a aplicação do PSA em áreas com prioridade alta e muito alta. Desta forma, os dados demonstram que a identificação de áreas prioritárias favorece o processo de planejamento, fornecendo dados valiosos para a destinação de recursos e preservação ambiental.

**Palavras-chave:** Impactos ambientais na Amazônia; Modelos de Previsão; Pagamento por Serviços Ambientais; Valor Presente Líquido, Disposição a Pagar.

## ABSTRACT

The fragmentation of habitats from deforestation is one of the main agents of anthropogenic degradation in the Legal Amazon region. As a result, diagnoses that seek to identify priority areas and propose mitigation strategies are essential to guarantee the preservation of the largest tropical forest in the world. In this scenario, programs based on Payment for Environmental Services (PSA) stand out. The objective of this work is to understand the dynamics of deforestation in the Legal Amazon region in order to propose environmental valuation strategies that reconcile economic activities with environmental variables. To this end, initially, a historical analysis of the behavior of hot spots in the Brazilian Amazon was carried out in the period from 2000 to 2020, which resulted in the fact that 76% of the records affect the states of Pará, Mato Grosso and Rondônia, occurred mainly between 2000 and 2010. Also, the data reflect seasonality, in which the foci are concentrated in the dry period, that is, between August and November. With this, it is possible to verify that the region with the highest incidence of fires corresponds to the arc of deforestation, an environment in which public policies and monitoring strategies must be more effective, in order to control the anthropic process of expansion of the agricultural frontier, since most of the recorded fires are of anthropic origin. Faced with such findings, a comparative analysis was carried out between the burned area of the Legal Amazon and the Province of Alberta in Canada, both regions that record the highest numbers of fires in the world. For this purpose, a linear polynomial regression statistical model was used combined with a stochastic volatility model based on burned area data, with both data provided by the relevant environmental agencies. The results demonstrated the influence of meteorological variables on the size of the burned areas, since the largest records correspond to the dry periods in both regions. Also, that public policies for monitoring and regulating activities are fundamental, as they condition a quick response from the registration of hot spots, which favors effective control combined with less severe environmental impacts. From the understanding of the influence of natural and anthropic variables, a comparison was made between two multicriteria methods OWA and WLC in five different scenarios for the identification of priority areas of the legal Amazon, verifying that the state of Mato Grosso is the one that covers the greater territorial extension of priority areas. In addition, it was concluded that both are accessible tools for environmental planning, and the choice between them will depend on the planner's experience and the objective of the work. Based on this identification, an environmental valuation model was proposed for the Nascentes do Rio Xingu Watershed based on calculations of the opportunity cost of Net Present Value (NPV). As a result, it was found that in order to preserve and recover areas classified as a priority by the proposed method, R\$ 12,495 billion are needed, of which R\$ 4.67 billion are destined for the application of PSA in areas with high priority and very tall. In this way, the data demonstrate that the identification of priority areas favors the planning process, providing valuable data for the allocation of resources and environmental preservation.

**Keywords:** Environmental impacts in the Amazon; Prediction Models; Payment for Environmental Services; Net Present Value, Willingness to Pay.

## LISTA DE FIGURAS

### **CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL**

Figura 1.1 Fluxograma representando a estrutura da tese. ....21

### **CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Figura 2.1 - Valoração econômica de recursos ambientais.....36

Figura 2.2 - Principais métodos de valoração ambiental.....38

Figura 2.3 - Método AHP de acordo com o grau de importância.....44

Figura 2.4 - Descrição do processo de tomada de decisão pelo método OWA. ....45

Figura 2.5 - Localização da Amazônia Legal no Brasil e suas formações florestais. 47

Figura 2.6 - Formações Florestais da Amazônia Legal. ....48

Figura 2.7 - Uso do solo da Amazônia Legal.....49

Figura 2.8 - Tipos de Solo da Amazônia Legal.....51

Figura 2.9 - Principais Rios e Regiões Hidrográficas da Amazônia Legal.....53

Figura 2.10 - Rede viária principal da Amazônia Legal. ....54

Figura 2.11 - Manchas Urbanas na Amazônia Legal. ....55

Figura 2.12 - Desmatamento acumulado no período de 2008 a 2020 na Amazônia Legal. ....56

Figura 2.13 - Unidades de Conservação e Terras Indígenas da Amazônia Legal. ...57

Figura 2.14 - Déficit de APP e RL na Amazônia Legal.....58

### **CAPÍTULO 3 – ARTIGO: A STATISTICAL APPROACH TO ANALYZE AND FORECAST THE DYNAMICS OF ACTIVE FIRE IN THE BRAZILIAN AMAZON 1**

Figure 3.1 - Geographical representation of the study área .....61

Figure 3.2 - Depicts the time series of monthly-accumulated active fire (MAAF) counting in the states with higher (Pará) and lower (Tocantins) number of incidences registered in the evaluated time-frame .....63

Figure 3.3 - Kernel map of active fire density in the Amazon biome from January 2000 to July 2020 .....67

Figure 3.4 - Empirical autocorrelation functions for the time series of Para state's MAAF counting.....69

Figure 3.5 depicts the fit of Model 2 to the time series of MAAF from Pará state. The red line represents the predicted conditional mean of the fitted INGARCH (6, 12) model, that is, .....71

Figure 3.6 - Histogram of the non-randomized PIT values from the best-obtained fits to Pará state data .....72

Figure 3.7 - Fitted Negative Binomial INGARCH (6, 12) model to the time series of Para state's MAAF counting. The red line represents the predicted conditional mean, while the grey shadow illustrates the 95% quantile-based prediction' intervals.....73

Figure 3.8 - Summary of the estimated residuals from the Negative Binomial INGARCH (6, 12) model - Para´ state data. The upper-panel presents the empirical ACF of  $r_t$  and the lower-panel depicts the residuals' behavior over time .....74

Figure 3.9 - Forecasting of MAAF counting from August 2020 to December 2021 - Para state. Predictions are represented either by (•) or (×), while the grey shadow illustrates the shortest 95% prediction' intervals estimated from a parametric bootstrap procedure .....75

### **CAPÍTULO 4 – ARTIGO: UMA VISÃO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS EM REGIÕES CLIMATOLÓGICAS DISTINTAS: UMA ANÁLISE DA ÁREA QUEIMADA NA AMAZÔNIA LEGAL E NA PROVÍNCIA DE ALBERTA**

Figura 4.1 - Série temporal ajustada assumindo o modelo proposto para o ajuste a área queimada da região da Amazônia Legal (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018 (painel esquerdo), e raiz quadrada das volatilidades.....	88
Figura 4.2 - Série temporal ajustada assumindo o modelo proposto para o ajuste a área queimada da região da Amazônia Legal (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018 (painel esquerdo), e raiz quadrada das volatilidades.....	88
Figura 4.3 - Série temporal ajustada assumindo o modelo proposto para o ajuste a área queimada da região de Alberta (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018 (painel esquerdo), e raiz quadrada das volatilidades do modelo proposto.....	90
Figura 4.4 - Envelope simulado e PACF para os resíduos do modelo proposto para o ajuste a área queimada da região de Alberta (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018. ....	90

**CAPÍTULO 5 – ARTIGO: COMPARAÇÃO ENTRE MÉTODOS MULTICRITÉRIOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA LEGAL**

Figura 5.1 - Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa. ....	101
Figura 5.2 - Localização da Amazônia Legal e principais formações florestais. ....	102
Figura 5.3 - Método AHP de acordo com o grau de importância.....	106
Figura 5.4 - Descrição do processo de tomada de decisão pelo método OWA. ....	108
Figura 5.5 - Pesos atribuídos a cada fator de acordo com o método proposto. ....	110
Figura 5.6 - Classes de prioridade de conservação de acordo com o método proposto .....	111
Figura 5.7 - Aplicação dos métodos MCE na Amazônia Legal.....	113
Figura 5.8 - Localização das UPH Nascentes do Xingu, Alto Xingu, Alto Teles Pires, Médio Teles Pires na Amazônia Legal. ....	114
Figura 5.9 - Comparação dos resultados do uso do Solo da Bacia Hidrográfica de acordo com cada método .....	115
Figura 5.10 Comparação dos resultados de Erodibilidade de acordo com cada método .....	116
Figura 5.11 Comparação dos resultados da Proximidade com a Malha viária de acordo com cada método.....	116
Figura 5.12 Comparação dos resultados da Proximidade a Corpos Hídricos de acordo com cada método.....	116
Figura 5.13 Comparação dos resultados de Declividade de acordo com cada método .....	117
Figura 5.14 Comparação dos resultados do Acumulado de Queimadas de acordo com cada método.....	117
Figura 5.15 Comparação dos resultados da Proximidade com áreas de Mineração de acordo com cada método .....	117
Figura 5.16 Comparação dos resultados de Deficit de APP e Reserva Legal de acordo com cada método.....	118
Figura 5.17 Comparação dos resultados da Proximidade da Mancha Urbana de acordo com cada método .....	118
Figura 5.18 Comparação dos resultados da Renda Per Capita de acordo com cada método .....	118

## **CAPÍTULO 6 – ARTIGO: PROPOSIÇÃO DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) PARA REGIÕES PRIORITÁRIAS DA AMAZÔNIA LEGAL**

Figura 6.1 - Fluxograma contendo as etapas utilizadas para a elaboração do trabalho. .....	132
Figura 6.2 - Localização da área de estudo Nascentes do Xingu a nível de estado e de país. ....	135
Figura 6.3 - Projeção para o comportamento da soja a longo prazo na Amazônia Legal. .....	138
Figura 6.4 - Projeção anual da Pastagem para a Amazônia Legal .....	139
Figura 6.5 - Custo de oportunidade da bacia hidrográfica Nascentes do Xingu – MT. .....	140
Figura 6.6 - Composição entre o uso do solo do local e as classes de prioridade na Bacia Hidrográfica do Xingu - MT.....	141

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP	Analytic Hierarchy Process
AMC	Análise Multicritério
ANA	Agência Nacional de Águas
ANTT	Agência Nacional de Transportes Terrestres
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CLP	Combinação Linear Ponderada
DAP	Disposição a Pagar
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura
ha	Hectare
hab.	Habitantes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCA	Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo
OWA	Ordered weighted average
PFPSA	Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais
PNPSA	Política Nacional dos Serviços Ambientais
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RL	Reserva Legal
SIG	Sistema de Informação Geográfica
TC	Taxa de Consistência
UA	Unidade Animal
UPRH	Unidade de Planejamento de Recursos Hídricos
UTM	Universal Transversa Mercator
VAE	Valor Anual Equivalente
VPL	Valor Presente Líquido
WLC	Weighted Linear Combination

## LISTA DE EQUAÇÕES

### **CAPÍTULO 3 - ARTIGO: A STATISTICAL APPROACH TO ANALYZE AND FORECAST THE DYNAMICS OF ACTIVE FIRE IN THE BRAZILIAN AMAZON 1**

Equation 3.1 - log-linear equation.....	65
Equation 3.2 - log-likelihood function.....	65
Equation 3.3 – Equation dispersion.....	66
Equation 3.4 - Equation for Adjust INGARCH model.....	71

### **CAPÍTULO 4 - ARTIGO: UMA VISÃO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS EM REGIÕES CLIMATOLÓGICAS DISTINTAS: UMA ANÁLISE DA ÁREA QUEIMADA NA AMAZÔNIA LEGAL E NA PROVÍNCIA DE ALBERTA**

Equação 4.1 - Modelo de regressão polinomial linear.....	86
Equação 4.2 - Variância do modelo de regressão polinomial linear.....	86
Equação 4.3 - modelo autorregressivo AR.....	86

### **CAPÍTULO 5 - ARTIGO: COMPARAÇÃO ENTRE MÉTODOS MULTICRITÉRIOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA LEGAL**

Equação 5.1 - Matriz fatorial.....	106
Equação 5.2 - Fórmula do índice de Consistência.....	106
Equação 5.3 – Fórmula para encontrar o $\lambda_{max}$ .....	107
Equação 5.4 – Cálculo da Razão de consistência (RC).....	107
Equação 5.5 - Padronização do Pixel.....	108
Equação 5.6 - Fórmula para cálculo do risco.....	109
Equação 5.7 - Fórmula para cálculo da compensação.....	109

### **CAPÍTULO 6 - ARTIGO: PROPOSIÇÃO DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) PARA REGIÕES PRIORITÁRIAS DA AMAZÔNIA LEGAL**

Equação 6.1 -Cálculo da Média móvel simples.....	133
Equação 6.2 – Valor presente líquido.....	133
Equação 6.3 - Valor uniforme anual.....	134

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	16
1.1 INTRODUÇÃO .....	16
1.2 JUSTIFICATIVA.....	19
1.3 OBJETIVO GERAL.....	20
1.3.1 Objetivos específicos.....	20
1.4 ESTRUTURA DA TESE.....	21
<b>CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	23
2.1 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA CONSERVAÇÃO AMBIENTAL.....	23
2.1.1 Políticas públicas internacionais .....	23
2.1.2 A legislação ambiental brasileira .....	26
2.2 ESTRATÉGIAS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL.....	32
2.2.1 Métodos de valoração ambiental .....	35
2.2.3 Panorama das iniciativas de valoração ambiental .....	38
2.3 MÉTODOS APLICADOS À ANÁLISE AMBIENTAL.....	43
2.3.1 Métodos multicritérios .....	43
2.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	47
<b>CAPÍTULO 3 – ARTIGO: A STATISTICAL APPROACH TO ANALYZE AND FORECAST THE DYNAMICS OF ACTIVE FIRE IN THE BRAZILIAN AMAZON</b> 1.59	
3.1 INTRODUCTION.....	59
3.2 MATERIAL AND METHODS .....	61
3.2.1 Study area .....	61
3.2.2 Data.....	62
3.2.3 Statistical model.....	64
3.3 RESULTS AND DISCUSSION.....	66
3.3.1 Statistical results.....	68
3.4 CONCLUDING REMARKS .....	76
REFERENCES.....	76
<b>CAPÍTULO 4 – ARTIGO: UMA VISÃO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS EM REGIÕES CLIMATOLÓGICAS DISTINTAS: UMA ANÁLISE DA ÁREA QUEIMADA NA AMAZÔNIA LEGAL E NA PROVÍNCIA DE ALBERTA</b> .....	81
4.1 INTRODUÇÃO .....	82
4.2 METODOLOGIA .....	83
4.2.1 Caracterização da área de estudo .....	83
4.2.1.1 <i>A Amazônia Legal</i> .....	83
4.2.1.2 <i>A Província de Alberta</i> .....	84
4.2.2 Obtenção dos dados .....	85
4.2.3 Modelagem estatística .....	85
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	86
4.5 CONCLUSÃO .....	93
REFERÊNCIAS.....	94
<b>CAPÍTULO 5 – ARTIGO: ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE MÉTODOS MULTICRITÉRIOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA LEGAL.</b> .....	97
5.1 INTRODUÇÃO .....	98

<b>5.2 METODOLOGIA .....</b>	<b>100</b>
<b>5.2.1 Caracterização da área de estudo .....</b>	<b>101</b>
<b>5.2.2 Aquisição dos dados .....</b>	<b>103</b>
<b>5.2.3 Análise multicritério (MCE).....</b>	<b>104</b>
<b>5.2.3.1 Método AHP .....</b>	<b>105</b>
<b>5.2.3.2 Método WLC .....</b>	<b>107</b>
<b>5.2.3.3 Método OWA.....</b>	<b>108</b>
<b>5.2.4 Validação do método .....</b>	<b>109</b>
<b>5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>110</b>
<b>5.4 CONCLUSÃO .....</b>	<b>122</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>123</b>
<b>CAPÍTULO 6 – ARTIGO: PROPOSTA DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA): O CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA NASCENTES DO XINGU – MT, BRASIL. ....</b>	<b>128</b>
<b>6.1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>129</b>
<b>6.2 METODOLOGIA .....</b>	<b>132</b>
<b>6.2.1 Método estatístico .....</b>	<b>133</b>
<b>6.2.2 Método de análise econômica.....</b>	<b>133</b>
<b>6.2.3 Disposição a pagar (DAP).....</b>	<b>134</b>
<b>6.2.4 Caracterização da área de estudo .....</b>	<b>135</b>
<b>6.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>136</b>
<b>6.4 CONCLUSÃO .....</b>	<b>143</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>144</b>
<b>CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>146</b>
<b>CAPÍTULO 8 – REFERÊNCIAS .....</b>	<b>147</b>
<b>ANEXO I – ANÁLISE MULTICRITÉRIO PARA AS UNIDADES DE PLANEJAMENTO HÍDRICOS DA AMAZÔNIA LEGAL .....</b>	<b>155</b>
<b>ANEXO II – EVOLUÇÃO E PROJEÇÃO DOS VALORES DA PASTAGEM E SOJA .....</b>	<b>170</b>
<b>ANEXO III – ANÁLISE FINANCEIRA DA SOJA E DA PASTAGEM .....</b>	<b>171</b>

## **CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL**

O Capítulo 1 corresponde a parte introdutória do trabalho. Desta forma, inicialmente será apresentada uma introdução acerca da temática. Posteriormente, os argumentos que justificam o trabalho, os objetivos e a descrição da estruturação da tese.

### **1.1 INTRODUÇÃO**

As atividades humanas são condicionadas pelos recursos naturais, sejam eles bióticos ou abióticos. Apesar desta relação de interdependência, o meio natural é cada vez mais afetado pela ocupação antrópica, a qual exerce inúmeros impactos negativos no ambiente natural, destacando-se a alteração da qualidade da água, ar, solo por meio do desmatamento e lançamento de poluentes.

Dentre estes impactos negativos, a fragmentação de habitats é a principal responsável pela perda de biodiversidade, sendo capaz de acarretar respostas generalizáveis nos níveis de população, comunidades e ecossistemas (WILSON *et al.*, 2016). Como resultado deste processo, estima-se que 1 milhão de espécies já foram extintas a nível mundial, sendo este um valor subestimado pela ausência de estudos específicos (IPBES, 2019).

Considerando dados de desmatamento no Brasil, somente em 2020 foram devastados 1.385,3 mil hectares de florestas, sendo que 99% dos registros não possuíam autorização de supressão vegetal. Quanto aos biomas, destaca-se o montante da Amazônia, que contempla 79% dos registros (MAPBIOMAS, 2022).

A elevada taxa de desmatamento no bioma amazônico desperta a atenção de inúmeros órgãos públicos e privados, uma vez que esta área contempla inúmeras espécies animais e vegetais que sequer são conhecidas pela ciência (COOPER *et al.*, 2020). Além disso, é o responsável pela regulação do clima global e armazena 20% da água doce do mundo (DAVIDSON *et al.*, 2012).

O desmatamento na Amazônia está associado às queimadas, que ocorrem de maneira antrópica, sem o controle necessário e ocasionam poluição da água, solo e ar, perda de biodiversidade, intensificação de processos de erosão e desertificação do solo, bem como inúmeros prejuízos sociais e econômicos (BALCH *et al.*, 2017; ANDELLA *et al.*, 2017; HALLEMA *et al.*, 2018).

As queimadas na região da Amazônia contribuem para o desmatamento do bioma, principalmente quando se analisa a região conhecida como arco do desmatamento, que contempla parte dos estados do Pará, Mato Grosso, Rondônia e Acre (NOBRE *et al.*; 2016). Ao se considerar a fitofisionomia vegetal da região, que tende a ser úmida e densa, os focos registrados podem representar quase a totalidade dos registros (RIBEIRO *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2018).

Diante da magnitude global destas alterações, atrelado ao alto custo de recuperação ambiental, inúmeras iniciativas buscam entender a dinâmica das queimadas e do desmatamento da Amazônia, bem como propor políticas públicas para o controle dos principais agentes de degradação do local. O uso do geoprocessamento para a análise de dados ambientais é uma possível solução, uma vez que permite o entendimento da dinâmica espacial dos focos de calor e sua evolução ao longo do tempo em grandes extensões territoriais.

Aliadas ao geoprocessamento, as ferramentas estatísticas subsidiam modelagens ambientais que permitem a construção de cenários e o direcionamento das políticas públicas, e devem estar condicionadas à estudos técnicos que busquem entender profundamente os fenômenos relacionados e aliam a viabilidade econômica com os aspectos ambientais e sociais. A previsão do comportamento das queimadas, associada ao entendimento dos fatores desencadeadores é capaz de promover uma reflexão acerca de possibilidades de mitigação de tais agentes de degradação. Com isso, torna-se viável a proposição de estratégias de mitigação, tais como a valoração ambiental.

A valoração ambiental é baseada nos serviços ecossistêmicos. De acordo com Wunder (2018) este conceito está associado a todo e qualquer benefício que o ser humano obtém a partir dos recursos naturais, incluindo o serviço de provisão, tal como os recursos hídricos e a alimentação, e o serviço de regulação a partir da influência no clima e suporte como os serviços relacionados a ciclagem de nutrientes.

Os métodos de valoração econômica buscam calcular o valor monetário de determinado recurso que foi ou poderá ser perdido. Desta forma, estes dados são estratégicos para valorar economicamente os serviços ecossistêmicos e auxiliar os gestores acerca do investimento necessário para a recuperação de áreas degradadas ou gestão de ambientes protegidos (SALZMAN *et al.*, 2018).

Dentre as possibilidades de valorar os recursos ambientais, destacam-se os métodos diretos, que avaliam a disposição a pagar (DAP) da população para a

preservação de recursos naturais utilizando valoração contingencial, e os métodos indiretos, que consideram os custos evitados, ou custos de recuperação dentre outras possibilidades (MOTTA, 1998).

Diversos artigos buscaram aplicar metodologias de valoração ambiental baseados no método DAP, tais como Machado *et al.*, (2016) que associaram o DAP ao custo de oportunidade para a preservação do Ribeirão do Feijão – SP e Souza *et al.* (2021) que aplicaram a análise multicritério para a proposição de PSA na Bacia do Ribeirão do Feijão – SP. Strand *et al.* (2018) também utilizaram o DAP associados ao mapeamento dos serviços ecossistêmicos da Amazônia, a fim de subsidiar o processo de tomada de decisão.

Entretanto, ocorre uma discussão acerca das variáveis que devem ser considerados para a coerente mensuração dos benefícios ecossistêmicos. Dentre as variáveis, é comum o uso de proximidade dos recursos hídricos, rodovias, núcleos urbanos, tipo de solo, relevo, declividade, presença de vegetação, entre outras (STRAND *et al.*, 2018; RUGGIERO *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2021).

Para a definição de áreas prioritárias, é fundamental associar uma combinação de fatores. Assim, a análise multicritério (AMC) é uma ferramenta muito utilizada que permite a análise integrada de inúmeras informações ambientais, nas quais são obtidas a partir de imagens de sensores de satélite e podem contribuir para o entendimento da dinâmica de determinado local.

Dentre as possibilidades de utilização da AMC, destacam-se os métodos OWA, que consideram um cenário de planejamento de acordo com o risco e a compensação, e o WLC que consiste na combinação pareada de fatores. O uso destas ferramentas permite a construção de cenários de acordo com os objetivos do estudo, facilitando o processo de tomada de decisão por parte dos gestores públicos.

A delimitação de áreas prioritárias de conservação deve ser utilizada para estratégias de preservação nas quais precisam considerar os gastos orçamentários para sua efetividade. No Brasil, o cenário de descontinuidade de políticas públicas atrelado ao contingenciamento orçamentário, faz com que inúmeros planos não sejam executados, sendo, portanto, ineficazes para conter o desmatamento da Amazônia.

Nesta perspectiva, é importante destacar que os benefícios ecossistêmicos da Amazônia são de caráter global, ultrapassando os limites territoriais, influenciando no clima, captação de carbono, disponibilidade e demanda hídrica, produtividade

agrícola, e todas as atividades humanas. Desta forma, uma das soluções propostas é a aquisição de recursos por parte de países dispostos a colaborar com a preservação desta área de relevante interesse ecológico.

Países considerados desenvolvidos, tal como: União Europeia, Noruega, Canadá, Estados Unidos e Austrália estão dispostos a contribuir com a preservação da Amazônia por intermédio de um imposto anual (KRAMER *et al.*, 1997; HORTON *et al.*, 2003; STRAND *et al.*, 2017; NAVRUD; STRAND; 2018). Estes valores podem ser convertidos para programas de valoração ambiental, nos quais devem ser pautados nas áreas prioritárias.

O aparato legal para tais iniciativas foi aprovado em 2021 por intermédio da Lei nº 14.129/2021 que institui a PNPSA, primeira lei com o enfoque de valorar os importantes serviços ambientais e ecossistêmicos prestados pela natureza, que contempla também a possibilidade de utilização de recursos públicos e privados para o financiamento de programas de valoração ambiental (BRASIL, 2021).

Considerando a influência dos impactos ambientais da região da Amazônia Legal, bem como a importância ecossistêmica desta área, a definição de áreas prioritárias e sua possível valoração é fundamental para subsidiar soluções que podem ser discutidas e implementadas a partir de políticas públicas que viabilizem o planejamento e desenvolvimento regional.

## **1.2 JUSTIFICATIVA**

A Amazônia Legal é um importante bioma a nível mundial, englobando inúmeras espécies de animais e vegetais, e prestando serviços ecossistêmicos de provisão de recursos, regulação do clima e do ciclo hidrológico, e suporte para as inúmeras atividades antrópicas. Apesar desta relevância, a região registra elevadas taxas de desmatamento. O ano de 2021 foi considerado o pior da década, com 10.362 km<sup>2</sup> de destruição de vegetação nativa, o que representou um aumento de 29% das taxas registradas anteriormente (IMAZON, 2022).

O desmatamento é capaz de alterar os ecossistemas de maneira gradual. Existe um ponto de inflexão, que quando alcançado, ocasiona modificações irreversíveis. Cooper *et al.* (2020) estimaram que em cinquenta anos a Amazônia poderá se transformar em um ecossistema com características distintas do atual,

semelhante a uma savana árida, o que impactaria não só o meio natural, mas também atividades econômicas antrópicas.

Dentre os principais agentes de degradação, cita-se o avanço da fronteira agrícola para o cultivo de soja e a criação de bovinos. A principal justificativa apresentada, é a necessidade de produzir recursos e movimentar a economia da região, na qual apresenta um dos menores PIB do Brasil (IBGE, 2021). Desta forma, é necessário propor soluções para compatibilizar o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental.

A valoração ambiental por intermédio do PSA é uma excelente alternativa, uma vez que considera o valor monetário para a manutenção e recuperação de determinada área de relevante interesse ecológico aliada a possibilidade de angariar lucro para propriedades rurais que desejam contribuir com a preservação, movimentando a economia e garantindo a qualidade ambiental destes locais.

Neste contexto, o trabalho justifica-se pela possibilidade de identificar as áreas prioritárias para a implementação do PSA, além de propor um mecanismo monetário para a valoração de áreas com relevante interesse ecológico. Espera-se que com a discussão proposta, seja possível avançar na formulação de políticas públicas que realmente sejam efetivas na preservação da Amazônia Legal.

### **1.3 OBJETIVO GERAL**

Propor estratégias de valoração ambiental a partir da dinâmica do desmatamento na região da Amazônia Legal.

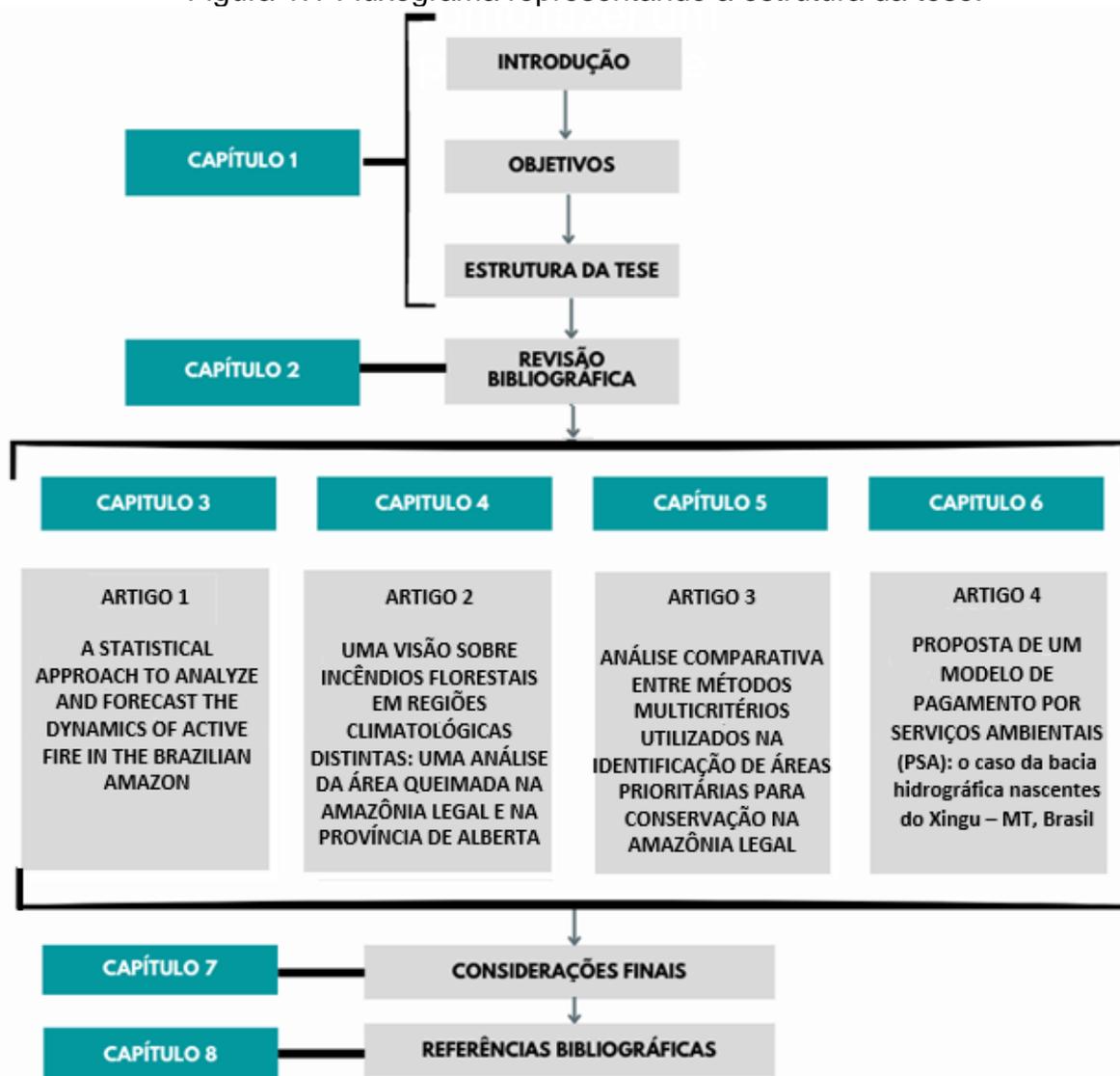
#### **1.3.1 Objetivos específicos**

- Propor a criação de um modelo para entender a dinâmica das queimadas na Amazônia Legal.
- Definir áreas prioritárias para a aplicação de um modelo de PSA.
- Desenvolver um modelo de PSA para áreas prioritárias da Amazônia Legal.

## 1.4 ESTRUTURA DA TESE

A tese foi elaborada na forma de artigos científicos, que apresentam introdução, metodologia, resultados e discussões, bem como as conclusões relacionadas à temática específica (Figura 1.1).

Figura 1.1 Fluxograma representando a estrutura da tese.



Primeiramente, realizou-se uma revisão bibliográfica, que consta no Capítulo 2, abrangendo conceitos importantes acerca das políticas públicas aplicadas à conservação ambiental, conceitos acerca da valoração ambiental, métodos aplicados a análises ambientais, e a caracterização da Amazônia legal, considerando os fatores naturais e antrópicos que exercem influência no entendimento de sua dinâmica. Tais

dados subsidiam as discussões existentes nos artigos elaborados. Após isso, são apresentados quatro artigos distintos:

O primeiro artigo (Capítulo 3), intitulado “*A Statistical Approach to Analyze and Forecast the Dynamics of Active Fire In The Brazilian Amazon*” possui o intuito de aplicar a estatística em uma série histórica de dados (2000 a 2020) para o entendimento do comportamento dos focos de calor na região da Amazônia Legal. Atualmente, o documento foi submetido na revista “*Journal of South American Earth Sciences*”

O segundo artigo (Capítulo 4), denominado “Uma visão sobre incêndios florestais em regiões climatológicas distintas: Uma análise da área queimada na Amazônia Legal e na Província de Alberta, Canadá” busca realizar uma comparação entre duas regiões que registram altos índices de queimadas, de modo a entender a influência das variáveis ambientais e das políticas públicas na mitigação de queimadas.

O terceiro artigo (Capítulo 5), denominado “Análise comparativa entre métodos multicritérios utilizados na identificação de áreas prioritárias para conservação na Amazônia Legal.” utiliza fatores naturais e antrópicos para a formulação de cinco cenários distintos de priorização de áreas na Amazônia Legal, utilizando os métodos multicritério OWA e WLC

O quarto artigo (Capítulo 6), denominado “Proposta de um modelo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA): O caso da Bacia Hidrográfica Nascentes do Xingu – MT, Brasil” utiliza as áreas prioritárias identificadas e propõe o PSA a partir do custo de oportunidade e a Disposição a Pagar (DAP) pela conservação da Amazônia por parte de países que também se beneficiam com os serviços ambientais prestados.

Por fim, as considerações finais (Capítulo 7) foram concebidas a partir das constatações relevantes acerca da temática, destacando os principais avanços da área e as lacunas que podem ser preenchidas por estudos posteriores.

## **CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Este capítulo possui como intuito principal apresentar uma revisão da literatura que subsidiou o embasamento teórico dos artigos elaborados. Desta forma, inicialmente apresenta-se uma perspectiva acerca das políticas públicas aplicadas para a preservação ambiental, tendo como enfoque principal a valoração de recursos naturais.

Posteriormente, são exibidos conceitos fundamentais para o entendimento da valoração ambiental e sua possível aplicação no âmbito de PSA. Em sequência, são discutidos os métodos que podem ser aplicados para definir áreas prioritárias e valorizá-las de acordo com suas características. Por fim, são trazidas as características ambientais da Amazônia Legal, bem como os principais agentes de degradação.

### **2.1 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA CONSERVAÇÃO AMBIENTAL**

Existe uma relação de interdependência entre o homem e a natureza, na qual acontece desde os primórdios da humanidade a partir da necessidade de recursos naturais para abrigo e alimentação. Com o advento da agricultura, ocorreu a possibilidade de fixação em determinado ambiente detentor de recursos naturais, promovendo a possibilidade de uso intensivo do ambiente e conseqüentemente modificações nos ecossistemas naturais de maneira mais expressiva. Desta forma, as políticas públicas visam propor mecanismos que permitam a compatibilização da esfera ambiental com a social e a econômica (STRAND *et al.*, 2018; LEITE FILHO *et al.*, 2021).

#### **2.1.1 Políticas públicas internacionais**

Com a evolução humana e a expansão da área agricultável, a natureza passou a ser considerada um elemento cujo intuito era a satisfação das necessidades antrópicas. A partir da possibilidade de angariar riquezas com estes recursos, intensificou-se a exploração dos elementos naturais. Este modelo se fortaleceu ao longo dos séculos, principalmente a partir do fortalecimento do capitalismo e o advento da Revolução Industrial em meados do século XVIII na Europa (RODRIGUES *et al.*, 2019; BURTOR *et al.*, 2020).

Na Revolução Industrial, ocorreu a possibilidade de transformação de processos, tendo como resultado uma intensa degradação do meio, principalmente pelo lançamento de poluentes, desmatamento, exploração de combustíveis fósseis, e expansão das cidades. A concentração populacional expressiva originou problemas ambientais que continuam acontecendo, destacando assim, a necessidade de regulação dos recursos naturais (SILVA e CRISPIM, 2011; FARIAS *et al.*, 2018).

A transformação do território ao longo dos séculos ocorreu de maneira contínua, se expandindo para todos os continentes. As taxas de contaminação ambiental do solo, da água e do ar atingiram patamares expressivos, prejudicando não somente os recursos naturais, mas também a saúde da população (POTT; ESTRELA, 2017; FERREIRA *et al.*, 2021). Desastres ambientais começaram a ocorrer com maior frequência, extinguindo a vida de inúmeras pessoas e ocasionando impactos irreversíveis ao meio ambiente (TYMSTRA *et al.*, 2020).

Todo este cenário fez com que ocorresse um debate global acerca da questão ambiental, pautado principalmente na revisão dos modelos de produção e consumo, bem como a necessidade de se estabelecer diretrizes de crescimento pautados em limites de exploração dos recursos naturais (HALLEMA *et al.*, 2018; DE MARCO *et al.*, 2019).

Tais discussões eram vinculadas na capacidade de resiliência do planeta, possibilitando avanços acerca dos problemas ocasionados pela Revolução industrial e formas de resolvê-los. Assim, a partir do século XX surgiu o conceito de revolução ambiental, tendo como precursora a criação da *World Wildlife Fund* (WWF) em 1961, que foi a primeira organização não-governamental mundial voltada à proteção ambiental (WWF, 2022).

Em 1972, a partir da junção de um grupo de pesquisadores conhecidos como o Clube de Roma, ocorreu a publicação do relatório intitulado “Os limites do crescimento”, elaborado por uma equipe do Massachusetts *Institute of Technology* (MIT) no qual, a partir de modelagens matemáticas e ferramentas estatísticas, comprovou que as atividades humanas eram capazes de ocasionar danos irreversíveis aos recursos naturais, destacando a necessidade de políticas de controle do crescimento populacional e dos processos industriais (BOROWI, 2021).

No mesmo ano, ocorreu a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano realizada em Estocolmo (1972), sendo considerada um marco na proposição de soluções para buscar o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico

e a sustentabilidade. Como resultado, surgiram inúmeras iniciativas governamentais para regular os recursos naturais de maneira voluntária e compulsória (DE MARCO *et al.*, 2019).

Desta forma, as fontes do direito ambiental estão associadas a pressão popular, ocorrência de desastres e a jurisprudência, nas quais culminaram no surgimento de um ramo da ciência jurídica responsável por regular atividades humanas causadoras de impactos ambientais a partir da legislação e do direito ambiental (GIACOMELLI; ELTZ, 2018).

Neste sentido inúmeros países buscaram propor políticas públicas e legislações pautadas na proteção do meio ambiente. Os Estados Unidos foram os pioneiros neste sentido, aprovando a Política Nacional de Meio ambiente Americana (*US National Environmental Policy Act*), em 1969, e a criação da Agência Nacional de Proteção Ambiental Americana (*US Environmental Protection Agency – USEPA*) no ano seguinte, quando a lei de fato passou a se tornar efetiva. Posteriormente, o Canadá também criou sua política de meio ambiente em 1972, promovendo a criação do Ministério do Meio Ambiente em 1985 e a publicação do Código de Proteção Ambiental Canadense (*Canadian Environmental Protection Act - CEPA*), em 1988 (PHILIPPI Jr *et al.*, 2014).

No continente europeu, os primeiros aspectos ambientais foram citados na Constituição da Alemanha em 1949. No entanto, apenas em 1986 os mecanismos de proteção foram realmente criados, destacando o Ministério do Meio Ambiente (1986) e a Agência Federal de Conservação da Natureza (1993). Nota-se também a atuação da Suécia, que foi a pioneira mundial na criação de uma Agência de Controle Ambiental em meados de 1967. Todas estas ações na Europa culminaram na criação da Comissão Europeia de Meio Ambiente.

Com a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD) que ocorreu no Brasil e ficou conhecida como Eco 92, destacou-se a necessidade do desenvolvimento sustentável, firmando acordos internacionais para a proteção das florestas e do clima por intermédio da Agenda 21. Os países que se comprometeram a preservar os recursos naturais avançaram em políticas de proteção. No entanto, todos os esforços ainda não foram suficientes para controlar a alteração antrópica no meio (MUZAFAR *et al.*, 2022).

Outras conferências também foram realizadas após a Eco 92 tal como a Rio +10, Rio +20, Conferência das Nações Unidas Sobre as Mudanças Climáticas em

Copenhague (COP15) em 2009 e mais recentemente, a COP 26, nas quais pautam principalmente em acordos internacionais de conservação do meio ambiente. A Organização das Nações Unidas afirma que a COP 26 é fundamental para reverter as projeções dos especialistas relacionadas ao aumento de 2,7°C na temperatura da superfície, na qual poderia ocasionar um aumento de até 62% nas áreas de queimadas nos hemisférios, ocasionando conseqüente perda de biodiversidade (ONU, 2022).

Analisando as políticas e acordos internacionais, é possível destacar que existem inúmeros impasses relacionados à regulação do uso de recursos naturais para a manutenção das atividades humanas. Assim, estes conflitos precisam ser solucionados visando implementar mecanismos que realmente contribuam para a melhoria da qualidade ambiental e a reversão dos cenários de degradação ambiental previstos pela ciência.

### **2.1.2 A legislação ambiental brasileira**

O movimento internacional por regulamentações do uso dos recursos naturais influenciou na política ambiental brasileira, onde destaca-se a publicação da primeira versão do Código Florestal em 1934 que já estabelecia limites do uso e ocupação do solo de propriedades rurais (BRASIL, 1934). No mesmo ano, foi aprovado o Código das Águas com o intuito de racionalizar o uso deste recurso. Tais mecanismos legais, apesar de simplificados e ineficazes na prática, subsidiaram discussões nas quais resultaram na atual legislação ambiental do Brasil.

No norte do país, destaca-se a Lei nº 5.173 de 27 de outubro de 1966, na qual estabelece o Plano de Valorização Econômica da Amazônia, criando a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), na qual estabelece em seu Artigo 2º a extensão territorial da Amazônia Legal:

Art. 2º A Amazônia, para os efeitos desta lei, abrange a região compreendida pelos Estados do Acre, Pará e Amazonas, pelos Territórios Federais do Amapá, Roraima e Rondônia, e ainda pelas áreas do Estado de Mato Grosso a norte do paralelo de 16º, do Estado de Goiás a norte do paralelo de 13º e do Estado do Maranhão a oeste do meridiano de 44º (BRASIL, 1966).

De acordo com a referida lei, o plano de valorização econômica da Amazônia possui como intuito planejar a expansão territorial das atividades econômicas, onde os estudos técnicos executados são responsabilidade do SUDAM, no qual precisa apresentar planos plurianuais que considerem possibilidades econômicas de acordo com os recursos disponíveis (BRASIL, 1966).

A efetividade das leis no Brasil começou a ser pautada na prática a partir de 1973 com a criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA) pelo governo federal que tinha como principal objetivo a elaboração do texto que seria a base para a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). Vale ressaltar que os conceitos trazidos pela PNMA, fundamentados na gestão ambiental, foram considerados modernos para a época, destacando o Brasil no âmbito internacional no tange a legislação (PHILIPPI JR *et al.*, 2014) A PNMA foi regulamentada a partir da Lei 6.938/1981 tendo como objetivo geral estabelecido pelo seu Artigo 2º, a preservação, melhoria da qualidade ambiental e recuperação de áreas degradadas, nas quais culminam no desenvolvimento socioeconômico e na proteção da vida e dignidade humana. Como objetivos específicos

- I - Compatibilização do desenvolvimento econômico social com a preservação da qualidade do meio ambiente e do equilíbrio ecológico;
- II - definição de áreas prioritárias de ação governamental relativa à qualidade e ao equilíbrio ecológico, atendendo aos interesses da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos Territórios e dos Municípios;
- III - estabelecimento de critérios e padrões da qualidade ambiental e de normas relativas ao uso e manejo de recursos ambientais;
- IV - desenvolvimento de pesquisas e de tecnologias nacionais orientadas para o uso racional de recursos ambientais;
- V - difusão de tecnologias de manejo do meio ambiente, à divulgação de dados e informações ambientais e formação de uma consciência pública sobre a necessidade de preservação da qualidade ambiental e do equilíbrio ecológico;
- VI - preservação e restauração dos recursos ambientais com vistas a sua utilização racional e disponibilidade permanente, concorrendo para a manutenção do equilíbrio ecológico propício à vida;
- VII - imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados, e ao usuário, de contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos. (BRASIL, 1981).

O cumprimento destes objetivos está condicionado na atuação do governo para a manutenção do equilíbrio ecológico, no qual deve considerar os recursos naturais como elementos de uso coletivo, promovendo a racionalização do uso do solo, da água e do ar, além de propor planejamento e fiscalização visando assim compatibilizar as atividades econômicas com a sustentabilidade ambiental.

Para atender os princípios e objetivos, a PNMA também contempla em seu Artigo 9º vários instrumentos, nos quais destacam-se o zoneamento ambiental, a avaliação de impactos ambientais, a criação de espaços protegidos, relatórios de qualidade ambiental, sistemas de informações sobre o meio ambiente, além de instrumentos econômicos como a concessão florestal e a servidão ambiental (BRASIL, 1981).

Em seguida, a questão ambiental ganhou relevância com o novo texto da Constituição Federal de 1988, o qual preconiza em seu Art. 225 que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988). Desta forma, nota-se que o texto institucional engloba vários dispositivos já instituídos pela PNMA.

Nos anos seguintes, diversas outras importantes legislações relacionadas à proteção do meio ambiente foram sancionadas, inclusive na Amazônia Legal, tendo como princípios norteadores o texto estabelecido na PNMA, visto que é a partir dela que surgem as determinações e os objetivos a serem cumpridos pelas entidades públicas, organizações privadas e pessoas físicas, na proteção e preservação do meio ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Em 2000, um outro importante documento legal é aprovado, a Lei 9985/2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), definindo áreas de proteção integral e de uso sustentável. A valoração econômica está associada a esta legislação, uma vez que é possível angariar o ICMS ecológico de acordo com o nível de preservação, tamanho da área, e nível de proteção (BRASIL, 2000).

Considerando a possibilidade de valoração ambiental da Amazônia Legal, é importante citar o fundo Amazônia, que foi estabelecido pelo Decreto nº 6.527 de 01 de agosto de 2008, no qual possui como intuito obter e destinar doações em espécie para a gestão das florestas, manejo florestal, conservação da biodiversidade e recuperação de áreas degradadas (BRASIL, 2008).

Desde a criação do Fundo Amazônia, até o ano de 2021, haviam sido apoiados cerca de 107 projetos, nos quais somam um recurso de R\$ 117 milhões em

2021. O montante de investimento atingiu 1,8 bilhões nos quais pautam projetos de recuperação de áreas degradadas, monitoramento do desmatamento e das queimadas, além de programas de valoração ambiental (FUNDO AMAZÔNIA, 2021).

Em 2012, um outro documento legal de relevância foi aprovado: O Novo Código Florestal, regido pela Lei 12.651/2012. Dentre os pontos trazidos destaca-se a definição das áreas de preservação dentro de propriedades rurais, que são áreas privadas. Brancalion *et al.* (2016) afirmam que estes locais são fundamentais para o equilíbrio ecológico, uma vez que podem promover a conectividade entre áreas preservadas. Ainda, a destinação de um percentual da propriedade para a preservação ambiental faz com que o proprietário garanta o cumprimento da função social da propriedade, assim como é regulamentado na Constituição Federal de 1988.

O Novo código prevê a preservação de nascentes, topos de morro ou ambientes com declividade acima de 45 graus, uma vez que estes possuem tendência natural a processos erosivos. Em locais com declividade entre 25° a 45° graus são considerados de uso restrito, ou seja, existem atividades que não são permitidas, sendo fundamental o manejo do solo para conduzir o plantio e colheita da melhor forma possível. O percentual de área de Reserva Legal (RL) pode variar de acordo com a localização da propriedade e seu tamanho. Caso a propriedade seja localizada na Amazônia Legal, o valor é de 80%, em áreas florestadas (BRASIL, 2012).

Imóveis menores que 4 módulos fiscais não precisam recompor a área de RL, porém também não podem desmatá-la, caso já possuam. Já os imóveis maiores que 4 módulos fiscais e estão em desacordo, são obrigados a recuperar a área degradada. Aqui também vale a regra área consolidada e, para contabilização da RL, poderá ser considerada a APP (BRASIL, 2012; CHAVES *et al.*, 2020).

Dentre as iniciativas positivas trazidas pelo Novo Código Florestal, é possível citar o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Programa de Regularização Ambiental (PRA), que são mecanismos que buscam regularizar as propriedades rurais que não cumprem o supracitado em lei. No âmbito do CAR, o Artigo 29° institui o programa contemplado no Sistema Nacional de Informação sobre o Meio Ambiente (SINIMA) que é um registro público a nível nacional que possui caráter de obrigatoriedade para todos os proprietários de áreas rurais (BRASIL, 2012).

Vale ressaltar que a apresentação do recibo de inscrição do CAR é exigida para a obtenção de linhas de crédito rural. No âmbito da recuperação ambiental, uma ferramenta interessante é advinda da implementação do CAR, que ficou conhecida como PRA. Basicamente, após a obrigatoriedade das propriedades rurais em se inscreverem no CAR, foi possível mapear as áreas que não estão de acordo com o previsto no Novo Código Florestal, e assim, após aprovado o CAR, e verificado as não conformidades, os órgãos ambientais podem notificar a propriedade, que terá que recuperar as áreas de APP, RL ou uso restrito de acordo com o supracitado no Novo Código Florestal.

O PRA é trazido na legislação por meio do Artigo 59º no qual condiciona a União, Estados e Municípios a elaboração de planos e programas de regularização visando adequá-las conforme o disposto em legislação. Desta forma, caso o produtor rural opte pela adesão ao PRA, ele assinará um termo de compromisso, no qual, é aplicado a recuperação, recomposição, regeneração ou compensação ambiental. Ainda, tal documento isenta o proprietário de sanções administrativas relacionadas ao não cumprimento do Novo Código Florestal. Contudo, caso o termo não seja cumprido, o proprietário pode responder na esfera civil, penal e administrativa.

Outro aspecto importante trazido pelo Novo Código Florestal é a respeito da possibilidade do PSA, trazendo em seu Artigo 41:

Art. 41. É o Poder Executivo federal autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, bem como para adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável, observados sempre os critérios de progressividade, abrangendo as seguintes categorias e linhas de ação: (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012).

I - pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais, tais como, isolada ou cumulativamente:

- a) o sequestro, a conservação, a manutenção e o aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono;
- b) a conservação da beleza cênica natural;
- c) a conservação da biodiversidade;
- d) a conservação das águas e dos serviços hídricos;
- e) a regulação do clima;
- f) a valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico;
- g) a conservação e o melhoramento do solo;
- h) a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito (BRASIL, 2012);

De acordo com Tavares *et al.* (2017) a citação da possibilidade do PSA como política pública brasileira intensificou a discussão acerca da implementação de legislações específicas da temática. Desta forma, em 2021 surge a Lei do PSA.

A Lei nº 14.119 de 13 de janeiro de 2021 instituiu a PNPSA, na qual define os conceitos, objetivos, diretrizes, ações e critérios para a implementação de programas de PSA. O texto legal descreve conceitos importantes, englobando as modalidades de PSA, sendo elas o pagamento direto (monetário ou não), prestação de melhorias sociais às comunidades rurais e urbanas, além da compensação relacionada a certificados de redução de emissões. Há a possibilidade de títulos verdes, comodato e CRA (BRASIL, 2021).

Dentre os conceitos importantes trazidos, destaca-se definição dos serviços ecossistêmicos, que são entendidos como todos os benefícios advindos dos ecossistemas que auxiliam na manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais, podendo ser de provisão, regulação, suporte e cultural (BRASIL, 2021).

O PSA é definido pela lei como qualquer transação que ocorra de maneira voluntária onde o pagador transfere ao provedor recursos financeiros ou qualquer outra forma de remuneração pelos benefícios ambientais prestados (BRASIL, 2021).

A lei define os critérios para a implementação do PSA, tal como áreas de vegetação nativa, com potencial de restauração florestal, unidades de conservação e propriedades privadas, desde que estas apresentem conformidade no CAR e projetos que contemplem os requisitos definidos em lei (BRASIL, 2021).

De acordo com Luz e Fontgalland (2022) dentre as críticas associadas a este mecanismo legal, destaca-se a falta de objetividade na definição das formas de PSA possíveis. Além disso, estratégias de repasse e cálculos de valor de mercado não são mencionados, tornando difícil a aplicação prática da lei no cotidiano das pequenas propriedades rurais.

Sales e Sales (2021) complementam, afirmando que ocorreu um elevado tempo de discussão para a aprovação da lei. Porém, ainda não existem jurisprudências para verificar a legalidade de todos os contratos já realizados. A falta de metodologia clara e a indefinição de critérios a serem seguidos também prejudicam a ação efetiva da lei.

A Lei do PNSA é pautada no cumprimento do Novo Código Florestal. No caso específico da Amazônia Legal, é possível estabelecer também uma relação com o Fundo Amazônia, pois é um mecanismo já implementado para o repasse a projetos de valorização ambiental.

O fundo Amazônia é uma das principais iniciativas relacionadas à preservação ambiental, uma vez que corrobora com as políticas públicas de controle ao desmatamento, aliados à produção sustentável e desenvolvimento que alie a esfera ambiental, social e econômica. A integração do fundo Amazônia com o setor privado é um tema que ainda exige regulamentação, sendo outra lacuna que poderia ter sido abordada de maneira mais efetiva na PNSA (KADRI *et al.*, 2020)

Marcovitch e Pinsky (2021) destacam que o desmonte de políticas públicas ocorrido entre 2018 e 2020, acarretou no aumento expressivo de área desmatada, tendo a desarticulação do Fundo Amazônia como um dos principais fatores que contribuíram para tais dados. Assim, o fortalecimento deste fundo pode cooperar com a efetividade de estratégias de conservação, e continuidade de programas pautados na valoração ambiental.

As políticas públicas, quando aplicadas de maneira coerente, são as grandes responsáveis pela conservação de áreas de relevante interesse ecológico. Desta forma, o incentivo a programas de valoração, aliados a fiscalização e efetividade de mecanismos de punição aos responsáveis por danos ambientais podem transformar o cenário de desmatamento da Amazônia Legal, acarretando benefícios globais à sociedade.

## **2.2 ESTRATÉGIAS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL**

Anteriormente, os recursos naturais eram vistos como patrimônios gratuitos e inesgotáveis. Atualmente, houve a percepção de que há custos associados em manter a qualidade e preservação dos ecossistemas, fazendo com que haja maior engajamento da sociedade e principalmente do poder público, em iniciativas que visem a preservação da natureza, salientando-se as ações pertinentes aos recursos hídricos e remanescentes florestais (CHESTER *et al.*, 2022).

Desta forma, destaca-se a importância de se entender o conceito de serviços ecossistêmicos, que de acordo com Daily e Matson (2008) e Bratman *et al.* (2019) são todos os benefícios que a população humana pode adquirir da natureza. É possível dividir tais benefícios em quatro categorias: provisão, regulação, cultural e suporte.

O serviço de provisão está relacionado a tudo que é produzido pelo ecossistema, tais como alimentos, a água e demais elementos fundamentais para a vida humana. No âmbito da regulação destaca-se a questão climática, do ciclo hidrológico e demais ciclos naturais, além do controle de pragas que podem ocasionar doenças para animais e vegetais. Os serviços culturais são tidos como recreação, educação ambiental, dentre outras atividades. Por fim, os serviços de suporte são aqueles relacionados à ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão, além do próprio processo de formação do solo e demais elementos (WUNDER, 2018; BRATMAN *et al.*, 2019).

Os serviços ecossistêmicos podem ser englobados no conceito de serviços ambientais. De acordo com Wunder (2018), no caso dos serviços ambientais, considera-se os benefícios relacionados à conservação de ecossistemas por atividades antrópicas, tal como o reflorestamento, ou até mesmo práticas conservacionistas aplicadas para melhorar o ecossistema local. Assim, ambos os conceitos estão associados e são fundamentais para o entendimento de programas de valoração ambiental.

O conceito de serviços ambientais deve ser aplicado para a implementação de programas que garantam a provisão dos serviços ecossistêmicos, tal como programas de compensação ambiental, nos quais podem ser pautados em inúmeras temáticas, tal como crédito de carbono, preservação da biodiversidade, proteção de recursos hídricos, manejo para qualidade do solo (WUNDER, 2005; SCHOMERS; MATZDORF, 2013).

Para garantir a preservação dos serviços ambientais, inúmeras iniciativas buscam compatibilizar as atividades antrópicas à conservação da natureza. Dentre estas medidas estão as leis, que possuem o caráter impositivo, e buscam regular e manter diretrizes de planejamento e conservação dos ambientes naturais. Contudo, estes mecanismos diversas vezes não atingem seu principal objetivo, visto a falta de fiscalização e dificuldade de implantação dos programas. Visando a solução desta problemática, surge a necessidade da valoração destes recursos a partir da

implantação de programas de adesão voluntária, tais como o PSA que conseguem atingir maior público, podendo ser aplicado como uma alternativa para a conservação ambiental (MUKUL *et al.*,2017; FARLEY; BREMER, 2018).

O PSA é o pagamento pelo serviço (de recuperação e/ou proteção) realizado por pessoas que se propõem a proteger ambientes capazes de oferecer serviços ecossistêmicos, acarretando assim, direta ou indiretamente em benefícios sociais, econômicos e ecológicos (TITO; ORTIZ, 2013). O PSA pauta no princípio do usuário pagador, ou seja, para que se garanta a qualidade dos serviços de provisão, é necessário implementar estratégias de valoração ambiental.

De acordo com Wunder (2015) e Salzman *et al.* (2018) existem três modalidades principais de financiamento do PSA, sendo elas:

- PSA financiado pelo usuário: Em adesão voluntária, os usuários de determinado recurso ambiental concordam em compensar os proprietários de propriedades rurais que optarem por prover os serviços ecossistêmicos
- PSA financiado pelo governo: Programas governamentais de conservação da natureza, nos quais o comprador é um órgão público ou entidade privada em parcerias que realizam o pagamento por determinados serviços ambientais.
- PSA de Conformidade: Devido a obrigações legais associadas ao descumprimento da legislação, empresas privadas ou pessoas físicas realizam acordos de compensação como requisitos de ajuste de conduta, ou até mesmo como estratégia de mitigação.

Dentre os desafios para a implementação do PSA, destaca-se a questão da forma pela qual a valoração será realizada, uma vez que é necessário definir preços justos a serem pagos por estes serviços ambientais. A precificação do PSA deve ser realizada considerando não somente características ambientais, mas também aspectos sociais e econômicos de determinado local ou projeto.

### 2.2.1 Métodos de valoração ambiental

No quesito valoração ambiental, existem inúmeros métodos que podem ser aplicados, nos quais geralmente variam de acordo com o critério utilizado, o ativo ambiental e a forma de mercado.

Assim, existem os métodos que utilizam as informações de mercado de maneira direta ou indireta, como os relacionados aos valores da propriedade, custos de produtos, preços semelhantes, dentre outras estratégias. Outra possibilidade, é a análise de preferências dos indivíduos, adquirindo informações a partir de questionários, contribuições financeiras, ou até mesmo de órgãos responsáveis pela preservação ambiental. Além disso, é possível se basear em métodos que analisam a interação entre o ambiente e o meio construído, denominados dose-resposta, ou seja, associa os impactos ambientais a valoração ambiental (MAIA, 2004; MOTTA, 2007; ELLIS *et al.*, 2019).

Motta (1997) classifica os métodos de valoração ambiental em diretos ou indiretos, sendo que os diretos relacionam os preços de mercado, ou seja, os custos de produção ou comercialização, pautados na Disposição a Pagar (DAP) do consumidor. Já os indiretos descrevem o valor dos serviços ambientais de acordo com possíveis alterações no preço dos produtos.

Considerando a Disposição a Pagar (DAP), existem exemplos no Brasil, tal como o desenvolvido por Hildebrant *et al.*, (2002) para a cidade de Curitiba com o enfoque de conservação de áreas verdes. De acordo com a população amostrada, o DAP médio por pessoa foi de R\$ 1,94.

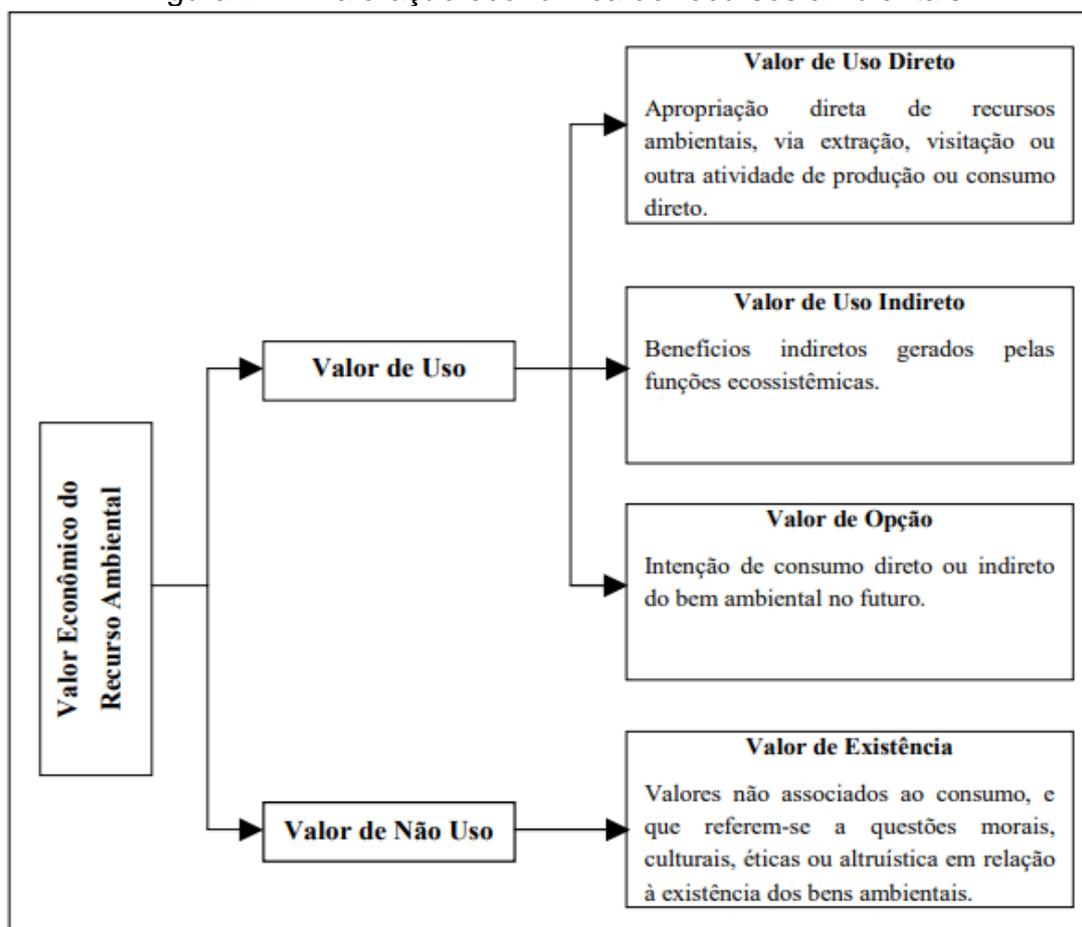
Outro estudo realizado na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão -SP, propôs uma forma de valoração baseada no custo de oportunidade, atribuindo valores às culturas de eucalipto, pecuária, cana-de-açúcar e laranja. O valor estimado para a preservação do manancial foi de R\$ 13,4 milhões. A DAP média para a população consultada foi de R\$ 3,07 o que resulta em um montante anual de R\$ 8 milhões (MACHADO; DUPAS, 2013; MACHADO *et al.*, 2016).

Pimentel *et al.* (2020) pesquisaram o DAP dos visitantes do Parque Municipal da Ilha de Mosqueiro em Belém – PA, e obtiveram o valor de R\$ 2,07 por pessoa. Reis, Leitão e Galvncio (2022) relataram a DAP por serviços ecossistêmicos relacionados à água na região da Caatinga brasileira, alcançando um valor de R\$

10,00 por mês. Os autores justificam que os valores possuem influência da baixa disponibilidade hídrica da região.

Para que seja possível encontrar o Valor Econômico do Recurso Ambiental – VERA, é necessário entender que os valores estão associados a atributos, porém nem todo atributo terá um uso específico. Desta forma, o valor de determinado recurso será dado a partir da soma do uso e do não uso (MOTTA, 1997). Com isso, o VERA consiste no somatório de todos os possíveis valores atribuídos ao meio em que se deseja valorar (Figura 2.1).

Figura 2.1 - Valoração econômica de recursos ambientais.



Fonte: Motta (1997); Maya; Romeiro e Rendon (2004).

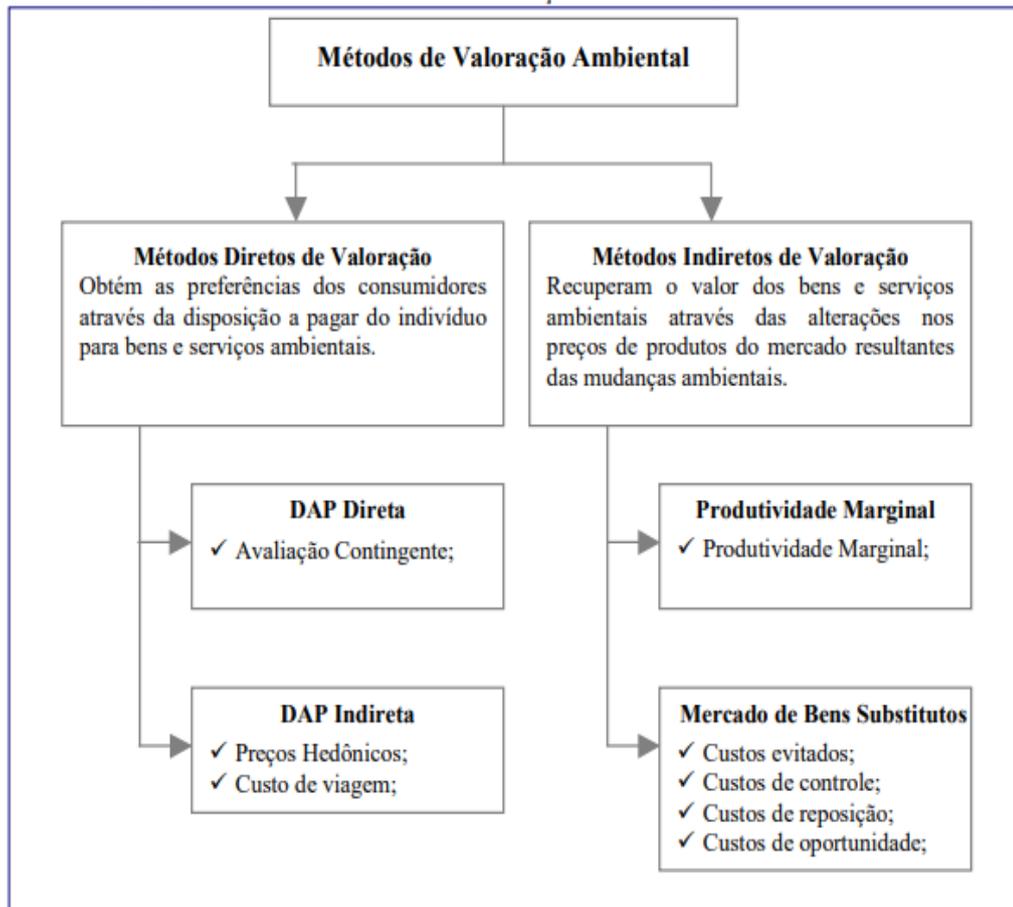
Ainda, é importante ressaltar que existem diferenciações entre os valores de uso, que podem ser, de acordo com Motta (1997):

- Valor de Uso Direto (VUD): Utilização direta do produto, como a extração de recursos naturais, visitação e demais atividades diretamente relacionadas.
- Valor de Uso Indireto (VUI): Relacionado a funções ecossistêmicas e seus benefícios, tal como as características climáticas de uma região regulada pela natureza.
- Valor de Opção (VO): Quando ocorre a atribuição do valor direto ou indireto a partir de uma opção futura de preservação de determinado recurso.
- Valor de Existência (VE): Não possuem associação direta ao uso atual ou futuro, e sim a questões éticas, morais e culturais, tal como mobilizações para salvar determinada espécie.

Mattos *et al.*, (2009) ainda acrescenta outra variável, que é o Valor de Legado (VL) no qual consiste na utilização da preservação intergeracional, ou seja, o indivíduo não será diretamente beneficiado, porém deixará recursos para demais gerações.

Neste contexto, é importante ressaltar que os principais métodos de valoração envolvem a valorização direta a partir do uso de ferramentas como a valoração contingencial, preços hedônicos, custo de viagem, dentre outras possibilidades. No que tange à valoração indireta, destaca-se a produtividade marginal e o mercado de bens e substitutos (Figura 2.2).

Figura 2.2 - Principais métodos de valoração ambiental.



Fonte: Motta (1997); Maya; Romeiro e Rendon (2004).

Dentre os métodos apresentados, destaca-se o uso do DAP direta com a avaliação de contingente, que de acordo com Maya Romeiro e Rendon (2004) tem como aspecto positivo a possibilidade de captar os valores de não uso de determinado recurso, sendo uma ferramenta interessante para análise ambiental.

### 2.2.3 Panorama das iniciativas de valoração ambiental

Ações para Serviços Ambientais constituem uma intervenção econômica inovadora para combater a perda global de biodiversidade e funções dos ecossistemas. Em teoria, alguns recursos atraentes devem permitir que o PSA tenha um bom desempenho no alcance das metas de conservação e bem-estar. Na prática, os resultados dependem da interação entre contexto, projeto e implementação (WUNDER, 2018).

Engel, Pagiola e Wunder (2008) afirmam que os programas de valoração ambiental devem ser analisados quanto ao potencial de conservação das áreas a serem preservadas, ou seja, as atividades desenvolvidas no local devem realmente induzir a mudanças no uso da terra e de recursos hídricos por parte dos agricultores.

Ruggiero *et al.*, (2019) analisaram a efetividade de programas de PSA vinculados a preservação da Mata Atlântica, no Brasil e constataram que estes programas possuem um efeito positivo na preservação da vegetação nativa, uma vez que no período de 5 anos, ocorreu um acréscimo de 5,6% de área vegetada.

Algumas revisões acerca da temática demonstraram esta evolução, tal como a realizada por Schomers e Matzdorf (2013) na qual constatou que o delineamento dos programas nacionais de PSA da América Latina assemelham-se com os desenvolvidos nos Estados Unidos e União Europeia. Entretanto, os programas vinculados a países desenvolvidos estão em vigor a um tempo maior.

Salzman *et al.* (2018) complementam, afirmando que nas últimas décadas, ocorreu um aumento considerável nos programas de PSA – principalmente pautados na troca de valor por práticas de manejo da terra destinadas a fornecer ou garantir serviços ecossistêmicos. Os autores identificaram mais de 550 programas ativos em todo o mundo e um valor estimado de U\$ 36 a 42 bilhões em receitas anuais de transações.

Em 1997, a Costa Rica desenvolveu um dos primeiros programas de PSA que era pautado principalmente no desmatamento evitado. Após este marco, entre os anos de 1990 e 2000 ocorreu uma rápida expansão de programas de PSA a nível nacional, regional e até mesmo local, sendo que nesta época, aproximadamente 300 programas foram relatados no mundo todo (GARCIA *et al.*, 2014).

O caso de Nova Iorque também se destacou no quesito valoração ambiental, onde o poder público promoveu a restauração da Bacia Hidrográfica de Catskill, principal fornecedora de água para a cidade, ao invés de construir uma usina de tratamento de água. Este programa foi um sucesso, ocasionando economia para o tratamento da água, com um custo final de U\$ 2 bilhões, tendo ainda como principal benefício o fato de não precisar de uma manutenção frequente e gastos operacionais, que seria o caso da usina, com valor de instalação aproximado em U\$ 7 Bilhões (BRYANT *et al.*, 2008).

Na China, o Programa de Conversão de terras realiza o pagamento de agricultores que deixem de ocupar e produzir em áreas íngremes. Neste sentido, cerca de 53 milhões de agricultores recebem a compensação ambiental, tendo como possíveis resultados a melhoria da qualidade da água e o controle de enchentes. O projeto já movimentou U\$ 12, 98 bilhões (WANG *et al.*, 2018; WU *et al.*, 2018; WEN; THÉAU, 2020).

Um programa de conservação de bacias hidrográficas por ação coletiva do governo e da sociedade civil em Quito, no Equador também se destaca no cenário internacional, uma vez que utiliza um fundo de conservação no qual contempla uma taxa de 1% nas contas mensais de água, recurso este destinado ao financiamento de projetos de proteção florestal e pastagens. O projeto já movimentou cerca de U\$ 564 milhões no período de 2009 a 2015 (JOSLIN, 2020).

Na Austrália, um programa desenvolvido para garantir a qualidade hídrica do Rio Murray destinou mais de U\$ 3 bilhões em um período de 10 anos para comprar os direitos dos agricultores em utilizar os recursos naturais. O programa alcançou bons resultados relacionados ao aumento da qualidade ambiental do local (MCFARLANE *et al.*, 2019).

De acordo com Salzman *et al.* (2018) quatro características principais se destacam para ampliar o PSA, sendo eles os compradores motivados, vendedores motivados, métricas estabelecidas e instituições de baixo custo de transação. Garcia *et al.* (2014) destacam a questão da obtenção de recursos, nas quais apresenta maior dificuldade nos países da América.

Considerando o Método de Valoração Direta, que engloba o conceito de Disposição a Pagar (DAP), inúmeros países possuem o interesse em financiar programas de conservação ambiental em outros continentes (Quadro 2.1).

Quadro 2.1 – Iniciativas de Disposição a Pagar (DAP) de inúmeros países.

Objetivo	Metodologia	País Disposto a Pagar (DAP)	Local Beneficiado	Valor (US\$)/ano	Valor corrigido (2022)	Referência
Identificar a adesão da população Norueguesa em pagar pela preservação da Amazônia a partir de um imposto anual	Pesquisa de avaliação de contingente e utilização do Método Delphi	Noruega	Floresta Amazônica	88,11 a 102,04	105 a 121,88	DUGSTAD (2018)
Verificar a Disposição a Pagar DAP a partir da opinião de 200 especialistas de 37 países	Método Delphi e avaliação de contingente	Principais Canadá, Alemanha e Estados Unidos	Floresta Amazônica	100	122,22	STRAND et al., (2017)
Disposição das famílias americanas e canadenses a ajudar na preservação da Amazônia	Pesquisa qualitativa por meio de questionário e estatística	Canadá e Estados Unidos	Floresta Amazônica	92,00 ou 3.168 por hectare	108,25	Silkamaki <i>et al.</i> , (2019)
Cobrança pela preservação da Amazônia na Europa a partir de taxa de imposto anual	Avaliação de contingente com 49 pesquisadores europeus	União Europeia	Floresta Amazônica	31,07	37,04	NAVRUD; STRAND (2018)
Transferência internacional de incentivos a preservação da Amazônia por parte da Itália e Inglaterra	Avaliação de contingente com pesquisa a moradores da Itália e Inglaterra	Inglaterra e Itália	Floresta Amazônica	59,28	50,53	Horton <i>et al.</i> , (2003)
Verificar a intenção de moradores americanos em pagar por serviços ambientais oferecidos por florestar tropicais	Utilizou-se avaliação de contingente populacional para moradores dos Estados Unidos	Estados Unidos	Florestas Tropicais	21,00 a 31,00	39,09 a 57,01	KRAMER <i>et al.</i> , (1997)

Coelho *et al.* (2021) realizaram um levantamento das iniciativas de PSA no Brasil, e encontraram 68 projetos, nos quais 44 estão localizados na região sudeste, que engloba 80% dos projetos identificados. O bioma mata atlântica é o que contempla a maior quantidade de iniciativas, destacando a necessidade de expansão destes números.

Os programas de PSA brasileiros surgiram a partir de 2001 com a iniciativa da Agência Nacional de Águas (ANA) na realização do programa produtor de água, que possuía como enfoque principal a preservação de bacias hidrográficas e a contenção de processos erosivos visando a melhoria da qualidade da água. Os projetos geralmente são desenvolvidos em parceria com a prefeitura (DE OLIVEIRA *et al.*, 2013).

Neste contexto, destaca-se o caso de Extrema - MG que teve um projeto de valoração ecológica motivado pela escassez de água do município e passou a incentivar e reembolsar os produtores rurais, visando garantir a preservação ambiental. Este PSA foi implantado de maneira eficiente, principalmente pela facilidade de gestão e fiscalização, impulsionada pela necessidade da população para que este funcionasse de maneira efetiva (JARDIM; BURSZTYN, 2015).

Outro projeto que merece destaque é o desenvolvido pela Fundação Boticário, conhecido como Oasis, que busca predominantemente preservar a Mata Atlântica na Região Metropolitana de São Paulo a partir do PSA com valores repassados diretamente para os produtores rurais. O projeto também foi implementado em Brumadinho – MG após o rompimento da barragem de mineração (DOS ANJOS *et al.*, 2022).

Na região da Amazônia Legal, existem projetos como o Bolsa Floresta que busca beneficiar populações alocadas nas proximidades de Unidades de Conservação estaduais do Amazonas, buscando conter o desmatamento e preservar os remanescentes de relevante interesse ecológico. O Programa Bolsa Verde também ocorre na Amazônia, sendo considerado um importante mecanismo de preservação ambiental (CINEROS *et al.*, 2022).

O Fundo Amazônia também realiza apoio monetário em projetos de valoração ambiental, no qual busca subsidiar práticas sustentáveis de redução de desmatamento por intermédio do PSA, com o intuito de valorizar ativos ambientais e incentivar a economia limpa. Um destes projetos foi desenvolvido no Acre, que recebeu R\$ 52.934.549,42 durante os 10 anos de execução. Outro projeto desenvolvido pelo IPAM no Pará recebeu R\$ 23.425.282,04 para apoiar o desenvolvimento sustentável de assentamentos da reforma agrária (FUNDO AMAZÔNIA, 2021).

Analisando as iniciativas citadas, vale ressaltar que inicialmente existia uma tendência de valor fixo no PSA, ou seja, não se considerava as características de qualidade ambiental dos locais. Tal fato está se alterando ao longo do tempo, no qual destaca-se a possibilidade de utilizar critérios para definir áreas prioritárias de conservação (COELHO *et al.*, 2021).

Desta forma, as iniciativas de PSA dependem de metodologias que impulsionam sua implementação, nas quais, aliadas a estratégias de priorização de áreas, possam realmente se transformar em políticas públicas de conservação.

## **2.3 MÉTODOS APLICADOS À ANÁLISE AMBIENTAL**

### **2.3.1 Métodos multicritérios**

O meio ambiente é composto por fatores bióticos e abióticos, que interagem com o elemento antrópico, resultando em inúmeras modificações complexas. Desta forma, ocorre uma crescente formulação de ferramentas computacionais, nas quais promovem uma possibilidade de análise integrada com menores valores associados.

Neste sentido, destaca-se o uso dos SIGs, que quando associados a ferramentas computacionais, promovem desde análises simples até composições complexas, nas quais possibilitam um maior enfoque do planejamento em características ambientais (AHMAD, 2020).

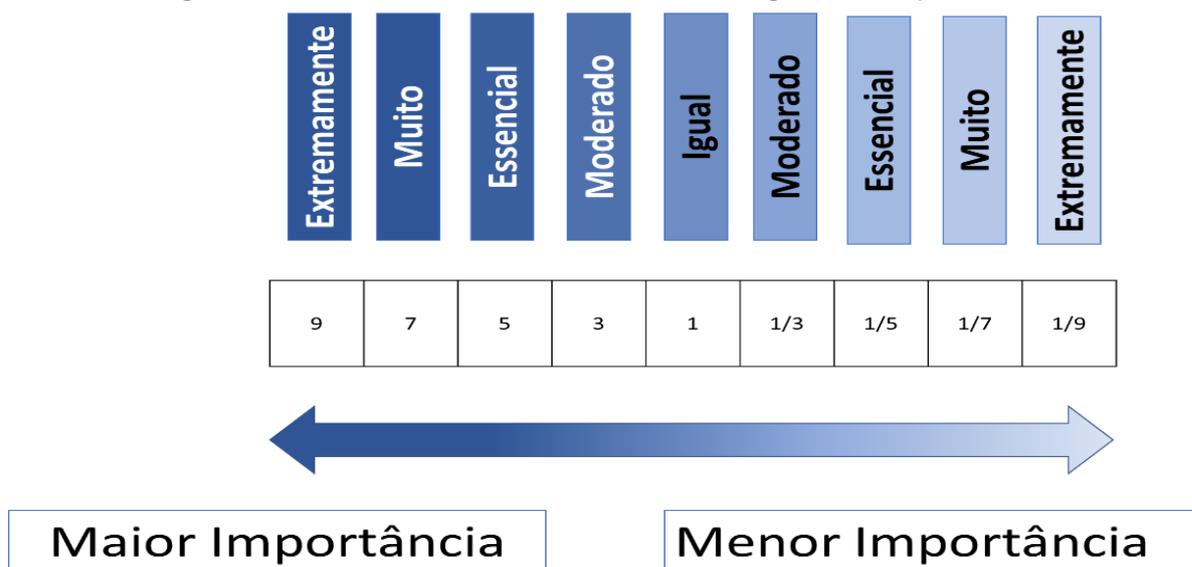
Dentre as possíveis ferramentas, a análise multicritério (MCE) destaca-se, uma vez que pode ser utilizada para o estabelecimento de áreas de relevante interesse ecológico com elevada fragilidade ambiental, favorecendo o processo de tomada de decisão. Para tanto, é fundamental estabelecer fatores e restrições (YOUSEFI *et al.*, 2018). Os fatores são as características da paisagem, tal como dados topográficos, climatológicos, de diversidade dentre outras informações pertinentes. As restrições são as que limitam os locais em que não se pode realizar intervenções, tal como os núcleos urbanos. Para definir os fatores e restrições pertinentes, é fundamental consultar a literatura e especialistas na área, visto que desta forma, a metodologia é aplicável e validada (SILVA *et al.*, 2017).

Dada a facilidade de obtenção de dados associada a gratuidade de determinados softwares, ocorreu uma expansão no uso da MCE em análises pautadas no SIG, podendo apresentar inúmeras perspectivas, destacando-se a identificação de áreas prioritárias (VETORAZZI; VALENTE, 2016; LOPES *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2021).

No âmbito da MCE, inúmeras metodologias podem ser utilizadas, tal como a Combinação Linear Ponderada (AHP). Tal método utiliza uma comparação pareada dos possíveis fatores de acordo com uma escala contínua. Neste caso, a classificação

1 é inserida quando ambos os fatores possuem igual importância. Valores acima de 1 contemplam uma maior importância. Da mesma forma, números menores que 1 representam menor importância (SAATY; 2004, BOROUSHAKI; MALCZEWSKI; 2008). A matriz possui simetria, sendo necessário portanto, o preenchimento de uma de suas partes triangulares (Figura 2.3).

Figura 2.3 - Método AHP de acordo com o grau de importância.



Fonte: Adaptado de Saaty (2004).

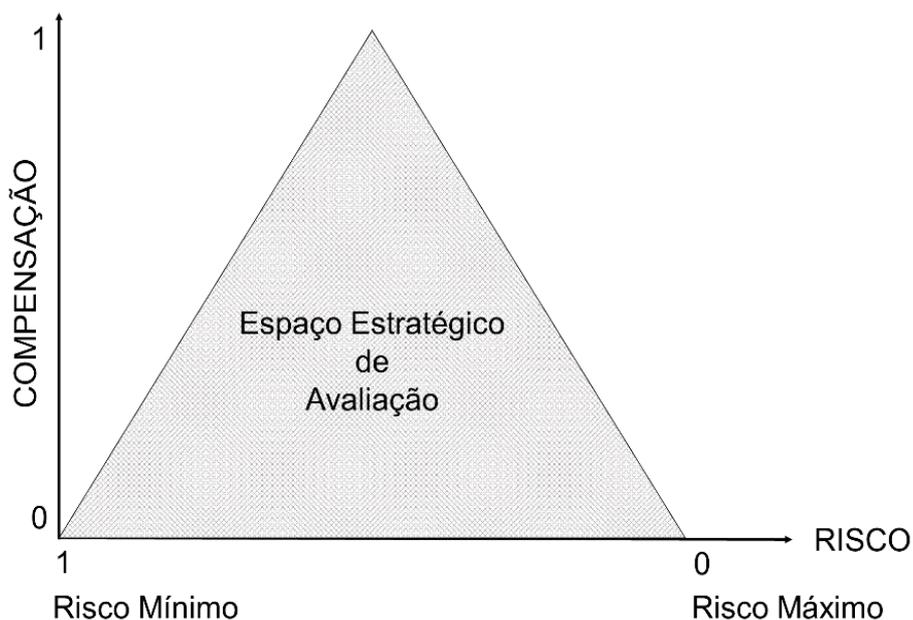
Após o julgamento das variáveis, é possível preencher a matriz, encontrando os pesos fatoriais com a aplicação do método AHP para cada fator. Vale ressaltar que o julgamento dos fatores deve ser realizado a partir de quantas vezes determinada variável é mais importante que sua comparação (WIND; SAATY, 1980).

De acordo com Eastman (1995) para que o método AHP tenha plena efetividade, é fundamental considerar a identificação de critérios de acordo com os fatores e restrições necessárias, além da padronização de fatores em uma escala que possibilite sua ponderação. Além disso, é importante definir pesos coerentes com a análise e formas de compensação na agregação dos critérios.

O método multicritério que utiliza a AHP pode ser utilizado para inúmeras aplicações na área ambiental, tal como adequação ambiental urbana (MOSADEGUI *et al.*, 2015), seleção de áreas com maior favorecimento para usinas de energias renováveis (RUIZ *et al.*, 2020) ou até mesmo para identificar áreas com maior potencial para inundação (HAMMAMI *et al.*, 2019) ou até mesmo para identificar áreas prioritárias para a conservação ambiental (LOPES *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2021).

O método OWA é uma outra possibilidade de análise, uma vez que pauta análises de risco e compensação de acordo com um espaço estratégico de tomada de decisão. Dito isto, obtém-se um maior controle sobre as variáveis, tendo como aspecto positivo a possibilidade de formulação de cenários distintos de acordo com o risco (Figura 2.4) e a compensação assumida (VALENTE, VETORAZZI, 2016).

Figura 2.4 - Descrição do processo de tomada de decisão pelo método OWA.



Fonte: Adaptado de Eastman (1995).

De acordo com Eastman (1995) para que o controle dos riscos seja possível, é importante analisar o conjunto de pesos ordenados em diferentes posições. Assim, o risco e a compensação precisam ser calculados a partir de fórmulas específicas.

Analisando os métodos OWA e WLC, é possível verificar que a principal diferença entre os métodos, é que no primeiro é possível controlar possíveis influências de cada fator no processo de tomada de decisão, diferentemente do método WLC que se limita neste aspecto (MALCZEWSKI, 2000).

A partir da utilização do OWA, ocorre uma possibilidade de alteração dos pesos dos fatores. Desta forma, é possível produzir várias soluções para um problema, o que de certa forma facilita a análise e tomada de decisão por parte do poder público (DROBNE; LISEC, 2009). Os níveis de solução variam de acordo com o risco e a compensação, tendo, portanto, a necessidade de planejadores preparados e experientes na interpretação de dados ambientais (LOPES *et al.*, 2021).

A AMC para estudos ambientais é relatada em inúmeros trabalhos, como o de Grosh e Lepcha (2019) que realizaram uma adaptação do método WLC para a verificação de processos erosivos do solo no distrito de Malda na Índia. Os autores constataram que a metodologia empregada foi capaz de identificar as áreas com alta susceptibilidade à erosão, demonstrando assim, a viabilidade da AMC.

Outro estudo desenvolvido por Silva *et al.*, (2017) utilizou o método AMC para a priorização de áreas de conservação ambiental, tendo como principal objetivo a manutenção de recursos hídricos para a gestão de bacias hidrográficas. O principal resultado encontrado é que a AMC é uma opção de baixo custo e alta eficiência para a delimitação de áreas relevantes, podendo, portanto, ser utilizada para auxiliar a gestão de recursos naturais.

Lopes *et al.* (2021) estudaram a priorização de áreas na Bacia Hidrográfica do Teles Pires em Mato Grosso a partir dos métodos OWA e WLC considerando fatores ambientais em seus critérios. Os autores destacaram que ambos os métodos são capazes de identificar áreas com alta prioridade de conservação.

Em uma pesquisa realizada por Souza *et al.* (2021) para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão no interior de São Paulo, os métodos multicritério auxiliaram no delineamento das áreas prioritárias para a implementação do PSA, demonstrando ser uma ferramenta útil para a área ambiental.

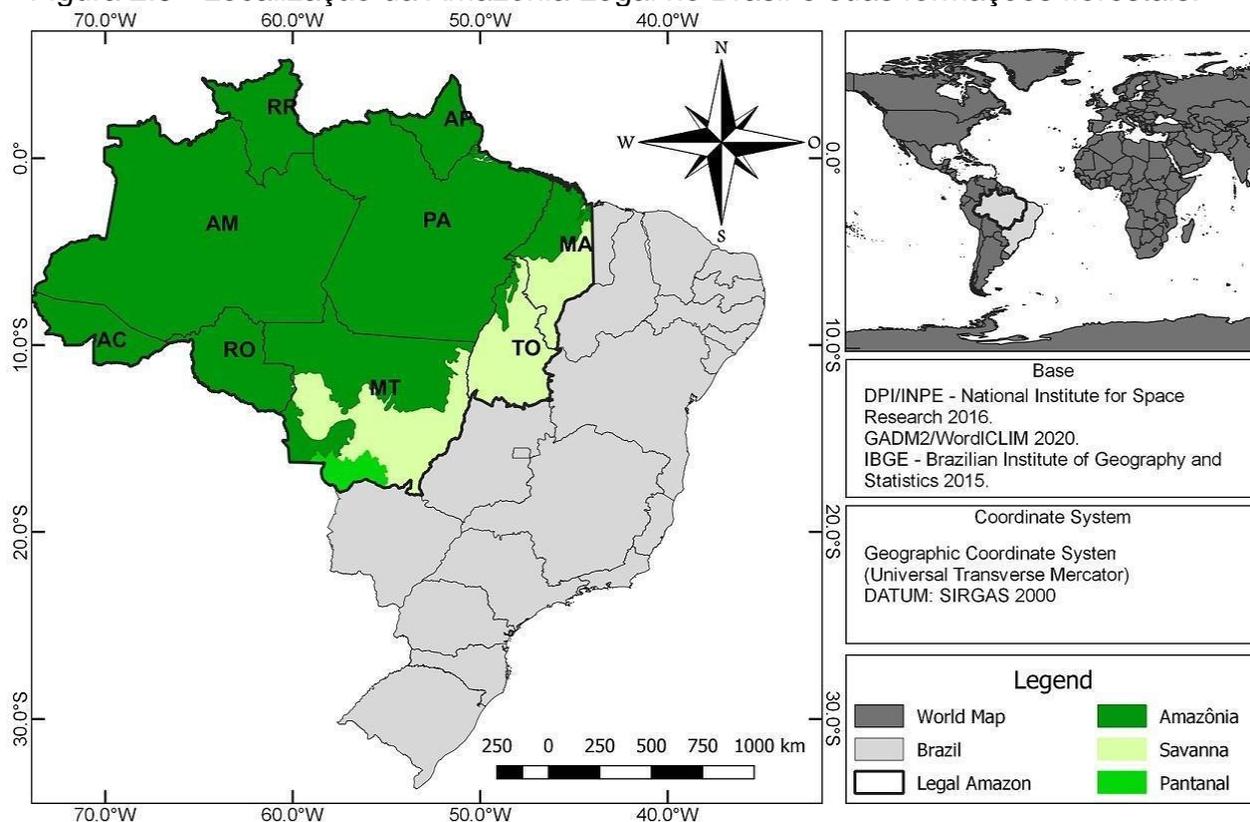
Corroborando com a temática, o estudo elaborado por Almeida *et al.* (2020) pelo método AMC, objetivou definir ambientes de prioridade para recuperação de áreas degradadas na bacia hidrográfica do Rio Doce – MG. Para tanto, utilizou fatores como proximidade a remanescentes florestais, proximidade de corpo hídrico e a declividade. A pesquisa comprovou que a AMC apresenta uma fácil implementação, e destacam a importância de uma base de dados sólida e confiável para a obtenção de dados que reflitam na realidade do local e possam subsidiar cenários futuros de gestão.

Todos estes dados demonstram a viabilidade da MCE para estudos ambientais, nos quais podem ter inúmeros enfoques desde que o delineamento metodológico atenda às premissas de fatores, restrições, ou, no caso do OWA, riscos e compensação.

## 2.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Bioma Amazônico se estende por oito países americanos, sendo eles Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Venezuela e Suriname. No Brasil, corresponde a uma área de 5.217.423 km<sup>2</sup>, ou seja, a aproximadamente 58% do território brasileiro (Figura 2.5), sendo considerada a maior floresta tropical do mundo (IBGE, 2020).

Figura 2.5 - Localização da Amazônia Legal no Brasil e suas formações florestais.

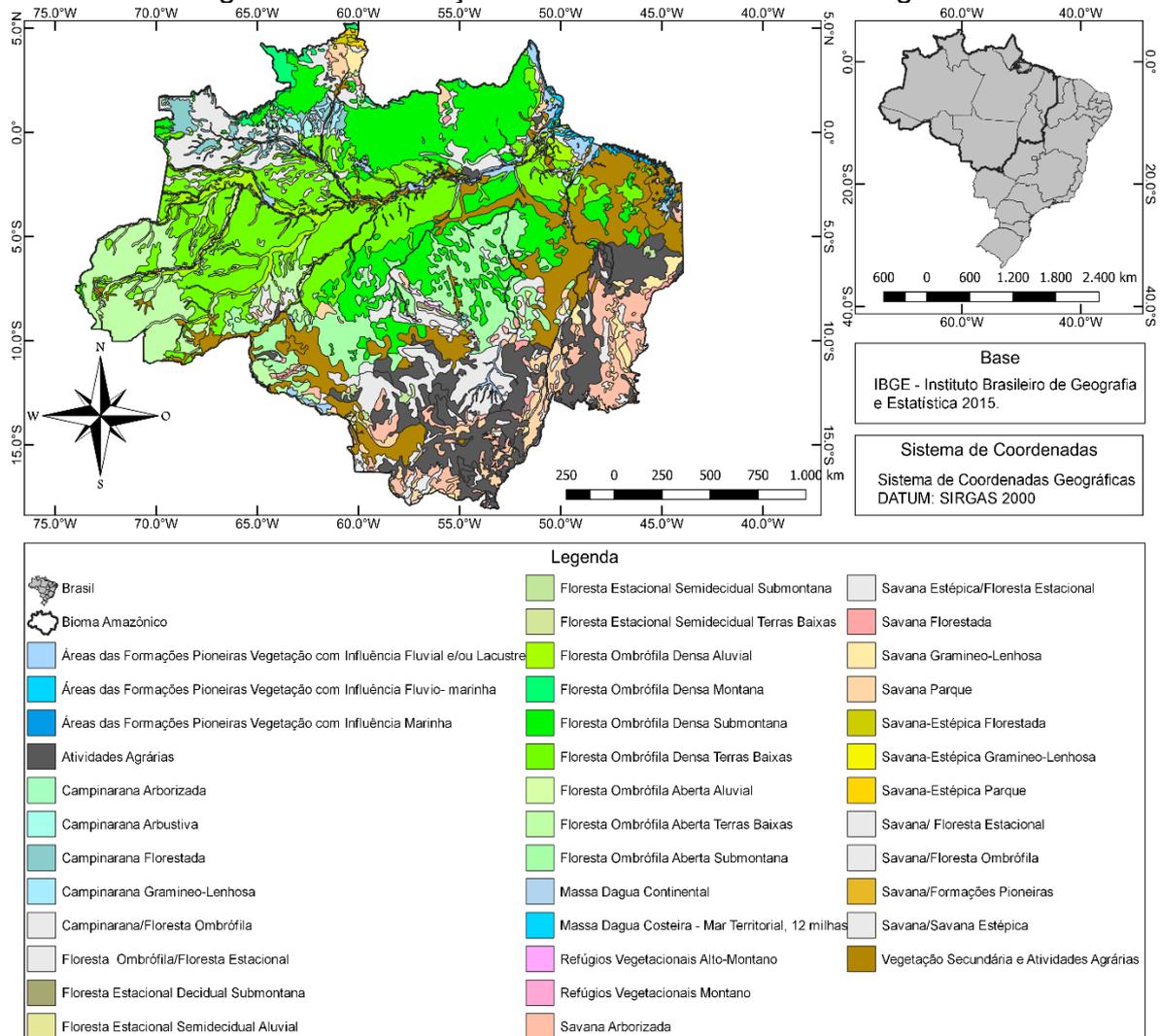


De acordo com a Lei Complementar Nº 124/2007 a região é composta por 52 municípios de Rondônia, 22 municípios do Acre, 62 do Amazonas, 15 de Roraima, 144 do Pará, 16 do Amapá, 139 do Tocantins, 141 do Mato Grosso, bem como, por 181 Municípios do Estado do Maranhão situados ao oeste do Meridiano 44º, dos quais, 21 deles, estão parcialmente integrados à Amazônia Legal (BRASIL, 2007)

No âmbito da vegetação (Figura 2.6), a região é formada predominantemente pela formação florestal característica da Amazônia, caracterizada pela floresta ombrófila densa, alcançando, nos estados de Mato Grosso o Cerrado e o Pantanal, dispostos em formas de relevo caracterizadas por depressões, baixos planaltos e

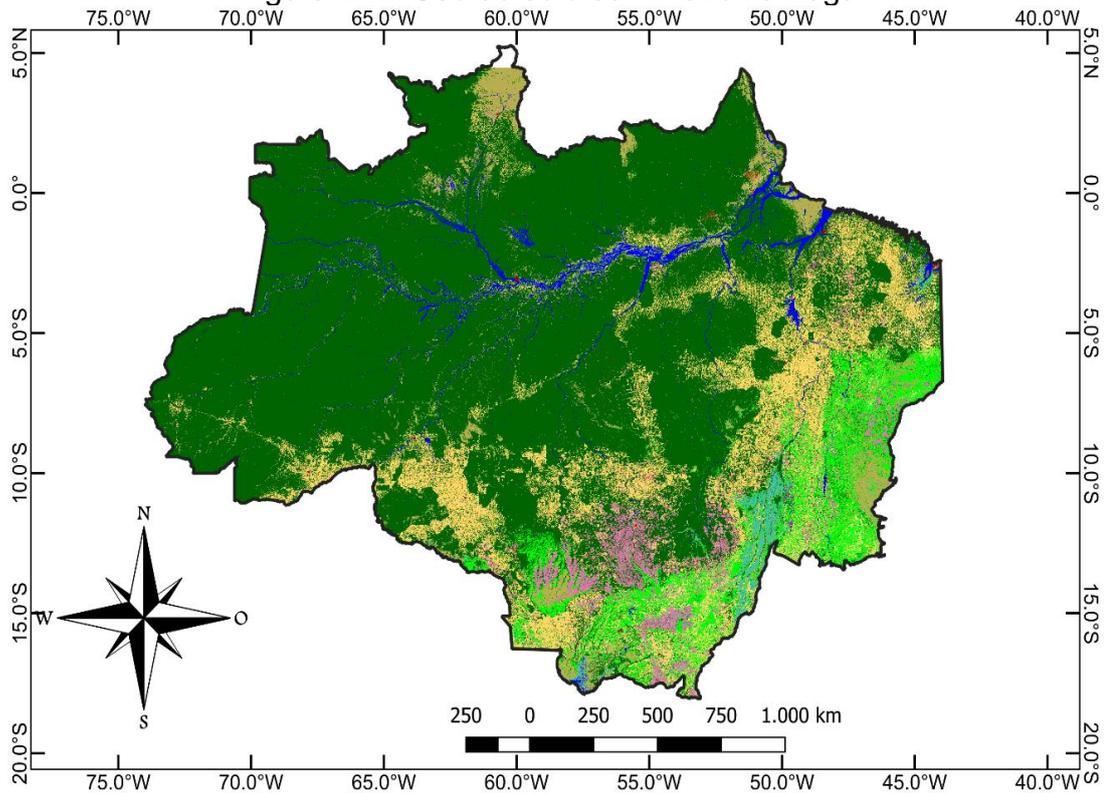
planícies aluviais incorporadas na Bacia Amazônica. Ao Sul, ocorrem dois conjuntos de planaltos sendo estes o das Guianas e o Central (AB'SABER, 2002).

Figura 2.6 - Formações Florestais da Amazônia Legal.



Apesar de um grande percentual de áreas vegetadas (67,88%), a expansão da fronteira agrícola faz com que o uso do solo da Amazônia Legal (Figura 2.7) apresente uma diversidade de atividades. Neste sentido, como atividades produtivas, destaca-se a pastagem com 14,6% do território ocupado.

Figura 2.7 - Uso do solo da Amazônia Legal.



Legenda			
	Bioma Amazônico		Rio, Lago e Oceano
	Formação Florestal		Pastagem
	Formação Savânica		Cana
	Mangue		Mosaico de Agricultura e Pastagem
	Silvicultura		Praia, Duna e Areal
	Campo Alagado e Área Pantanosa		Área Urbana
	Formação Campestre		Outras Áreas não Vegetadas
	Outras Formações não Florestais		Mineração
			Apicum
			Rio, Lago e Oceano
			Soja
			Arroz (beta)
			Outras Lavouras Temporárias
			Café (beta)
			Outras Lavouras Perenes

**Base**  
 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2015.  
 MAPBiomas 2022.

**Sistema de Coordenadas**  
 Sistema de Coordenadas Geográficas  
 DATUM: SIRGAS 2000

Tabela 2.1 - Tipos de uso do solo da Amazônia Legal e seus respectivos percentuais.

<b>Tipo de Uso</b>	<b>Percentual</b>
Formação Florestal	67,88%
Pastagem	14,06%
Formação Savânica	6,28%
Formação Campestre	4,56%
Rio, Lago e Oceano	2,50%
Soja	2,49%
Campo Alagado e Área Pantanosa	1,06%
Mosaico de Agricultura e Pastagem	0,51%
Outras Lavouras Temporárias	0,23%
Mangue	0,12%
Área Urbana	0,11%
Silvicultura	0,07%
Outras Áreas não vegetadas	0,04%
Mineração	0,03%
Cana	0,03%
Outras Lavouras Perenes	0,03%
Outras culturas (arroz, apicum, café)	0,02%
<b>Total</b>	<b>100%</b>

Fonte: MapBiomias (2022).

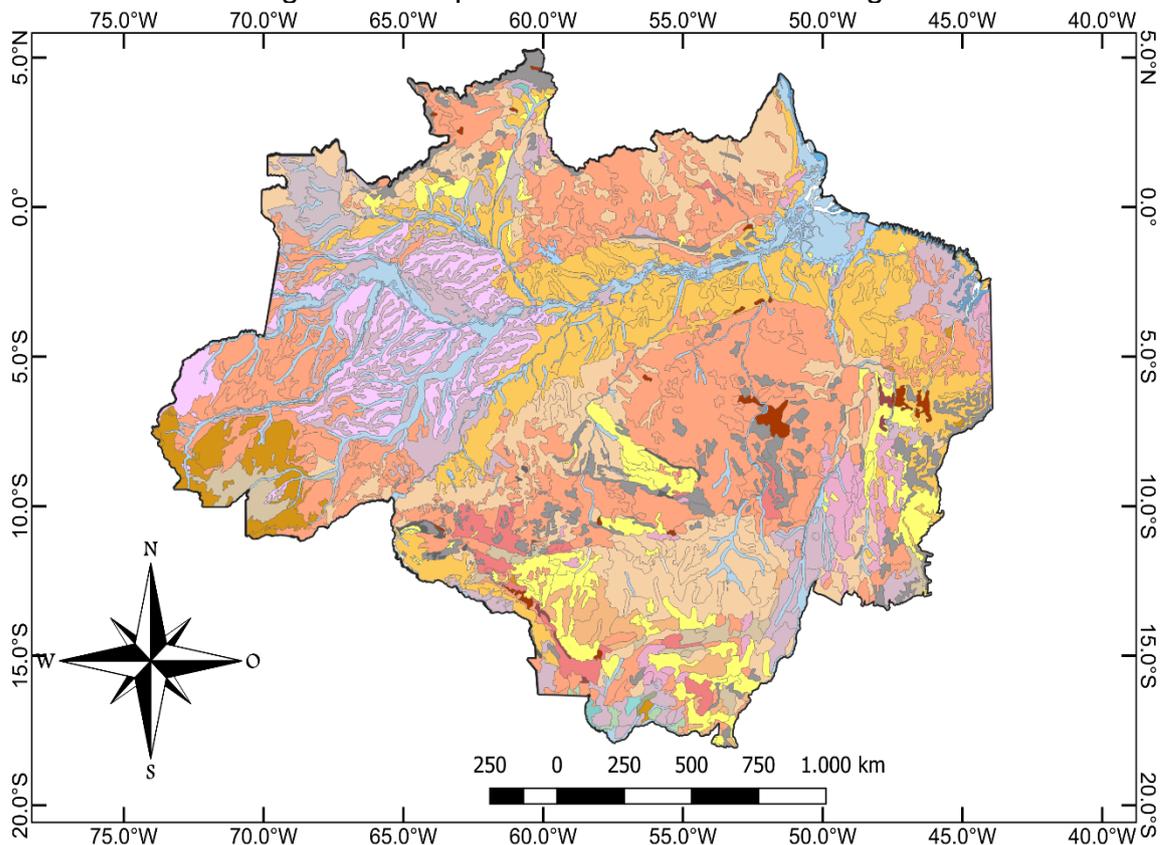
De acordo com dados de Ferreira (2021) o território da Amazônia contempla 40% do rebanho nacional, atingindo uma maior quantidade de bois do que de pessoas, com rebanho estimado em 2016 de 85 milhões de cabeças de gado, enquanto a população humana no mesmo período era de 25 milhões. Neste cenário, destaca-se o município de São Felix do Xingu - PA que apresenta o maior rebanho bovino do Brasil.

A pastagem é uma atividade associada a inúmeros impactos ambientais, destacando a degradação do solo. Quando se insere uma quantidade de animais superior a capacidade de suporte da área, aumenta-se o risco de processos erosivos, promovendo assim uma degradação da qualidade do solo.

Além disso, os solos da região (Figura 2.8) são predominantemente classificados como Latossolos, que se caracterizam por serem antigos e pobres em nutrientes. Tais especificidades fazem com que a floresta possua um papel fundamental na manutenção da vegetação. Estudos de Merlotti *et al.* (2019) demonstram que a elevada precipitação associada a um solo quimicamente pobre, faz com que áreas se tornem improdutivas ao longo do tempo, destacando a

importância do manejo adequado do solo da região e a necessidade de preservação da floresta.

Figura 2.8 - Tipos de Solo da Amazônia Legal.



Legenda		
Bioma Amazônico	Gleissolo Sálico	Neossolo Quartzarênico
<b>Solos</b>	Gleissolo Tiomórfico	Nitossolo Vermelho
Afloramentos de Rochas	Latossolo Amarelo	Planossolo Háptico
Alissolo Crômico	Latossolo Vermelho	Planossolo Hidromórfico
Argilossolo Vermelho	Latossolo Vermelho-Amarelo	Planossolo Nátrico
Argilossolo Vermelho-Amarelo	Luvisolo Crômico	Plintossolo Háptico
Cambissolo Háptico	Massa d'Água	Plintossolo Pétrico
Chernossolo Argilúvico	Neossolo Flúvico	Vertissolo Cromado
Espodossolo Ferrocárbico	Neossolo Litólico	Vertissolo Hidromórfico
Gleissolo Háptico		

**Base**  
 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2015.  
 EMBRAPA Solos - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - SiBCS 2006

**Sistema de Coordenadas**  
 Sistema de Coordenadas Geográficas  
 DATUM: SIRGAS 2000

Quanto ao clima, a região se caracteriza como AW, ou seja, ocorre predominantemente o Equatorial úmido, marcado pela temperatura média de 27,9 °C na estação seca e 25,8°C na estação de maior pluviosidade, alcançando até 88% de umidade do ar. A pluviosidade média atinge 1.500 mm a 3.000 mm, com elevadas taxas de evapotranspiração (FRITZSONS *et al.*, 2017; FONSECA *et al.*, 2019).

A floresta Amazônica é fundamental para a regulação do clima global, uma vez que por intermédio da acentuada evapotranspiração, o calor latente é transmitido a atmosfera, equilibrando o calor radiativo na superfície. Além disso, a convecção tropical que atua no verão no hemisfério sul, carrega o calor latente para a alta troposfera, contribuindo para a regulação do clima na circulação atmosférica global (NOBRE *et al.*, 2009).

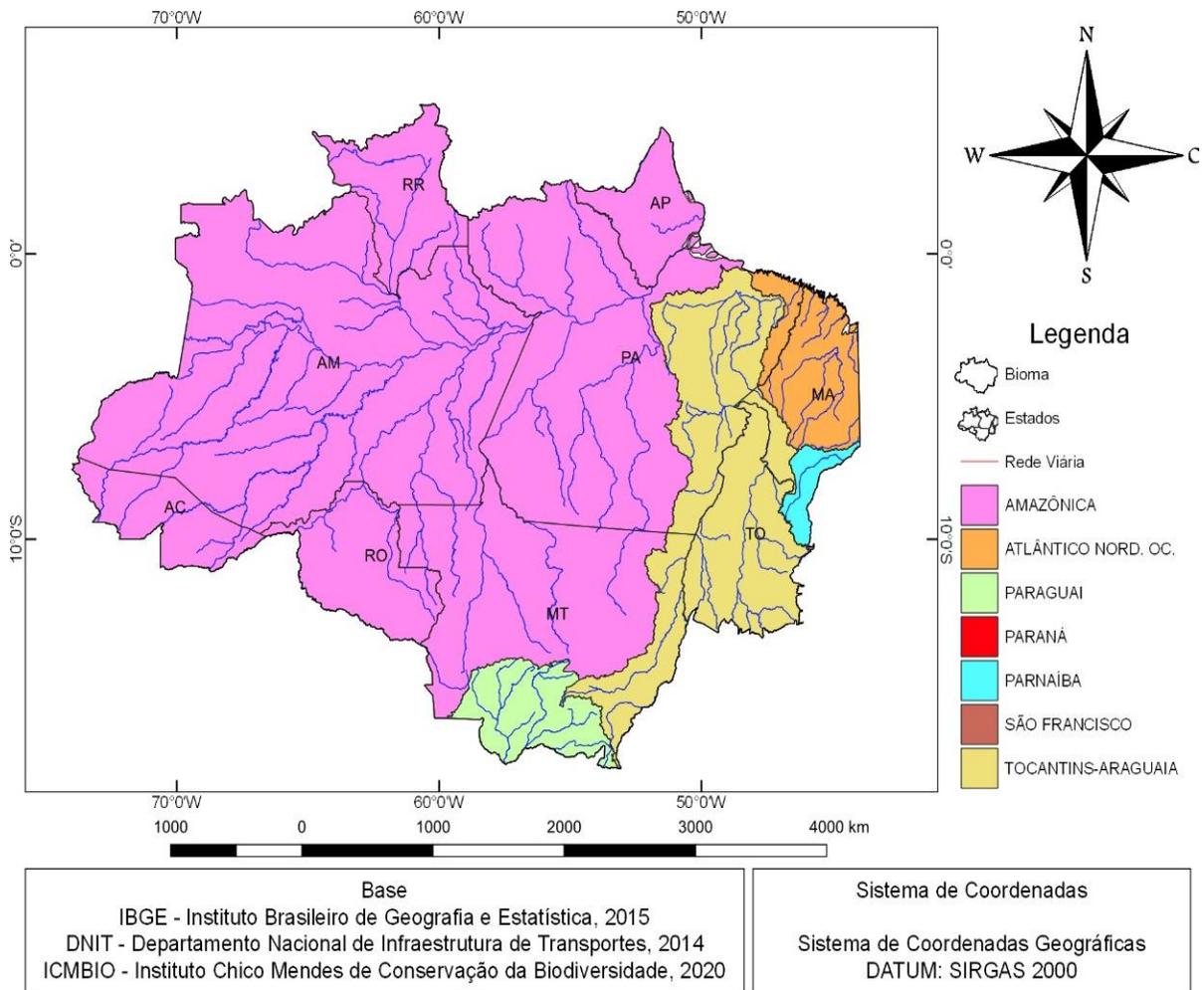
A umidade advinda da região norte do país por meio da massa de ar Equatorial Continental (MEC) é a responsável pela formação de precipitação, bem como regulação do ciclo hidrológico da região centro-oeste e sul do Brasil (FARIAS *et al.*, 2018).

Marengo *et al.*, (2013) afirmam que a alteração do uso e ocupação do solo da Amazônia Legal poderá contribuir para eventos extremos de temperatura que, associados a diminuição dos regimes de precipitação, poderá impactar a demanda e disponibilidade hídrica de grandes regiões do Brasil.

Considerando os recursos hídricos (Figura 2.9), a região se destaca como o maior sistema fluvial do mundo, abrangendo 7.000.000 km<sup>2</sup> de área de captação. Com isso, a Amazônia Legal é composta por sete regiões hidrográficas, destacando-se as Bacias Amazônica e Tocantins-Araguaia (SANTOS, SALOMÃO, VERÍSSIMO, 2021).

Os principais rios navegáveis da região são os sistemas Solimões/Amazonas, Rio Negro, Rio Branco, Madeira, Purus e Juruá, correspondendo a um importante sistema de deslocamento e transporte de mercadorias para inúmeros municípios da região. O Rio Amazonas destaca-se neste cenário, uma vez que sua extensão varia entre 6400 e 6800 km, recebendo recursos hídricos de 1.100 rios tributários (KUHN *et al.*, 2009).

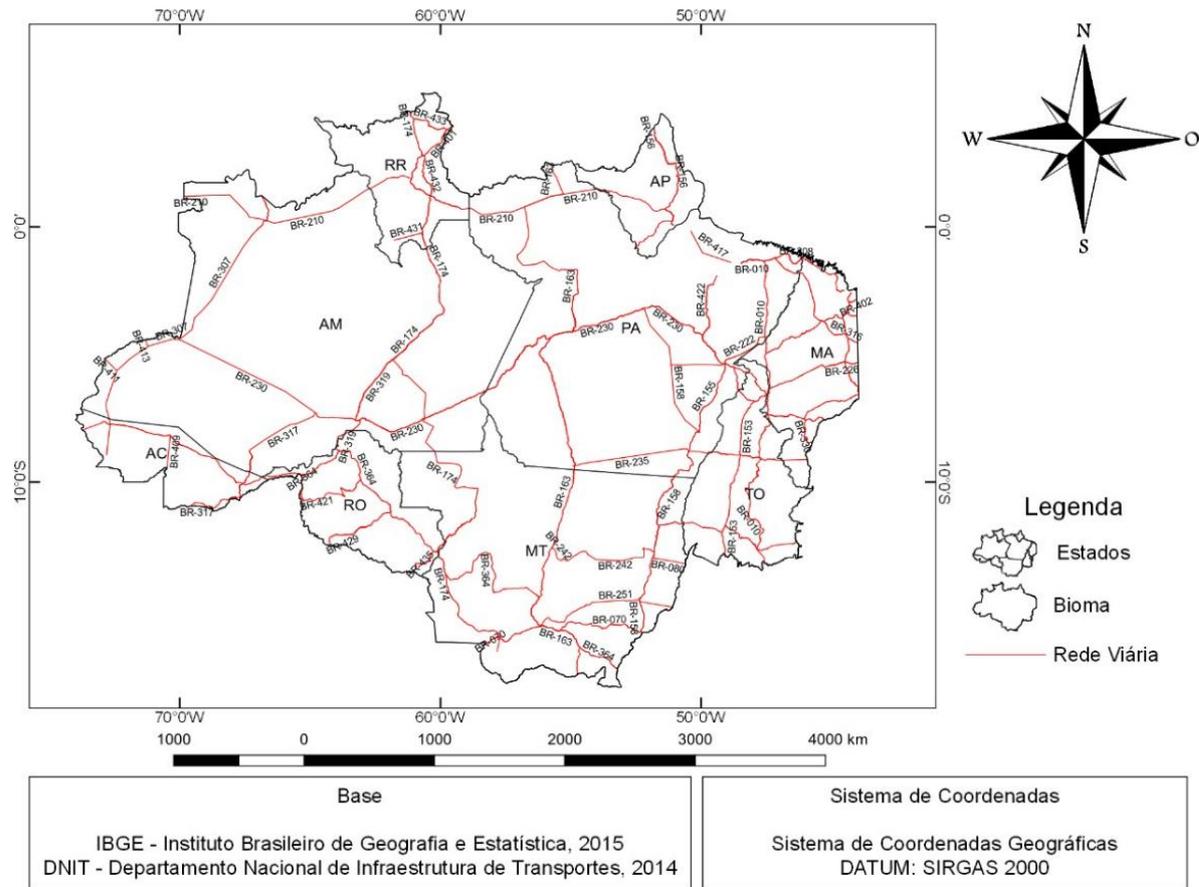
Figura 2.9 - Principais Rios e Regiões Hidrográficas da Amazônia Legal.



De acordo com Milien *et al.* (2021) e Rodrigues *et al.* (2018), em uma região no qual o acesso por rodovias apresenta dificuldades, os sistemas baseados na navegação apresentam destaque, sendo que contribuem para a economia regional. Devido à área abranger inúmeros corpos hídricos com potenciais hidroelétricos, ocorre uma pressão constante por novas frentes de exploração com a justificativa de impulsionar o desenvolvimento local. Entretanto, a Bacia Amazônica possui um relevante interesse ecológico, ou seja, qualquer alteração possui o potencial de ocasionar impactos significativos ao local.

Apesar da importância das hidrovias, as rodovias também estão presentes no bioma (Figura 2.10). A instalação de tal infraestrutura é discutida atualmente, principalmente pela relação conflituosa entre a necessidade econômica e social com os impactos ambientais.

Figura 2.10 - Rede viária principal da Amazônia Legal.



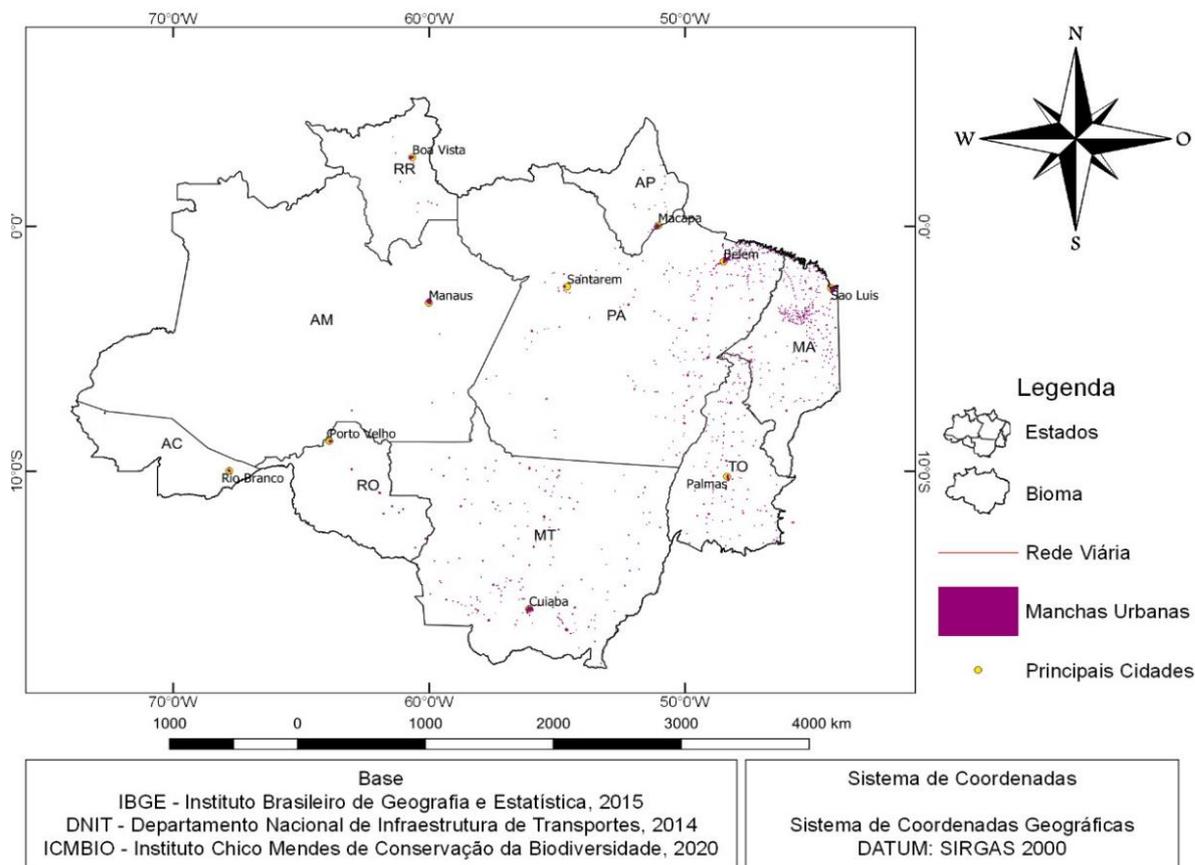
Estudos realizados por Laurance, Goosem, Laurance (2008) e Silva *et al.*, (2021) demonstram que existe uma relação da expansão de áreas queimadas e desmatadas com a proximidade de vias e núcleos urbanos. Tais constatações são subsidiadas pelo fato de que a proximidade com a infraestrutura acarreta uma maior facilidade no escoamento de produção, bem como na efetivação de queimadas de origem criminosa.

Barber *et al.*, (2014) corroboram com a afirmação em um estudo realizado na Amazônia, uma vez que constataram que o desmatamento ocorreu com maior intensidade nas proximidades de estradas e rios do que em qualquer outra parte do bioma, sendo que quase 95% dos registros ocorreram dentro de um raio de 5,5 km a 1 km de corpos hídricos e rodovias oficiais ou não oficiais.

Considerando o aspecto populacional (Figura 2.11), a Amazônia Legal atualmente abriga 28,1 milhões de habitantes em 2020, ou seja, aproximadamente 13% do montante populacional brasileiro. Contudo, devido à extensão territorial, a densidade populacional ainda é baixa, com cerca de 5,6 habitantes por km<sup>2</sup> (Figura

4). Neste cenário, o estado do Pará é o mais populoso (SANTOS, SALOMÃO, VERÍSSIMO, 2021).

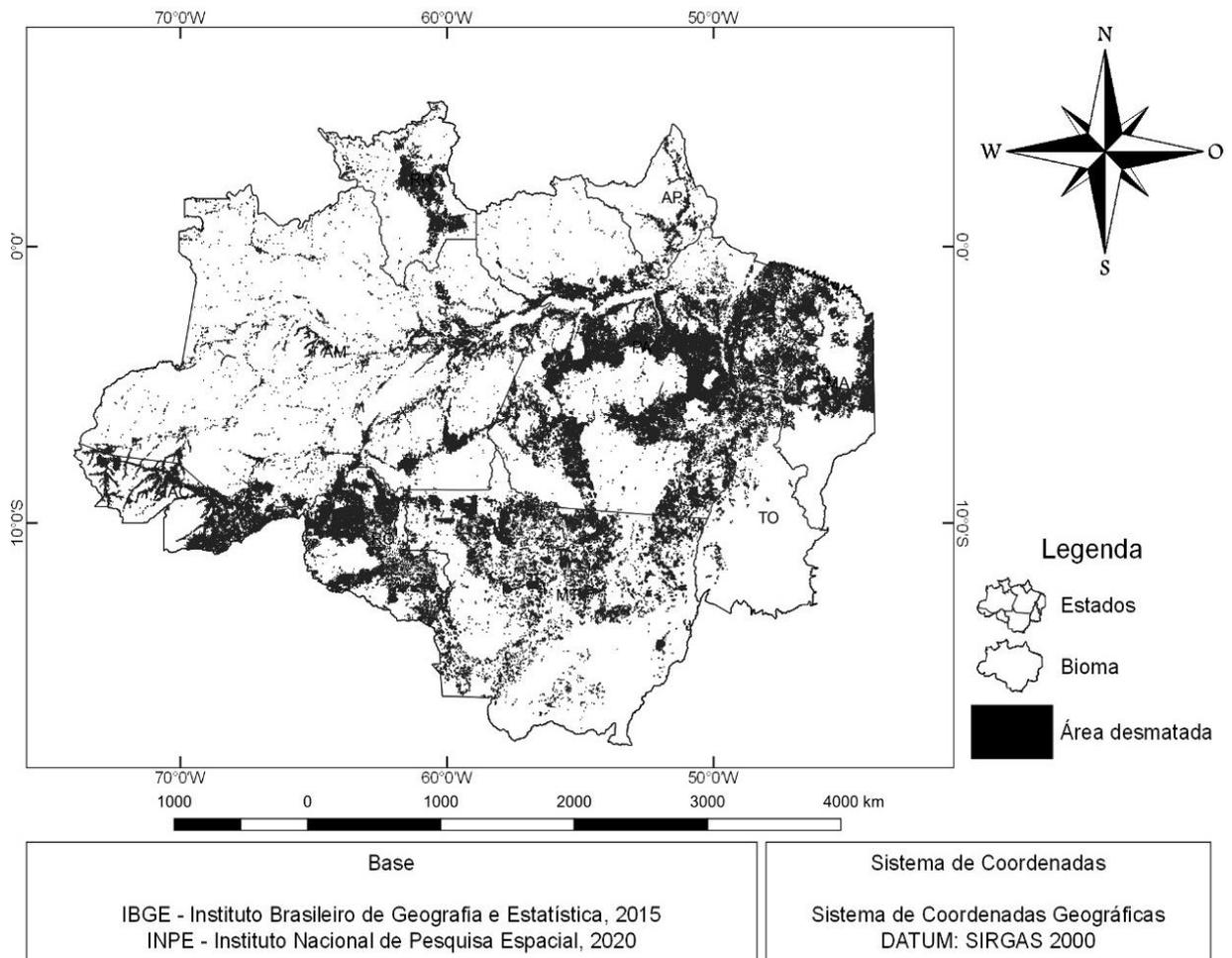
Figura 2.11 - Manchas Urbanas na Amazônia Legal.



Diante de tal fato, grande parte da população se concentra nas capitais, destacando-se as cidades de Belém, Cuiabá, Porto Velho, Manaus, São Luiz e Palmas. Ainda, as manchas urbanas destacam-se principalmente nos estados do Maranhão, Tocantins, Mato Grosso e sul do Pará.

Não obstante, diante das pressões desencadeadas pela expansão urbana, intensificação da infraestrutura urbana e aumento da industrialização, o bioma Amazônico intensifica seu processo de desmatamento (Figura 2.12) que atingiu o patamar de 813.047 km<sup>2</sup> até o ano de 2020, ou seja, 16% da Região da Amazônia Legal (INPE, 2021).

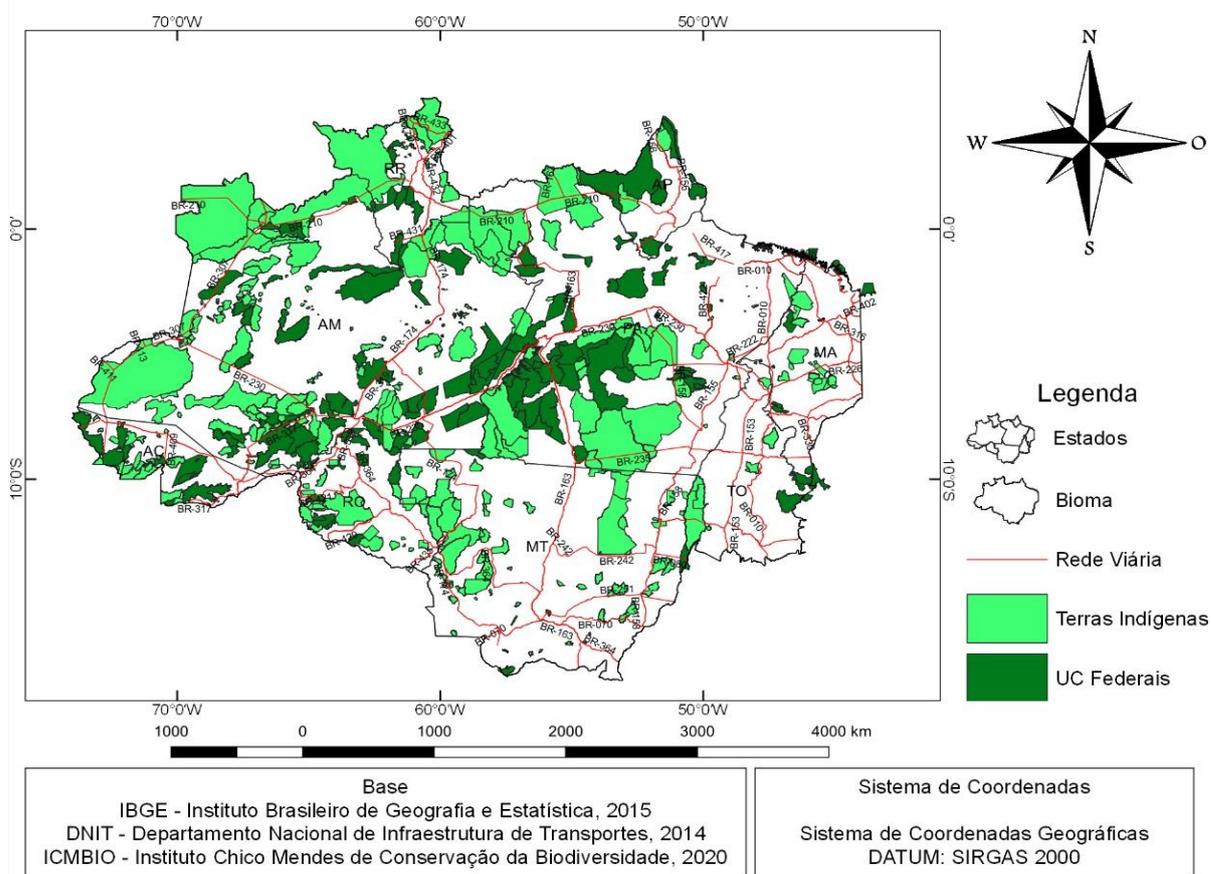
Figura 2.12 - Desmatamento acumulado no período de 2008 a 2020 na Amazônia Legal.



A concentração da área desmatada corresponde ao conhecido como arco do desmatamento, que se distribui entre o oeste do Maranhão ao Sul do Pará, contemplando Mato Grosso, Rondônia, Acre. Tal área possui relevância nas políticas públicas de controle e mitigação das queimadas e desmatamento, visto que 75% dos registros estão englobados no local (GARCIA *et al.*, 2019). Dentre os fatores desencadeadores do desmatamento, destaca-se o avanço da fronteira agrícola, na qual condiciona a retirada da vegetação nativa em prol da expansão de áreas para o plantio de *commodities* ou criação bovina.

Dentre as estratégias de conservação da região, destacam-se as Unidades de Conservação, que são regidas pela Lei 9.985/2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000). Ainda, as Reservas Indígenas também são relevantes, visto que são restritas para uso econômico (Figura 2.13).

Figura 2.13 - Unidades de Conservação e Terras Indígenas da Amazônia Legal.



De acordo com dados levantados por Santos, Salomão e Veríssimo (2021) no território da Amazônia Brasileira, 45% correspondem a áreas protegidas que contemplam as Unidades de Conservação de Uso Sustentável (11%) e Proteção Integral (8%), além de Terras Indígenas (23%), Áreas de Proteção Ambiental (3%). Ainda, são contempladas as áreas com Cadastro Ambiental Rural (26%), assentamentos rurais (8%) e áreas militares (1%). O restante é formado por outras áreas (20%).

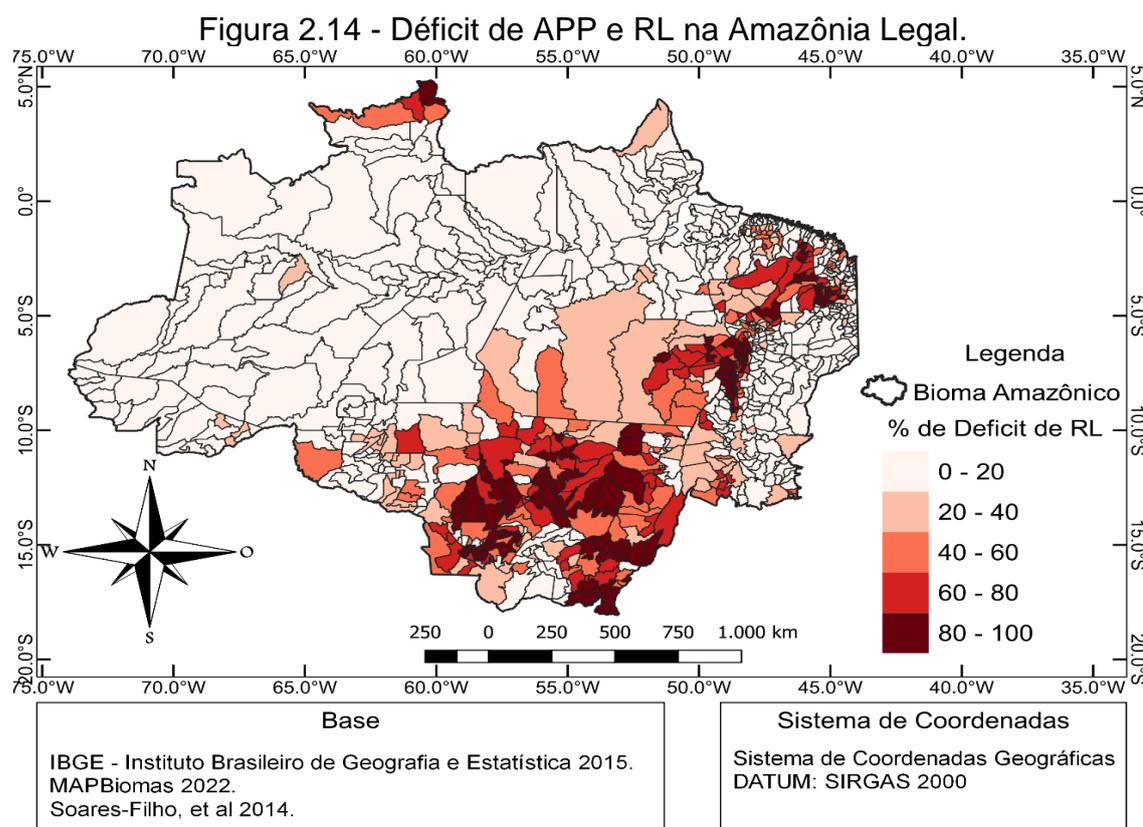
Bowman *et al.* (2021) afirmam que as terras indígenas são áreas críticas de preservação ambiental, uma vez que englobam uma grande extensão territorial na Amazônia, e devem ser tratadas como prioritárias nas estratégias de conservação do local, uma vez que, caso não sejam preservadas de maneira coerente, serão alvos do desmatamento predatório, acarretando em impactos ambientais irreversíveis, no qual não se descarta a possibilidade da transformação do bioma em formações florestais com características próximas a savana.

Barber *et al.* (2014) afirmam que as áreas protegidas são fundamentais para a garantia da preservação da Amazônia, visto que em seu estudo, constatou-se que

áreas protegidas tiveram um índice menor de desmatamento, ao se comparar com as desprotegidas. Neste cenário, 39.462 km<sup>2</sup> poderiam ser preservados caso políticas públicas eficientes direcionassem a proteção coerente de áreas ambientais.

O cumprimento da legislação é o primeiro passo para a sustentabilidade de determinado local. Desta forma, de acordo com o Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012), a região da Amazônia Legal precisa destinar 80% da área das propriedades à Reserva Legal (RL). O percentual de Área de Proteção Permanente (APP) varia de acordo com o tamanho da propriedade e do corpo hídrico (BRASIL, 2012).

Entretanto, considerando o déficit de APP e RL na Amazônia Legal, é possível destacar a região conhecida como arco do desmatamento, onde possui um maior percentual de municípios que não atendem ao supracitado no Novo Código Florestal (Figura 2.14).



Em um panorama geral, fatores ambientais, sociais e econômicos estão relacionados às queimadas na região da Amazônia Legal. Diante disso, a formulação de políticas públicas deve estar condicionada ao entendimento aprofundado de todos os fatores relacionados.

## CAPÍTULO 3 – ARTIGO: A STATISTICAL APPROACH TO ANALYZE AND FORECAST THE DYNAMICS OF ACTIVE FIRE IN THE BRAZILIAN AMAZON 1

### ABSTRACT

Anthropic fires are hugely responsible for the deforestation of the Amazon biome, one of the world's most important ecosystems. In this way, there is a need to implement policies to reduce such a phenomenon. Preventive policies must be manifold, but part of the actions might be subsided by historical time series analysis and active fire behavior predictions. Following this track, the present study aims to understand the Spatio-temporal dynamics of the active fire, using historical data of active fire comprising all states in the Brazilian Amazon from January 2000 to July 2020. We used information provided by the National Institute for Space Research to fit appropriate statistical models for count time series and forecast the fires' behavior active fire monthly until December 2021. The obtained results showed that approximately 76% of the active fire were registered in Pará, Mato Grosso, and Rondônia states, mainly between 2000 and 2010. In Pará, the obtained forecast reflects the phenomenon's seasonality, with a higher concentration between August to November. In summary, the adopted methodology has proved useful for understanding the dynamics of active fire in the Amazon biome and can be considered a relevant tool to help authorities formulate public policies for preventing arson

**Keywords:** Amazon biome; Counting time series; Deforestation; Active fire; Forecasting models

### 3.1 INTRODUCTION

Human activities are responsible for changing the physical, chemical, and biological characteristics of the environment, and, depending on the level and intensity of such actions, it may result in substantial environmental impacts (Eiras-Barca *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020). Those impacts could also be extended to the social and economic panorama. We may also cite the wildfires associated with greenhouse gases, desertification processes, and biodiversity (Garcia *et al.*, 2019; Pinheiro *et al.*, 2016).

Wildfires could occur due to natural causes, like lightning strikes or dry periods. However, in tropical countries such as Brazil, mainly in the Amazon Forest region where the vegetation is moist and dense, most of the reported active fire have an anthropogenic origin, aiming for the soil management and expansion of the agricultural borders (Armenteras *et al.*, 2013; Dias *et al.*, 2016).

Wildfires are commonly associated with deforestation, mainly when they occur in the Amazon biome (Dias *et al.*, 2016; Nobre *et al.*, 2016), in the territorial extension

known as deforestation arc, which occupies the south-eastern of Pará state and heads towards the west to Mato Grosso, Rondônia, and Acre (Garcia *et al.*, 2019). In the Amazon biome, the deforestation rate exceeded 10,129 km<sup>2</sup> in 2019, with most of them belonging to Pará state (INPE, 2020b). Besides, Aragão *et al.* (2018) showed that wildland fires have a contribution for annual gas emission, with an average of 454 ± 496 Tg CO<sub>2</sub> year<sup>-1</sup> (2003-2015). In terms of temporal spatiality, the occurrence of active fire is prevalent in dry seasons, associated with increasing dry organic fuel availability. As a result, we have more intense and severe fires in this period, which spreads quickly and is difficult to control, thus having a huge environmental impact, mainly in the local ecosystem's structures and communities (Ferreira *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2020).

In this way, obtaining information regarding the location and extension of active fire is essential to support decision-making from the public authorities, especially for control and fire prevention, to evaluate environmental and social damage (Morello *et al.*, 2017; Tasker and Arima, 2016). Moreover, such data subsidize statistical models that can be used to forecast the fire behavior according to the environmental characteristics of a specific location (Morello *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020).

Several studies seek to understand wildland fires' temporal dynamics, mainly using data from satellite sensors, which provide real-time information on the spatial occurrence of fires (Jolly *et al.*, 2015; Martins *et al.*, 2020; Tasker and Arima, 2016). Some studies focus on understanding the global dynamics of fires (Ferreira *et al.*, 2020; Turco *et al.*, 2018). However, these approaches do not consider the specificity of the vegetation, climate, and the Spatio-temporal distribution of the underlying biome (Morello *et al.*, 2017, 2020; Spessa *et al.*, 2015).

For the analysis of historical data, we could use a couple of statistical techniques to describe the variable of interest. In the environmental context, especially in studies related to active fire, Ferreira *et al.* (2020) have considered some statistical models to estimate the severity of the global fire season; Teckentrup *et al.* (2019) have compared 15 models for forecasting active fire; and Tasker and Arima (2016) have studied the relationship among deforestation, wildland fires, and public policies.

In this context, the present study is focused on the analysis of the active fire behavior in the Amazon biome. Our Spatio-temporal approach is based on modeling historical data ranging from January 2000 to July 2020, with the leading goal of forecasting new active fire cases, thus supporting the public authorities on proposing

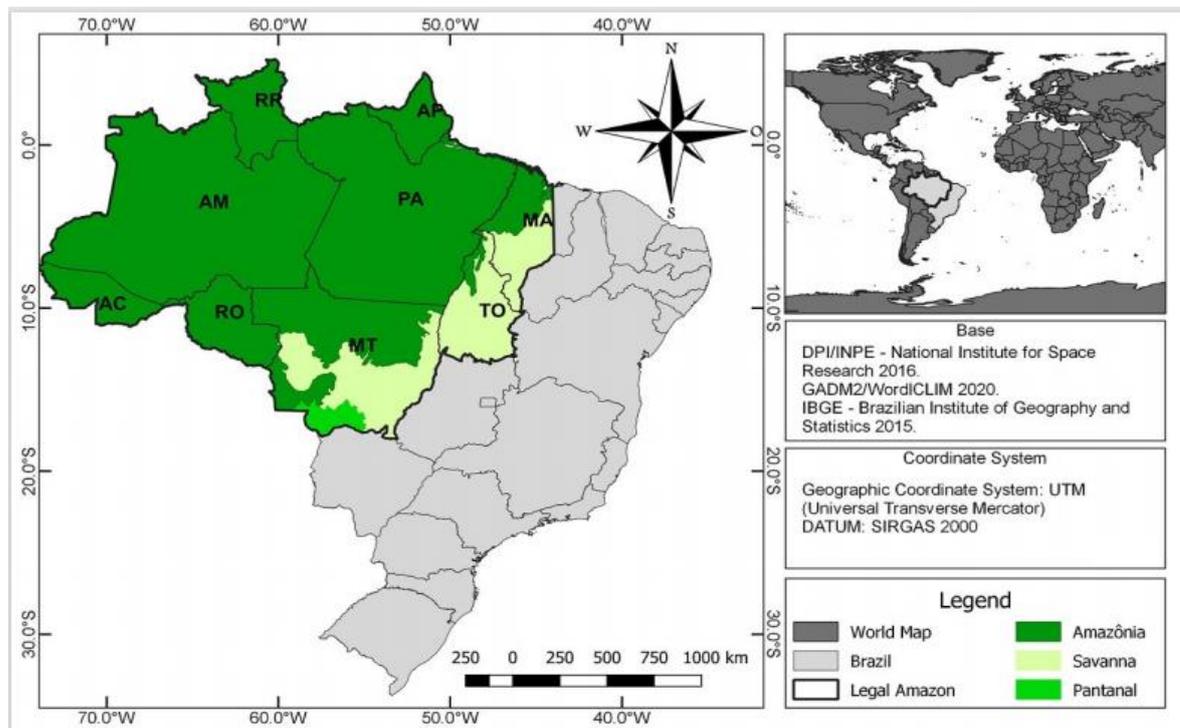
mitigating measures. This paper is organized as follows. In Section 2, we characterize the study area, and we briefly describe the counting data of active fire from each state of the Amazon biome. After that, we present the statistical methodology used to analyze the available data and forecast future observations. In Section 3, we present the main results obtained in our study, and we discuss the related environmental aspects. General comments and concluding remarks are addressed in Section 4

## 3.2 MATERIAL AND METHODS

### 3.2.1 Study area

The Amazon biome area in Brazil corresponds to 5,217,423 km<sup>2</sup>, approximately 61% of the Brazilian territory, being the largest tropical forest globally (IBGE, 2020). The region illustrated in Figure 3.1 is composed of 52 municipalities of Rondônia, 22 of Acre, 62 of Amazonas, 15 of Roraima, 144 of Pará, 16 of Amapá, 139 of Tocantins, 141 of Mato Grosso, and 181 of Maranhão, of which, 21 of them, are partially integrated into the Brazilian Amazon.

Figure 3.1 - Geographical representation of the study área



Regarding the climate, the region is characterized as AW (dry season in winter), predominantly humid Equatorial, characterized by an average temperature of 27.9 °C in the dry season and 25.8 °C in the rainfall season, reaching up to 88% of air humidity. The average rainfall ranges between 1,500 mm and 3,000 mm, with high evaporation rates (Fonseca *et al.*, 2019; Fritzsons *et al.*, 2017).

Moreover, the Amazon Forest is essential to the regulation of the global climate since the humidity from the northern region of the country, through the Equatorial air mass, is responsible for the formation of precipitation, as well the regulation of the hydrological cycle in the central-west and south region of Brazil (Farias *et al.*, 2018).

In terms of vegetation, the region is formed predominantly by the Amazon's Forest, with the dense ombrophilous forest's dominance. It also includes a portion of the savanna and Pantanal, arranged in relief shapes that include depressions, low plateaus, and rainy plains. Also, towards the south, there are the Guianas and the Central plateaus (Ab'Saber, 2002).

### **3.2.2 Data**

The active fire data were made available by the National Institute for Space Research through the Bdqueimadas plataforma. This portal allows the user to filter information for the biome of interest. To develop our study, we have selected monthly time series data ranging from January 2000 to July 2020 from the Amazon biome (INPE, 2020a).

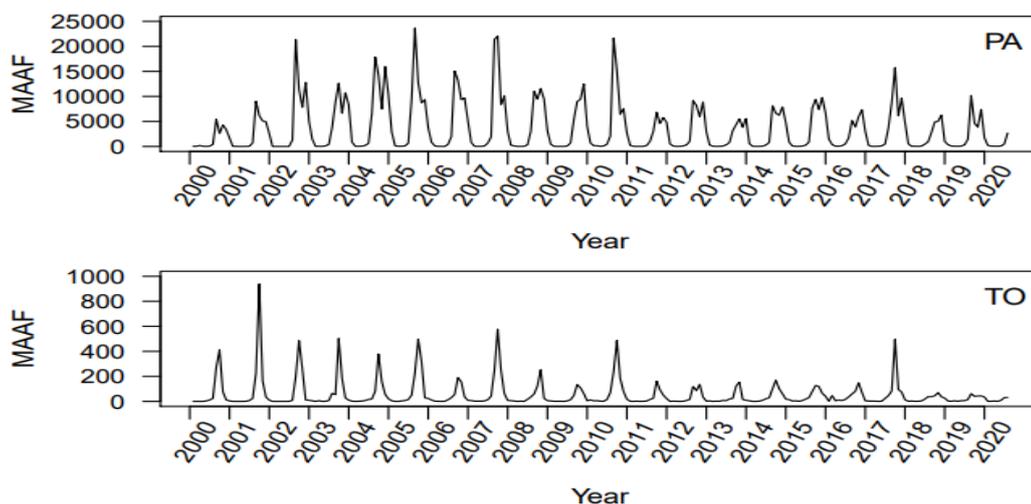
The active fire data from 2000 to 2003 were provided from the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) satellite images through the Advanced Very-High-Resolution Radiometer (AVHRR) sensor, having a spatial resolution of 1.1 km (Pu *et al.*, 2007). From 2004 to 2020, it was adopted the AQUA satellite images, captured using the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), which detects the spatial distribution of active fire arising from the product MYD14, collection 6, having a spatial resolution of 1 km. The sources with temperatures above 47 °C were considered hot spots, translating into potential active fire (Giglio *et al.*, 2018).

Table 3.1 Accumulated number of detected active fire between January 2000 and July 2020 in the Amazon biome states

State	Active Fire	Extension (Km <sup>2</sup> )	Ratio
Acre (AC)	124,878	164,123.96	0.76
Amapá (AP)	38,164	142,470.76	0.27
Amazonas (AM)	185,593	1,559,167.88	0.12
Mato Grosso (MT)	527,603	903,207.02	0.58
Maranhão (MA)	146,741	329,642.18	0.45
Pará (PA)	875,181	1,245,870.79	0.70
Rondônia (RO)	322,753	237,765.24	1.36
Roraima (RR)	44,753	223,644.52	0.20
Tocantins (TO)	13,771	277,466.76	0.05
<b>Total</b>	<b>2,279,442</b>	<b>5,083,359.11</b>	<b>0.45</b>

Table 3.1 presents the extension and the accumulated number of active fires from January 2000 to July 2020 in each state of the Amazon biome. This period comprises a total of  $m = 247$  months. Notably, a significant portion (approximately 76%) of fire episodes have been detected in Pará, Mato Grosso, and Rondônia states. This fact is well discussed by Martins *et al.* (2020) and Morello *et al.* (2020). Besides, one can notice that only Rondônia state has registered an average number of active fire higher than 1 per km<sup>2</sup> (see Ratio variable). The higher incidence of active fire in Pará, Mato Grosso, and Rondônia states is a direct consequence of expanding the agricultural borders, where the fire is used to remove native vegetation, which is later replaced by plantations or pasture (Silva *et al.*, 2020).

Figure 3.2 - Depicts the time series of monthly-accumulated active fire (MAAF) counting in the states with higher (Pará) and lower (Tocantins) number of incidences registered in the evaluated time-frame



The overall behavior of both sequences is similar to the observed time series of the non-displayed states. The Amazon biome's historical particularity is that active fire considerably increases from August to October in the region, and the incidence keeps high till late December. Consequently, MAAF counting presents a substantial variability degree over time. Such a feature poses one of the main challenges for environmental researchers interested in predicting new active fire frequency in the forthcoming months.

### 3.2.3 Statistical model

We characterize the time series of MAAF from each state of the Amazon biome as a counting process  $\{Y_t : t \in T\}$ , where  $T = \{1, \dots, m\}$ . The statistical literature is plenty of models that can be used to analyze data observed over time. However, for count data, we should consider the nature of the observations (nonnegative integers) when choosing models to describe the dependence among them.

A flexible approach for analyzing count time series is based on extending the generalized linear model (GLM) methodology for describing observations conditionally on its past information. The ordinary Poisson distribution is a popular choice in GLM for modeling count data, and such an underlying assumption was considered by Heinen (2003), which has proposed the autoregressive conditional Poisson model. Due to its analogy to the standard GARCH (generalized autoregressive conditional heteroskedastic) model for conditional variances, the ACP was later referred to as INGARCH by Ferland *et al.* (2006), where 'IN' stands for 'integer-valued.'

As an extension of GLMs to analyze time series, the INGARCH model is a useful tool to describe the conditional mean of a counting process, depending on the past observations and on its own previous values. We denote the conditional mean as  $\mu_t = E\{Y_t | F_t - 1\}$ , where  $F_t$  is the history of the joint stochastic process  $\{(Y_t, \mu_t) : t \in T\}$  up to and including time  $t$ . The original proposal for modeling INGARCH  $(p, q)$  processes,  $p, q \geq 0$ , is based on using an identity link function to relate  $\mu_t$  and  $F_t - 1$ . However, here we choose to work with a log-linear conditional regression structure, whose advantages were well discussed by Fokianos and Tjøstheim (2011).

Such a general log-linear structure to characterize an INGARCH process is given by the recursion

Equation 3.1 - log-linear equation

$$\log(\mu_t) = \gamma_0 + \sum_{i=1}^p \alpha_i \log(Y_{t-i} + 1) + \sum_{j=1}^q \beta_j \log(\mu_{t-j}),$$

where  $\gamma_0$  is the intercept,  $\alpha_i$  ( $i = 1, \dots, p$ ) are autoregressive, and  $\beta_j$  ( $j = 1, \dots, q$ ) are moving average parameters.

From Equation (3.1), predictions  $\hat{\mu}_t$  for the conditional mean can be obtained after estimating the full vector of model parameters,  $\theta = (\gamma_0, \alpha_1, \dots, \alpha_p, \beta_1, \dots, \beta_q)$ . As the Poisson distribution is the standard assumption of an INGARCH process, the maximum likelihood estimator (MLE) of  $\theta$  can be derived by maximizing the log-likelihood function

Equation 3.2 - log-likelihood function

$$\ell(\theta; \mathbf{y}) = \sum_{t=1}^m [y_t \log(\mu_t) - \mu_t - \log(y_t!)],$$

where  $\mathbf{y} = (y_1, \dots, y_m)$  denotes the vector of MAAF counting.

As pointed out by Heinen (2003) and Weiß (2009), a conditional regression structure including autoregressive terms in  $\mu_t$  can handle overdispersion (variance greater than the mean) even in the ordinary Poisson case. Still, we may also consider the Negative Binomial distribution to outline an INGARCH process, as it intrinsically accommodates higher data overdispersion levels. In this case, the conditional mean is also expressed by Equation (3.1), and, according to Christou and Fokianos (2014), the dispersion parameter ( $\phi$ ) can be estimated by solving

### Equation 3.3 – Equation dispersion

$$\hat{\phi} \sum_{t=1}^m \frac{(Y_t - \hat{\mu}_t)^2}{\hat{\mu}_t (\hat{\mu}_t + \hat{\phi})} = m - (p + q + 1),$$

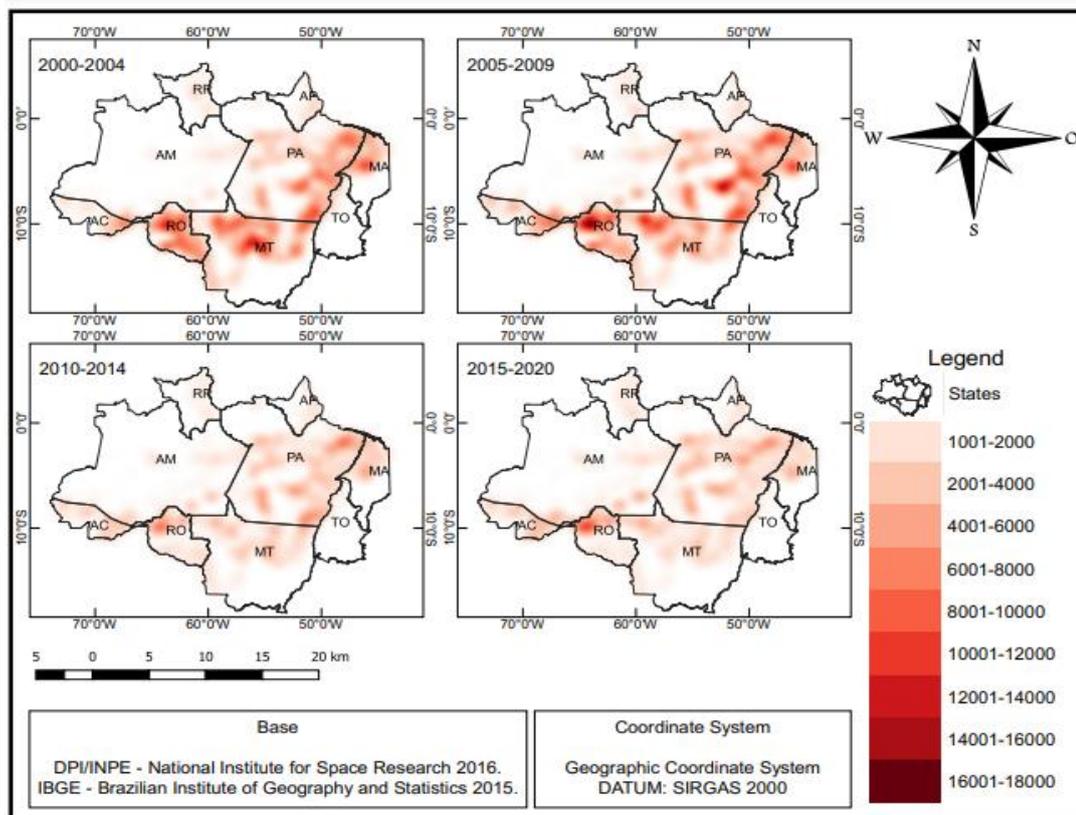
which is based on the Pearson's  $X^2$  statistic.

For modeling the time series of MAAF, we have used the `tscount` package (Liboschik *et al.*, 2017), which is available for the R software (R Core Team, 2020). This package provides likelihood-based methods (function `tsglm`) for obtaining the conditional MLEs (quasi-MLEs (QMLEs)) of vector  $\theta$  under a Poisson (Negative Binomial) distributional assumption for stationary INGARCH  $(p, q)$  processes. Beyond providing the set of tuned parameters, objects of `tsglm` class can be used for model assessment, model comparison, and forecast of future observations. The obtained results in this paper derive directly from these methods (all implemented in the R software), and part of them are presented and discussed in the following section.

### 3.3 RESULTS AND DISCUSSION

In order to visualize the temporal spatiality of active fire, we built a Kernel density map (Figure 3.3), which is a tool that displays the data according to its area of influence (Smith *et al.*, 2018). Consequently, it is possible to better understand the dynamism of hot spots according to their incidence in the states that compose the Brazilian Amazon.

Figure 3.3 - Kernel map of active fire density in the Amazon biome from January 2000 to July 2020



Analyzing the spatial distribution of the data in the Amazon biome, one can observe that between the years 2000 and 2010, the states of Pará, Mato Grosso, and Rondônia have presented the highest incidence of active fire.

Among the phenomena that explain this process, we mention the advance of the agricultural borders and the use of fire for the management of already cultivated areas, as a strategy of soil preparation and containment of invasive exotic species, which leads to the ignition of accidental fires (Barber *et al.*, 2014; Fonseca *et al.*, 2019; Teckentrup *et al.*, 2019).

On the other hand, according to Garcia *et al.* (2019) and Morgan *et al.* (2019), the region with the highest incidence of active fire (Figure 3.3) corresponds to the arc of deforestation which incorporates the west of Maranhão and the south of Pará in the west direction, through Mato Grosso, Rondônia, and Acre, suggesting that there is a possible direct relationship between deforested areas and arson.

The increasing number of active fires observed in 2005, 2007, and 2010 may be related to abiotic aspects, since, according to Tyukavina *et al.* (2017), Brazil's north region was affected by a severe drought due to the El Niño phenomenon, responsible for facilitating several forest fires. The meteorological aspects are crucial to the increased incidence of fires since higher temperatures are associated with wind gusts, which favors the dispersion of heat and turn the fire more challenging to control (Eiras-Barca *et al.*, 2020).

The effect of precipitation on the occurrence and distribution of wildland fires was analyzed by Tasker and Arima (2016), whose studies indicated that the decrease in the precipitation rates is responsible for increasing the percentage of deforested areas 15%, as well increasing by 27% the incidence of wildland fires. This fact is supported by Tyukavina *et al.* (2017), which have shown that in periods of prolonged drought, the occurrence and spread of wildland fires are more common, explaining the higher density of active fire in the Amazon biome between 2000 and 2010.

After 2010, it is noticeably the decreasing tendency to generate active fire, with such a behavior maintaining stable during the studied period. According to Armenteras *et al.* (2013), the reduction of areas suitable for agriculture is a factor that possibly implies decreasing the active fire. Besides, the enlargement of the monitoring mechanisms and the creation of more restrictive laws may also have interfered in the obtained indices (Aragão *et al.*, 2018; Cisneros *et al.*, 2015).

Aiming to study wildland fires' future behavior in the Brazilian Amazon, we have considered the INGARCH models to analyze and forecast MAAF observations. The main results obtained from the fit of these models are presented in the following

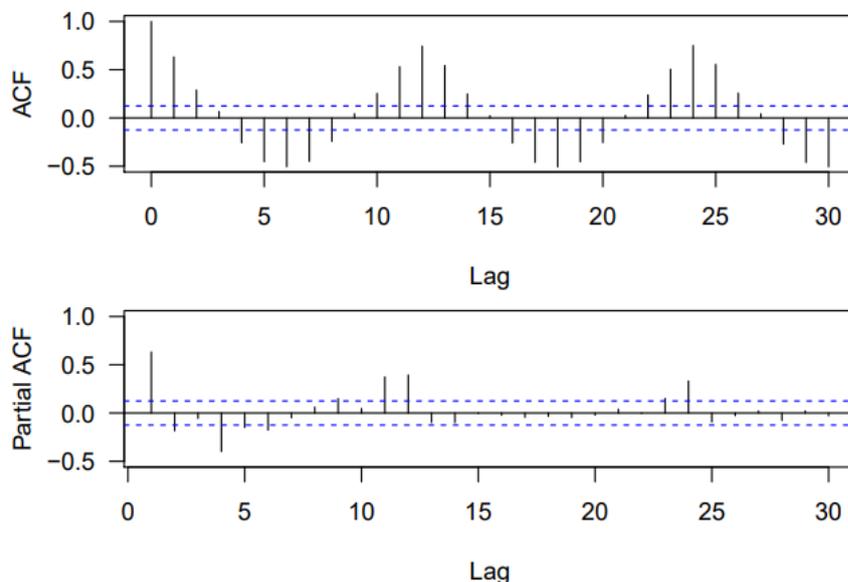
### **3.3.1 Statistical results**

This subsection is dedicated to present and discuss the main results obtained from the fit of INGARCH models to the time series of MAAF counting for each state of the Amazon biome. Due to the massive number of outputs in our analyses, we have decided to present mostly the Pará state results, the state with the most accumulated number of active fires in the observed time-frame (see Table 3.1).

The assessment of stationarity of the time series under investigation was the first step in our statistical analysis. To do so, we have considered the augmented Dickey-Fuller (ADF) test of unit-root, whose alternative hypothesis is that the time series is (trend) stationary. We have performed such a test for the nine datasets of MAAF counting using the function `stationary.test` of the `aTSA` package. We found evidence of stationarity for all the counting time series ( $p$ -value  $\leq 0.01$  in all cases).

The empirical autocorrelation function (ACF) and partial autocorrelation function (PACF) for the time series of Pará state's MAAF counting are displayed in Figure 3.4. The original series can be visualized in the upper panel of Figure 3.2. From the PACF, one may consider that  $p = 12$  is a reasonable value for the most extreme order to be adopted in the autoregressive component of Equation (3.1) (assuming  $p = 24$  may lead to overparameterized models). On the other hand, the ACF suggests that no more than  $q = 12$  terms should be considered in the moving average component to capture the MAAF's annual seasonality.

Figure 3.4 - Empirical autocorrelation functions for the time series of Para state's MAAF counting



The ACF and PACF for the times series of the remaining states of the Amazon biome follow the same pattern of Figure 3.4, only changing the intensity of the autocorrelations. To fit the models described in Section 3, we have adopted four different combinations of autoregressive and moving average orders to represent each state's time series of MAAF by an INGARCH  $(p, q)$  process: (i)  $p = q = 6$ ; (ii)  $(p = 6)$  and  $q = 12$ ; (iii)  $p = 12$  and  $q = 6$ ; and (iv)  $p = q = 12$ . We have considered models

with  $p, q = 6$  in our analyses to verify whether semestral seasonality is enough to characterize some states' data. For ease of notation, Model 1 (2) refers to an underlying Poisson (Negative Binomial) assumption for the INGARCH ( $p, q$ ) process.

Table 3.2 provides an overall comparison between the INGARCH models fitted to MAAF counting's nine datasets. The displayed results refer to the best-obtained fit for each state. Likelihood-based comparisons were made using standard methods for model selection, namely, the Akaike's Information Criterion (AIC) and the Bayesian Information Criterion (BIC). Besides, we also present the Ranked Probability Score (RPS) and the Dawid-Sebastiani Score (DSS), which are proper scoring rules (Gneiting *et al.*, 2007) for assessment of calibration of the predictive distribution and sharpness of the fitted models. The RPS and the DSS measures were obtained using the function scoring of the `tscount` package. The preferable model for representing each state's data has both selection and calibration measures highlighted in bold on the presented summary.

From the results displayed in Table 3.2, one may conclude that Model 2 is more suitable for describing the count time series of MAAF from each state as it has significantly outperformed Model 1 in all cases (see AIC and BIC). Another measure for assessing the fitted models' probabilistic calibration is the Probability Transform Integral (PIT), which should approximate a Uniform distribution if the predictive distribution is well-specified (Gneiting *et al.*, 2007). In Figure 3.5, we present diagnostic plots based on the non-randomized PIT values (Czado *et al.*, 2009) from the bestobtained fits to the time series of MAAF from Pará state. The PIT plots were obtained using the function `pit`, also available from the `tscount` package. From the RPS, DSS, and PIT values, it can also be inferred that a Negative Binomial predictive distribution would provide more accurate forecasting of future MAAF observations in most states of the Amazon biome.

Figure 3.5 depicts the fit of Model 2 to the time series of MAAF from Pará state. The red line represents the predicted conditional mean of the fitted INGARCH (6, 12) model, that is,

Equation 3.4 - Equation for Adjust INGARCH model

$$\hat{\mu}_t = \exp \left\{ \hat{\gamma}_0 + \sum_{i=1}^6 \hat{\alpha}_i \log(Y_{t-i} + 1) + \sum_{j=1}^{12} \hat{\beta}_j \log(\hat{\mu}_{t-j}) \right\},$$

where  $(\hat{\gamma}_0, \hat{\alpha}_1, \dots, \alpha_6, \hat{\beta}_1, \dots, \hat{\beta}_{12})$  is the full vector of QMLEs, which are summarized in Table 3.2 (see Appendix). Using Equation 3.2, the dispersion parameter of the Negative Binomial distribution was estimated as  $\hat{\vartheta} = 1.402$ . Besides, for each time  $t$  the 95% quantile-based prediction' intervals (grey shadow) were obtained by solving the equations  $T_{\hat{\psi}_t}(y_t^* + 1, \hat{\vartheta}) = 0.975$  and  $T_{\hat{\psi}_t}(y_t^* + 1, \hat{\vartheta}) = 0.025$  in  $y_t^*$  (quantile), where  $\hat{\psi}_t = \hat{\mu}_t(\hat{\mu}_t + \hat{\vartheta})^{-1}$  and  $T$  is the regularized incomplete beta function.

**Table 3.2** Comparison criteria and proper scoring rules for the best-fitted INGARCH models.

State	Model (Order)	AIC	BIC	RPS	DSS
AC	1 (12,12)	13,219.48	13,307.21	<b>38.22</b>	62.93
	2 (12,12)	<b>2,613.28</b>	<b>2,704.52</b>	92.05	<b>9.98</b>
AP	1 (12,12)	6,998.31	7,086.05	<b>31.64</b>	27.27
	2 (6,12)	<b>1,946.15</b>	<b>2,016.34</b>	34.58	<b>6.67</b>
AM	1 (12,12)	25,142.19	25,229.92	62.81	103.79
	2 (12,12)	<b>3,144.99</b>	<b>3,236.23</b>	<b>57.07</b>	<b>11.23</b>
MT	1 (6,12)	148,223.45	148,290.12	120.19	837.45
	2 (6,6)	<b>3,973.63</b>	<b>4,022.76</b>	<b>110.84</b>	<b>14.70</b>
MA	1 (12,12)	25,571.77	25,659.50	68.84	105.84
	2 (6,6)	<b>2,852.50</b>	<b>2,901.63</b>	<b>48.07</b>	<b>9.84</b>
PA	1 (12,6)	154,517.83	154,584.51	75.79	667.41
	2 (6,12)	<b>3,810.14</b>	<b>3,880.33</b>	<b>47.85</b>	<b>14.04</b>
RO	1 (12,12)	42,320.05	42,407.79	<b>55.66</b>	210.25
	2 (6,12)	<b>3,337.71</b>	<b>3,407.90</b>	95.82	<b>11.85</b>
RR	1 (12,12)	20,130.33	20,218.07	74.03	83.78
	2 (6,6)	<b>2,692.55</b>	<b>2,741.68</b>	<b>61.66</b>	<b>9.59</b>
TO	1 (12,12)	5,099.12	5,186.86	<b>19.30</b>	24.35
	1 (12,6)	<b>2,027.47</b>	<b>2,097.66</b>	22.78	<b>7.08</b>

From Figure 3.6, one can notice that the Negative Binomial INGARCH (6, 12) model was able to capture the overdispersed seasonal behavior of the MAAF counting in the Pará state. The higher amplitude of the prediction' intervals, especially between 2004 and 2005, is a direct consequence of the considerable data variability in the period. We mention the El Niño phenomenon from 2002 to 2003 as one of the causes for the higher data variability since this phenomenon has favored a decrease in the precipitation rates in the Pará state. According to Morgan *et al.* (2019), there is a natural tendency of active fire concentration in the years following atmospheric phenomena. Besides, Tyukavina *et al.* (2017) explain that the dry vegetation resulting from deforestation remains in nearby areas, providing additional ingredients for large-scale fires.

Ribeiro *et al.* (2020) studied the precipitation in the western Amazon, and they have shown that the lowest pluviometric index was in the region was registered between 2004 and 2005. This result could support the hypothesis that the precipitation is inversely proportional to the registered number of active fires. While favoring the regional economic development, the build of highways that connect Belem (PA) to Brasília (Brazil's capital) and Cuiaba (MT) to Porto Velho (RO) is also responsible for deforestation that boosted the occupation of forested areas in the region (Barber *et al.*, 2014).

Figure 3.6 - Histogram of the non-randomized PIT values from the best-obtained fits to Pará state data

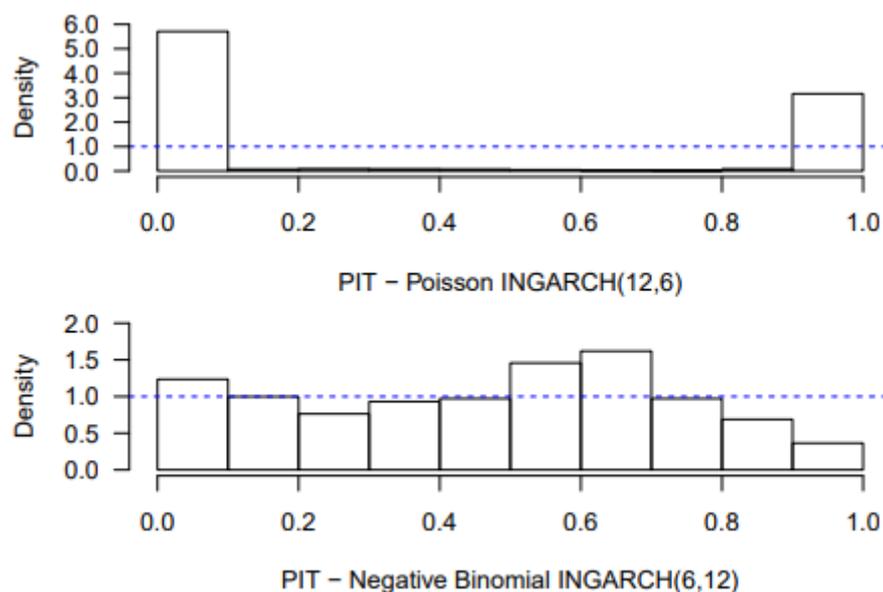
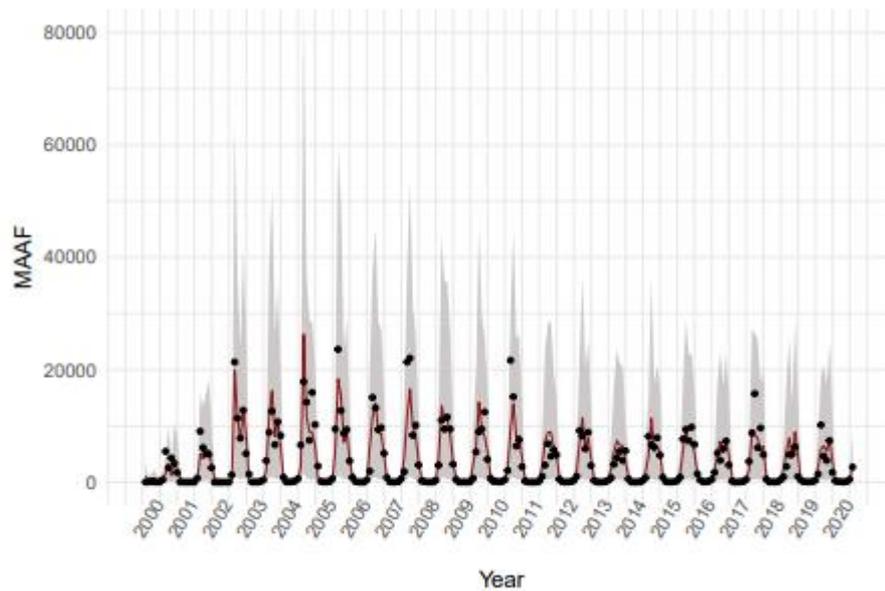


Figure 3.7 - Fitted Negative Binomial INGARCH (6, 12) model to the time series of Para state's MAAF counting. The red line represents the predicted conditional mean, while the grey shadow illustrates the 95% quantile-based prediction intervals



An interesting particularity of the Amazon biome is that, from 2011, the monthly number of active fires has begun to present a pattern that can be visualized until nowadays.

A possible explanation for such a fact is the approval of the Plan for Control Illegal Deforestation and Recovery of Native Vegetation, which is promoting strategies for preventing deforestation and monitoring wildland fires. Besides, the New Forest Code (Law 12,655/2012) also favored environmental conservation based on the regulation of conservation spots and areas of the legal reserve (Aragão *et al.*, 2018; Barlow *et al.*, 2020; Cisneros *et al.*, 2015). In this context, the decrease in MAAF counting's annual variability allowed the fitted models to provide even more accurate predictions for the time series in such a time-frame.

Figure 3.8 - Summary of the estimated residuals from the Negative Binomial INGARCH (6, 12) model - Para' state data. The upper-panel presents the empirical ACF of  $r_t$  and the lower-panel depicts the residuals' behavior over time

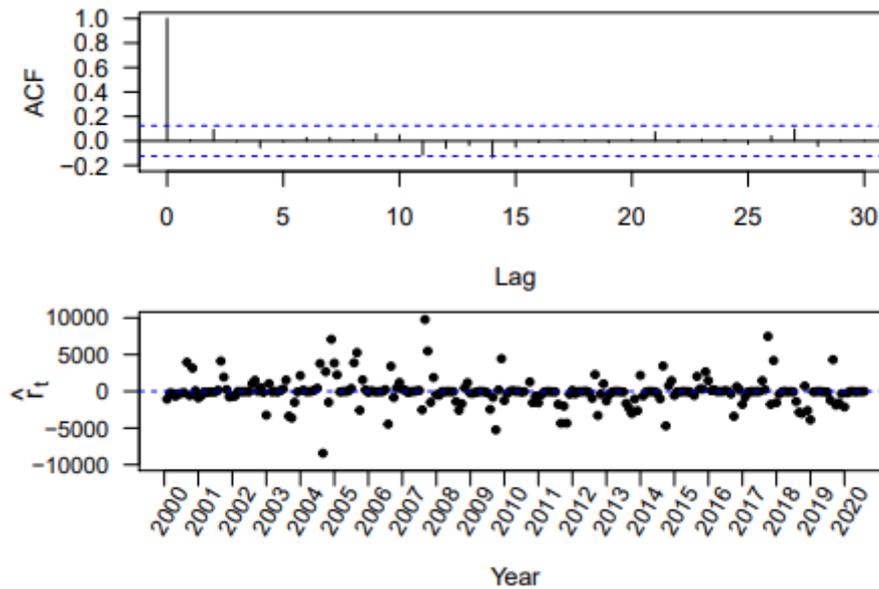
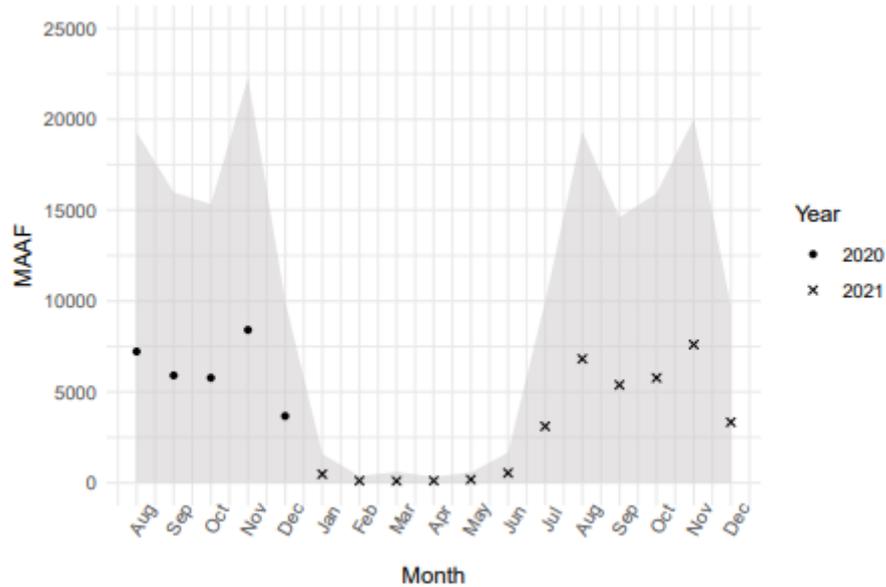


Figure 3.7 presents the empirical ACF of the estimated response residuals ( $r_t = y_t - \mu_t$ ) from the Negative Binomial INGARCH (6, 12) model (Para state data), and the plot of  $r_t$  values against time. Noticeably, there is no serial dependence that has not been explained by the fitted model (upper-panel). On the other hand, the lowerpanel reveals that, although most residuals are concentrated around zero, the data generating process has suffered some changes over time, especially since 2011, as previously discussed. Besides, the Ljung-Box statistic for examining the null hypothesis of independence based on 12 lags for the residuals is  $X^2 = 9.141$ , with a corresponding p-value of 0.609 for 11 degrees of freedom. This result suggests that there is no evidence of any remaining correlation within the estimated residuals. In Figure 3.8, we present the summary of the forecasting procedure of future values of MAAF counting for the Para state.

Figure 3.9 - Forecasting of MAAF counting from August 2020 to December 2021 - Para state. Predictions are represented either by (•) or (×), while the grey shadow illustrates the shortest 95% prediction' intervals estimated from a parametric bootstrap procedure



From the best-fitted model, we casted 17 values of MAAF from August 2020 to December 2021. The optimal 1-step-ahead predictor for  $\hat{Y}_{m+1}$  is the estimated conditional mean  $\hat{\mu}_{m+1}$ , and so the vector  $(\hat{Y}_{m+1}, \dots, \hat{Y}_{m+17})$  was obtained by recursive 1-step-ahead predictions. Here, the 95% prediction' intervals (grey shadow) were estimated through a parametric bootstrap procedure, where 1, 000 simulations of the vector  $(\hat{Y}_{m+1}, \dots, \hat{Y}_{m+17})$  were taken from the fitted Negative Binomial INGARCH (6, 12) model. After that, we have obtained the shortest intervals that contain at least 950 of the simulated values for each forecasted month.

One can notice that the forecasted number of active fires reflects the region's climatic patterns, with a lower incidence in the period of higher precipitation rates (December to June). This fact has already been discussed by Martins *et al.* (2020), which have studied the temporal dynamics of fires in Brazil. Finally, between July to November occurs a higher emission of gases and particulate material in the atmosphere, which impacts the ecosystem and the health of the local population (Junior *et al.*, 2019). Such facts reinforce the importance of public policies to mitigate the problem and preserve the Amazon biome.

### 3.4 CONCLUDING REMARKS

Monitoring the behavior of active fire between January 2000 to July 2020 in the Brazilian Amazon showed a higher number of events in the first ten years of evaluation. With approximately 76% of the records, Pará, Mato Grosso, and Rondônia posed as the states with the highest number of fires in the observed period. Notwithstanding, the region that encompasses these three states corresponds to the arc of deforestation, which supports the hypothesis that wildland fires are associated with advancing the agricultural borders.

The adopted statistical methodology has proved useful for designing future scenarios to understand wildland fires dynamics in the short, medium, and long term periods. From the obtained results, we have that the incidence of active fires showed less temporal variability after 2011, with a pattern observed until nowadays. As a direct consequence of this stability, it is expected that the obtained forecast accurately reflects the incidence of active fire in the region until December 2021. Based on the analysis carried out using data from the Brazilian Amazon, the importance of adopting policies to inspect and control human activities in the region is emphasized, aiming to reduce active fire, especially in the drought period (from August to October).

In this context, establishing strict environmental monitoring measures is essential since the Brazilian public authorities have to preserve their natural resources. Future studies suggest the extension of the adopted statistical model to accommodate meteorological variables, as it could undoubtedly help researchers better understand the influence of natural elements on fire dynamics in the Brazilian Amazon region

### REFERENCES

- Ab'Saber, A.N., 2002. Bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. *Estudos Avançados* 16, 7–30.
- Aragão, L.E.O.C., Anderson, L.O., Fonseca, M.G., Rosan, T.M., Vedovato, L.B., Wagner, F.H., Silva, C.V.J., Junior, C.H.L.S., Arai, E., Aguiar, A.P., *et al.*, 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications* 9, 1–12.
- Armenteras, D., González, T.M., Retana, J., 2013. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation* 159, 73–79.

- Barber, C.P., Cochrane, M.A., Souza Jr, C.M., Laurance, W.F., 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* 177, 203–209.
- Barlow, J., Berenguer, E., Carmenta, R., França, F., 2020. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology* 26, 319–321.
- Christou, V., Fokianos, K., 2014. Quasi-likelihood inference for Negative Binomial time series models. *Journal of Time Series Analysis* 35, 55–78.
- Cisneros, E., Zhou, S.L., Börner, J., 2015. Naming and shaming for conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. *PloS One* 10, e0136402.
- Czado, C., Gneiting, T., Held, L., 2009. Predictive model assessment for count data. *Biometrics* 65, 1254–1261.
- Dias, L.C.P., Pimenta, F.M., Santos, A.B., Costa, M.H., Ladle, R.J., 2016. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Global Change Biology* 22, 2887–2903.
- Eiras-Barca, J., Dominguez, F., Yang, Z., Chug, D., Nieto, R., Gimeno, L., Miguez-Macho, G., 2020. Changes in South American hydroclimate under projected Amazonian deforestation. *Annals of the New York Academy of Sciences*.
- Farias, M.H.C.S., Beltrão, N.E.S., Santos, C.A., Cordeiro, Y.E.M., 2018. Impact of Rural Settlements on the Deforestation of the Amazon. *Mercator (Fortaleza)* 17.
- Ferland, R., Latour, A., Oraichi, D., 2006. Integer-valued GARCH process. *Journal of Time Series Analysis* 27, 923–942.
- Ferreira, L.N., Vega-Oliveros, D.A., Zhao, L., Cardoso, M.F., Macau, E.E., 2020. Global fire season severity analysis and forecasting. *Computers & Geosciences* 134, 104339.
- Fokianos, K., Tjøstheim, D., 2011. Log-linear Poisson autoregression. *Journal of Multivariate Analysis* 102, 563–578.
- Fonseca, M.G., Alves, L.M., Aguiar, A.P.D., Arai, E., Anderson, L.O., Rosan, T.M., Shimabukuro, Y.E., Aragão, L.E.O.C., 2019. Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology* 25, 2931–2946.
- Fritzsos, E., Mantovani, L.E., Wrege, M.S., 2017. Os biomas e o clima das capitais do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física* 10, 1152–1160.
- Garcia, A.S., Vilela, V.M.F.N., Rizzo, R., West, P., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., Ballester, M.V.R., 2019. Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon's arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-temporal classification approach. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 15, 100–233.

Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L., Justice, C.O., 2018. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment* 217, 72–85.

Gneiting, T., Balabdaoui, F., Raftery, A.E., 2007. Probabilistic forecasts, calibration and sharpness. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 69, 243–268.

Heinen, A., 2003. Modelling time series count data: An autoregressive conditional Poisson model. Available at SSRN 1117187.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020. Amazônia Legal: O que é? <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e>. Accessed: July 25, 2020.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020a. Banco de Dados - BDqueimadas. <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>. Accessed: November 11, 2020.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020b. Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Accessed: November 11, 2020.

Jolly, W.M., Cochrane, M.A., Freeborn, P.H., Holden, Z.A., Brown, T.J., Williamson, G.J., Bowman, D.M.J.S., 2015. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications* 6, 1–11.

Junior, C.H.L.S., Anderson, L.O., Silva, A.L., Almeida, C.T., Dalagnol, R., Pletsch, M.A.J.S., Penha, T.V., Paloschi, R.A., Aragão, L.E.O.C., 2019. Fire responses to the 2010 and 2015/2016 Amazonian droughts. *Frontiers in Earth Science* 7, 1–16.

Liboschik, T., Fokianos, K., Fried, R., 2017. Tscount: An R package for analysis of count time series following generalized linear models. volume 82.

Martins, G., Rosa, A.S., Setzer, A., Rosa, W., Morelli, F., Bassanelli, A., 2020. Dinâmica Espaço-Temporal das Queimadas no Brasil no Período de 2003 a 2018. *Revista Brasileira de Geografia Física* 4, 1558.

Morello, T.F., Ramos, R.M., Anderson, L.O., Owen, N., Rosan, T.M., Steil, L., 2020. Predicting fires for policy making: Improving accuracy of fire brigade allocation in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics* 169, 106–501.

Morello, T.F., Ramos, R.M., Steil, L., Parry, L., Barlow, J., Markusson, N., Ferreira, A., 2017. Fires in Brazilian Amazon: Why does policy have a limited impact? *Ambiente & Sociedade* 20, 19–38.

Morgan, W.T., Darbyshire, E., Spracklen, D.V., Artaxo, P., Coe, H., 2019. Non-deforestation drivers of fires are increasingly important sources of aerosol and carbon dioxide emissions across Amazonia. *Scientific Reports* 9, 1–15.

Nobre, C.A., Sampaio, G., Borma, L.S., Castilla-Rubio, J.C., Silva, J.S., Cardoso, M., 2016. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 10759–10768.

Pinheiro, T.F., Escada, M.I.S., Valeriano, D.M., Hostert, P., Gollnow, F., Müller, H., 2016. Forest degradation associated with logging frontier expansion in the Amazon: The BR-163 region in southwestern Pará, Brazil. *Earth Interactions* 20, 1–26.

Pu, R., Li, Z., Gong, P., Csiszar, I., Fraser, R., Hao, W., Kondragunta, S., Weng, F., 2007. Development and analysis of a 12-year daily 1-km forest fire dataset across North America from NOAA/AVHRR data. *Remote sensing of environment* 108, 198–208.

R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

Ribeiro, T.M., de Mendonça, B.A.F., de Oliveira-J., J.F., Fernandes-Filho, E.I., 2020. Fire foci assessment in the Western Amazon (2000–2015). *Environment, Development and Sustainability* 1, 1–14.

Silva, A.A., Braga, M.Q., Ferreira, J., Santos, V.J., Carmo Alves, S., Oliveira, J.C., Calijuri, M.L., 2020. Anthropogenic activities and the Legal Amazon: Estimative of impacts on forest and regional climate for 2030. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 100304.

Smith, M.J., Goodchild, M.F., Longley, P.A., 2018. *Geospatial Analysis a Comprehensive Guide to Principles Techniques and Software Tools (Sixth Edit)*.

Spessa, A.C., Field, R.D., Pappenberger, F., Langner, A., Enghart, S., Weber, U., Stockdale, T., Siegert, F., Kaiser, J.W., Moore, J., 2015. Seasonal forecasting of fire over Kalimantan, Indonesia. *Natural Hazards and Earth System Science* 15, 429–442.

Tasker, K.A., Arima, E.Y., 2016. Fire regimes in Amazonia: The relative roles of policy and precipitation. *Anthropocene* 14, 46–57.

Teckentrup, L., Harrison, S.P., Hantson, S., Heil, A., Melton, J.R., Forrest, M., Li, F., Yue, C., Arneth, A., Hickler, T., Sitch, S., Lasslop, G., 2019. Sensitivity of simulated historical burned area to environmental and anthropogenic controls: A comparison of seven fire models. *Biogeosciences Discussions*.

Turco, M., Jerez, S., Doblas-Reyes, F.J., AghaKouchak, A., Llasat, M.C., Provenzale, A., 2018. Skilful forecasting of global fire activity using seasonal climate predictions. *Nature Communications* 9, 1–9.

Tyukavina, A., Hansen, M.C., Potapov, P.V., Stehman, S.V., Smith-Rodriguez, K., Okpa, C., Aguilar, R., 2017. Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. *Science Advances* 3, e1601047.

Weib, C.H., 2009. Modelling time series of counts with overdispersion. *Statistical Methods and Applications* 18, 507–519.

## **CAPÍTULO 4 – ARTIGO: UMA VISÃO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS EM REGIÕES CLIMATOLÓGICAS DISTINTAS: UMA ANÁLISE DA ÁREA QUEIMADA NA AMAZÔNIA LEGAL E NA PROVÍNCIA DE ALBERTA**

### **AN APPROACH OF FOREST FIRE IN DISTINCT CLIMATOLOGY REGIONS: AN ANALYSIS OF THE BURNED AREA IN THE LEGAL AMAZON AND ALBERTA PROVINCE**

#### **RESUMO**

Os incêndios florestais podem ter origem natural ou antrópica. Quando fogem do controle, possuem o potencial de ocasionar impactos ambientais, sociais e econômicos, necessitando assim de estratégias de monitoramento e mitigação. Dentre as regiões do globo mais acometidas por focos de calor, destacam-se a Amazônia Legal, localizada no Brasil e a Província de Alberta, pertencente ao Canadá. Neste sentido, o objetivo do trabalho foi realizar uma análise temporal das queimadas nestas regiões. Para tanto, foi utilizado o modelo estatístico de regressão polinomial linear combinado com um modelo de volatilidade estocástica a partir de dados de área queimada disponibilizados por órgãos governamentais de ambos os países. Como resultados, a região da Amazônia Legal possui a maior intensidade de atividades de queimadas entre os meses de julho e agosto, enquanto em Alberta, os meses de abril e maio destacaram-se. Ambos os períodos correspondem às épocas mais secas, demonstrando assim, a possível relação das variáveis meteorológicas com a área queimada. Além disso, o modelo utilizado demonstrou viabilidade no entendimento do comportamento do fogo em ambas as regiões, podendo assim ser aplicado em análises e previsões de incêndios florestais.

**Palavras-chave** - Análise estatística, Queimadas, Amazônia Brasileira, Floresta Boreal

#### **ABSTRACT**

Forest fires, in general, could have a natural or anthropic origin. When they get out of control, they have the potential to cause environmental, social and economic impacts, requiring monitoring and mitigation strategies. Among the regions of the world most affected by hot spots, we can highlight the Legal Amazon, located in Brazil and the Province of Alberta, located in Canada. In this study, the main goal was to carry out a temporal analysis of the fires in these regions. For this purpose, a linear polynomial regression model and a stochastic volatility model based on data from the burned area provided by government agencies in both countries. As a result, the region of the Legal Amazon has the highest intensity of burning activities between the months of July and August, while in Alberta, the months of April and May stood out. Both periods correspond to the driest seasons, showing the possible relationship between meteorological variables and the burned area. In addition, the proposed model showed feasibility in understanding the behavior of fire in both regions and could be applied in analyzes and forecasts of forest fires.

**Keywords** - Statistical analysis; Burned area; Brazilian Amazon, Boreal Forest

## 4.1 INTRODUÇÃO

Os incêndios podem ter origem natural ou antrópica. Em condições naturais, tendem a ser influenciados pelas condições meteorológicas, tal como ausência de precipitação, elevadas temperaturas, ventos fortes, ocorrência de raios dentre outras possibilidades. As queimadas não são consideradas desastres naturais, diferenciando-se dos incêndios florestais por ser uma prática bastante antiga dos agricultores, destinada principalmente à limpeza do terreno para o cultivo de plantações ou a formação de pastos. Quando fogem do controle, podem causar incêndios em áreas florestais (ARAGÃO *et al.*, 2018; GARCIA *et al.*, 2019)

Atualmente, as queimadas são uma preocupação mundial, uma vez que acarretam perda de habitats relevantes, emissão de gases do efeito estufa, bem como impactos relacionados aos aspectos sociais e econômicos. Com isso, inúmeras são as estratégias de monitoramento de focos de calor, visando propor métodos de mitigação de tais fenômenos (BOWMAN *et al.*, 2020).

As ocorrências de incêndios florestais no Brasil e em outras partes do mundo como na província canadense de Alberta, causam diversas alterações drásticas no ambiente e danos econômicos importantes. As estatísticas sobre a ocorrência desses incêndios florestais mostram que grande maioria se inicia a partir de fontes de fogo decorrentes direta ou indiretamente das atividades humanas. Diversas características do ambiente têm forte influência sobre o início, a propagação e a intensidade dos incêndios florestais. Os fatores mais relacionados são: materiais de combustível, as condições climáticas, a topografia e o tipo de cobertura vegetal (BATISTA, 2000).

De acordo com o estudo de Santos (2017), foi possível identificar que os impactos das queimadas de origem antrópica são preocupantes para o clima da Amazônia. Como resultado do estudo, ressalta-se que uma possível alteração na composição química da atmosfera, pode gerar efeitos climáticos indesejáveis. Já Longo *et al.* (2009), ressalta que os efeitos da queima de vegetação se espalham por diversas regiões na Amazônia, chegando aos centros urbanos e causando além dos impactos ambientais, o aumento da ocorrência de doenças respiratórias na população.

Em Alberta, outras pesquisas buscaram entender a problemática dos incêndios. O estudo de Stralberg *et al.* (2018) ressalta que o aumento dos incêndios florestais é um fator que acelera as mudanças no ecossistema, principalmente na

vegetação do local, em diversas áreas, incluindo a região de floresta boreal, que cobre a maior parte da província canadense, tendo em vista que a região é caracterizada por um clima continental, que apresenta uma variação anual significativa de temperatura, com verões quentes e invernos frios e o fogo é uma perturbação natural predominante.

Visando entender o comportamento e a dinâmica das áreas queimadas, é cada vez mais comum o uso de ferramentas estatísticas, tal como estudos desenvolvidos por Robinne, Parisien e Flannigan (2016) e Jaafari *et al.*, (2019).

Entretanto, comparações que empregam modelos estatísticos para o estudo do comportamento das áreas queimadas ainda são incipientes. Neste contexto, este trabalho busca realizar uma análise temporal das queimadas na Amazônia e em Alberta de modo a contribuir para o entendimento das causas que influenciam tais fenômenos.

## **4.2 METODOLOGIA**

### **4.2.1 Caracterização da área de estudo**

O estudo comparativo foi realizado para duas áreas com características distintas, que em comum, apresentam elevada quantificação de focos de calor advindos de queimadas, sendo elas a Amazônia Legal brasileira e a Província de Alberta, localizada no Canadá.

#### **4.2.1.1 A Amazônia Legal**

A área que compreende o Bioma Amazônico abrange 5.217,423 km<sup>2</sup>, correspondendo a 58,9% do território brasileiro. Desta forma, é a maior floresta tropical do mundo. Quanto à divisão administrativa, a Lei Complementar n 124/2007 dita que o bioma contempla os estados de Rondônia, Acre, Amazonas, Roraima, Pará, Amapá, Tocantins, Mato Grosso e Maranhão nos quais estão parcialmente ou totalmente integrados à Amazônia Legal (BRASIL, 2007).

Considerando a fitofisionomia vegetal da região, a Floresta Equatorial Amazônica é a principal, tendo como característica a elevada umidade e diversidade vegetal. Ainda, é possível subdividir a vegetação em mata de terra firme, mata de

várzea e mata de igapó. Em menor proporção, o cerrado também pode ser encontrado, destacando-se neste cenário as espécies xeromorfas (ARAGÃO *et al.*, 2018)

De acordo com o sistema Koppen, a categoria que ocorre na Amazônia Brasileira é o clima tropical chuvoso, constituindo o habitat da floresta tropical, sem estação fria e com temperatura média do mês menos quente acima de 18 °C, cuja simbologia é representada pela letra A. Essa categoria de clima apresenta na região três subdivisões: Afi, Ami e Awi. Estes três tipos climáticos Koppen, diferem pelos valores limites em função da quantidade anual das chuvas e do mês menos chuvoso (BASTOS, 1982).

#### **4.2.1.2 A Província de Alberta**

Localizada no Oeste canadense, a província de Alberta tem como principal fonte de economia a extração vegetal, mineração e exploração de óleo e gás. A capital de Alberta é o município de Edmonton, conhecido por ser um dos polos industriais da região. O local apresenta uma extensão territorial de 661.848 km<sup>2</sup> com população estimada de 3.645,257 habitantes (SPALDING *et al.*, 2017)

De acordo com o sistema de Koppen, o clima na província de Alberta é subdividido em Dfb (Clima continental úmido de verão fresco), Dfc (Clima subártico sem estação seca) e BSk (Clima semiárido frio). Os invernos são mais secos, ensolarados e frios, embora no sul da província, os ventos Chinook, predominantes da região oeste do Canadá, que ocorrem quando o ar quente e seco de origem do Pacífico desce as encostas orientais das Montanhas Rochosas, elevando as temperaturas em um curto período (BECK *et al.*, 2018).

A taiga, ou floresta boreal, é a principal fitofisionomia vegetal da área, apresentando certa homogeneidade de coníferas que são naturalmente adaptadas a baixas temperaturas. O Clima fortemente continental exerce influência na distribuição vegetal do local. Desta forma, as florestas apresentam geralmente predominância das espécies *Populus tremuloides* Michx e *Picea glauca* (Moench) Voss *Pinus banksiana* Lamb. Os incêndios florestais podem ter origem natural na região, sendo que as espécies possuem capacidade de regeneração natural após tal perturbação (STRALBERG *et al.*, 2018).

#### 4.2.2 Obtenção dos dados

Este estudo considera os dados mensais de área queimada (em km<sup>2</sup>) do bioma Amazônico situado na região da Amazônia legal (Brasil), e os dados mensais de área queimada (em ha) da Província de Alberta situada no Canadá, entre os anos de 2006 e 2018.

Os dados de área queimada da região Amazônica são advindos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) por meio do uso das imagens MODIS, coleção 6 dos satélites Aqua com resolução espacial de 1 km. A metodologia aplicada para obtenção do produto é especificada por Libonati *et al.*, (2015).

No caso da província de Alberta, no Canadá, a especificação das áreas queimadas é resultante da utilização de fotografias aéreas e imagens do sensor MODIS advindos do satélite Aqua, disponibilizado pelo site governamental do estado (CWFIS, 2020).

#### 4.2.3 Modelagem estatística

Em termos de modelagem, foi utilizado a escala logarítmica para trabalhar com a variável resposta  $Y = \{\text{área queimada}\}$  em ambas as regiões devido a valores altos para área queimada e para ter uma melhor estabilidade computacional.

Nessa escala, também se identificou períodos em que a área queimada foi alta (entre abril e maio) e períodos em que a área queimada foi baixa (entre outubro e novembro), em cada ano considerado neste estudo para a regiões de Alberta. Já para a região do bioma Amazônico, identificamos períodos em que a área queimada foi alta (entre julho e agosto) e períodos em que a área queimada foi baixa (entre janeiro e fevereiro), em cada ano considerado neste estudo. A partir dessa informação, foi considerado um modelo de efeitos sazonais com base no modelo AR para a área queimada nos dois meses anteriores,  $Y(t - 1)$  e  $Y(t - 2)$ .

Neste aspecto, na presença de heterocedasticidade, isto é, variância dependendo do tempo  $t$ , para a série temporal  $Y(t), t = 1, 2, \dots, 156$  (meses), foi assumido uma combinação de um modelo de regressão polinomial linear para os meses e anos com um modelo de volatilidade estocástica, e a inclusão dos efeitos de defasagem (um modelo autorregressivo) para a área queimada  $Y(t)$  (em escala logarítmica) dado por:

#### Equação 4.1 - Modelo de regressão polinomial linear.

$$Y(t) = \beta_0 + \beta_1 m\hat{e}s(t) + \beta_2 [m\hat{e}s(t)]^2 + \beta_3 [m\hat{e}s(t)]^3 + \beta_4 ano(t) + \beta_5 [ano(t)]^2 + \beta_6 Y(t-1) + \beta_7 Y(t-2) + \sigma(t)\epsilon(t)$$

em que  $\epsilon(t)$  são os ruídos independentes e identicamente distribuídos de acordo com a distribuição normal  $N(0, \sigma_\epsilon^2)$  e  $\sigma_j(t)$  é a raiz quadrada da variância do modelo descrito como:

#### Equação 4.2 - Variância do modelo de regressão polinomial linear

$$Y(t) = \beta_0 + \beta_1 m\hat{e}s(t) + \beta_2 [m\hat{e}s(t)]^2 + \beta_3 [m\hat{e}s(t)]^3 + \beta_4 ano(t) + \beta_5 [ano(t)]^2 + \beta_6 Y(t-1) + \beta_7 Y(t-2) + \epsilon(t)$$

A variância de  $Y(t)$  do modelo descrito por (1) é descrita por  $\sigma_\epsilon^2 \exp \exp \{h(t)\}$  onde  $h(t)$  depende de uma variável latente (não observada). Por simplicidade, neste estudo, assumiu-se que  $\sigma_\epsilon^2 = 1$  tal que  $E[Y(t)] = \beta_0 + \beta_1 m\hat{e}s(t) + \beta_2 [m\hat{e}s(t)]^2 + \beta_3 [m\hat{e}s(t)]^3 + \beta_4 ano(t) + \beta_5 [ano(t)]^2 + \beta_6 Y(t-1) + \beta_7 Y(t-2)$  uma vez que  $E[\sigma(t)\epsilon(t)] = 0$  e  $Var[Y(t)] = \sigma^2(t)$ . Por outro lado, a variável latente (variável não observada) é definida por um modelo autorregressivo AR (2) descrito por:

#### Equação 4.3 - modelo autorregressivo AR

$$h(1) = \mu + \zeta(1), \quad t = 1 \quad h(2) = \mu + \phi_1 [h(1) - \mu] + \zeta(2), \\ t = 2 \quad h(t) = \mu + \phi [h(t-1) - \mu] + \phi_2 [h(t-1) - \mu] + \zeta(t), \quad t = 3, 4, \dots, 156$$

em que  $\zeta(t)$  é o ruído com uma distribuição normal  $N(0, \sigma_\zeta^2)$  associada a variável latente. Dessa forma, as quantidades  $\sigma_\zeta^2, \mu, \phi_1$  e  $\phi_2$  são os parâmetros que devem ser estimados. Uma das grandes vantagens desse modelo é que se pode estimar, simultaneamente, a média e a variância mensal que pode ser de grande interesse quando se trabalha com a variável relativa à área queimada.

## 4.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Usando os dados mensais de área queimada das regiões da Amazônia Legal e também da região de Alberta no período de Janeiro de 2006 a Dezembro de 2018, foi estimado o modelo (1), considerando como distribuições a priori a distribuição normal,  $N(0, a^2)$ , para o parâmetro  $\mu$ , a distribuição beta,  $B(b, c)$ , para o parâmetro  $\phi_i, i = 1, 2$ , e a distribuição gamma,  $G(d, e)$ , para o parâmetro  $\zeta = 1/\sigma_\zeta^2$ , além de, para os parâmetros de regressão,  $\beta_j, j = 1, 2, \dots, 7$ , assumidas distribuições normais com hiper parâmetros conhecidos como distribuições a priori.

A análise estatística foi realizada no software R (R CORE TEAM, 2021) a partir da biblioteca *R2 jags* (SU E YAJIMA, 2020) para se obter os resultados inferenciais das distribuições a posteriori de inferência. Os resultados obtidos para a região da Amazônia Legal são apresentados na Tabela 4.1 enquanto os resultados para a região de Alberta são apresentados na Tabela 4.2.

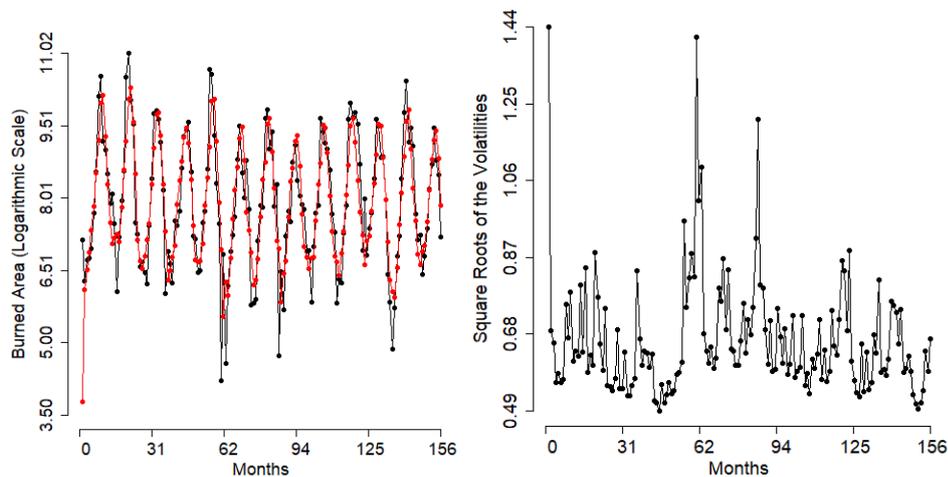
Dos resultados apresentados na Tabela 4.1, pode-se observar que  $\beta_2$  referente ao efeito quadrático do mês,  $\beta_3$  referente ao efeito cúbico do mês e  $\beta_6$  referente ao efeito de defasagem (mês anterior ao atual) tem efeitos significativos na área queimada em escala logarítmica uma vez que o valor zero não está contido nos intervalos de *high posterior density* (HPD) de 95%.

Tabela 4.1. Sumário a posteriori do ajuste do modelo proposto para a área queimada na região da Amazônia Legal (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018.

Parâmetros	Média	Desvio- Padrão	Intervalos de 95% HPD	
			Limite Inferior	Limite Superior
$\beta_0$	4.3384	0.6685	2.9729	5.5628
$\beta_1$	-0.6984	0.1919	-1.0708	-0.3189
$\beta_2$	0.2040	0.0336	0.1382	0.2719
$\beta_3$	-0.0121	0.0017	-0.0154	-0.0088
$\beta_4$	-0.0532	0.0588	-0.1669	0.0652
$\beta_5$	0.0024	0.0041	-0.0055	0.0105
$\beta_6$	0.3491	0.0706	0.2128	0.4877
$\beta_7$	0.0868	0.0536	-0.0186	0.1965
$\mu$	-0.9728	0.2064	-1.3857	-0.5856
$\phi_1$	0.2267	0.1514	0.0001	0.5080
$\phi_2$	0.1900	0.1440	0.0001	0.4740
$\tau$	1.7497	0.8216	0.5768	3.3182

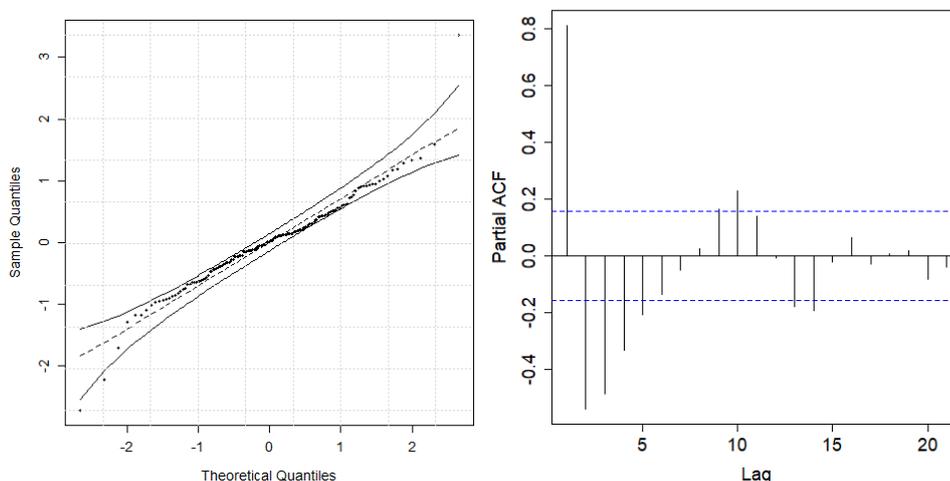
Na Figura 4.1, é ilustrado a série temporal ajustada pelo modelo proposto onde é visto que o ajuste é preciso, indicando que o modelo pode ser utilizado para fazer previsões a respeito da área queimada na região da Amazônia Legal.

Figura 4.1 - Série temporal ajustada assumindo o modelo proposto para o ajuste a área queimada da região da Amazônia Legal (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018 (painel esquerdo), e raiz quadrada das volatilidades.



A Figura 4.1 também ilustra a raiz quadrada das volatilidades estimadas para o modelo proposto em que se pode notar que elas são baixas e com poucos picos o que indica uma boa qualidade de ajuste. Além disso, na Figura 4.2, é ilustrado o gráfico de resíduos e o gráfico de autocorrelação para os resíduos do modelo proposto afim de validar os pressupostos do modelo. Nestes gráficos, é possível notar que não há violação grave do modelo (grande parte dos pontos encontram-se dentro do envelope e o apenas 1 lag do PACF ultrapassa o valor 0,5), garantindo a qualidade de ajuste.

Figura 4.2 - Série temporal ajustada assumindo o modelo proposto para o ajuste a área queimada da região da Amazônia Legal (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018 (painel esquerdo), e raiz quadrada das volatilidades.



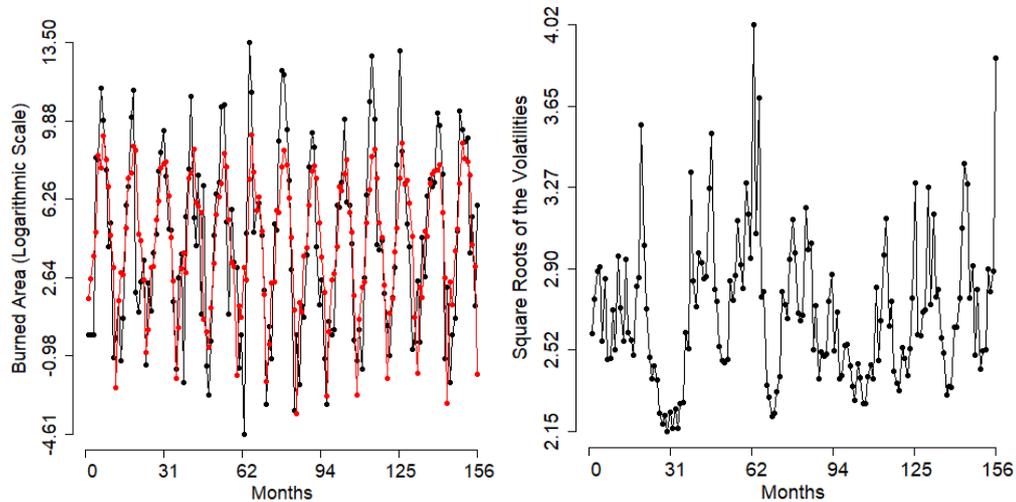
No que tange a região de Alberta, conclui-se, dos resultados apresentados na Tabela 4.2, que  $\beta_2$  referente ao efeito quadrático do mês,  $\beta_3$  referente ao efeito cúbico do mês e  $\beta_6$  referente ao efeito de defasagem (mês anterior ao atual) tem efeitos significativos na área queimada em escala logarítmica uma vez que o valor zero não está contido nos intervalos de *high posterior density (HPD)* de 95%.

Tabela 4.2. Sumário a posteriori do ajuste do modelo proposto para a área queimada na região de Alberta (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018.

Parâmetros	Média	Desvio-Padrão	Intervalos HPD de 95%	
			Limite Inferior	Limite Superior
$\beta_0$	1.3393	0.6702	0.1264	2.7294
$\beta_1$	0.3916	0.2819	-0.1564	0.9387
$\beta_2$	0.2200	0.0738	0.0682	0.3564
$\beta_3$	-0.0224	0.0050	-0.0319	-0.0125
$\beta_4$	-0.2922	0.1832	-0.6513	0.0606
$\beta_5$	0.0203	0.0134	-0.0049	0.0467
$\beta_6$	0.3144	0.0858	0.1492	0.4840
$\beta_7$	-0.1613	0.0835	-0.3284	-0.0002
$\mu$	1.8540	0.1723	1.5054	2.1796
$\phi_1$	0.2510	0.1696	0.0001	0.5695
$\phi_2$	0.2075	0.1537	0.0001	0.5042
$\tau$	3.1558	1.3703	1.0112	5.8972

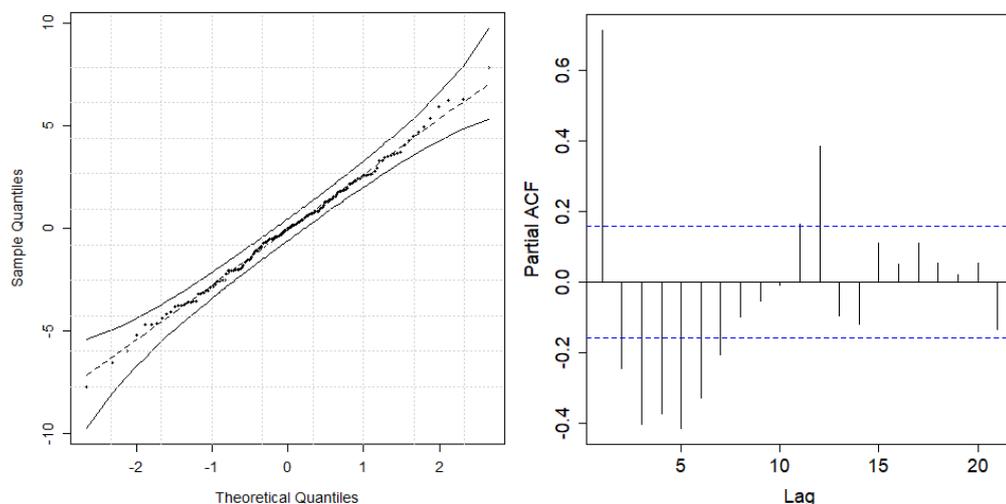
Na Figura 4.1, é ilustrado a série temporal ajustada pelo modelo proposto onde é visto que o ajuste é preciso, indicando que o modelo pode ser utilizado para fazer previsões a respeito da área queimada na região de Alberta. A Figura 4.1 também ilustra a raiz quadrada das volatilidades estimadas para o modelo proposto em que se pode notar que elas são baixas e com poucos picos, o que indica uma boa qualidade de ajuste.

Figura 4.3 - Série temporal ajustada assumindo o modelo proposto para o ajuste a área queimada da região de Alberta (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018 (painel esquerdo), e raiz quadrada das volatilidades do modelo proposto



Além disso, na Figura 4.2, é ilustrado o gráfico de resíduos e o gráfico de autocorrelação para os resíduos do modelo proposto a fim de validar os pressupostos do modelo proposto. Nestes gráficos, podemos notar que não há violação grave do modelo proposto (todos os pontos encontram-se dentro do envelope e o apenas 1 lag do PACF ultrapassa o valor 0,5), garantindo a qualidade de ajuste.

Figura 4.4 - Envelope simulado e PACF para os resíduos do modelo proposto para o ajuste a área queimada da região de Alberta (em escala logarítmica) entre o período de janeiro de 2006 até dezembro de 2018.



Com o modelo proposto, foi possível observar que na região da Amazônia Legal, a área queimada tem picos entre julho e agosto e quedas entre janeiro e fevereiro (Figura 4.3). De acordo com Ribeiro *et al.*, (2018), grande parte das

queimadas na região da Amazônia são de origem antrópica. Ainda, vale ressaltar que a fisionomia vegetal da região Amazônica, caracterizada por uma floresta densa e úmida faz com que incêndios naturais sejam pouco frequentes. Desta forma, ocorre uma tendência na ignição do fogo em épocas naturalmente secas.

Segundo Dias *et al.*, (2016) e Nobre *et al.*, (2016) o desmatamento da Amazônia possui uma relação próxima com as queimadas da região. Assim, geralmente, é realizado o processo de corte raso nos meses que antecedem a estação seca visando favorecer o acúmulo de material vegetal seco. A partir disso, Martins *et al.*, (2020) afirmam que nos meses de julho e agosto que costumam apresentar menores índices de precipitação, ocorre a maior incidência de incêndios criminosos, que se alastram por uma grande extensão territorial.

Quanto as áreas mais atingidas, destaca-se a região do arco do desmatamento, que se estende do Pará até Rondônia, local no qual ocorre atualmente a expansão da fronteira agrícola. Assim, os dados de área queimada geralmente acometem uma grande extensão territorial. Os dados demonstraram que, geralmente, no Brasil, as áreas queimadas são maiores (GARCIA *et al.*, 2019).

Em contrapartida, na região de Alberta, a área queimada tem picos entre abril e maio, apresentando quedas entre outubro e novembro (Figura 4.1). Tal comportamento é explicado pelo próprio processo de renovação da floresta, uma vez que é comum a ocorrência de incêndios impulsionados por causas naturais (BOWMAN *et al.*, 2020). O dado obtido é corroborado por Tymstra *et al.* (2007) que afirma que a ocorrência de focos de calor inicia-se em abril e tende a diminuir até o mês de setembro.

Além disso, as estações do ano são bem divididas em Alberta. Com o derretimento das geleiras e a chegada da primavera, que se inicia em 20 de março, a paisagem se transforma, expondo uma vegetação seca susceptível a incêndios florestais naturais ou queimadas antrópicas. Assim, o fator climático é preponderante no regime de fogo da região (STRALBERG *et al.*, 2018).

Entretanto, nos últimos anos, com o aumento da temperatura global, torna-se cada vez mais frequente a ocorrência de incêndios que abrangem uma grande extensão territorial, e aliado às características vegetacionais da floresta boreal, são de difícil controle. (KASISCHKE, TURETSKY, 2006; PENG *et al.*, 2011). Em 2016, a queimada na região de Alberta ficou conhecido mundialmente pelo impacto ambiental e econômico ocasionado (PETOUKHOV *et al.*, 2018).

Estudos corroboram com esta situação, tal como Bowman *et al.* (2020) estudando a influência das atividades humanas no regime e intensidade dos incêndios florestais, Robinne, Parisien e Flannigan (2016) avaliando a influência antrópica no regime da área queimada em Alberta, Canadá e Pickell *et al.* (2015) e Anderson e McCleary (2014) verificando a sazonalidade das queimadas em Alberta de acordo com as características da região.

Neste contexto, é possível destacar a importância das características climáticas e vegetacionais em ambas as regiões, uma vez que a maior quantidade de área queimada corresponde à época com os menores índices de precipitação em ambas as áreas de estudo. Neste sentido, as medidas de monitoramento e controle de queimadas devem ser pautadas em estratégias mais efetivas que levem em consideração tais características (BOWMAN *et al.*, 2020).

No Canadá, o programa de controle de queimadas de Alberta destaca-se no cenário mundial, uma vez que conta com monitoramento em tempo real, e brigadas específicas para conter incêndios naturais e antrópicos (MAMUJI; ROZDILSKY, 2018). Com isso, as áreas queimadas tendem a ser menores em extensão do impacto, ao se comparar o cenário da Amazônia Legal.

No Brasil, o INPE realiza o monitoramento em tempo real das queimadas, e por meio do produto elaborado por Libonati *et al.* (2015), é possível se analisar a área queimada para a região. Entretanto, políticas de controle e prevenção de queimadas na Amazônia brasileira ainda são incipientes. Apesar da aprovação do Novo Código Florestal em 2012 (Lei 12651/2012) é cada vez mais comum a ocorrência de queimadas em uma grande extensão territorial, o que acarreta perda de biodiversidade, e inúmeros prejuízos ambientais, econômicos e sociais (DIAS *et al.*, 2016, ARAGÃO *et al.*, 2018).

Desta forma, as análises estatísticas contribuem para o entendimento da dinâmica florestal das queimadas, bem como possibilidade da realização da previsão do comportamento do fogo. Alguns estudos focam em modelagem de dados, principalmente os de regressão para entender os incêndios, tal como Morello *et al.*, (2020) e Robinne, Parisien e Flannigan (2016). Assim, os dados podem ser corroborados de modo a contribuir com modelagens ambientais viáveis que subsidiem a tomada de decisão por parte do poder público.

## 4.5 CONCLUSÃO

Em geral, quando se trabalha com séries temporais, os modelos de média móvel, autorregressivos (AR), e ARIMA são os tradicionais para se obter previsões e encontrar os efeitos sazonais, e, geralmente, tais modelos são utilizados para análises de epidemias ou dados financeiros.

Em dados relativos a incêndios ou área queimada, tais modelos também podem ser utilizados, porém, neste trabalho, a proposta de um modelo de regressão polinomial com os efeitos de defasagem se mostrou uma alternativa interessante para se trabalhar com dados temporais, especialmente porquê conseguiu-se modelar a média e a variância ao mesmo tempo, que pode ser extremamente importante em dados ambientais relativos a incêndios uma vez que podemos ter uma visão maior de geoprocessamento e escala espacial destes tipos de dados, além da excelente precisão de ajuste do modelo proposto (Figuras 4.1 e 4.3).

Uma outra grande vantagem do modelo é poder incorporar informações a priori de especialistas para se obter resultados inferenciais mais precisos e, conseqüentemente, uma previsão maior da variável resposta. Neste contexto, o modelo permitiu entender a sazonalidade do fenômeno de queimadas na região de Alberta e da Amazônia Legal.

Os dados demonstraram uma possível influência das características climáticas e vegetacionais nos meses que apresentam uma maior quantidade de área queimada, uma vez que estes correspondem a épocas de menores índices de precipitação, o que acarreta vegetação seca e suscetível a queimadas antrópicas e naturais.

Ainda, destaca-se que na região de Alberta, os incêndios também podem ocorrer de maneira natural, porém as atividades antrópicas têm intensificado o fenômeno. Tal fato também se estende para a Amazônia legal, sendo que no cenário brasileiro, é mais comum que as queimadas estejam associadas a atividades antrópicas.

Com isso, os dados podem subsidiar o poder público em medidas que visem controlar tais fenômenos, de modo a garantir a qualidade ambiental, tanto da floresta amazônica quanto da floresta boreal, ambas fundamentais para a regulação do clima em nível mundial.

Como estudos futuros, sugere-se aplicação de modelagem matemática baseada no modelo de regressão polinomial para a previsão do comportamento das áreas queimadas levando em consideração a origem do fogo, aspectos meteorológicos e características vegetacionais.

## REFERÊNCIAS

ANDISON, D. W.; MCCLEARY, K. Detecting regional differences in within-wildfire burn patterns in western boreal Canada. **The Forestry Chronicle**, v. 90, n. 1, p. 59-69, 2014.

ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1-12, 2018.

BASTOS, T. X. **O clima da Amazônia Brasileira Segundo Koppen**. EMBRAPA – Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido. Pará, 1982

BATISTA, A. C. Mapas de risco: uma alternativa para o planejamento de controle de incêndios florestais. **Floresta**, v. 30, n. 1/2, 2000.

BELL, W. R. An introduction to forecasting with time series models. **Insurance: Mathematics and Economics**, v. 3, n. 4, p. 241-255, 1984.

BECK, H. E. *et al.* Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. **Scientific Data**, New Jersey, 2018.

BOWMAN, D. M. J. S. *et al.* Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BOX, G. E. *et al.* Time series analysis, control, and forecasting. Hoboken. 2015..

DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. John Wiley & Sons, 1998.

DIAS, L. C. P. *et al.* Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, v. 22, n. 8, p. 2887-2903, 2016.

GELFAND, A. E.; SMITH, A. F. M. Sampling-based approaches to calculating marginal densities. **Journal of the American statistical association**, v. 85, n. 410, p. 398-409, 1990.

GARCIA, A. S. *et al.* Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon's arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-temporal classification approach. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 15, p. 100233, 2019.

JAAFARI, A. *et al.* Wildfire probability mapping: Bivariate vs. multivariate statistics. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 618, 2019.

KASISCHKE, E. S.; TURETSKY, M. R. Recent changes in the fire regime across the North American boreal region—Spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. **Geophysical research letters**, v. 33, n. 9, 2006.

LIBONATI, R. *et al.* An Algorithm for Burned Area Detection in the Brazilian Cerrado Using 4  $\mu\text{m}$  MODIS Imagery. **Remote Sensing**, v. 7, p. 15782-15803, 2015.

MARTINS, G. *et al.* Dinâmica Espaço-Temporal das Queimadas no Brasil no Período de 2003 a 2018. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 4, p. 1558-1569, jun. 2020.

MEYER, R.; Y. U, J. BUGS for a Bayesian analysis of stochastic volatility models. **The Econometrics Journal**, v. 3, n. 2, p. 198-215, 2000.

MAMUJI, A. A.; ROZDILSKY, J. L. Wildfire as an increasingly common natural disaster facing Canada: understanding the 2016 Fort McMurray wildfire. **Natural Hazards**, v. 98, n. 1, p. 163-180, 2019.

MONTGOMERY, D. C.; JENNINGS, C. L.; KULAHCI, M. Introduction to Time Series Analysis and Forecasting, A John Wiley & Sons. **Inc., New Jersey**, 2008.

MORELLO, T. F. *al.* Predicting fires for policy making: Improving accuracy of fire brigade allocation in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 169, p. 106501, 2020.

NOBRE, C. A. *et al.* Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.

PENG, C. *et al.* A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. **Nature climate change**, v. 1, n. 9, p. 467-471, 2011.

PETOUKHOV, V. *et al.* Alberta wildfire 2016: Apt contribution from anomalous planetary wave dynamics. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2018.

PICKELL, P. D. *et al.* The spatial patterns of anthropogenic disturbance in the western Canadian boreal forest following oil and gas development. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 45, n. 6, p. 732-743, 2015.

RIBEIRO, I.O *et al.* Biomass burning and carbon monoxide patterns in Brazil during the extreme drought years of 2005, 2010, and 2015. 2018 **Environmental Pollution** 243, 1008-1014

ROBINNE, François-Nicolas; PARISIEN, Marc-André; FLANNIGAN, Mike. Anthropogenic influence on wildfire activity in Alberta, Canada. **International Journal of Wildland Fire**, v. 25, n. 11, p. 1131-1143, 2016.

SANTOS, T. O. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 2, p. 157–181, 2017

SEBER, G. A. F; LEE, A. J. **Linear regression analysis**. John Wiley & Sons, 2012.

SMITH, A. F.M; ROBERTS, G. O. Bayesian computation via the Gibbs sampler and related Markov chain Monte Carlo methods. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, v. 55, n. 1, p. 3-23, 1993.

SPALDING, P. S. R. O. *et al.* **Alberta**. 2017. Disponível em: <https://www.britannica.com/place/Alberta-pr> . Acesso em: 20 ago. 2017.

STRALBERG, D. *et al.* Wildfire-mediated vegetation change in boreal forests of Alberta, Canada. **Ecosphere**, v. 9, n. 3, p. e 02156, 2018.

SILVA, A. A. *et al.* Anthropic activities and the Legal Amazon: Estimative of impacts on forest and regional climate for 2030. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 18, p. 100304, 2020.

TYMSTRA, C. *et al.* Impact of climate change on area burned in Alberta's boreal forest. **International Journal of Wildland Fire**, v. 16, n. 2, p. 153-160, 2007.

TEAM, R. Core *et al.* **R: A language and environment for statistical computing**. 2013.

YU-SUNG SU AND MASANAO YAJIMA. R2jags: **Using R to Run 'JAGS'**. R package version 0.6-1. <https://CRAN.R-project.org/package=R2jags>. 2020.

## **CAPÍTULO 5 – ARTIGO: ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE MÉTODOS MULTICRITÉRIOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA LEGAL.**

### **COMPARATIVE ANALYSIS BETWEEN MULTI-CRITERIA METHODS USED TO IDENTIFY PRIORITY AREAS FOR CONSERVATION IN THE LEGAL AMAZON**

#### **RESUMO**

Os recursos naturais são fundamentais para a manutenção da vida terrestre e a sua qualidade depende do controle de agentes de degradação antrópicos. Neste sentido, o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é uma alternativa para conciliar o desenvolvimento humano com boas práticas ambientais. Para que a aplicação destes programas seja possível, é fundamental estabelecer critérios para áreas prioritárias. Assim, o objetivo deste trabalho foi realizar uma comparação entre métodos multicritérios (MCE) na identificação de áreas prioritárias para a conservação ambiental na Amazônia Legal. Para a aplicação da MCE estabeleceu-se fatores e restrições antrópicos e naturais. A integração dos critérios foi realizada a partir de dois métodos: *Ordered Weighted Averaging (OWA)*, estabelecendo cenários diversificados de risco e compensação, e WLC (Combinação Linear Ponderada). Os resultados demonstraram que as técnicas multicritério são relevantes para a identificação de áreas prioritárias, podendo subsidiar inúmeros cenários de planejamento. O método WLC foi o que apresentou melhores resultados na ponderação de fatores relevantes. Por outro lado, o método OWA permitiu a construção de cenários de acordo com vários critérios, demonstrando maior flexibilidade de ponderação considerando objetivos específicos. Conclui-se que ambos os métodos podem ser utilizados na definição de áreas prioritárias para o PSA, sendo que a escolha entre o OWA e WLC dependerá dos objetivos específicos e da experiência do planejador.

**Palavras-chave:** *Ordered Weighted Averaging (OWA)*, Combinação Linear Ponderada, Tomada de Decisão; Planejamento Territorial.

#### **ABSTRACT**

Natural resources are essential to maintain terrestrial life, being their quality determined by the control of anthropic degradation agents. In this sense, Environmental Services Payment (ESP) is an alternative to reconcile human development with good environmental practices. In order to ESP be feasible, it is essential to establish priority areas criteria. The objective of this study is to establish a comparison between multicriteria methods (MCE) for identification of environmental priority areas of conservation in Legal Amazon. For the application of the MCE, anthropic and natural factors and restrictions were established. The integration of criteria was conducted using two methods, namely *Ordered Weighted Averaging (OWA)* that established scenarios of diversified risk and compensation, and *Weighted Linear Combination (WLC)*. The results demonstrated that multicriteria methods are relevant to identify priority areas, being able to support countless planning scenarios. The WLC method proved to be better to balance relevant factors. On the other hand,

the OWA method allowed the construction of scenarios with various criteria, demonstrating to be more flexible considering specific objectives. In conclusion, both methods might be used to define priority areas for environmental services payment, and the choice between OWA and WLC is going to depend on the specific objectives and the planner's experience.

**Keywords:** Ordered Weighted Averaging (OWA), Weighted Linear Combination (WLC), Decision Making; Territorial Planning.

## 5.1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats acarreta perda de biodiversidade e pode desencadear respostas generalizáveis nos níveis de população, comunidades e ecossistemas (WILSON *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2022). Estima-se que 1 milhão de espécies já foram extintas, tendo como principais agentes de degradação o desmatamento e a alteração do ecossistema pelas atividades humanas (IPBES, 2019).

Diante da magnitude global destas modificações, atrelado ao alto custo de restauração ecológica, inúmeras iniciativas buscam propor metodologias de priorização de áreas de relevante interesse ecológico (WANG *et al.*, 2021; CAVALCANTE *et al.*, 2022; VALENTE *et al.*, 2022; ZAMMAN, 2022).

Considerando dados de desmatamento no Brasil, a plataforma Mapbiomas (2022) demonstra que somente em 2020 foram devastados 1.385,3 mil hectares de florestas, sendo que 99% dos registros não possuíam autorização de supressão vegetal.

Quanto aos biomas, destaca-se o montante da Amazônia, que contempla 79% dos registros. A floresta amazônica é um dos biomas mais importantes da superfície terrestre, uma vez que abriga inúmeras espécies que sequer foram catalogadas (LAURANCE *et al.*, 2017; SIQUEIRA-GAY, 2022 *et al.*, 2022). Exerce influência no clima Global (FONSECA *et al.*, 2019). A supressão deste bioma acarreta danos significativos não só para os recursos naturais, mas também para as atividades antrópicas condicionadas a eles (TANURÉ *et al.*, 2020; BOWMAN *et al.*, 2021; POTAPOY *et al.*, 2022).

Dada tamanha relevância, inúmeras iniciativas surgem para conciliar o meio econômico com o natural. Em 2021, foi aprovado um importante mecanismo legal, a Lei nº 14.129/2021 que institui a PSA, primeira lei com o enfoque de valorar os

importantes serviços ambientais e ecossistêmicos prestados pela natureza (BRASIL, 2021).

De acordo com Sales e Sales (2021) apesar do elevado tempo de discussão para a aprovação da lei, inexistem jurisprudências para verificar a legalidade dos contratos realizados. Luz e Fontgalland (2022) destacam que a lei não aborda uma metodologia clara de valoração pautada nos valores de mercado, além de não se aprofundar nos critérios para definição de áreas prioritárias. A efetividade desta lei e de demais políticas públicas é dependente de mecanismos que busquem o planejamento territorial e a correta valoração ambiental, associando atributos físicos, biológicos e socioeconômicos condizentes com a realidade do local a ser implementado e que favoreçam a efetividade destes programas e demais iniciativas (CELENTANO *et al.*, 2016; RODRIGUES, 2019; ZABALLA *et al.*, 2022; CUNHA; BRAVO, 2022)

Para identificação destas áreas, é fundamental avaliar os atributos físicos e biológicos, informações acerca da biodiversidade da fauna e da flora, formas de relevo, cobertura vegetal, uso do solo, hidrografia, distância de fragmentos florestais (YOUSEF *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2021; LOPES *et al.*, 2021).

Dados socioeconômicos, proximidade com núcleos urbanos, presença de rodovias, incidência de queimadas e demais agentes de degradação também devem ser considerados para propor soluções de ordem ambiental (SOARES FILHO *et al.*, 2010; BARBER *et al.*, 2014; DA SILVA *et al.*, 2021; MILIEN *et al.*, 2021)

A combinação destas informações fornece dados relevantes para determinar as áreas de fragilidade ambiental, as quais devem ser priorizadas em programas de PSA justamente por estarem associadas a uma maior vulnerabilidade ambiental (WUNDER, 2018; RODRIGUES, 2019; CHEN *et al.*, 2022).

Diante da variedade de informações, o uso da modelagem matemática por intermédio de programas computacionais é fundamental, com destaque para a ferramenta Qgis, software livre e gratuito que promove mecanismos de análise de dados espaciais (BOROUSHAKI, MALCZEWSKI, 2008; COSTA *et al.*, 2018; VALENTE *et al.*, 2022). A associação destas ferramentas com MCE, tal como o WLC, OWA permitem um melhor delineamento de áreas prioritárias (EASTMAN, 1995; CAVALCANTE *et al.*, 2022).

Especificamente para estudos de priorização de áreas, a MCE é uma metodologia mundialmente aceita, fornecendo dados plausíveis de acordo com a

relevância de cada atributo, como corroboram estudos realizados para a Bacia Hidrográfica do Feijão em São Paulo – SP (SOUZA *et al.*, 2021), Almeida *et al.* (2019) para uma área da Mata Atlântica brasileira, Lopes *et al.* (2022) para a Bacia do rio Piracicaba – SP, Silva *et al.* (2017) nas microbacias de Piedade – SP, Cavalcante *et al.* (2022) para o Rio Tacaiúnas na Amazônia Oriental.

Desta forma, a comparação entre metodologias MCE promovem um avanço no conhecimento de determinada temática, auxiliando os gestores públicos na formulação e execução de objetivos. Além disso, a partir do critério de relevância, é possível promover o planejamento pautado na valoração ambiental (SILVA *et al.*, 2017; STRAND *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2021). Na Amazônia Legal foram desenvolvidos estudos com o propósito de valorar os serviços ecossistêmicos a partir do geoprocessamento (STRAND *et al.*, 2018), bem como a disposição a pagar (DAP) pela preservação da Amazônia por famílias do Canadá e Estados Unidos (SIKAMAKI *et al.*, 2019).

É importante salientar que para que a valoração seja possível, é fundamental estabelecer critérios de priorização de áreas. Nesse sentido, o objetivo desse estudo foi comparar métodos multicritério para a definição de áreas prioritárias para o PSA na região da Amazônia Legal.

## **5.2 METODOLOGIA**

A pesquisa enquadra-se como estudo de caso, ou seja, baseia-se na observação de um fenômeno a partir de uma área previamente estabelecida. Desta forma, inicialmente foi realizada uma caracterização da área de estudo, na qual subsidiou a escolha de informações pertinentes para a análise multicritério. Posteriormente, definiu-se os critérios de inclusão e exclusão dos métodos.

Após a aquisição do banco de dados, e a execução dos mapas, aplicou-se dois métodos multicritério (OWA) e (WLC) que promoveram a construção de diferentes cenários.

Para a validação do método, foram selecionadas quatro bacias hidrográficas com maior quantitativo de áreas com alta prioridade para realizar uma comparação com o mapa de uso do solo (Em inglês LULC). Todas as etapas estão descritas no fluxograma abaixo (Figura 5.1).

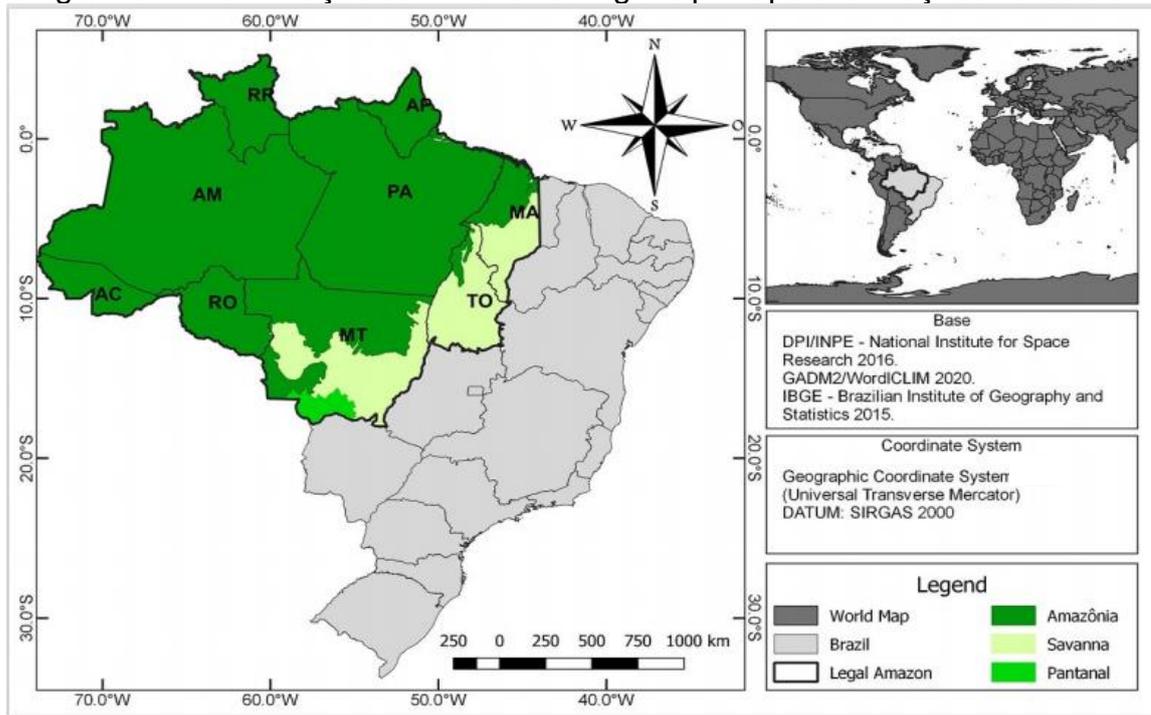
Figura 5.1 - Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa.



### 5.2.1 Caracterização da área de estudo

Com uma extensão territorial de 5.217.423 km<sup>2</sup>, que corresponde a 58,9% do território brasileiro (Figura 5.2), o bioma Amazônico é considerado o maior do mundo (IBGE, 2022). Sua divisão política contempla 52 municípios de Rondônia, 22 municípios do Acre, 62 do Amazonas, 15 de Roraima, 144 do Pará, 16 do Amapá, 139 do Tocantins, 141 do Mato Grosso, bem como, por 181 Municípios do Estado do Maranhão situados ao oeste do Meridiano 44<sup>o</sup>, dos quais, 21 deles, estão parcialmente integrados à Amazônia Legal de acordo com a Lei Complementar n<sup>o</sup> 124/2007 (BRASIL, 2007).

Figura 5.2 - Localização da Amazônia Legal e principais formações florestais.



A vegetação da região é formada predominantemente pela formação florestal característica da Amazônia, qualificada pela Floresta Ombrófila Densa (FOD), apresentando também tipologias como a Floresta Ombrófila Aberta (FOA), Savana, Floresta Estacional Semidecidual (FES), além de Formações Pioneiras Fluviais (IBGE, 2004).

Considerando as variáveis climáticas, a região é classificada como AW, ou seja, Equatorial Úmida, com duas estações bem-marcadas, tendo como característica a temperatura média de 27,9° C na estação seca e 25,8° C na estação chuvosa. Os índices de pluviosidade variam de 1500 mm a 3000 mm, associadas a elevadas taxas de umidade do ar e evapotranspiração (FRITZSONS *et al.*, 2017; FONSECA *et al.*, 2019). A região se destaca como um relevo composto por planícies, planaltos e depressões, onde predominam solos do tipo Latossolo vermelho, latossolo vermelho-amarelo, argissolos e cambissolos. Nas proximidades dos rios, é comum a constatação de gleissolos, plintossolos e Espodossolos (SANTOS *et al.* 2011).

Na esfera populacional, a Amazônia Legal abriga 28,1 milhões de habitantes em 2020, ou seja, aproximadamente 13% do montante populacional brasileiro. Devido a extensão territorial, a densidade populacional ainda é baixa, com cerca de 5,6 habitantes por km<sup>2</sup>. Neste cenário, o estado do Pará é o mais populoso com 7.581.051 habitantes (SANTOS *et al.*, 2021).

Diante das pressões desencadeadas pela expansão urbana, intensificação da infraestrutura urbana e aumento da industrialização, o bioma Amazônico agrava seu processo de desmatamento, que atingiu o patamar de 813.047 km<sup>2</sup> até o ano de 2020, ou seja, 16% da Região da Amazônia Legal (INPE, 2021).

A concentração da área desmatada corresponde ao conhecido como arco do desmatamento, que se distribui entre o oeste do Maranhão ao Sul do Pará, contemplando Mato Grosso, Rondônia, Acre e sul do Amazonas. Tal área possui relevância nas políticas públicas de controle e mitigação das queimadas e desmatamento, visto que 75% dos registros estão englobados no local (GARCIA *et al.*, 2019). Dentre os fatores desencadeadores do desmatamento, destaca-se o avanço da fronteira agropecuária, na qual condiciona a retirada da vegetação nativa em prol da expansão de áreas para o plantio de *commodities* ou criação bovina.

### 5.2.2 Aquisição dos dados

Os dados foram obtidos a partir de informações gratuitas disponibilizadas pelos órgãos governamentais competentes (Quadro 5.1). Todas as informações foram adequadas de acordo com a mesma escala e projeção visando evitar erros de geometria.

Quadro 5.1 – Fonte de obtenção dos dados e sua escala.

Dados	Descrição	Escala	Fonte
Uso do Solo	Levantamento de Uso do Solo	1:250.000	MapBiomass (2022)
Declividade	Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)	1.50.000	USGS (2017)
Erodibilidade	Mapa (shapefile) de erodibilidade dos solos à erosão hídrica do Brasil	1:250.000	EMBRAPA (2020)
Queimadas	Shapefile com os pontos para cada foco de incêndio registrado pelo sensor alocado no Satélite NOAA 20	1:250.000	INPE (2022)
Mineração	Poligonais dos processos minerários ativos (Shapefile)	Não informado	SIGMINE (2022)
PIB per capita	Shapefile com os dados do PIB dos municípios do Brasil, a partir dos dados do Censo 2010	1:250.000	IBGE (2022)
Malha Viária	Shapefile das principais rodovias brasileiras	1:250.000	DNIT (2015)
Corpos Hídricos	Shapefile dos principais rios do Brasil	1:1.000.000	ANA (2022)
Mancha Urbana	Poligonais dos aglomerados urbanos (Shapefile)	1:1.000.000	IBGE (2022)
Déficit de Reserva Legal	Shapefile com os dados de déficit de Reserva Legal por município	1:250.000	UFMG (2022)

### 5.2.3 Análise multicritério (MCE)

A MCE é uma importante ferramenta que pode ser utilizada para o estabelecimento de áreas de relevante interesse ecológico com elevada fragilidade ambiental, favorecendo o processo de tomada de decisão. Para tanto, é fundamental estabelecer fatores e restrições (YOUSEFI *et al.*, 2018).

Os fatores são as características da paisagem, tal como dados topográficos, climatológicos, de diversidade dentre outras informações pertinentes. As restrições são as que limitam os locais em que não se pode realizar intervenções, tal como os núcleos urbanos. Para definir os fatores e restrições pertinentes, é fundamental consultar a literatura e especialistas na área, visto que desta forma, a metodologia é aplicável e validada (SILVA *et al.*, 2017).

No estudo de caso da Amazônia Legal, as restrições estabelecidas foram a de corpos hídricos, floresta plantada e infraestrutura urbana, ambas informações obtidas por intermédio do projeto MapBiomas (MAPBIOMAS, 2022). Diante disso, utilizou-se a lógica Booleana, nas quais, para as áreas excluídas, atribui-se o valor igual a zero. Já as incluídas no objeto de estudo, possuem o valor 1 (Quadro 5.2).

Quadro 5.2 – Fatores utilizados de acordo com sua justificativa e método.

Fator	Justificativa	Método
Declividade	O relevo exerce influência no escoamento superficial e na dinâmica de processos erosivos. Quanto maior a declividade, menor será a infiltração da água no solo e maior o escoamento superficial.	Padronização atribuindo valores crescentes em uma escala de 0 a 1. As classes de declividade são definidas pela EMBRAPA, onde 0 – 3% o relevo é Plano, 3 - 8% Suave Ondulado, 8 – 20% Ondulado, 20 – 45% Forte Ondulado e 45 – 75% Montanhoso
Erodibilidade	A erodibilidade pode ser entendida como a capacidade do solo em resistir a erosão hídrica. A erodibilidade apresenta-se em classes que variam de baixa a muito alta.	Padronização atribuindo valores crescentes, em uma escala de 0 a 1, às classes de risco definidas pela EMBRAPA que contempla índices de 1 a 5, cada um representando as seguintes classes de erodibilidade: (1) Muito Baixa; (2) Baixa; (3) Média; (4) Alta e (5) Muito Alta.
Proximidade a corpos d'água.	Os recursos hídricos são fundamentais para a manutenção das atividades humanas. Desta forma, áreas próximas a rios devem ser prioritárias.	Distância euclidiana: mapa de distâncias de corpos hídricos e nascentes. Padronização por função linear decrescente.
Queimadas	As queimadas são um dos principais agentes de degradação atuantes na Amazônia Legal. Assim, quanto maior a incidência de focos em determinado local, maior deve ser sua prioridade.	Mapa de Densidade de Kernel padronizado por função crescente de 0 a 1.

Mineração	A mineração é uma atividade que apresenta elevados impactos ambientais. Desta forma, áreas próximas a mineração devem ser priorizadas.	Distância euclidiana: mapa de distâncias para estradas principais e ferrovias. Padronização por função linear crescente.
PIB per capita	O PIB per capita auxilia na identificação do grau de desenvolvimento de determinada região. Quanto maior o PIB, maior o desenvolvimento da área.	Padronização atribuindo valores crescentes, de 0 a 1, a partir da divisão em classes já existente na tabela de atributos do shapefile obtido. As classes são delimitadas a partir do valor do PIB do município, onde classe 4 acima de R\$ 50.000,00, classe 3 acima de R\$ 30.000,00, classe 2 acima de R\$ 20.000,00 e classe 1 até R\$ 10.000,00.
Malha Viária	As rodovias favorecem processos erosivos e facilitam o acesso a áreas preservadas, permitindo uma maior facilidade de geração de desmatamento e queimadas.	Distância euclidiana: mapa de distâncias para estradas principais e ferrovias. Padronização por função linear crescente.
Mancha Urbana	Assim como as rodovias, as manchas urbanas favorecem o acesso a áreas restritas. Além disso, produzem passivos ambientais que podem impactar áreas de interesse ecológico.	Distância euclidiana: mapa de distâncias para estradas principais e ferrovias. Padronização por função linear crescente.
Déficit de Reserva Legal	O Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012) estabeleceu áreas mínimas de Reserva Legal e Área de Proteção Permanente (APP). A falta destas áreas, além de descumprir a lei, impacta na qualidade dos recursos hídricos. Desta forma, quanto maior déficit de Reserva Legal e APP, maior a prioridade.	Padronização atribuindo valores crescentes, de 0 a 1, a partir do cálculo do déficit de reserva legal (RL), realizado a partir do somatório da reserva legal atual e o déficit atual, obtendo a área total necessário de RL e verificando qual a porcentagem deficitária.

Visando a padronização dos dados, os mapas foram normalizados em uma escala de 0-1. Tal etapa foi realizada a partir da utilização do *software* Qgis.

### **5.2.3.1 Método AHP**

De acordo com Saaty (2004), Boroushaki e Malczewski (2008), o método AHP realiza uma comparação pareada dos fatores com base em uma escala contínua onde a classificação 1 corresponde a igual importância, já valores acima possuem maior grau de importância e valores abaixo, menor grau de importância. A matriz possui simetria, sendo necessário portanto, o preenchimento de uma de suas partes triangulares (Figura 5.3).

Figura 5.3 - Método AHP de acordo com o grau de importância.



Adaptado de Saaty (2004)

Após o julgamento das variáveis, é possível preencher a matriz, encontrando os pesos fatoriais com a aplicação do método AHP para cada fator. Vale ressaltar que o julgamento dos fatores deve ser realizado a partir de quantas vezes determinada variável é mais importante que sua comparação (WIND; SAATY, 1980).

#### Equação 5.1 - Matriz fatorial

$$[1 \ 1/a_{21} \ \dots \ 1/a_{n1} \ a_{12} \ 1 \ \dots \ 1/a_{n2} \ \dots \ \vdots \ \dots \ a_{1n} \ a_{2n} \ \dots \ 1]$$

A verificação da efetividade do método é realizada a partir do cálculo da Relação de Consistência, na qual primeiramente é preciso calcular a fórmula do índice de Consistência (IC):

#### Equação 5.2 - Fórmula do índice de Consistência

$$IC = \frac{|\lambda_{\max} - N|}{N-1}$$

Onde: IC = Índice de Consistência

$\lambda_{\max}$  = Ordem da Matriz

N = Maior autovalor da matriz.

Com isso, o  $\lambda_{\max}$  será obtido a partir da multiplicação da matriz de julgamento pelo vetor coluna das prioridades (W) e divisão pelo novo vetor encontrado.

Equação 5.3 – Fórmula para encontrar o  $\lambda_{max}$

$$\lambda_{max} = \sum_{j=1}^n a_{ij} \frac{W_j}{W_i}$$

Após o cálculo do IC, é possível encontrar a razão de consistência (RC) na qual avalia se os julgamentos realizados para os fatores são condizentes com o método proposto. Assim, a condição de consistência ocorre quando o RC atinge valores menores que 0,10. Diante disso, recomenda-se prosseguir com os valores encontrados. Caso a relação de consistência atinja valores superiores, o método precisa ser refeito para que a consistência aumente e a metodologia atinja suas premissas

Equação 5.4 – Cálculo da Razão de consistência (RC)

$$RC = \frac{IC}{IR}$$

IC = índice de Consistência

IR = Índice Randômico

O índice randômico varia de acordo com a ordem da matriz, e pode ser obtido a partir da tabela abaixo.

Quadro 5.3. Valores dos índices randômicos que compõem a metodologia.

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
IR	0,0	0,0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51	1,48	1,56	1,57	1,59

Fonte: Saaty (1991)

### 5.2.3.2 Método WLC

A partir da definição dos pesos e fatores, utilizou-se o método WLC, que consiste na utilização da média ponderada. Para tanto, os fatores padronizados, ou seja, cada célula ou pixel, foram multiplicados pelo peso correspondente, somando os resultados, conforme a fórmula a seguir:

### Equação 5.5 - Padronização do Pixel

$$S_j = \sum_{i=1}^n w_i x_i \cdot \prod_{j=1}^m c_j$$

Onde:  $S_j$  = Valor final de adequabilidade do pixel

$W_i$  = Peso do fator

$X_i$  = Pontuação da adequabilidade do fator

$C_j$  = Restrições

$N$  = Número total de fatores

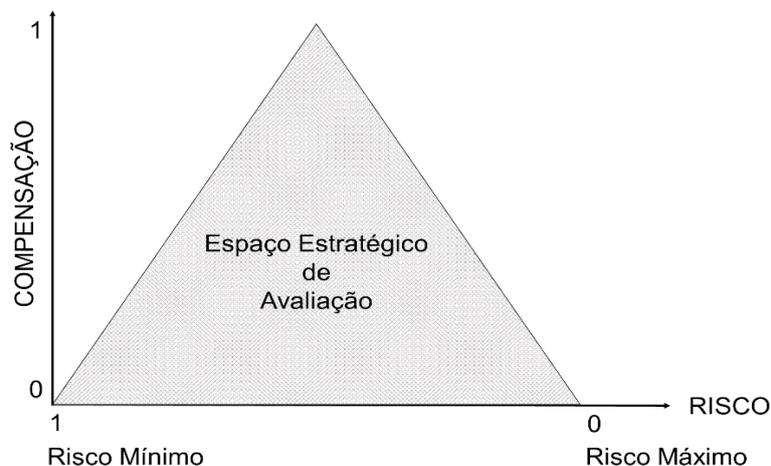
$M$  = Número de restrições.

O mapa resultante foi reclassificado a partir das frequências do histograma em cinco níveis de prioridade de restauração florestal, sendo eles: muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto.

#### 5.2.3.3 Método OWA

O método OWA (Figura 5.4) baseia-se em análises pautadas no risco e na compensação a partir de um espaço estratégico de avaliação. Desta forma, é possível obter um maior controle sobre as variáveis, no qual é possível realizar a formulação de cenários a partir da ponderação de fatores de acordo com o risco e a compensação assumida (VALENTE; VETORAZZI, 2016).

Figura 5.4 - Descrição do processo de tomada de decisão pelo método OWA.



Fonte: Adaptado de Eastman (1995).

A realização do controle do risco é baseada no conjunto de pesos ordenados que podem assumir diferentes posições. Assim, de acordo com Eastman (1995) o risco e a compensação podem ser calculados a partir de fórmulas específicas:

Equação 5.6 - Fórmula para cálculo do risco

$$Risco = \frac{1}{n-1} \sum [(n-1).Wi]$$

Equação 5.7 - Fórmula para cálculo da compensação

$$Compensação = 1 - \frac{\sqrt{\sum \left(\frac{wi-1}{n}\right)^2}}{n-1}$$

Deste modo, a partir da definição de cinco cenários diferentes (OWA1, OWA2, OWA3, OWA4, OWA5), os mapas foram classificados em cinco classes, sendo elas muito baixa, baixa, média, alta e muito alta seguindo o histograma de frequência (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 - Ordem e pesos atribuídos de acordo com o método adotado.

Critério	Rank	OWA1	OWA2	OWA3	OWA4	OWA 5	WLC
Erodibilidade	1	0,3518	0,0030	0,2210	0,0030	0,1	0,2321
Proximidade com rodovias	2	0,2610	0,0010	0,0280	0,0160	0,18	0,1791
Prox. A cursos d'água	3	0,2009	0,0050	0,0450	0,0500	0,08	0,1588
Declividade	4	0,0808	0,0480	0,0580	0,1100	0,07	0,1425
Focos de queimada	5	0,0417	0,0800	0,0650	0,1200	0,2	0,1007
Prox. com Mineração	6	0,0229	0,0130	0,0740	0,1300	0,14	0,0816
Déficit de APP e RL	7	0,0189	0,2300	0,0980	0,1500	0,12	0,0671
Renda per capita	8	0,0120	0,2600	0,1850	0,2010	0,06	0,0195
Prox. Núcleo Urbano	9	0,0100	0,3600	0,2260	0,2200	0,05	0,0186
Risco		0,1830	0,8263	0,5350	0,7106	0,4408	
Compensação		0,6168	0,5924	0,7391	0,7884	0,8402	

## 5.2.4 Validação do método

Para verificar a influência de cada fator na definição de áreas prioritárias para a conservação, utilizou-se a base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) que estabelece as Unidades de Planejamento de Recursos Hídricos (UPH) a partir de

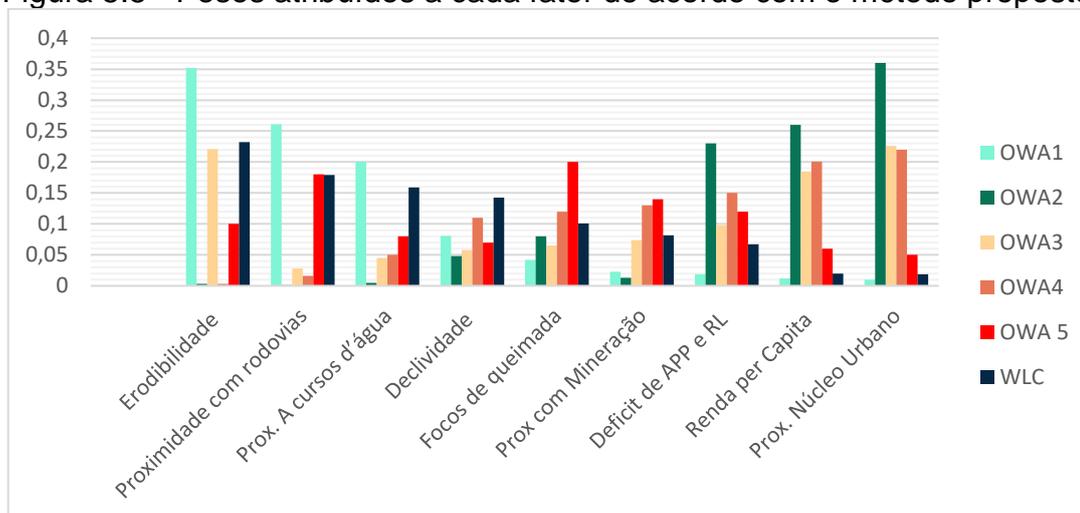
bacias hidrográficas (ANA, 2022). Assim, reclassificou-se o mapa final da Amazônia Legal nestas unidades de Planejamento (Anexo 1) ranqueando todas as UPH de acordo com a prioridade de conservação. Na sequência, quatro bacias hidrográficas foram escolhidas para avaliar a influência de cada fator definido na concepção das classes de prioridade. Para tanto utilizou-se a contabilização das áreas pertencentes a classe alta e muito alta de acordo com cada mapa.

### 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise de áreas prioritárias para o provimento de serviços ambientais foi realizada por meio de dois métodos MCE, obtendo uma razão de consistência (RC) de 0,07, valor considerado aceitável de acordo com Millet e Saaty (2000), indicando que o método proposto apresenta coerência. A área da Amazônia legal corresponde a 5.217.423 km<sup>2</sup>, nos quais 41,6% contemplam critérios de restrição, ou seja, locais ocupados por corpos hídricos, área vegetada sem alteração e núcleos urbanos. Tais ambientes foram desconsiderados na análise.

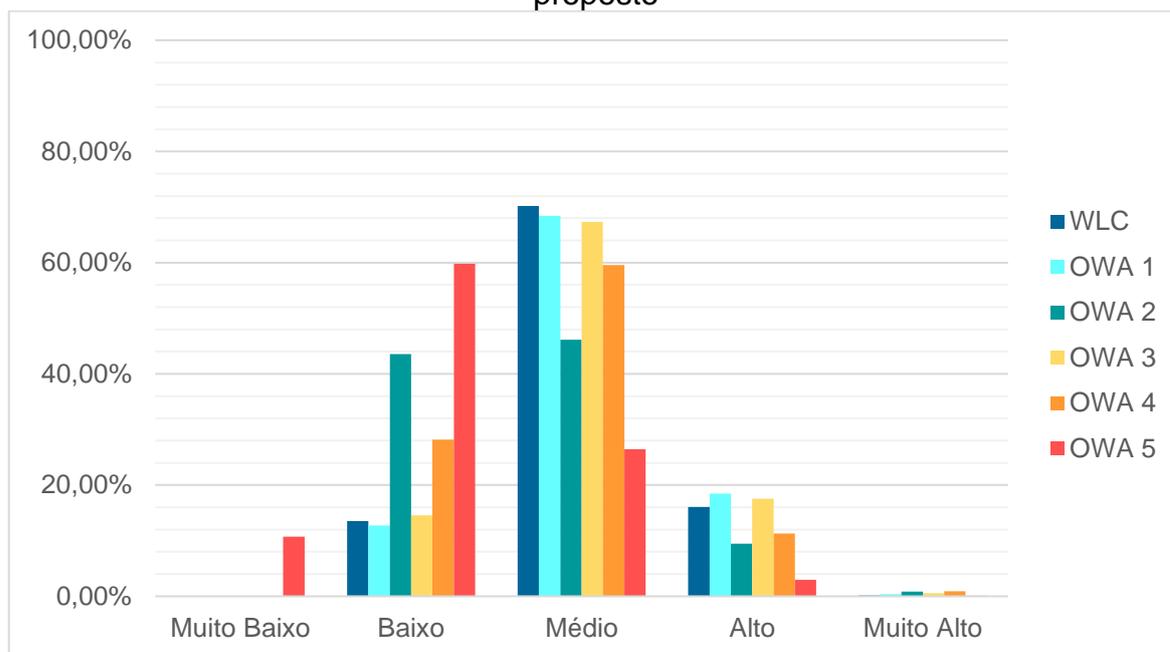
Visando propor uma metodologia de priorização de áreas de relevante interesse para a implementação de PSA, considerou-se variáveis físicas e antrópicas que foram classificados de acordo com os pesos dos métodos WLC e OWA (Figura 5.5), e as classes de prioridade de conservação de acordo com o método proposto (Figura 5.6).

Figura 5.5 - Pesos atribuídos a cada fator de acordo com o método proposto.



Os métodos adotados demonstraram que o território da Amazônia Legal, de acordo com os critérios, possui baixos percentuais de áreas consideradas com uma priorização muito baixa e muito alta, prevalecendo a classificação média e alta (Figura 5.6).

Figura 5.6 - Classes de prioridade de conservação de acordo com o método proposto



Os dados demonstraram que os métodos WLC e OWA 1 (baixo risco e compensação intermediária – Tabela 5.1) atribuíram os maiores pesos a erodibilidade e proximidade com rodovias, enquanto os menores pesos estão relacionados a renda per capita e proximidade de núcleo urbano (Figura 5.5).

Segundo Vetorazzi e Valente (2016), no risco baixo, variáveis que são de relevância para a análise recebem pesos maiores, fazendo com que os resultados se assemelhem ao cenário ideal de preservação. Sumida e Valente (2019) corroboram, afirmando que no método WLC, ocorre uma maior influência dos fatores classificados com pesos maiores. O comportamento dos dados se assemelha a um risco baixo no método OWA.

Na classe de prioridade categorizada como alta, o método OWA 1 obteve o maior índice (18,48%), seguido do WLC (16,08%), Figura 5.7. Johnston *et al.* (2021) afirmam que o ideal é que as classes de alta prioridade não ultrapassem 20% da área amostrada, uma vez que desta forma é possível realizar um planejamento por etapas, nas quais a priorização dos recursos é facilitada.

Cenários diferentes foram propostos pelos métodos OWA 2 (alto risco e compensação intermediária e OWA 4 (alto risco e alta compensação), onde os maiores pesos foram atribuídos a proximidade de núcleo urbano e renda per capita, respectivamente (Tabela 5.1; Figura 5.5).

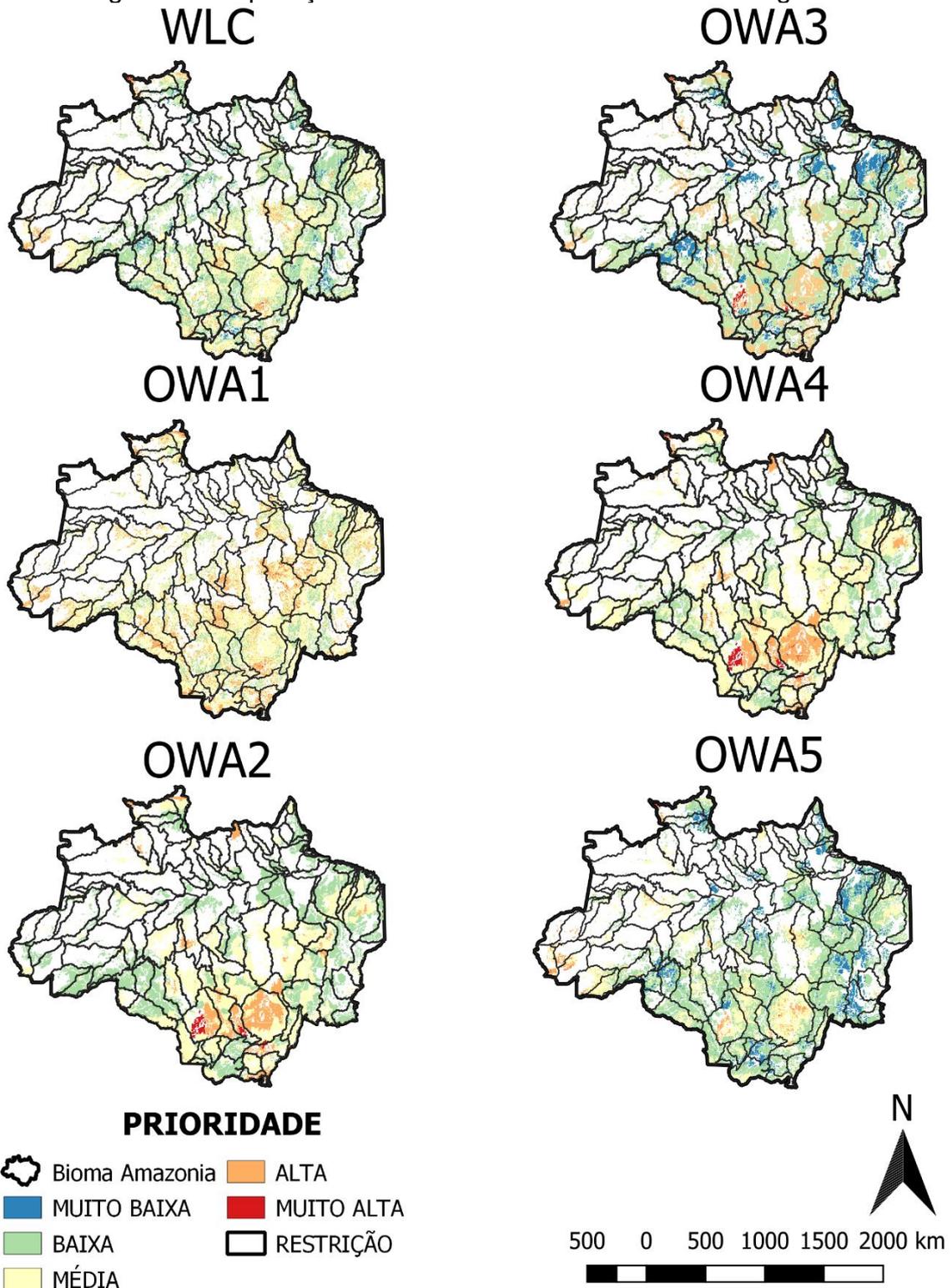
Considerando a densidade populacional e a alta concentração de renda na região sudoeste da Amazônia, o maior percentual de áreas foram classificadas como prioridade baixa (43,53%) ou média (46,59%), e menores percentuais de áreas de alta prioridade (9,47%) e muito alta (0,85%) (Figura 5.6). De acordo com Lopes *et al.*, (2021), quando se considera um alto risco, variáveis com pesos menores podem transformar cenários. Assim, é necessário adotar cautela na análise para que esta não se dissocie da realidade.

No OWA 5 (risco intermediário e alta compensação), destaca-se os maiores valores atribuídos a incidência de queimadas, rodovias, mineração e déficit de APP e RL (Tabela 5.1; Figura 5.5), ou seja, os principais agentes de degradação antrópicos constatados na Amazônia.

Assim, foi possível notar que esse método foi o que apresentou o maior percentual de áreas de baixa prioridade (59,79%) (Figura 5.6). Uma possível explicação para isso, é que os agentes de degradação atuam em áreas específicas da Amazônia, e dada a extensão territorial, critérios com elevados valores de erodibilidade ou declividade irão contribuir mais significativamente no estabelecimento de áreas prioritárias (ABDELWAHHAB *et al.*, 2020; CAVALCANTE *et al.*, 2022).

Analisando a distribuição espacial das classificações relacionadas a uma alta prioridade de conservação, observa-se que a região conhecida como arco do desmatamento apresenta uma maior quantidade de áreas delineadas como alta prioridade (Figura 5.7).

Figura 5.7 - Aplicação dos métodos MCE na Amazônia Legal.



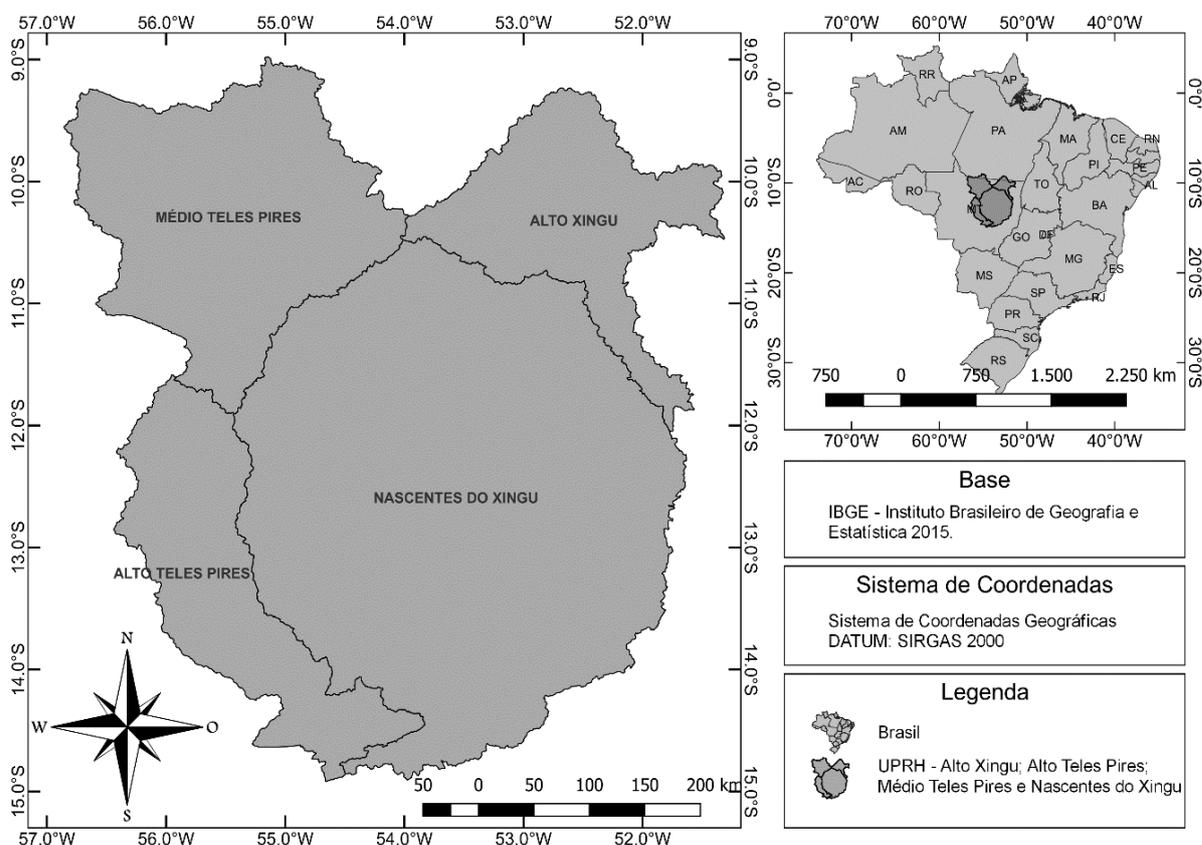
O arco do desmatamento é formado pelas extremidades das regiões do oeste do Pará até Maranhão, que é o resultado da expansão da fronteira agrícola. No local, são encontrados os maiores índices de queimadas (MIRANDA *et al.*, 2022) e desmatamento (GARCIA *et al.*, 2019; MORGAN *et al.*, 2019). Em outras regiões, a

presença de rodovias e áreas de mineração são fatores que podem influenciar no nível de degradação, e conseqüentemente na priorização do local (DA SILVA *et al.*, 2021). A influência de rodovias já foi observada nos estudos de Barber (2014), Nepstad *et al.*, (2001), que destacam a facilidade de acesso e escoamento de recursos naturais como possíveis intensificadores do desmatamento e de uma maior incidência de queimadas.

Devido a ampla extensão territorial da Amazônia, e visando promover um processo de planejamento adequado, realizou-se a delimitação de áreas prioritárias de acordo com as Unidades de Planejamento de bacias hidrográficas definidas pela Agência Nacional de Águas (ANA). Tal classificação divide o bioma em 136 bacias hidrográficas (Anexo 1).

A análise da priorização por cada critério resultou no delineamento de quatro bacias hidrográficas: Médio Teles Pires, Alto Teles Pires, Nascentes do Xingu e Alto Xingu, que ocupam uma extensão territorial de 261.976 km<sup>2</sup> (Figura 5.8).

Figura 5.8 - Localização das UPH Nascentes do Xingu, Alto Xingu, Alto Teles Pires, Médio Teles Pires na Amazônia Legal.



A priorização destas áreas pelos métodos propostos é corroborada por estudos que descrevem os impactos ambientais antrópicos que ocorrem nestas unidades de planejamento territorial (LOPES *et al.*, 2021; ZAIATZ *et al.*, 2018).

Zaiatz *et al.*, (2018) estudaram a LULC na Bacia do Teles Pires, demonstrando a expansão da agricultura e demais agentes de degradação ambiental, constataram que entre 1986 e 2014 ocorreu um desmatamento de 25,33%, onde a área preservada foi gradualmente substituída por pastagem e agricultura. Mohor *et al.*, (2015) destacam que a região possui como outro fator de impacto a construção de barragens para a geração de energia elétrica, nas quais contribuem para a degradação do ambiente

A região da UPH nascentes do rio Xingu contempla áreas de terra indígena que são protegidas por Lei, além de Unidades de Conservação Estaduais. No entanto, inúmeros conflitos socioambientais são constatados na área, principalmente pela expansão da área agrícola, assentamentos em áreas de domínio público, criação de pequenas centrais hidroelétricas, unidades térmicas e demais empreendimentos de elevado impacto ambiental (LUCAS *et al.*, 2021; BOWMAN *et al.*, 2021).

Realizando uma comparação do LULC com as classes de prioridade encontradas nas bacias hidrográficas escolhidas, é possível observar que as áreas ocupadas pela agricultura e pecuária são as que apresentam maior priorização (Figura 5.9). A expansão da fronteira agrícola provoca pressões no ambiente natural, desencadeando degradação do solo, alteração do microclima local, perda de biodiversidade, dentre outros impactos ambientais. (ZAIATZ *et al.*, 2018; TANURÉ *et al.*, 2020; CUNHA; BRAVO 2022).

Figura 5.9 - Comparação dos resultados do uso do Solo da Bacia Hidrográfica de acordo com cada método

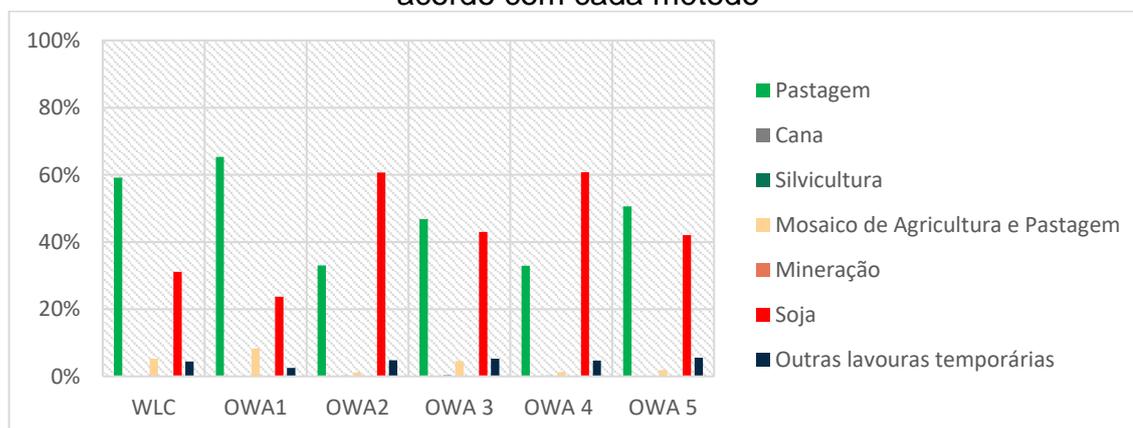


Figura 5.10 Comparação dos resultados de Erodibilidade de acordo com cada método

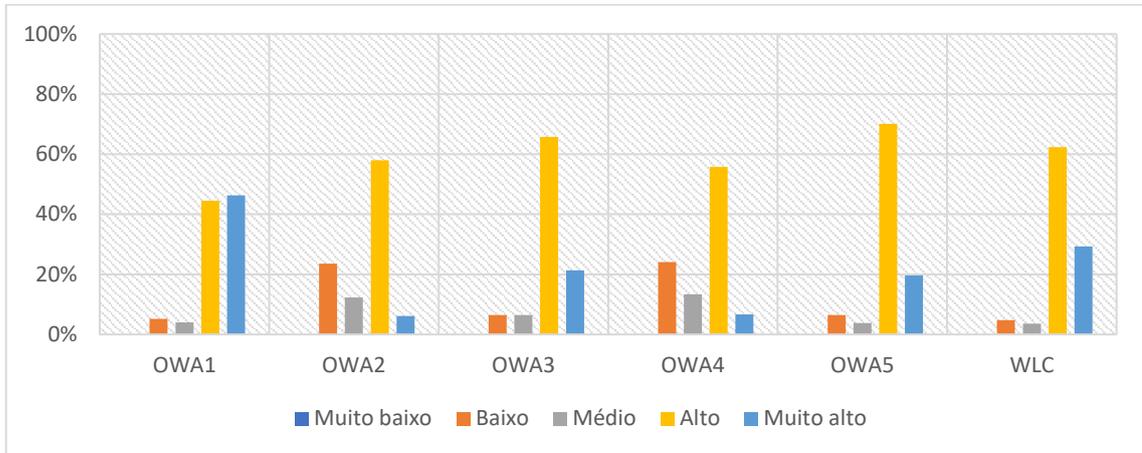


Figura 5.11 Comparação dos resultados da Proximidade com a Malha viária de acordo com cada método



Figura 5.12 Comparação dos resultados da Proximidade a Corpos Hídricos de acordo com cada método



Figura 5.13 Comparação dos resultados de Declividade de acordo com cada método

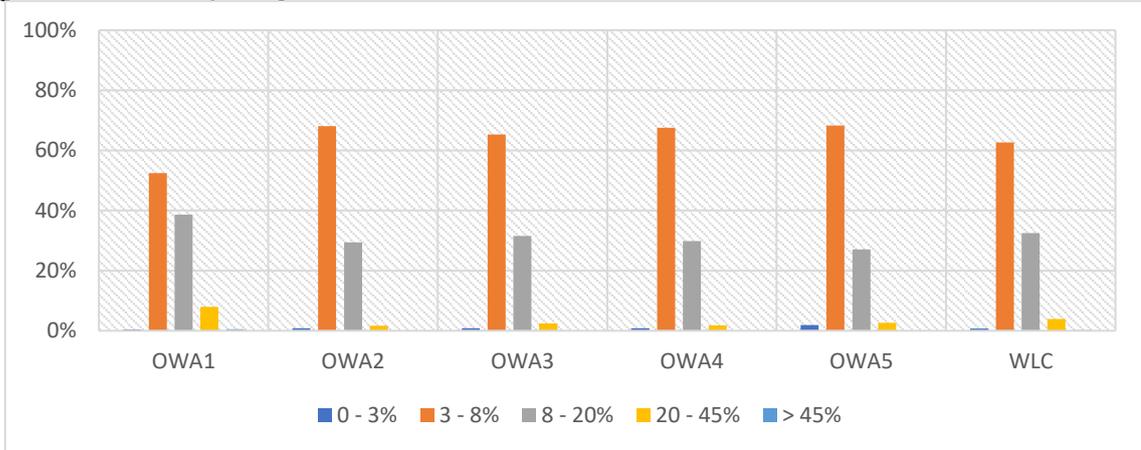


Figura 5.14 Comparação dos resultados do Acumulado de Queimadas de acordo com cada método

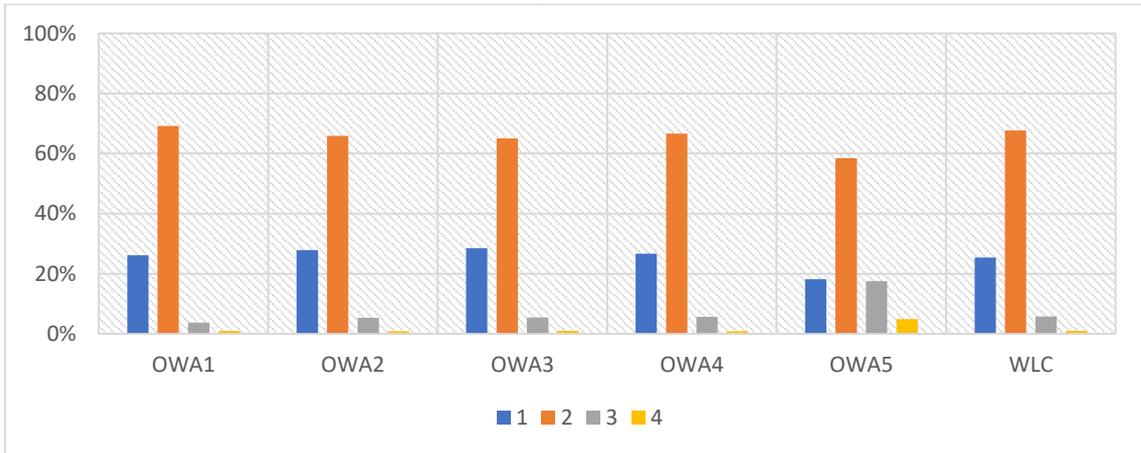


Figura 5.15 Comparação dos resultados da Proximidade com áreas de Mineração de acordo com cada método



Figura 5.16 Comparação dos resultados de Deficit de APP e Reserva Legal de acordo com cada método

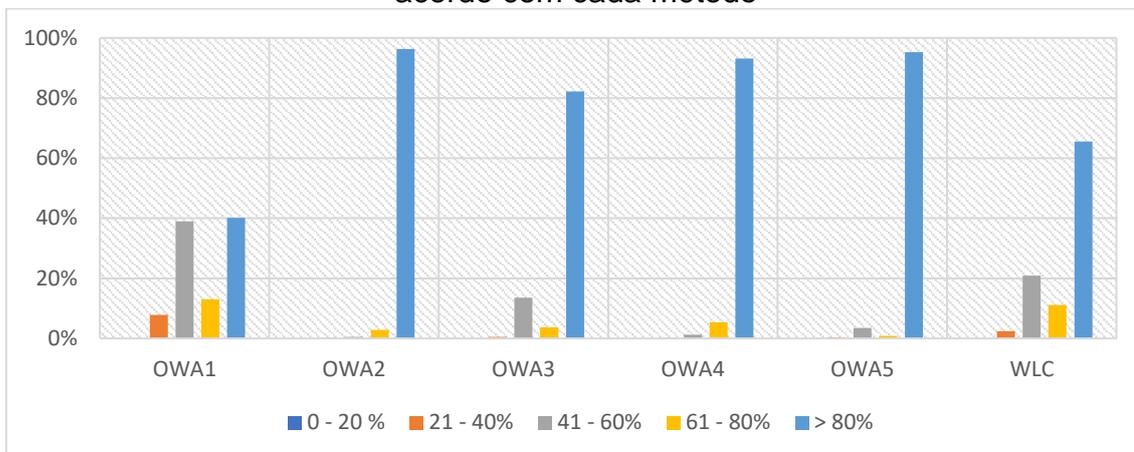
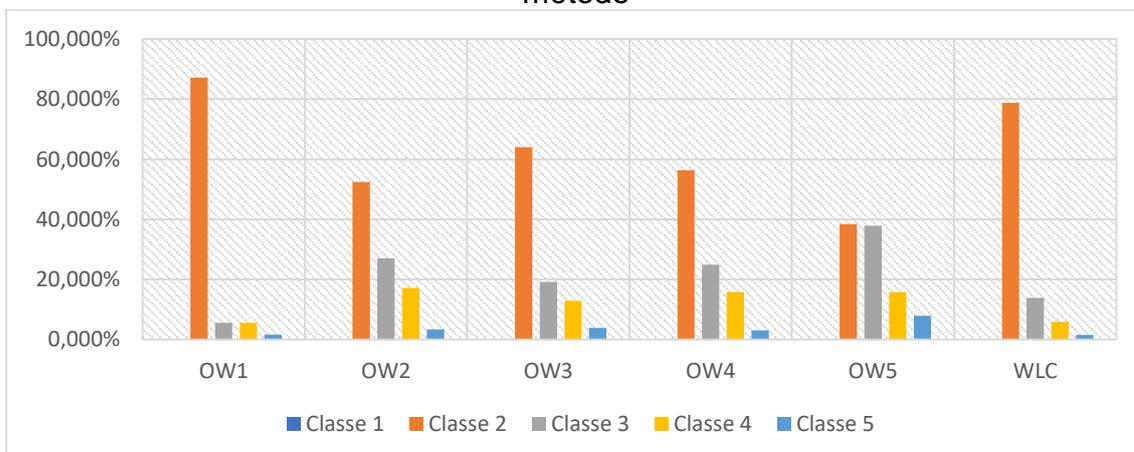


Figura 5.17 Comparação dos resultados da Proximidade da Mancha Urbana de acordo com cada método



Figura 5.18 Comparação dos resultados da Renda Per Capita de acordo com cada método



A Bacia do médio Teles Pires obteve uma área de alta prioridade pelos métodos WLC (12,20%) E OWA 1 (15,03%), dados estes corroborados pelo estudo realizado por Lopes *et al.* (2021) para toda a Bacia Hidrográfica do Teles Pires aplicando análises multicritério (WLC e OWA) encontrou valores semelhantes aos obtidos no estudo, com um percentual de 16,88 % e 12,79% respectivamente, dados estes associados a um elevado percentual de áreas prioritárias no LULC de agricultura e pastagem. Os fatores utilizados foram a proximidade com a floresta, declividade, erodibilidade e proximidade com corpos hídricos, ambos considerados neste estudo.

Analisando a relação do uso do solo com os métodos propostos de priorização de áreas, nota-se que em todos os cenários as áreas ocupadas por soja e pecuária foram os principais usos identificados (Figura 5.9). O estado do Mato Grosso contempla 74% da área agricultável da Amazônia Legal, sendo que entre 2008 e 2019, 1/5 de todo o desmatamento do Mato Grosso aconteceu em áreas com cultivo de soja, ou seja, cerca de 511 mil hectares (SANTOS *et al.*, 2021). Além disso, 92% do desmatamento está situado em áreas ilegais (GOLLNOW *et al.*, 2018).

O cenário da pecuária não é diferente, uma vez que o estado de Mato Grosso contempla o maior rebanho da Amazônia Legal, com 32 milhões de unidades de animal. Desta forma, a soja e a pecuária são consideradas os principais agentes de degradação de áreas de relevante interesse ecológico da Amazônia (PICOLI *et al.*, 2020; ARVOR *et al.*, 2021; VALDIONE *et al.*, 2022).

Com relação aos métodos, o OWA 1 demonstrou maior sensibilidade com áreas de pastagem, apresentando 65%, seguido do WLC (59%). Já quanto a soja, os métodos OWA 2 e OWA 4 classificaram 61% de suas áreas com este uso. Os dados podem ser explicados pelo maior peso dado a erodibilidade. Áreas com agricultura intensiva geralmente são classificadas com maior potencial de perda de solo (ABDELWAHHAB, *et al.*, 2020; REHMAN, *et al.*, 2022; CUNHA; BRAVO, 2022).

A erodibilidade (Figura 5.10) nas classes alta e muito alta foi identificada em todos os métodos, com valores elevados, destacando o valor atribuído na WLC, com 29% da área. Um estudo desenvolvido por Valente *et al.* (2021) que também utilizou o método WLC, considerando proximidade da nascente, declividade, erodibilidade do solo, índice topográfico e uso do solo como fatores, corrobora com os resultados encontrados, uma vez que as áreas com maior prioridade estavam associadas a altos índices de erodibilidade, estando incluídas em solo agrícola.

Observando os dados de interferências antropogênicas, ou seja, malha viária (Figura 5.11), proximidade com mineração (Figura 5.15) e com área urbana (Figura 5.17), ambos os métodos priorizaram ambientes acima de 200 metros de distância. Tal fato pode estar relacionado ao peso atribuído a estes fatores, nos quais em grande parte, também atingiram valores intermediários. A proximidade com rodovias e núcleos urbanos são fatores que não podem ser desconsiderados. Segundo Nepstad *et al.* (2001), Bowman *et al.* (2018), Da Silva *et al.* (2021) e Millien *et al.* (2021) a rede viária é a responsável pela facilitação de processos de queimada e desmatamento ilegal, nas quais prejudicam a qualidade florestal e dos recursos hídricos. Desta forma, os valores encontrados possuem relação com o peso destinado a cada fator.

No âmbito das queimadas (Figura 5.14), os métodos que apresentaram maior percentual da classe 2 foram OWA 1 (69%) e WLC (67%) e OWA 4 (66%) que equivale ao montante de 5000 a 10.000 focos registrados, demonstrando que tal variável exerceu influência na definição de áreas prioritárias. A queimada inicia o processo de devastação da floresta, uma vez que promove uma alteração no uso do solo (HALLEMA *et al.*, 2018; FONSECA *et al.*, 2019; MORGAN *et al.*, 2019).

Um dado que se destaca, é a relevância do fator déficit de APP e Reserva Legal (Figura 5.16), uma vez que ambientes com déficit acima de 80% foram priorizados em todos os métodos, destacando o OWA 2 (96%) e o OWA 5 (95%). No local amostrado, a intensificação da agricultura faz com que áreas que deveriam ser preservadas para o cumprimento do Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012) sejam substituídas pela agricultura e pecuária (ARVOR *et al.*, 2021). Além disso, o Novo Código Florestal estabelece que a região da Amazônia Legal deve priorizar 80% da propriedade como reserva legal, valor que inúmeras vezes não é cumprido (BRASIL, 2012).

Áreas com déficit de Reserva Legal e APP tendem a se enquadrar em áreas de elevada vulnerabilidade, uma vez que estão associadas a corpos hídricos, altas taxas de erodibilidade e declividade acentuada (CELENTANO *et al.*, 2016; LAURANCE *et al.*, 2017; CAVALCANTE *et al.*, 2022).

O Produto Interno Bruto (PIB) per capita (Figura 5.18) é um importante indicador social. Os maiores pesos atribuídos a este fator são os do OWA 2, OWA 3, OWA 4. Apesar disso, os métodos demonstraram uma maior concentração na classe 2, que equivale a R\$ 20.000 a 30.000 anuais. Tal dado é corroborado pelo fato de que grande parte da extensão das bacias possui tal faixa de rendimentos. De acordo com

Santos, Salomão e Veríssimo (2021) a maior concentração de renda nas bacias estudadas está situada na região sudoeste, local onde também apresenta expansão da área agricultável.

Comparando as metodologias propostas, tanto o método WLC quanto o OWA se mostraram efetivos para a definição de áreas prioritárias, sendo ferramentas de gestão territorial, como constataram Silva *et al.* (2017), Youseff *et al.* (2018), Abdelwahhab *et al.* (2020).

O método OWA apresentou maior sensibilidade para a proposição de cenários de acordo com objetivos específicos. Whang *et al.* (2021) e Cavalcante *et al.* (2022) utilizaram o método OWA para a priorização de áreas de relevante interesse ecológico, e destacam a facilidade de implementação do método, que permite ao planejador assumir riscos de acordo com a possibilidade de compensação.

As áreas com média prioridade destacaram-se em todos os métodos estudados, sendo uma característica do método WLC. No caso do OWA, decisões baseadas em baixo risco também tendem a resultar em mapas com média prioridade. Tal fato é interessante por resultar em tomadas de decisões mais assertivas e menos arriscadas (SILVA *et al.*, 2017; CHEN *et al.*, 2021; DE SOUZA *et al.*, 2021).

Almeida *et al.* (2019), em um estudo para a priorização de áreas na Mata Atlântica, utilizaram análise WLC considerando cinco fatores: Distância da rede de drenagem, distância de fragmentos florestais, declividade, tipo de solo e precipitação, também encontraram um maior percentual de prioridade categorizada como médio (57,88%), resultado semelhante ao obtido no estudo (67,08%).

Lopes *et al.* (2022) realizaram uma análise MCE na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba em São Paulo, com o objetivo de priorizar áreas relevantes para a conservação de recursos hídricos, aplicando os métodos WLC e OWA. Os autores afirmaram que ambos os métodos podem ser utilizados, porém o OWA permite uma maior proposição de cenários e o método WLC não tolera controle sobre as influências.

Souza *et al.* (2021) estudando o Ribeirão do Feijão em São Paulo utilizaram a MCE para estabelecer áreas prioritárias para o PSA. Os autores afirmam que a análise WLC é flexível e direta, podendo subsidiar o planejamento por bacias hidrográficas.

Desta forma, a aplicação de análise multicritério, em especial dos métodos WLC e OWA, se mostrou útil na definição de áreas prioritárias de conservação,

inclusive no intuito de valorar economicamente e implementar programas de PSA. De acordo com Fernández e Morales (2016) o estabelecimento de critérios de acordo com as características ambientais do local é fundamental para a destinação de recursos e programas aplicáveis à realidade do local.

#### **5.4 CONCLUSÃO**

Conclui-se que os métodos multicritério estudados (WLC e OWA) são úteis para a definição de áreas de relevante interesse ecológico, principalmente se o intuito for realizar programas de PSA.

As regiões com maior percentual de prioridade em todos os cenários estão localizadas na área conhecida como arco do desmatamento, onde a expansão da fronteira agrícola intensifica agentes de degradação como queimadas e desmatamento.

Todos os métodos apresentaram uma maior classe média de prioridade. O método OWA 1 (risco baixo e compensação intermediária) foi o mais sensível a classes altas de erodibilidade e uso do solo considerando a pastagem. Também identificou áreas com maior foco de calor, demonstrando ser um cenário relevante para a priorização de áreas de interesse.

Os métodos OWA 2 e OWA 5 foram os que apresentaram um maior índice de áreas de baixa prioridade, tendo este fato a relação do menor peso dado a erodibilidade, que é um fator importante na definição de áreas prioritárias. Porém, ambos identificaram áreas prioritárias para a adequação ao Novo Código Florestal a partir do déficit de reserva legal (RL) e área de proteção permanente (APP), sendo um aspecto positivo dos pesos atribuídos.

No método WLC, houve uma melhor adequação quanto as áreas de uso do solo intensivo (soja e pecuária). O cenário resultou em um maior número de áreas de média prioridade, conforme o esperado para a metodologia. Desta forma, ambos os métodos podem ser utilizados para a tomada de decisão. A escolha entre o melhor irá depender dos objetivos específicos e da experiência dos envolvidos no processo de planejamento.

## REFERÊNCIAS

ABDELWAHHAB, F. *et al.* Multi-criteria Method (WLC) and GIS Modeling to Analyze Soil Erosion Vulnerability in Constantine City (Algeria). **Analele Universității din Oradea, Seria Geografie**, v. 30, n. 2, p. 141-146, 2020.

ARVOR, D. *et al.* The 2008 map of consolidated rural areas in the Brazilian Legal Amazon state of Mato Grosso: Accuracy assessment and implications for the environmental regularization of rural properties. **Land Use Policy**, v. 103, p. 105281, 2021.

BARBER, C. P. *et al.* Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological conservation**, v. 177, p. 203-209, 2014.

BOROUSHAKI, S., MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 4, p. 399-410, 2008.

BOWMAN, K. W. *et al.* Environmental degradation of indigenous protected areas of the Amazon as a slow onset event. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 50, p. 260-271, 2021.

BRASIL. **Lei Complementar nº 124 de 3 de janeiro de 2007**. Institui, na forma do art. 43 da Constituição Federal, a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM. dispõe sobre o Fundo de Desenvolvimento da Amazônia – FDA. Brasília – DF. 2007.

BRASIL. **LEI Nº 14.119, DE 13 DE JANEIRO DE 2021**. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nº 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Brasília – DF, 2021.

CAVALCANTE, R. B. L. *et al.* Multicriteria approach to prioritize forest restoration areas for biodiversity conservation in the eastern Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 318, p. 115590, 2022.

CELENTANO, D. *et al.* Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 2, p. 482-493, 2017.

CHEN, B. *et al.* Intermediate human activities maximize dryland ecosystem services in the long-term land-use change: Evidence from the Sangong River watershed, northwest China. **Journal of Environmental Management**, v. 319, p. 115708, 2022.

CONDÉ, T. M. *et al.* Effects of sustainable forest management on tree diversity, timber volumes, and carbon stocks in an ecotone forest in the northern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 119, p. 106145, 2022.

COSTA, C. W. *et al.* Surface runoff and accelerated erosion in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 160, 2018.

CUNHA, J. E. F.; BRAVO, J. V. M. Effects of environmental protection policies on fragile areas of a watershed occupied by agriculture in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 319, p. 115695, 2022.

DA SILVA, I. A. *et al.* Spatiotemporal changes in land cover land use in protected areas of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100195, 2021.

DE SOUZA, A. R.; DUPAS, F. A.; DA SILVA, I. A. Spatial targeting approach for a payment for ecosystem services scheme in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100206, 2021.

DO PRADO TANURE, T. M. *et al.* The impacts of climate change on agricultural production, land use and economy of the legal Amazon Region between 2030 and 2049. **Economia**, v. 21, n. 1, p. 73-90, 2020.

EASTMAN, J. R. *et al.* Raster Procedures for Multicriteria/Multi-Objective Decisions. **Photogrammetry Engineering & Remote Sensing**, v. 61, n. 5, p. 539-547, 1995.

FONSECA, M. G. *et al.* Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. **Global change biology**, v. 25, n. 9, p. 2931-2946, 2019.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; WREGE, M. S. Os biomas e o clima das capitais do Brasil. **Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2017.

GARCIA, A. S. *et al.* Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon's arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-temporal classification approach. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 15, p. 100233, 2019.

HALLEMA, D. W. *et al.* Burned forests impact water supplies. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1-8, 2018.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2021. **Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. 2021**. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes> Acesso em 01 jul 2022.

JOHNSTON, R. J. *et al.* Guidance to enhance the validity and credibility of environmental benefit transfers. **Environmental and Resource Economics**, v. 79, n. 3, p. 575-624, 2021.

LAURANCE, W. F. *et al.* An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological reviews**, v. 93, n. 1, p. 223-247, 2018.

LOPES, T. R. *et al.* Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 101, p. 102630, 2020.

LUCAS, E. W. M. *et al.* Trends in climate extreme indices assessed in the Xingu River basin-Brazilian Amazon. **Weather and Climate Extremes**, v. 31, p. 100306, 2021.

MAPBIOMAS. **Mapa de Uso do Solo do Brasil**. 2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/> Acesso em 16 out 2022.

MILIEN, E. J. *et al.* Roads, deforestation and the mitigating effect of the Chico Mendes extractive reserve in the southwestern Amazon. **Trees, Forests and People**, v. 3, p. 100056, 2021.

MILLET, I.; SAATY, T. L. On the relativity of relative measures—accommodating both rank preservation and rank reversals in the AHP. **European Journal of Operational Research**, v. 121, n. 1, p. 205-212, 2000.

MOHOR, G. S. *et al.* Exploratory analyses for the assessment of climate change impacts on the energy production in an Amazon run-of-river hydropower plant. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 41-59, 2015.

MORGAN, W.T., DARBYSHIRE, E., SPRACKLEN, D.V., ARTAXO, P., Coe, H., 2019. Non-deforestation drivers of fires are increasingly important sources of aerosol and carbon dioxide emissions across Amazonia. **Scientific Reports** 9, 1–15.

NEPSTAD, D. C.; CARVALHO, G.; BARROS, A C.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J P.; BISHOP, J.; MOUTINHO, P.; LEVEBvre, P.; SILVA JR, U L. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, p. 395-407, 2001.

IPBES (2019): **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental**. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

GOLLNOW, F. *et al.* Property-level direct and indirect deforestation for soybean production in the Amazon region of Mato Grosso, Brazil. **Land use policy**, v. 78, p. 377-385, 2018.

REHMAN, M. A. *et al.* Relationship between soil erodibility and shear wave velocity: A feasibility study. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, p. 103246, 2022.

RODRIGUES, E. S. Deforestation in the Amazon: A unified framework for estimation and policy analysis. **The Review of Economic Studies**, v. 86, n. 6, p. 2713-2744, 2019.

SAATY, T. L. Decision making—the analytic hierarchy and network processes (AHP/ANP). **Journal of systems science and systems engineering**, v. 13, n. 1, p. 1-35, 2004.

SAATY, T. L. Some mathematical concepts of the analytic hierarchy process. **Behaviormetrika**, v. 18, n. 29, p. 1-9, 1991.

SANTOS, D.; SALOMÃO, R.; VERÍSSIMO, A. **Fatos da Amazônia – 2021**. Instituto Imazon 2021. Disponível em: <https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2021/04/AMZ2030-Fatos-da-Amazonia-20211.pdf> Acesso em 11 out 2021.

SANTOS, H. G. dos; CARVALHO JUNIOR, W. de; DART, R. de O.; AGLIO, M. L. D. SOUSA, J. S. de; PARES, J. G.; FONTANA, A. MARTINS, A. L. da S. OLIVEIRA, A. P. de. **O novo mapa de solos do Brasil**: Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

USGS: **United States Geological Service**. Acervo público de imagens de Satélites. SRTM. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 08 jun. 2022.

SILVA, V. A. M. *et al.* Priority Areas For Forest Conservation, Aiming At The Maintenance Of Water Resources, Through The Multicriteria Evaluation1. **Revista Árvore** [Online]. 2017, v. 41, n. 1.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010.

STRAND, J. *et al.* Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon forest's ecosystem services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 657-664, 2018.

SUMIDA, S. S.; VALENTE, R. A. Multicriterial evaluation in the definition of protected areas at the Piedade municipality, SP. **Revista Árvore**, v. 43, 2019.

VALENTE, J. *et al.* Mapping of *Rumex obtusifolius* in nature conservation areas using very high resolution UAV imagery and deep learning. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 112, p. 102864, 2022.

VALENTE, R. de O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 6, p. 1408-1417, 2008.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.

WANG, Yi *et al.* Determination of conservation priority areas in Qinghai Tibet Plateau based on ecosystem services. **Environmental Science & Policy**, v. 124, p. 553-566, 2021.

WILSON, M. C. *et al.* Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 2, p. 219-227, 2016.

WIND, Y.; SAATY, T. L. Marketing applications of the analytic hierarchy process. **Management science**, v. 26, n. 7, p. 641-658, 1980.

WUNDER, S. *et al.* From principles to practice in paying for nature's services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 145-150, 2018.

YOUSEFI, H.; ZAHEDI, S.; NIKSOKHAN, Mohammad Hossein. Modifying the analysis made by water quality index using multi-criteria decision making methods. **Journal of African Earth Sciences**, v. 138, p. 309-318, 2018.

ZABALA, J. A. *et al.* Integration of preference heterogeneity into sustainable nature conservation: From practice to policy. **Journal for Nature Conservation**, v. 65, p. 126095, 2022.

ZAIATZ, A. P. S. R. *et al.* Agricultural land use and cover change in the Cerrado/Amazon ecotone: A case study of the upper Teles Pires River basin. **Acta Amazonica**, v. 48, p. 168-177, 2018.

ZAMAN, K. Environmental cost of deforestation in Brazil's Amazon Rainforest: Controlling biocapacity deficit and renewable wastes for conserving forest resources. **Forest Ecology and Management**, v. 504, p. 119854, 2022.

## **CAPÍTULO 6 – ARTIGO: PROPOSTA DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA): O CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA NASCENTES DO XINGU – MT, BRASIL.**

### **PROPOSAL OF A PAYMENT MODEL FOR ENVIRONMENTAL SERVICES (PES): THE CASE OF THE NASCENTES DO XINGU HYDROGRAPHIC BASIN – MT, BRAZIL.**

#### **RESUMO**

O uso desordenado de recursos naturais acarreta impactos ambientais, que por sua vez, influenciam a quantidade e qualidade destes no ambiente. O Pagamento por Serviço Ambiental (PSA) é um mecanismo que vislumbra a viabilidade da conservação de remanescentes florestais, a partir da adesão voluntária, que permite um retorno econômico para incentivar o provimento de recursos naturais. Desta forma, o objetivo deste trabalho, é elaborar um modelo de PSA, tendo como estudo de caso a Bacia Hidrográfica Nascentes do Rio Xingu englobada na Amazônia Legal. Para tanto, foi utilizada análise multicritério para o estabelecimento de áreas prioritárias de conservação. Posteriormente, foram aplicados critérios de valoração ambiental, com valoração de recursos naturais por meio dos custos de oportunidade, aplicando a estatística para a construção de cenários por hectare. Como resultados, obteve-se que para preservar e recuperar as áreas classificadas como prioritárias pelo método proposto, são necessários R\$ 12.495 bilhões, sendo que destes, R\$ 4.67 bilhões são destinados para a aplicação do PSA em áreas com prioridade alta e muito alta. A Disposição a Pagar (DAP) calculada para o Canadá e Estados Unidos totalizou o valor de R\$ 53.490 bilhões no cenário mais otimista, valor este válido para toda a extensão da Amazônia Legal. Desta forma, o estudo demonstrou viabilidade do método que apresenta uma boa aplicação para áreas de maior fragilidade, podendo servir como ferramenta para que políticas públicas busquem promover o uso racional dos recursos naturais.

**Palavras-chave:** Custo de Oportunidade; Disposição a Pagar; Recuperação Ambiental

#### **ABSTRACT**

The disorderly use of natural resources causes environmental impacts, which in turn influence the quantity and quality of these in the environment. Payment for Environmental Services (PES) is a mechanism that envisages the feasibility of conserving forest remnants, based on voluntary membership, which allows an economic return to encourage the provision of natural resources. In this way, the objective of this work is to propose a model of Payment for Environmental Services (PSA), having as a case study the Nascentes do Xingu Hydrographic Basin encompassed in the Legal Amazon. Therefore, multicriteria analysis was used to establish priority conservation areas. Subsequently, environmental valuation criteria were applied, with valuation of natural resources through opportunity costs, applying statistics for the construction of scenarios per hectare. As a result, it was found that to preserve and recover areas classified as priority by the proposed method, R\$ 12,495 billion are needed, of which R\$ 4.67 billion are destined for the application of PSA in areas with high priority and very tall. The Willingness to Pay (DAP) calculated for

Canada and the United States totaled R\$ 53,490 billion in the most optimistic scenario, which is valid for the entire length of the Legal Amazon. In this way, the study demonstrated the feasibility of the method that presents a good application for areas of greater fragility, being able to serve as a tool for public policies to seek to promote the rational use of natural resources

**Keywords:** Opportunity cost; Willingness to Pay; Environmental Recovery

## 6.1 INTRODUÇÃO

Anteriormente, os recursos naturais eram vistos como patrimônios gratuitos e inesgotáveis. Atualmente, houve a percepção de que há custos associados em manter a qualidade e preservação dos ecossistemas, fazendo com que haja maior engajamento da sociedade e principalmente do poder público, em iniciativas que visem a preservação da natureza, salientando-se as ações pertinentes aos recursos hídricos e remanescentes florestais (WHATSON *et al.*, 2018; BRATMAN *et al.*, 2019; CAMPANHÃO *et al.*, 2019).

Dentre estas medidas estão as leis, que possuem o caráter impositivo, e buscam regular e manter diretrizes de planejamento e conservação dos ambientes naturais. Contudo, estes mecanismos diversas vezes não atingem seu principal objetivo, visto a falta de fiscalização e dificuldade de implantação dos programas (WOLF, 2014; BORNER *et al.*, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2019; RUGGIERO *et al.*, 2019; GARCIA).

Visando a solução desta problemática, surge a necessidade da valoração destes recursos a partir da implantação de programas de adesão voluntária, tais como o Pagamento por Serviço Ambiental (PSA) que conseguem atingir maior público, podendo ser aplicado como uma alternativa para a conservação ambiental e recuperação de áreas degradadas (GELDMANN *et al.*, 2015; WUNDER, 2018). O PSA é o pagamento pelo serviço (de recuperação e/ou proteção) realizado por pessoas que se propõem a proteger ambientes capazes de oferecer serviços ecossistêmicos, acarretando assim, direta ou indiretamente em benefícios sociais, econômicos e ecológicos (TITO; ORTIZ, 2013)

No Brasil, a Lei 14.119/2021 institui a PSA representa um avanço na busca pela compatibilização do uso de recursos naturais. Neste documento legal, propriedades rurais que apresentem Cadastro Ambiental Rural (CAR) podem participar de programas públicos e privados registrados nos respectivos órgãos

competentes, tendo os órgãos do SISNAMA os responsáveis pelo repasse (BRASIL, 2021).

Para que o mecanismo legal seja efetivo na conservação da biodiversidade e manutenção de serviços ecossistêmicos, é fundamental que existam proposições de programas pautados na valoração ambiental (BRANCALION *et al.*, 2016). Os programas devem ser analisados quanto ao potencial de conservação das áreas a serem preservadas, ou seja, as atividades desenvolvidas em ambientes que devem realmente induzir a mudanças no uso da terra e de recursos hídricos por parte dos agricultores. Na prática, é preciso compatibilizar o contexto, projeto e formas de implementação (MATZDORF, 2013; WUNDER 2018; SONE *et al.*, 2019; SCHOMERS)

Deste modo, a escolha de áreas prioritárias para a conservação é de suma importância, uma vez que em um cenário de contingenciamento orçamentário e descontinuidades de políticas públicas, os recursos precisam ser direcionados a ambientes de relevante interesse ecológico, com elevado potencial de prover serviços ecossistêmicos e que apresentem agentes de degradação que possam ser mitigados por meio dos programas de conservação ambiental (FARLEY; BREMMER, 2018; ELIS *et al.*, 2019)

No cenário brasileiro, destaca-se a região da Amazônia legal, que contempla 58,9% de todo o território brasileiro, abrangendo áreas com elevada biodiversidade (IBGE, 2022). Dentre os inúmeros serviços ecossistêmicos prestados, destacam-se os de provisão, regulação e suporte, nos quais ultrapassam os limites políticos e beneficiam todo o globo terrestre (WUNDER, 2018; RODRIGUES *et al.*, 2019; RIBEIRO *et al.*, 2021).

Strand *et al.* (2018) realizaram uma valoração dos serviços ecossistêmicos prestados em termos monetários, nos quais variam de U\$\$ 56 a U\$\$ 737 por hectare, destacando o sequestro de carbono, regulação do clima global, fornecimento de água e abrigo para inúmeras espécies de fauna e flora, sendo classificada como um dos hot spots mais importantes a nível mundial. Leite Filho *et al.* (2021) afirmam que a contenção do desmatamento é capaz de evitar perdas agrícolas de até U\$\$1 bilhão por ano.

Os agentes de degradação têm atuado cada vez mais intensamente na região, destacando-se as atividades de desmatamento, queimadas, extração de recursos minerais, nas quais resultam em alterações significativas no meio, com

potencial de impactar não só o território brasileiro, mas também o globo terrestre como um todo (MORELLO *et al.*, 2017; ARAGÃO *et al.*, 2018; BRATMAN *et al.*, 2019).

Deste modo, a regulação das atividades humanas e a preservação de áreas prioritárias é fundamental para garantir a qualidade ambiental da floresta. Para tanto, programas de valoração ambiental são implementados em regiões específicas da Amazônia, tal como o identificado por Muller (2022) que analisou o Bolsa Floresta, os projetos realizados pelo Fundo Amazônia em várias regiões da Amazônia Legal, destacando Acre e Pará (FUNDO AMAZONIA, 2022), Superti e Albertin (2015) em Programas de PSA no Amapá e Acre.

Apesar de relevantes, tais iniciativas ainda enfrentam dificuldades em sua implementação, principalmente pelo fato de que o Brasil é considerado um país emergente, e os recursos para preservação, recuperação de áreas degradadas e fiscalização da Amazônia ainda são incipientes. Valores baixos repassados a produtores rurais não são capazes de garantir lucro nas propriedades rurais, e consequentemente não conseguem conter os agentes de degradação (SANT'ANNA; COSTA, 2021).

A aquisição do recurso necessário para a preservação ou recuperação de áreas é um aspecto que precisa ser considerado. Dentre as possibilidades, destaca-se a Disposição a Pagar (DAP) pela população que irá usufruir dos serviços ecossistêmicos. No Brasil, pesquisas desenvolvidas por Machado *et al.*, (2016) para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão -SP, Pimentel *et al.*, (2020) para o Parque Ilha do Mosteiro em Belém – PR, Reis, Leitão e Galvncio (2022) em uma área da Caatinga demonstram a viabilidade econômica desta estratégia.

Especificamente na região da Amazônia Legal, estudos demonstraram que a população de vários países estão dispostas a pagar pela preservação desta área de relevante interesse ecológico, onde estudos encontraram valores anuais de U\$ 88,00 para a população da Noruega (DUGSTAD *et al.*, 2018), U\$37,00 para a União Europeia (NAVRUD; STRAND, 2019), U\$92,00 considerando Canadá e Estados Unidos (SILKAMAKI *et al.*, 2019).

Considerando que a região da Amazônia não beneficia apenas a América Latina, mas o mundo como um todo, o objetivo do trabalho é propor um modelo de PSA baseado no método que considera a possibilidade de países com maior capital de investimento possam contribuir para a conservação de áreas prioritárias bacia hidrográfica Nascentes do Xingu, em Mato Grosso.

## 6.2 METODOLOGIA

Primeiramente realizou-se uma análise multicritério (MCE) para toda a Amazônia Legal. Tais dados promoveram a determinação das bacias hidrográficas com maior potencial para implementação de programas de PSA devido a fatores abióticos, bióticos e antrópicos (MIRANDA *et al.*, 2022).

Para valorar os serviços ambientais, utilizou-se a teoria dos custos de oportunidade, nos quais baseiam-se na premissa de que o produtor rural renuncia o uso econômico da área e diante disso, é ressarcido monetariamente de acordo com os ganhos líquidos atuais e projetados para a agricultura do local.

Para viabilizar o estudo, foi delimitada a bacia hidrográfica que apresentou maior priorização de acordo com a metodologia proposta, que é a UPH nascentes do Xingu. Como a área de estudo apresenta predominantemente as culturas de soja e pastagem, tais atividades foram selecionadas para a realização de análise financeira.

Desta forma, os dados de uso do solo foram incorporados a modelos de médias móveis, que, aliados a dados econômicos são capazes de valorar cada área e o respectivo valor necessário para manutenção dos programas. O fluxograma da pesquisa está descrito abaixo:

Figura 6.1 - Fluxograma contendo as etapas utilizadas para a elaboração do trabalho.



### 6.2.1 Método estatístico

O modelo de médias móveis é um indicador conhecido para suavizar dados financeiros e por seguir a tendência apresentada, além de eliminar as flutuações das ações produzidas por problemas de instabilidade. De acordo com Hamilton (2004) e Anderson et. al (2017), a média móvel simples é descrita pela equação:

Equação 6.1 -Cálculo da Média móvel simples

$$F_{t+1} = \frac{Y_t + Y_{t-1} - Y_{t-k-1}}{k}$$

em que  $F_{t+1}$  é a previsão da série histórica no período  $t + 1$ ,  $Y_t$  é o valor atual da série histórica no período  $t$ , e  $k$  é o período. Neste trabalho, considerou-se para as previsões de receita e custo de produção até o ano de 2031 um período de  $k = 2$  para o estimador de médias móveis, e para as taxas Selic e IPCA um período  $k = 3$ .

### 6.2.2 Método de análise econômica

O valor presente líquido (VPL) é um indicador financeiro que determina a viabilidade de investimento, calculando a diferença entre receitas e custos e atualizando até o presente por uma taxa mínima de juros, chamada de taxa atrativa ou taxa de interesse. Com base nesse índice, o projeto é viável se o VPL for positivo, e inviável se o VPL for negativo. De acordo com Ross *et al.* (2002), o VPL é calculado como:

Equação 6.2 – Valor presente líquido.

$$VPL = \sum_{j=0}^n \frac{R_j - C_j}{(1 + i)^n}$$

em que  $R_j$  é a receita no período  $j$ ,  $C_j$  é o custo no período  $j$ ,  $i$  é a taxa de interesse expressa em percentual por ano,  $j$  é o período de receita ou custo expresso em anos, e  $n$  é número máximo de períodos expresso em anos.

Os dados de custo de produção para implementação do modelo foram retirados a partir da base da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2022), considerando taxas SELIC e a correção IPCA.

Neste estudo, foi considerada a taxa de juros de 6% para o cálculo do VPL de todas as atividades analisadas uma vez que essa é a taxa comum nos programas governamentais de crédito rural, de acordo com o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Além do VPL, neste trabalho também foi considerado o valor uniforme anual (VA). O VA é um método utilizado para avaliar a viabilidade de um projeto de acordo com seu tempo de execução. Este valor corresponde a todos os valores estimados, pagos e recebidos, durante um ciclo de execução do projeto (BLANK; TARQUIN, 2008). Segundo Neves (2005), o VA é calculado como:

Equação 6.3 - Valor uniforme anual.

$$VA = VPL \frac{(1 + i)^n \cdot i}{(1 + i)^n - 1}$$

onde VPL é o valor presente líquido,  $i$  é a taxa atrativa do período,  $n$  é tamanho do ciclo de execução do projeto.

### 6.2.3 Disposição a pagar (DAP)

Para a valoração ambiental, utilizou-se o método conhecido como disposição a pagar (DAP), que avalia a intenção do usuário em contribuir com a conservação dos recursos naturais.

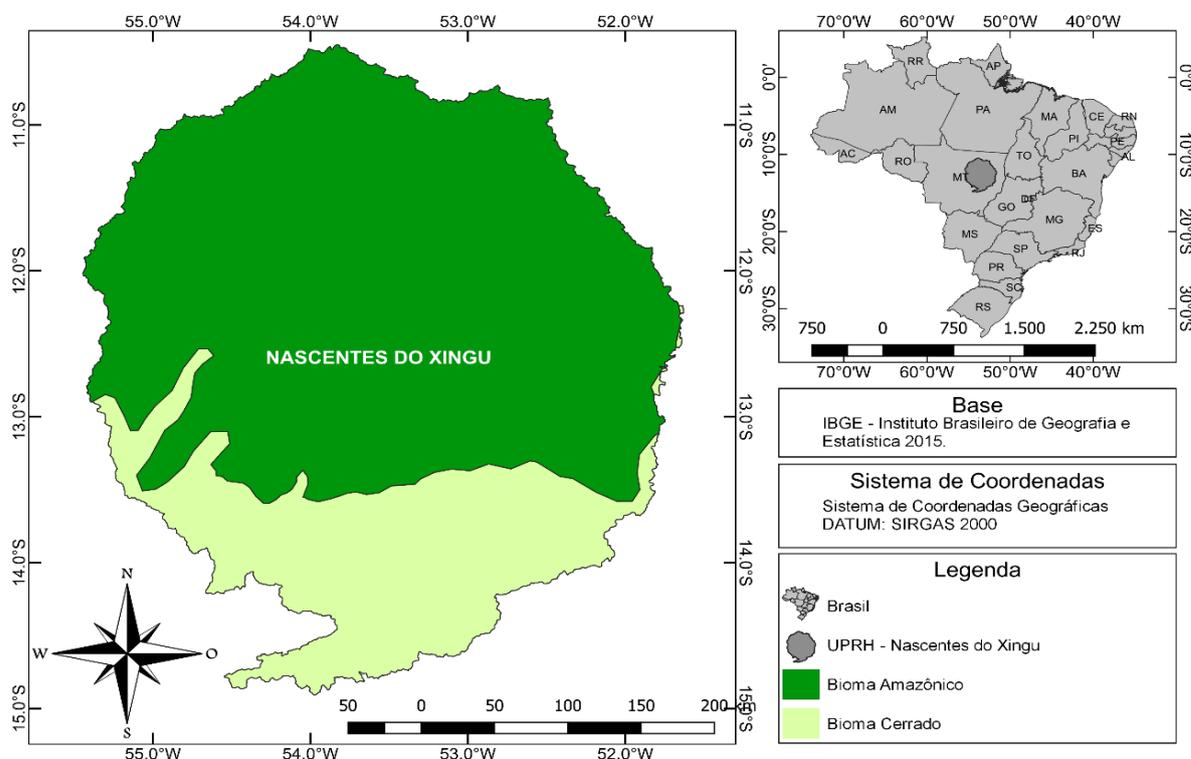
Neste estudo, optou-se por realizar cenários de valoração a partir dos dados de Siikamaki *et al.* (2019) para o Canadá e Estados Unidos. A pesquisa utilizou o método delphi, verificando a DAP de diversos países a partir da opinião de especialistas. Neste caso, o valor do ha foi estabelecido em U\$ 3,168.00 por hectare. Este montante, corrigido pela inflação, corresponde a U\$ 3,735.57, ou R\$ 19.688,70.

## 6.2.4 Caracterização da área de estudo

O bioma amazônico é um dos mais importantes do mundo, abrangendo cerca de 58,9% do território brasileiro, com uma extensão territorial de 5.217.423 km (IBGE, 2022). Dentre as áreas relevantes para implementação de programas de conservação, destaca-se o arco do desmatamento, região conhecida pelos elevados índices de desmatamento e queimadas, tendo os estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia, os maiores valores associados a queimadas e desmatamento (INPE, 2022).

Desta forma, a partir de uma análise multicritério que considerou fatores físicos (recursos hídricos, vegetação, reserva legal, erodibilidade e declividade) e antrópicos (PIB per capita, núcleos urbanos, queimadas, mineração e malha viária) delineou-se a bacia hidrográfica das nascentes do Xingu para análise (Figura 6.2).

Figura 6.2 - Localização da área de estudo Nascentes do Xingu a nível de estado e de país.



A Unidade de Planejamento Hídrico (UPH) nascentes do Xingu fica localizada no Mato Grosso, estado com o maior número de área queimada no Brasil, com 389.014 km<sup>2</sup> até 2020. (MAPBIOMAS, 2022).

A vegetação da região contempla o bioma amazônico e o cerrado, sendo, portanto, uma área de ecótono, ou seja, transição. Tais ambientes tendem a apresentar maior tensão ecológica. Quanto as características, os mosaicos de paisagem contemplam floresta ombrófila estacional, savana estacional e savana ombrófila (RANDAMBRASIL, 1981).

Os solos da região são classificados como Latossolo Vermelho-amarelo, com pH ácido e baixa fertilidade. Nas nascentes, é comum a ocorrência de neossolos quartzarênicos, que com a retirada da cobertura vegetal, tornam-se mais susceptíveis a processos erosivos (EMBRAPA, 2011).

A UPH nascentes do Xingu também apresenta áreas protegidas em seu interior, destacando a Reserva indígena das Nascentes do Xingu, e reservas estaduais de proteção ambiental (MAPBIOMAS, 2022).

### **6.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.**

Para a valoração econômica para a implementação do PSA, foram utilizados os valores das duas principais culturas cultivadas nas áreas de estudo de interesse, sendo pastagem e soja, que representam 20% e 18% do uso do solo do local, respectivamente.

Desta forma, foi realizada uma análise econômica das duas culturas com uma projeção de valores. Posteriormente, os dados foram utilizados para a construção de cenários de valoração ambiental para as culturas estudadas.

Considerando a economia agrícola brasileira, a soja é um dos principais *commodities* do Brasil, sendo responsável por 51% do Produto Interno Bruto Brasileiro (PIB) do agronegócio nacional. No Mato Grosso não é diferente, o estado se destaca como um dos principais produtores do Brasil, sendo que produtos do agronegócio como soja, milho, algodão e bovinos responsáveis por 93,5% do Produto Interno Bruto (PIB) do estado, movimentando R\$ 180.571,02 bilhões (MAPA, 2022).

A Soja é a principal cultura encontrada na área de estudo, com 20% da área da bacia ocupada (2.461.300 ha). Tal atividade possui um ciclo produtivo de 100 a 160 dias, dependendo da modalidade do cultivar. Desta forma, considerou-se os custos de produção para a média de 160 dias, e a receita líquida por ha na região de referência, obteve o valor de R\$ 2.976,30 por ha/ano, sendo essa projeção para 2023.

A pastagem é a segunda atividade com maior percentual de área ocupada, com 18% e uma área de 1.872.800 ha. Considerando a unidade animal por ha da região e o custo de comercialização bovina para corte, obteve-se o valor de R\$ 3615,10 (projeção para 2023). (Tabela 6.1).

Tabela 6.1 – Valoração das principais culturas da região a partir de projeções do mercado agrícola.

Descrição	Unidade	Soja	Pastagem
Área Utilizada	ha	2.461.300	1.872.800
Tamanho do Ciclo	anos	0,44	2,75
Receita (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	10.530,00	6.022,19
Custo (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	7.553,70	2.407,09
Resultado (Receita - Custo) (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	2.976,30	3.615,10
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 7 Anos (2016-2022)	R\$	4.407,22	5.353,14
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acúmulo de 7 anos)	R\$	10.485,45	2.169,31
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acúmulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	25,81	4,06
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acúmulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	29,87	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 4 Anos (2019-2022)	R\$	3.883,12	4.716,55
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acúmulo de 4 anos)	R\$	9.238,53	1.911,34
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acúmulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	22,74	3,58
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acúmulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	26,32	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 2 Anos (2021-2022)	R\$	3.561,69	4.326,13
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acúmulo de 2 anos)	R\$	8.473,79	1.753,12
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acúmulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	20,86	3,28
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acúmulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	24,14	

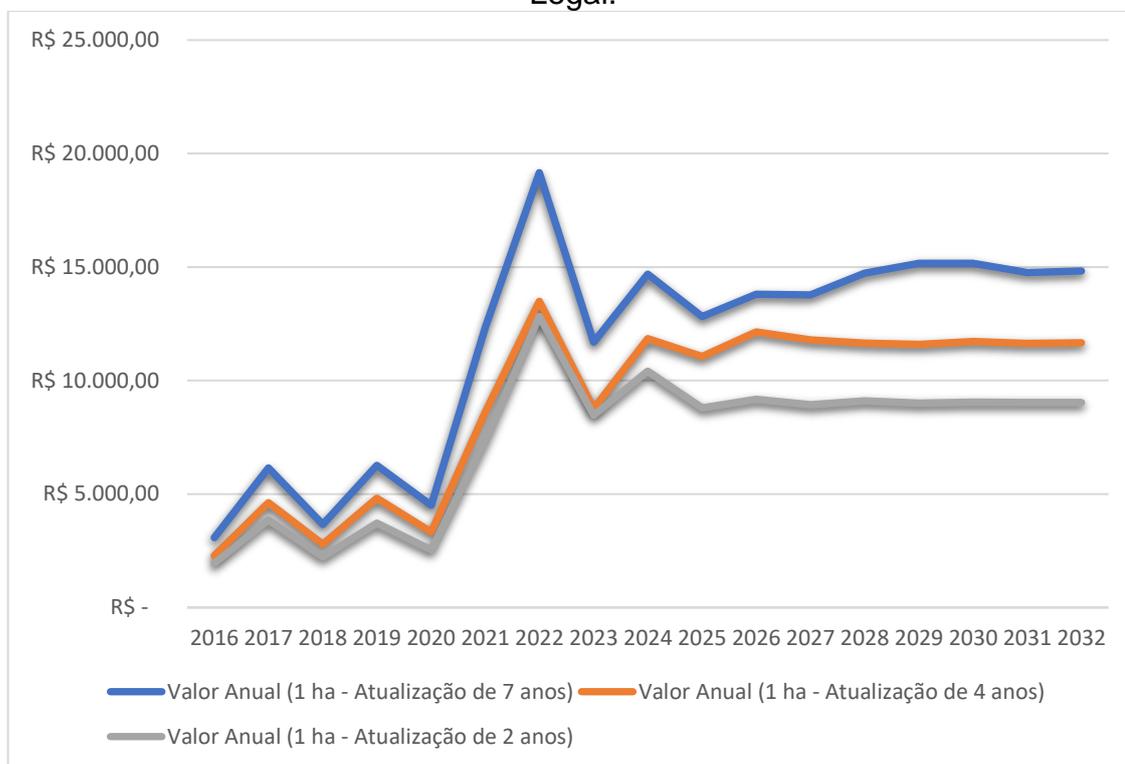
<sup>1</sup>Taxa – NPV; <sup>2</sup>Taxa - Valor Atualizado

Considerando a somatória da área ocupada em toda bacia com o lucro equivalente pela atividade, obtém-se o valor de R\$ 7,36 bilhões para a soja e R\$ 6,77 bilhões para a pastagem, totalizando um lucro líquido total de R\$ 14,13 bilhões para 2023.

Comparando a série histórica da soja e a projeção de evolução futura (Figura 6.3), é possível observar uma tendência de estabilização, sendo o valor ajustado pelas taxas de juros atuais. De acordo com Gale, Valdez e Ash (2019), as projeções

mostram que o Brasil tende a liderar a exportação de soja a nível mundial, porém o crescimento do mercado será mais lento, corroborando com o cenário encontrado.

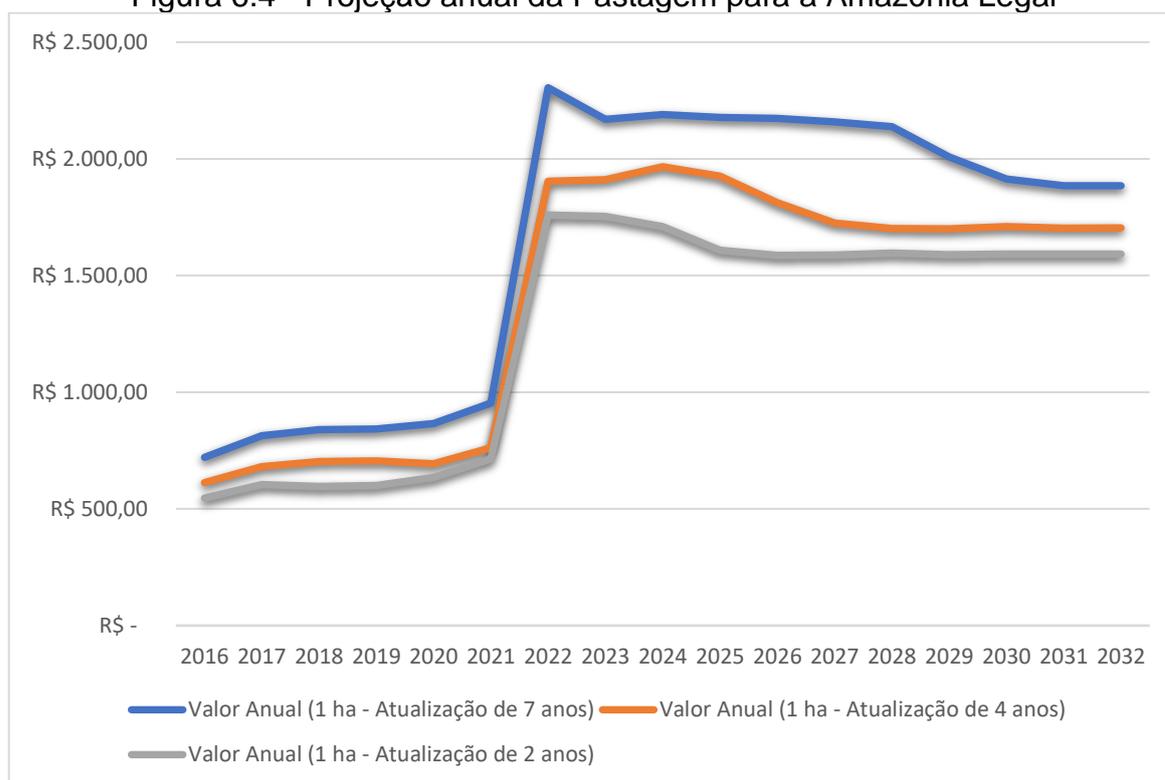
Figura 6.3 - Projeção para o comportamento da soja a longo prazo na Amazônia Legal.



A cultura apresentou uma alta de preços no período de 2020 a 2021, fato este justificado pela pandemia de Covid 19, na qual promoveu uma falta de suprimentos em todas as cadeias produtivas, acarretando a alta de preços (ADELODUN *et al.*, 2021).

A pastagem proporciona comportamento similar à soja no período da pandemia, (Figura 6.4) tendendo a estabilizar o seu valor a partir de 2023. Segundo Eri *et al.*, (2020) o Brasil apresenta o maior rebanho de gado comercial do planeta. Apesar da relevância econômica, a atividade é responsável pela degradação da qualidade do solo quando o manejo é inadequado.

Figura 6.4 - Projeção anual da Pastagem para a Amazônia Legal

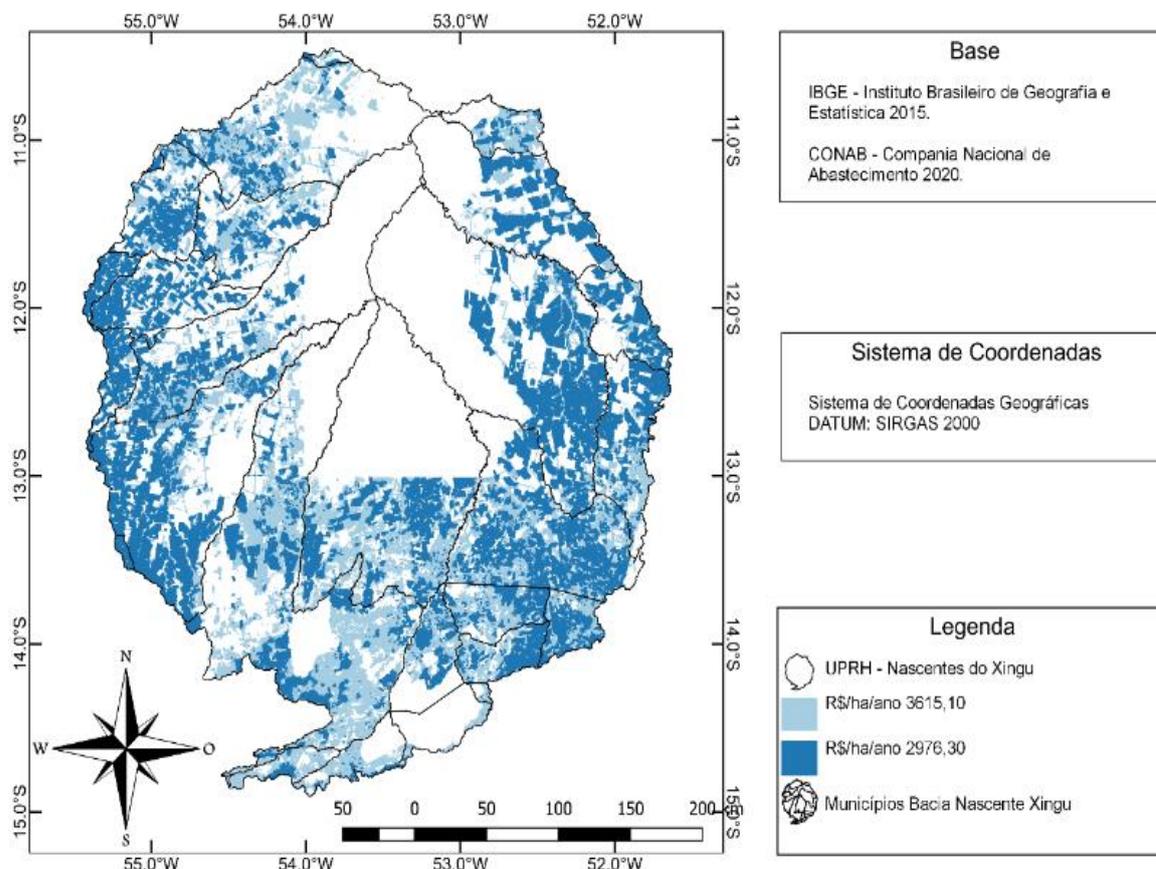


Picoli *et al.* (2020) estudaram a efetividade de políticas públicas para a soja e a pastagem no Mato Grosso e constataram uma expansão da área de soja devido a conversão de pastagens em novas áreas produtivas. Em contrapartida, a pastagem evoluiu a partir da retirada de vegetação nativa, que tem como principal agente de degradação o desmatamento.

Da Silva *et al.* (2021) analisaram os impactos relativos à produção da soja no Mato Grosso e demonstraram que os benefícios econômicos desta *commoditie* para o mercado mundial são localizados. Porém, os impactos ambientais são generalizados, ou seja, vão além do desmatamento e atingem indiretamente a qualidade de vários outros recursos naturais.

Desta forma, os maiores custos de oportunidade obtidos por hectare na bacia hidrográfica estão concentrados em área de soja (Figura 6.5). De acordo com Picoli *et al.* (2020), a soja tem como vantagem o ciclo curto e a alta lucratividade. É uma planta pouco exigente que permite mecanização, o que explica sua expansão em nível mundial.

Figura 6.5 - Custo de oportunidade da bacia hidrográfica Nascentes do Xingu – MT.



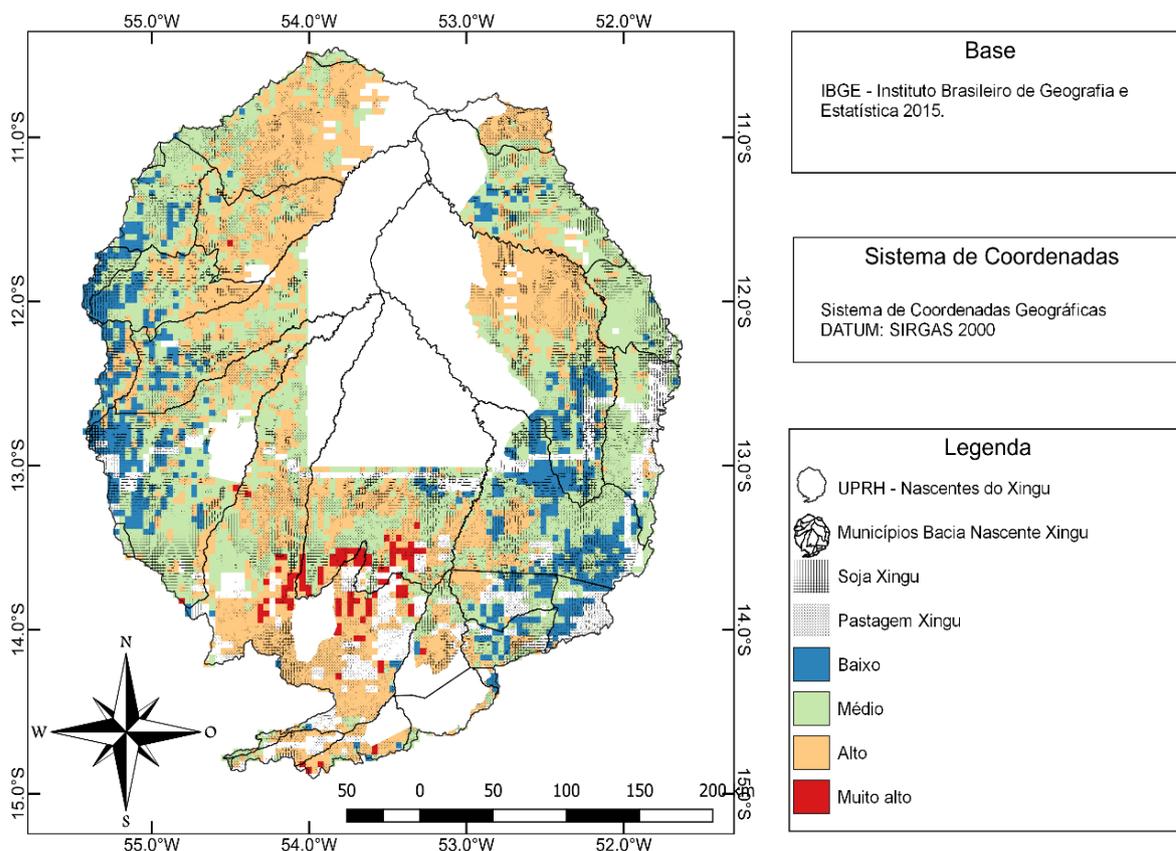
Considerando as áreas prioritárias propostas pelo método, é possível simular o valor do custo de oportunidade para a implementação do PSA. Para que locais com nível de prioridade muito alto, são necessários R\$ 0,14 bilhões. No nível alto de prioridade, estes valores atingem R\$ 4,47 bilhões (Tabela 6.2)

Tabela 6.1 – Valores de acordo com o nível de prioridade.

Nível de prioridade	Pastagem (Em Bi)	Soja (Em bi)	Total (Em Bi)
Baixa	0,560249141	1,444010017	2,004259158
Média	2,429082569	3,390608348	5,819690916
Alta	2,790009828	1,737486981	4,527496809
Muito Alta	0,120854636	0,022833998	0,143688634
Total	5,900196175	6,594939343	12,49513552

As áreas prioritárias da bacia (Figura 6.6) estão concentradas principalmente nas proximidades de terras indígenas e assentamentos de reforma agrária. De acordo com Bracalioni *et al.* (2020), no processo de ocupação da Amazônia estes ambientes são comumente alvo da atuação de agentes de degradação.

Figura 6.6 - Composição entre o uso do solo do local e as classes de prioridade na Bacia Hidrográfica do Xingu - MT



A maior parte das terras identificadas como alta prioridade encontram-se irregulares de acordo com a base de dados do CAR, uma vez que existem assentamentos ou áreas ocupadas irregularmente.

Neste sentido, destaca-se que existe um Projeto de Lei, conhecido como PL 237/2022 que pretende retirar o Mato Grosso da Amazônia Legal. A justificativa dada pelo proponente do projeto é de que o Mato Grosso possui uma área de 21,7% de déficit de reserva legal. Desta forma, o custo para a compensação ou recuperação de áreas degradadas é elevado e oneroso para o produtor rural (BRASIL, 2022).

Caso o projeto seja aprovado, ocorrerá um retrocesso na política ambiental de preservação da Amazônia, uma vez que as áreas de Reserva Legal estabelecidas pelo Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012) são de 80%. Se o estado for retirado da Amazônia Legal, este percentual diminui para 20% da área (BRASIL, 2012).

Um contraponto é trazido por Brancalion *et al.* (2022) que em seu estudo, avaliou o potencial de geração de empregos para atividades de restauração da Amazônia, obtendo um resultado de 0,42 empregos por ha de restauração, ou seja, é

possível criar de 1,0 a 2,5 milhões de empregos diretos caso o Brasil queira cumprir a meta de regeneração de 12 milhões de ha.

Com isso, constata-se que o cenário brasileiro é marcado por descontinuidades políticas e contingenciamento orçamentário, o que acarreta índices cada vez mais alarmantes de queimadas e desmatamento. Visando modificar este cenário, uma das possibilidades para a regularização ambiental e a preservação de remanescentes de relevante interesse ecológico é o PSA (BRACALLION *et al.*, 2020; COELHO *et al.*, 2021; CRUZ *et al.*, 2021).

Desta forma, considerando um cenário de comparação com Siikamaki *et al.* (2018), que estimou o valor de U\$ 3.700, 00 ha/ano preservado na Amazônia, o que equivale a aproximadamente R\$ 19.688,70/ha/ano, a bacia das nascentes do Xingu poderia ser beneficiada com R\$ 21.670 bilhões para áreas com soja e 31.820 bilhões para pastagem, totalizando R\$ 53.490 bilhões no cenário mais otimista.

Destaca-se que o valor de DAP se aplica à delimitação política da Amazônia Legal. Desta forma, de acordo com Cruz *et al.* (2021) além do custo de oportunidade, é fundamental levar em consideração os custos de recuperação de áreas degradadas. Além disso, o estabelecimento de áreas prioritárias deve ser baseado em estudos técnicos, pois desta forma, é possível formular planos de ação condizentes com a realidade.

Aplicando o DAP as áreas prioritárias de estudo, a valoração econômica de acordo com a atividade produtiva é de R\$ 12.495 bilhões, sendo que destes, R\$ 4,67 bilhões seriam necessários para a aplicação do PSA em áreas com prioridade alta e muito alta.

Entretanto, a UPH nascentes do Xingu é um recorte espacial da Amazônia, ou seja, apesar de elevados, os valores de DAP do Canadá e dos Estados Unidos não são suficientes para a implementação de programas para a proteção da Amazônia legal integralmente, o que reforça a necessidade de priorização da área.

Strand *et al.* (2017)., realizaram um estudo com pesquisadores de mais de 200 países, constatando que ocorre uma maior DAP monetariamente em países desenvolvidos. Porém, outros países em desenvolvimento também demonstraram interesse em auxiliar na conservação da Amazônia. Programas a nível global precisam ser incentivados e implementados, pois desta forma, é possível recuperar a qualidade ambiental do local.

A validade de tais proposições é condicionada ao atendimento da legislação. A lei do PSA garante que o provimento de recursos pode ser advindo de pessoas físicas e jurídicas, cabendo ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) sua viabilização (BRASIL, 2021). O decreto nº 6527/2008 do Fundo Amazônia é um possível meio de transferência de recursos, estando este condicionado a articulações políticas entre os elos da sociedade (BRACALLION, 2020).

Existem projetos já desenvolvidos no Acre, que receberam R\$ 52.934.549,42 durante os 10 anos de execução. Outro projeto de interesse do IPAM no Pará recebeu R\$ 23.425.282,04 para apoiar o desenvolvimento sustentável de assentamentos da reforma agrária (FUNDO AMAZÔNIA, 2021). Desta forma, é possível utilizar o mecanismo já existente para a transferência de recursos internacionais.

Outra possibilidade, é por intermédio das organizações não governamentais, tal como a ong Yakatu Xingu, na qual atua principalmente na nascente do Xingu com projetos de educação ambiental, recuperação de áreas degradadas, banco de sementes e monitoramento de agentes de degradação (SANCHES; FUTEMA; ALVES, 2021). Já a ong Aliança pela Restauração da Amazônia busca identificar áreas prioritárias para implementação de técnicas de restauração. Desde sua criação, já mapeou 2.773 iniciativas de restauração na Amazônia brasileira, cobrindo uma área de 113,5 mil hectares, prestando um importante serviço à comunidade e a preservação da Amazônia (DA CRUZ *et al.*, 2021).

Parcerias internacionais são capazes de promover a mudança a longo prazo. De acordo com Filyushkina *et al.* (2018) os países desenvolvidos entendem o impacto da degradação da Amazônia a nível mundial.

## **6.4 CONCLUSÃO**

Os resultados obtidos demonstraram que o método de valoração considerando o custo de oportunidade é uma excelente ferramenta de valoração ambiental, uma vez que permite a correção de valores de acordo com o praticado no mercado, sendo, portanto, aplicável em vários cenários.

A valoração da UPH nascentes do Xingu é estimada em R\$ 12.495 bilhões, sendo que destes, R\$ 4,67 bilhões deverão ser destinados a áreas com alta e muito alta prioridade. Analisando os dados de DAP de dois países distintos (Canadá e

Estados Unidos), observa-se que existe uma viabilidade em implementar programas de valoração ambiental, desde que respeitados os critérios de priorização.

Os benefícios relacionados à preservação da Amazônia Legal ultrapassam fronteiras políticas e justamente por isso, a valoração ambiental com financiamento internacional deve ser estimulada e viabilizada por meio de políticas públicas de proteção ambiental.

## REFERÊNCIAS

ADELODUN, B. *et al.* Understanding the impacts of the COVID-19 pandemic on sustainable agri-food system and agroecosystem decarbonization nexus: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 318, p. 128451, 2021.

ANDERSON, D. R.; SWEENEY, D. J.; WILLIAMS, T. A.; CAMM, J. D. **Essentials of Statistics for Business and Economics**. Cengage Learning, 2017.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Ecosystem restoration job creation potential in Brazil. **People and Nature**, 2022.

DA SILVA, R. F. B. *et al.* Socioeconomic and environmental effects of soybean production in metacoupled systems. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.

DA CRUZ, D. C. *et al.* An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. **New Forests**, v. 52, n. 1, p. 1-16, 2021.

DUGSTAD, A. **Norwegian households' willingness to pay to preserve a global public good: the Amazon Rainforest**. 2018. Dissertação de Mestrado. Norwegian University of Life Sciences, Ås.

ERI, M. *et al.* Capitalizing on opportunities provided by pasture sudden death to enhance livestock sustainable management in Brazilian Amazonia. **Environmental Development**, v. 33, p. 100499, 2020.

FILYUSHKINA, A. *et al.* Applying the Delphi method to assess impacts of forest management on biodiversity and habitat preservation. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 179-189, 2018.

GALE, F.; VALDES, C.; A. S. H., Mark. Interdependence of China, United States, and Brazil in soybean trade. **New York: US Department of Agriculture's Economic Research Service (ERS) Report**, p. 1-48, 2019.

HAMILTON, J. D. **Time Series Analysis**. Princeton University Press, 2020.  
KRAMER, Randall A.; MERCER, D. Evan. Valuing a global environmental good: US residents' willingness to pay to protect tropical rain forests. **Land economics**, p. 196-210, 1997.

HILDEBRAND, E.; GRAÇA, L. R.; HOEFLICH, V. A.. " Valoração contingente" na avaliação econômica de áreas verdes urbanas. **Floresta**, v. 32, n. 1, 2002.

LEITE-FILHO, A. T. *et al.* Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-7, 2021.

MACHADO, F. H. *et al.* Estimating the opportunity costs of environmental conservation in the Feijão River watershed (São Carlos-SP, Brazil). **Brazilian journal of biology**, v. 76, p. 28-35, 2016.

MACHADO, F. H.; DUPAS, F. A. Valoração de recursos hídricos como subsídio na gestão do manancial urbano do ribeirão do Feijão, São Carlos–SP. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 17, n. 1, p. 111-126, 2013.

NAVRUD, S.; STRAND, Jon. Valuing global ecosystem services: What do European experts say? Applying the Delphi method to contingent valuation of the Amazon rainforest. **Environmental and Resource Economics**, v. 70, n. 1, p. 249-269, 2018.

NEVES, F. R. **Análise da influência de indicadores econômicos na escolha da estratégia de produção**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 129 p. Dissertação de Mestrado em Ciências e Engenharia do Petróleo, 2005.

PICOLI, M. C. A. *et al.* Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in Mato Grosso—Brazil from 2001 to 2017. **Land**, v. 9, n. 1, p. 20, 2020.

PIMENTEL, E. N. B. *et al.* Disposição a pagar pela conservação do parque municipal da Ilha de Mosqueiro, Belém/PA. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 409-422, 2020.

ROSS, S. A.; WESTERFIELD, R. W.; JAFFE, J. F. **Administração Financeira: Corporate Finance**. 2nd ed. São Paulo: Atlas. 776 p, 2002.

REIS, J. V. dos; LEITÃO, M. de M. V. B. R.; GALVINCIO, J. D. Willingness to pay for water ecosystem services in a river basin of the in South America largest semi-arid region. **Nova Economia**, v. 32, p. 293-318, 2022.

SANCHES, R. A.; FUTEMMA, C. R. T.; ALVES, H. Q. Indigenous territories and governance of forest restoration in the Xingu River (Brazil). **Land Use Policy**, v. 104, p. 104755, 2021.

SIKAMAKI, J. V. *et al.* International willingness to pay for the protection of the Amazon rainforest. **World Bank Policy Research Working Paper**, n. 8775, 2019.

STRAND, J. *et al.* Using the Delphi method to value protection of the Amazon rainforest. **Ecological Economics**, v. 131, p. 475-484, 2017.

WATSON, J. E. M., E., T., V., O. *et al.* The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nat Ecol Evol** 2, 599–610, 2018.

## **CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As atividades humanas são capazes de alterar significativamente o meio. Desta forma, é necessário propor políticas públicas e soluções alternativas para esta problemática, pautadas em dados científicos e ferramentas que auxiliem o processo de tomada de decisão.

O uso de ferramentas computacionais, tal como a modelagem estatística e o geoprocessamento são capazes de fornecer informações rápidas e confiáveis acerca das modificações que impactam determinado ambiente. Desta forma, os modelos propostos neste trabalho atingiram o objetivo de entender a dinâmica dos agentes de degradação para que seja possível propor políticas públicas de controle.

A definição de áreas prioritárias também é fundamental, uma vez que o cenário de contingenciamento orçamentário aliado com a descontinuidade de políticas públicas brasileiras faz com que os recursos precisam ser gastos com ambientes de relevante interesse ecológico e que realmente prestem serviços ambientais importantes.

Dada a importância internacional da Amazônia Legal, os dados demonstram a possibilidade de pautar a conservação da região a partir do PSA, no qual deve inicialmente priorizar as áreas de alta vulnerabilidade, tendo como possível fonte de recursos, os países desenvolvidos que se interessam pela qualidade ambiental do local.

Desta forma, a proposição de um modelo de PSA pautado em auxílios internacionais é capaz de alterar o cenário de devastação da Amazônia Legal, contribuindo para a melhoria da qualidade ambiental global.

Para estudos futuros, sugere-se considerar fatores bióticos de fauna e flora para a definição de áreas prioritárias, além da proposição de mecanismos legais que direcionam os fundos públicos, tal como o fundo Amazônico para áreas que precisem de recuperação ambiental.

## CAPÍTULO 8 – REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. Bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. **Estudos avançados**, v. 16, p. 7-30, 2002.

AHMAD, Shabir *et al.* Quantum GIS based descriptive and predictive data analysis for effective planning of waste management. **Ieee Access**, v. 8, p. 46193-46205, 2020.

ANDELA, N. *et al.* A human-driven decline in global burned area. **Science**, v. 356, n. 6345, p. 1356-1362, 2017.

BALCH, J. K. *et al.* Human-started wildfires expand the fire niche across the United States. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 11, p. 2946-2951, 2017.

BARBER, C. P. *et al.* Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological conservation**, v. 177, p. 203-209, 2014.

BOROUSHAKI, S., MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 4, p. 399-410, 2008.

BOROWY, Iris. The social dimension of sustainable development at the UN: From Brundtland to the SDGs. In: **The Struggle for Social Sustainability**. Policy Press, 2021. p. 89-108.

BOWMAN, K. W. *et al.* Environmental degradation of indigenous protected areas of the Amazon as a slow onset event. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 50, p. 260-271, 2021.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Ecosystem restoration job creation potential in Brazil. **People and Nature**, 2022.

BRASIL. DECRETO n 23.793, DE 23 DE JANEIRO DE 1934. **Approva o código florestal que com este baixa**. Brasília – DF. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1930-1949/d23793.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d23793.htm) Acesso em 10 nov 2022.

BRASIL. Lei n° 14.129/2021. **Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis n os 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política**. Brasília – DF. 2021.

BRASIL. Lei n° 5.173 de 27 de outubro de 1966. **Dispõe sôbre o Plano de Valorização Econômica da Amazônia; extingue a Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia (SPVEA), cria a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), e dá outras providências**. Brasília – DF. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1960-1969/lei-5173-27-outubro-1966-358978-norma-pl.html> Acesso em 10 nov 2022.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm)>. Acesso em: 11 out 2021.

BRASIL. **Lei 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 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 nºs 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. Brasília – DF. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm) Acesso em 10 nov 2022.

BRATMAN, Gregory N. *et al.* Nature and mental health: An ecosystem service perspective. **Science advances**, v. 5, n. 7, p. eaax0903, 2019.

BURTON, R. J. F *et al.* **The good farmer: Culture and identity in food and agriculture.** Routledge, 2020.

CHAVES, L. A.; PIERANGELI, M. A. P.; NEVES, S. M. A. Impactos do Código Florestal de 2012 Nas Áreas de Preservação Permanente do Rio Cabaçalem Mato Grosso. **Revista Equador**, v. 9, n. 4, p. 01-20, 2020.

CHESTER, Charles C. *et al.* Using ecosystem services to identify inequitable outcomes in migratory species conservation. **Conservation Letters**, p. e12920, 2022.

CISNEROS, Elías; ZHOU, Sophie Lian; BÖRNER, Jan. Naming and shaming for conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. **PloS one**, v. 10, n. 9, p. e0136402, 2015.

COELHO, Nayra Rosa *et al.* Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, p. 409-415, 2021.

COOPER, Gregory S.; WILLCOCK, Simon; DEARING, John A. Regime shifts occur disproportionately faster in larger ecosystems. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2020.

DA SILVA, I. A. *et al.* Spatiotemporal changes in land cover land use in protected areas of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100195, 2021.

DAILY, Gretchen C.; MATSON, Pamela A. Ecosystem services: From theory to implementation. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 105, n. 28, p. 9455-9456, 2008.

DAVIDSON *et al.*,. The Amazon basin in transition. **Nature** 481, 321–328. 2012.

DE MARCO, Bianca Aparecida *et al.* Evolution of green chemistry and its multidimensional impacts: A review. **Saudi Pharmaceutical Journal**, v. 27, n. 1, p. 1-8, 2019.

DE OLIVEIRA, Ana Carolina Campanha *et al.* Histórico e implementação de sistemas de Pagamentos por Serviços Ambientais no Estado de Minas Gerais. **Sustainability in Debate**, v. 4, n. 1, p. 139-159, 2013.

DOS ANJOS, Mark Pereira *et al.* Role of the State's Prosecution Office as a promoter of the payment for ecosystem services mechanism: case of the Oásis Brumadinho project in Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, p. 1-16, 2022.

DROBNE, Samo; LISEC, Anka. Multi-attribute decision analysis in GIS: weighted linear combination and ordered weighted averaging. **Informatica**, v. 33, n. 4, 2009.

EASTMAN, J. R. *et al.* Raster Procedures for Multicriteria/Multi-Objective Decisions. **Photogrammetry Engineering & Remote Sensing**, v. 61, n. 5, p. 539-547, 1995.

ELLIS, E. C.; PASCUAL, U.; MERTZ, O.. Ecosystem services and nature's contribution to people: negotiating diverse values and trade-offs in land systems. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 38, p. 86-94, 2019.

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, maio 2008.

FARIAS, M. H. C. S. *et al.* Impact of rural settlements on the deforestation of the Amazon. **Mercator** (Fortaleza), v. 17, 2018.

FARLEY, Kathleen A.; BREMER, Leah L. "Water Is Life": local perceptions of Páramo Grasslands and land management strategies associated with payment for ecosystem services. In: **Mountains: Physical, Human-Environmental, and Sociocultural Dynamics**. Routledge, 2018. p. 135-145.

FERREIRA, R. **Sob a Pata Do Boi: Como a Amazônia Vira Pasto**. Rio de Janeiro: Associação O Eco, 2021

FONSECA, M. G. *et al.* Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. **Global change biology**, v. 25, n. 9, p. 2931-2946, 2019.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; WREGE, M. S. Os biomas e o clima das capitais do Brasil. **Embrapa Florestas**-Artigo em periódico indexado (ALICE), 2017.

FUNDO AMAZÔNIA. **Relatório de atividades – 2021**. Disponível em: [https://www.fundoamazonia.gov.br/export/sites/default/pt/.galleries/documentos/rafa/RAFA\\_2021\\_port.pdf](https://www.fundoamazonia.gov.br/export/sites/default/pt/.galleries/documentos/rafa/RAFA_2021_port.pdf) Acesso em 10 nov 2022.

GARCIA, Andrea S. *et al.* Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon's arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-

temporal classification approach. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 15, p. 100233, 2019.

GIACOMELLI, Cinthia Louzada Ferreira; ELTZ, Magnum Koury de Figueiredo. **Direito e legislação ambiental**. Porto Alegre: Sagah, 2018

HALLEMA, D. W. *et al.* Burned forests impact water supplies. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1-8, 2018.

HILDEBRAND, E.; GRAÇA, L. R.; HOEFLICH, V. A.. " Valoração contingente" na avaliação econômica de áreas verdes urbanas. **Floresta**, v. 32, n. 1, 2002.

HAMMAMI, Salma *et al.* Application of the GIS based multi-criteria decision analysis and analytical hierarchy process (AHP) in the flood susceptibility mapping (Tunisia). **Arabian Journal of Geosciences**, v. 12, n. 21, p. 1-16, 2019.

HORTON, Bruce *et al.* Evaluating non-user willingness to pay for a large-scale conservation programme in Amazonia: a UK/Italian contingent valuation study. **Environmental Conservation**, v. 30, n. 2, p. 139-146, 2003.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **Amazônia Legal**. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e> Acesso em 11 ago 2021.

IMAZON. **Dados sobre o desmatamento da Amazônia Brasileira**. 2022. Disponível em: <https://imazon.org.br/> Acesso em 17 nov 2022.

IPBES (2019): **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental**. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

JARDIM, Mariana Heilbuth; BURSZTYN, Maria Augusta. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 20, p. 353-360, 2015.

JOSLIN, Audrey. Translating water fund payments for ecosystem services in the Ecuadorian Andes. **Development and Change**, v. 51, n. 1, p. 94-116, 2020.

KRAMER, Randall A.; MERCER, D. Evan. Valuing a global environmental good: US residents' willingness to pay to protect tropical rain forests. **Land economics**, p. 196-210, 1997.

KUHN, P. A. F. *et al.* **Hidrologia da Amazônia dos Rios da Amazônia**. Governo do Estado do Amazonas-Secretaria de Estado da Cultura, Coleção Caderno da Amazônia. 2009.

KÜMBET, P. Invisible Agencies: Toxic Repercussions of Chernobyl and Bhopal. **Journal of Narrative and Language Studies**, v. 8, n. 15, p. 202-213, 2020.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G.W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.

LEITE-FILHO, A. T. *et al.* Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-7, 2021.

MACHADO, F. H. *et al.* Estimating the opportunity costs of environmental conservation in the Feijão River watershed (São Carlos-SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 28-35, 2016.

MACHADO, F. H.; DUPAS, F. A. Valoração de recursos hídricos como subsídio na gestão do manancial urbano do ribeirão do Feijão, São Carlos–SP. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 17, n. 1, p. 111-126, 2013.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P. Valoração de recursos ambientais–metodologias e recomendações. **Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP**, n. 116, 2004.

MALCZEWSKI, Jacek. On the use of weighted linear combination method in GIS: common and best practice approaches. **Transactions in GIS**, v. 4, n. 1, p. 5-22, 2000.

MAPBIOMAS. **Dados do desmatamento no Brasil**. 2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/> Acesso em 16 out 2022.

MATTOS, Luciano; ROMEIRO, Ademar Ribeiro; HERCOWITZ, Marcelo. **Economia do meio ambiente**. 2009.

MAY, Peter H. Avaliação integrada da economia do meio ambiente: propostas conceituais e metodológicas. **Economia do meio ambiente**, v. 3, 1997.

MCFARLANE, R. *et al.* Ecosystem services for human health in Oceania. **Ecosystem Services**, v. 39, p. 100976, 2019.

MILIEN, E. J. *et al.* Roads, deforestation and the mitigating effect of the Chico Mendes extractive reserve in the southwestern Amazon. **Trees, Forests and People**, v. 3, p. 100056, 2021.

MOSADEGHI, Razieh *et al.* Comparison of Fuzzy-AHP and AHP in a spatial multi-criteria decision making model for urban land-use planning. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 49, p. 54-65, 2015.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.

MOTTA, Ronaldo Seroa. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1998.

MUKUL, Sharif A. *et al.* Integrating ecosystem services supply potential from future land-use scenarios in protected area management: A Bangladesh case study. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 355-364, 2017.

MUZAFFAR, Najmiddinov *et al.* Environmental Issues in the Sustainable Development of the Republic of Uzbekistan: Dolzarb Ecological Problems and Their Legal Solutions. **Eurasian Journal of Research, Development and Innovation**, v. 13, p. 33-36, 2022.

NAVRUD, S.; STRAND, Jon. Valuing global ecosystem services: What do European experts say? Applying the Delphi method to contingent valuation of the Amazon rainforest. **Environmental and Resource Economics**, v. 70, n. 1, p. 249-269, 2018.

NOBRE, C. A. *et al.* Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.

NOBRE, C. A. *et al.* Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.

OLIVEIRA, A. L. de.; JUNQUEIRA, A. A.; LAUDARES, S. S. de A.; AGUIAR, G. dos S. PASSO, V. M.; FARIA, S. M. de. Regularização ambiental, novos caminhos para a recuperação de áreas degradadas. **Diversidade e Gestão**, v. 1, n. 2, p. 219-233, 2017.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Temperatura média global tem 50% de chance de exceder 1,5°C até 2026**. 2022. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/181236-temperatura-media-global-tem-50-de-chance-de-exceder-15degc-ate-2026> Acesso em 10 nov 2022.

PHILIPPI JR, A.; ROMERO, M. de A.; BRUNA, G. C.. **Curso de gestão ambiental**. Editora Manole. Barueri – SP, 2014.  
PNMA

PIMENTEL, E. N. B. *et al.* Disposição a pagar pela conservação do parque municipal da Ilha de Mosqueiro, Belém/PA. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 409-422, 2020.

POTT, C. M.; ESTRELA, C. C.. Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. **Estudos avançados**, v. 31, p. 271-283, 2017.

REIS, J. V. dos; LEITÃO, M. de M. V. B. R.; GALVINCIO, J. D. Willingness to pay for water ecosystem services in a river basin of the in South America largest semi-arid region. **Nova Economia**, v. 32, p. 293-318, 2022.

RIBEIRO, I.O *et al.* Biomass burning and carbon monoxide patterns in Brazil during the extreme drought years of 2005, 2010, and 2015. 2018 **Environmental Pollution** 243, 1008-1014

RIBEIRO, T. M. *et al.* Fire foci assessment in the Western Amazon (2000–2015). **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 2, p. 1485-1498, 2021.

RODRIGUES, E. S. Deforestation in the Amazon: A unified framework for estimation and policy analysis. **The Review of Economic Studies**, v. 86, n. 6, p. 2713-2744, 2019.

RODRIGUES, J. C. O Arco Norte e as políticas públicas portuárias para o Oeste do estado do Pará (Itaituba e Rurópolis): apresentação, debate e articulações. **Revista NERA**, v. 21, n. 42, p. 202-228, 2018

RUGGIERO, P. G. C *et al.* Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land use policy**, v. 82, p. 283-291, 2019.

RUIZ, H. S. *et al.* GIS-AHP Multi Criteria Decision Analysis for the optimal location of solar energy plants at Indonesia. **Energy Reports**, v. 6, p. 3249-3263, 2020.

SAATY, Thomas L. Decision making—the analytic hierarchy and network processes (AHP/ANP). **Journal of systems science and systems engineering**, v. 13, n. 1, p. 1-35, 2004.

SALZMAN, James *et al.* The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136-144, 2018.

SANTOS, A. S; ALMEIDA, A. N. The impact of deforestation on malaria infections in the Brazilian Amazon. **Ecological economics**, v. 154, p. 247-256, 2018.

SANTOS, D.; SALOMÃO, R.; VERÍSSIMO, A. **Fatos da Amazônia – 2021**. Instituto Imazon 2021. Disponível em: <https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2021/04/AMZ2030-Fatos-da-Amazonia-20211.pdf> Acesso em 11 out 2021.

SCHOMERS, Sarah; MATZDORF, Bettina. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem services**, v. 6, p. 16-30, 2013.

SILVA, I. A. *et al.* Spatiotemporal changes in land cover land use in protected areas of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100195, 2021.

SILVA, V. B.; CRISPIM, J. Q. Um breve relato sobre a questão ambiental. **Revista GEOMAE**, v. 2, n. 1, p. 163-175, 2011.

SILVA, Victor AM *et al.* Priority areas for forest conservation, aiming at the maintenance of water resources, through the multicriteria evaluation. **Revista Árvore**, v. 41, 2017.

SOUZA, A. R.; DUPAS, F. A.; DA SILVA, I. A. Spatial targeting approach for a payment for ecosystem services scheme in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100206, 2021.

STRAND, Jon *et al.* Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon forest's ecosystem services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 657-664, 2018.

TAVARES, M. F.. **O novo código florestal para os pequenos proprietários rurais: estudo de caso no bairro de Pereiras, Amparo – SP** – Cartilha 1. – Piracicaba: IPEF, 2017. 55p

TITO, M. R.; ORTIZ, R. A. **Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais EU-Brasil. Pagamentos por serviços ambientais: desafios para estimular a demanda.** Brasília: MMA, 2013. 52 p

TYMSTRA, Cordy *et al.* Wildfire management in Canada: Review, challenges and opportunities. **Progress in Disaster Science**, v. 5, p. 100045, 2020.

VETTORAZZI, Carlos Alberto; VALENTE, Roberta Avena. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.

WANG, Yahui *et al.* Land use/land cover change and the effects on ecosystem services in the Hengduan Mountain region, China. **Ecosystem Services**, v. 34, p. 55-67, 2018.

WEN, Xin; THÉAU, Jérôme. Assessment of ecosystem services in restoration programs in China: A systematic review. **Ambio**, v. 49, n. 2, p. 584-592, 2020.

WILSON, M. C. *et al.* Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 2, p. 219-227, 2016.

WIND, Y.; SAATY, T. L. Marketing applications of the analytic hierarchy process. **Management science**, v. 26, n. 7, p. 641-658, 1980.

WU, Zhaoshi *et al.* Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 914-922, 2018.

WUNDER, S. *et al.* From principles to practice in paying for nature's services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 145-150, 2018

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

WWF - World Wildlife Fund. **History of World Wildlife Fund**. 2022. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/sobrenos/institucional/> Acesso em 17 nov 2022.

YOUSEFI, H.; ZAHEDI, S.; NIKSOKHAN, Mohammad Hossein. Modifying the analysis made by water quality index using multi-criteria decision making methods. **Journal of African Earth Sciences**, v. 138, p. 309-318, 2018.

## ANEXO I – ANÁLISE MULTICRITÉRIO PARA AS UNIDADES DE PLANEJAMENTO HÍDRICOS DA AMAZÔNIA LEGAL

Análise multicritério WLC e OWA 1

Bacia - Unidade de planejamento / Classificação	WLC					OWA 1				
	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
ABUNÃ-MADEIRA	0,02%	28,33%	69,73%	1,92%	0,00%	0,00%	21,19%	74,18%	4,56%	0,06%
ACARA GUAMA	0,00%	37,18%	57,56%	5,25%	0,00%	0,00%	33,22%	59,33%	7,37%	0,08%
ALTO ARAGUAIA	0,00%	6,34%	55,41%	37,91%	0,34%	0,00%	5,26%	53,91%	40,10%	0,73%
ALTO ARAGUARI	0,00%	28,47%	71,27%	0,26%	0,00%	0,00%	12,07%	77,59%	10,34%	0,00%
ALTO BRANCO	0,01%	25,61%	69,62%	4,75%	0,00%	0,00%	9,98%	67,71%	22,31%	0,00%
ALTO GUAPORÉ	0,00%	7,53%	68,22%	23,55%	0,70%	0,00%	13,60%	62,96%	21,92%	1,52%
ALTO JAPURÁ	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO JARI	0,00%	13,97%	86,03%	0,00%	0,00%	0,00%	6,90%	93,10%	0,00%	0,00%
ALTO JURUÁ	0,00%	0,00%	22,54%	77,43%	0,03%	0,00%	0,25%	50,76%	48,73%	0,25%
ALTO JURUENA	0,00%	13,63%	66,98%	19,39%	0,00%	0,00%	22,72%	65,17%	12,11%	0,00%
ALTO MEDIO ARAGUAIA	0,00%	3,45%	90,07%	6,48%	0,00%	0,00%	7,14%	87,27%	5,58%	0,00%
ALTO MEDIO TOCANTINS	0,07%	53,85%	41,77%	4,31%	0,00%	0,00%	44,39%	44,70%	10,66%	0,25%
ALTO MORTES	0,00%	19,65%	64,34%	15,95%	0,06%	0,00%	27,51%	58,28%	13,91%	0,30%
ALTO NEGRO	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO PARAGUAI MED	0,00%	4,39%	56,80%	38,76%	0,06%	0,00%	8,32%	66,99%	24,69%	0,00%
ALTO PARAGUAI SUP	0,00%	15,57%	73,14%	11,29%	0,00%	0,00%	12,42%	71,16%	16,42%	0,00%
ALTO PARU DO LESTE	0,00%	18,85%	80,11%	1,05%	0,00%	0,00%	26,37%	71,43%	2,20%	0,00%
ALTO PURUS I	0,00%	2,11%	53,21%	44,67%	0,00%	0,00%	1,36%	60,02%	38,62%	0,00%
ALTO PURUS II	0,00%	15,06%	75,25%	9,69%	0,00%	0,00%	12,09%	74,88%	13,02%	0,00%
ALTO RIO CUIABÁ	0,04%	28,78%	57,74%	13,43%	0,00%	0,00%	18,29%	58,10%	23,26%	0,35%
ALTO TAPAJOS	0,00%	18,04%	61,21%	20,73%	0,02%	0,00%	13,23%	61,20%	25,37%	0,20%
ALTO TAQUARI	0,00%	0,09%	14,90%	83,70%	1,31%	0,00%	0,00%	19,51%	78,05%	2,44%
ALTO TELES PIRES	0,00%	27,16%	60,42%	12,32%	0,10%	0,00%	36,85%	51,10%	11,84%	0,21%

ALTO TROMBETAS	0,00%	30,59%	66,58%	2,83%	0,00%	0,00%	18,60%	72,09%	9,30%	0,00%
ALTO UATUMÃ	0,00%	9,58%	90,21%	0,22%	0,00%	0,00%	11,76%	88,24%	0,00%	0,00%
ALTO XINGU	0,00%	7,10%	77,93%	14,97%	0,00%	0,00%	10,36%	81,15%	8,49%	0,00%
AMAPARI	0,00%	18,92%	80,60%	0,48%	0,00%	0,00%	5,63%	80,09%	14,29%	0,00%
ARINOS	0,00%	13,94%	71,68%	14,20%	0,18%	0,00%	22,04%	67,69%	10,17%	0,10%
ARIPUANA	0,00%	10,21%	80,14%	9,65%	0,00%	0,00%	7,40%	70,98%	21,46%	0,16%
BAIXO ARAGUAIA	0,00%	4,02%	84,19%	11,78%	0,00%	0,00%	4,81%	78,91%	16,10%	0,18%
BAIXO ARAGUARI	0,27%	45,05%	53,38%	1,29%	0,00%	0,00%	33,00%	63,00%	4,00%	0,00%
BAIXO ARIPUANA	0,00%	14,39%	80,51%	5,10%	0,00%	0,00%	11,39%	75,05%	13,56%	0,00%
BAIXO BRANCO	0,01%	45,41%	50,33%	4,26%	0,00%	0,00%	22,22%	63,89%	13,89%	0,00%
BAIXO IÇÁ	0,00%	15,60%	82,47%	1,93%	0,00%	0,00%	15,60%	63,30%	21,10%	0,00%
BAIXO JAPURÁ	0,00%	0,08%	55,36%	44,52%	0,03%	0,00%	12,50%	75,00%	12,50%	0,00%
BAIXO JARI	0,01%	16,14%	72,39%	11,46%	0,00%	0,00%	6,50%	66,67%	26,42%	0,41%
BAIXO JURUA	0,00%	0,13%	94,04%	5,83%	0,00%	0,00%	1,22%	85,37%	13,41%	0,00%
BAIXO JURUENA	0,00%	4,35%	56,02%	39,63%	0,00%	0,00%	4,17%	60,42%	35,42%	0,00%
BAIXO MADEIRA SUCUND	0,00%	23,86%	73,80%	2,35%	0,00%	0,00%	18,52%	75,09%	6,39%	0,00%
BAIXO MORTES	0,00%	15,67%	79,83%	4,50%	0,00%	0,00%	27,22%	69,05%	3,73%	0,00%
BAIXO NEGRO	0,00%	4,94%	86,66%	8,40%	0,00%	0,00%	2,42%	85,48%	12,10%	0,00%
BAIXO PARU DO LESTE	0,00%	10,42%	79,20%	10,39%	0,00%	0,00%	3,70%	74,54%	21,76%	0,00%
BAIXO PURUS	0,00%	2,70%	94,75%	2,56%	0,00%	0,00%	0,00%	88,46%	11,54%	0,00%
BAIXO TAPAJOS	0,35%	33,18%	60,62%	5,85%	0,00%	0,34%	26,78%	53,22%	19,66%	0,00%
BAIXO TELES PIRES	0,00%	1,46%	41,91%	56,10%	0,53%	0,00%	1,98%	46,04%	51,28%	0,70%
BAIXO TOCANTINS	0,46%	47,04%	51,51%	0,99%	0,00%	0,00%	30,88%	62,50%	6,62%	0,00%
BAIXO TROMBETAS	0,16%	55,62%	44,11%	0,11%	0,00%	0,00%	29,22%	65,30%	5,48%	0,00%
BAIXO UATUMÃ	0,00%	8,12%	87,94%	3,94%	0,00%	0,00%	7,09%	86,61%	6,30%	0,00%
BAIXO XINGU	0,00%	12,96%	78,48%	8,56%	0,00%	0,00%	9,43%	67,89%	22,60%	0,08%
CACHORRO	0,00%	24,60%	75,32%	0,08%	0,00%	0,00%	20,59%	67,65%	11,76%	0,00%
CORRENTES	0,00%	0,00%	30,40%	69,60%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
CORRENTES/VERDE	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

CORRENTES-MT	0,00%	11,15%	64,40%	24,34%	0,12%	0,00%	6,52%	73,67%	19,32%	0,48%
CURUCA	0,00%	0,18%	49,31%	50,51%	0,00%	0,00%	0,00%	74,17%	25,83%	0,00%
DEMINI	0,00%	6,72%	75,94%	17,10%	0,25%	0,00%	5,19%	71,47%	21,90%	1,44%
DIF BARR BESPENÇA	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
DIFUSAS AL PARNAÍBA	0,00%	0,15%	99,80%	0,05%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
EIRIPECURU	0,00%	24,30%	73,71%	1,99%	0,00%	0,00%	19,71%	67,89%	12,40%	0,00%
FOZ DO AMAZONAS	0,01%	44,28%	53,96%	1,75%	0,00%	0,00%	24,09%	70,13%	5,78%	0,00%
Grande extenso	0,00%	0,02%	99,98%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
GRANDE SF 01	0,00%	2,81%	97,19%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
GURUPI 01	0,00%	8,26%	80,19%	11,55%	0,00%	0,00%	16,45%	73,90%	9,65%	0,00%
GURUPI 02	0,00%	26,13%	71,36%	2,51%	0,00%	0,00%	26,77%	68,77%	4,46%	0,00%
IPITINGA	0,00%	3,69%	79,96%	16,35%	0,00%	0,00%	0,00%	70,00%	30,00%	0,00%
IRIRI	0,00%	1,52%	80,64%	17,57%	0,26%	0,00%	2,32%	74,65%	22,55%	0,48%
ITACAIUNAS	0,00%	0,94%	78,07%	21,00%	0,00%	0,00%	0,81%	66,32%	32,64%	0,23%
ITAPECURU 01	0,00%	11,67%	78,37%	9,95%	0,01%	0,00%	13,31%	73,38%	12,62%	0,69%
ITAPECURU 01	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ITUI	0,00%	0,03%	33,36%	66,60%	0,00%	0,00%	0,00%	66,87%	33,13%	0,00%
ITUXI	0,00%	15,67%	80,71%	3,61%	0,00%	0,00%	17,09%	77,27%	5,64%	0,00%
JAMANXIM	0,00%	7,03%	82,54%	10,41%	0,02%	0,00%	2,57%	66,28%	30,82%	0,33%
JAMARI	0,01%	42,07%	50,90%	7,03%	0,00%	0,00%	23,47%	61,61%	14,29%	0,62%
JAPURÁ-IÇÁ	0,00%	0,30%	45,43%	54,14%	0,13%	0,00%	0,00%	65,38%	34,62%	0,00%
JARI-PARU	0,00%	15,09%	77,45%	7,46%	0,00%	0,00%	14,73%	72,87%	12,40%	0,00%
JATAPU	0,02%	38,04%	61,38%	0,56%	0,00%	0,00%	26,48%	68,04%	5,48%	0,00%
JAUAPERI	0,00%	59,57%	39,81%	0,62%	0,00%	0,00%	25,64%	73,08%	1,28%	0,00%
JAURU	0,00%	3,67%	82,12%	14,01%	0,20%	0,00%	7,82%	76,73%	14,56%	0,89%
JAVARI JUTAI	0,00%	7,00%	89,23%	3,77%	0,00%	0,00%	9,76%	84,39%	5,85%	0,00%
JI PARANA	0,00%	7,40%	79,61%	12,98%	0,01%	0,00%	5,32%	72,46%	21,91%	0,32%
JURUA JUTAI	0,00%	0,00%	93,51%	6,49%	0,00%	0,00%	3,45%	89,66%	6,90%	0,00%
JURUA MIRIM	0,00%	0,01%	41,40%	58,53%	0,06%	0,00%	1,64%	58,65%	39,71%	0,00%

JURUA PURUS	0,00%	0,00%	65,84%	34,13%	0,03%	0,00%	0,72%	74,72%	24,56%	0,00%
JUTAI	0,00%	0,01%	85,01%	14,97%	0,00%	0,00%	0,75%	86,22%	13,03%	0,00%
LITORANEA PA 01	0,00%	1,35%	96,47%	2,18%	0,00%	0,00%	1,34%	93,08%	5,36%	0,22%
LITORÂNEAS DO AMAPÁ	0,00%	17,66%	80,86%	1,47%	0,00%	0,00%	4,87%	83,42%	11,71%	0,00%
LT PA 01	0,00%	25,16%	74,35%	0,48%	0,00%	0,00%	18,94%	79,30%	1,76%	0,00%
MADEIRA TAPAJOS	0,00%	37,51%	59,24%	3,24%	0,00%	0,00%	28,92%	64,51%	6,47%	0,10%
MAMORE	0,00%	10,74%	79,04%	10,18%	0,03%	0,00%	19,17%	68,59%	12,01%	0,23%
MAPUERA	0,00%	23,25%	76,16%	0,59%	0,00%	0,00%	22,40%	67,20%	10,40%	0,00%
MARGEM NORTE	0,00%	0,29%	85,33%	14,34%	0,04%	0,00%	0,00%	73,44%	26,34%	0,22%
MARGEM SUL	0,00%	0,54%	96,07%	3,40%	0,00%	0,00%	0,46%	91,67%	7,87%	0,00%
MEARIM 01	0,00%	7,78%	74,51%	17,70%	0,01%	0,00%	10,26%	72,04%	17,61%	0,08%
MED TOCANTINS 02	0,00%	21,49%	73,79%	4,72%	0,00%	0,00%	8,59%	80,27%	11,05%	0,09%
MEDIO ARAGUAIA	0,00%	25,38%	72,82%	1,80%	0,00%	0,00%	28,33%	67,64%	4,03%	0,00%
MEDIO GUAPORE	0,00%	9,58%	74,73%	15,22%	0,46%	0,00%	7,90%	68,71%	22,30%	1,08%
MÉDIO JARI	0,12%	28,50%	69,81%	1,56%	0,00%	0,00%	16,95%	72,88%	10,17%	0,00%
MEDIO JURUA	0,00%	0,16%	85,46%	14,37%	0,00%	0,00%	0,29%	90,17%	9,54%	0,00%
MEDIO JURUENA	0,00%	1,89%	78,71%	19,31%	0,09%	0,00%	1,49%	71,60%	26,70%	0,21%
MEDIO MADEIRA	0,00%	14,10%	83,85%	2,05%	0,00%	0,00%	12,54%	79,72%	7,73%	0,00%
MÉDIO NEGRO	0,00%	4,47%	81,18%	13,47%	0,88%	0,00%	9,40%	70,88%	17,87%	1,85%
MEDIO PURUS	0,00%	18,41%	81,23%	0,36%	0,00%	0,00%	15,20%	82,92%	1,88%	0,00%
MEDIO TAPAJOS	0,02%	14,55%	68,66%	16,77%	0,01%	0,00%	7,32%	50,65%	41,75%	0,29%
MEDIO TELES PIRES	0,00%	3,50%	84,29%	12,20%	0,00%	0,00%	6,91%	77,99%	15,03%	0,07%
MEDIO XINGU	0,00%	0,79%	62,27%	36,41%	0,53%	0,00%	1,05%	59,20%	37,50%	2,25%
MUCAJÁ	0,01%	44,46%	46,44%	9,09%	0,00%	0,00%	23,95%	63,44%	12,61%	0,00%
MUNIM 01	0,00%	2,63%	87,26%	10,11%	0,00%	0,00%	12,50%	87,50%	0,00%	0,00%
NASCENTES DO XINGU	0,00%	3,06%	67,08%	29,45%	0,41%	0,00%	9,76%	71,82%	18,06%	0,36%
NEGRO-JAPURÁ	0,00%	0,15%	72,41%	27,19%	0,25%	0,00%	1,10%	71,18%	27,72%	0,00%
OIAPOQUE	0,00%	20,18%	78,42%	1,39%	0,00%	0,00%	11,54%	84,62%	3,85%	0,00%
PARA	0,00%	7,85%	79,97%	12,18%	0,00%	0,00%	4,27%	65,46%	29,88%	0,39%

PARAGUAI-PANTANAL	0,00%	7,06%	68,18%	24,71%	0,05%	0,00%	5,58%	68,53%	25,55%	0,35%
PARANA TOC	0,00%	11,23%	81,37%	7,39%	0,01%	0,00%	2,51%	76,94%	20,43%	0,13%
PARNAIBA 01	0,00%	42,37%	53,93%	3,70%	0,00%	0,00%	38,77%	51,85%	9,23%	0,15%
PARU-TROMBETAS	0,00%	2,28%	78,17%	19,55%	0,00%	0,00%	0,58%	68,98%	30,06%	0,39%
PERIÁ	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
PERICUMA 01	0,00%	1,23%	80,53%	18,24%	0,00%	0,00%	2,93%	83,20%	13,87%	0,00%
PURUS MADEIRA	0,00%	21,08%	77,77%	1,15%	0,00%	0,00%	12,21%	76,22%	11,56%	0,00%
RIO ACRE	0,00%	1,22%	79,29%	19,49%	0,00%	0,00%	1,22%	84,94%	13,85%	0,00%
ROOSEVELT	0,00%	11,41%	69,87%	18,63%	0,09%	0,00%	11,35%	64,83%	23,66%	0,16%
S LOURENCO 01	0,00%	11,20%	62,28%	26,34%	0,17%	0,00%	10,66%	54,75%	34,06%	0,52%
São Luis	0,00%	1,04%	85,21%	13,75%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
SOLIMÕES	0,00%	16,45%	79,12%	4,43%	0,00%	0,00%	20,97%	69,35%	9,68%	0,00%
SONO	0,01%	18,06%	70,43%	11,48%	0,02%	0,00%	11,65%	68,41%	19,81%	0,13%
SUBMEDIO ARAGUAIA	0,00%	16,94%	73,31%	9,74%	0,00%	0,00%	16,43%	71,52%	11,40%	0,65%
SUBMEDIO PURUS	0,00%	19,67%	80,27%	0,06%	0,00%	0,00%	15,41%	84,59%	0,00%	0,00%
SUBMEDIO TOCANTINS	0,00%	15,09%	81,51%	3,39%	0,00%	0,00%	11,13%	66,89%	21,98%	0,00%
TACUTU-SURUMU-COTINGO	0,01%	13,22%	59,68%	26,83%	0,26%	0,00%	6,82%	57,25%	32,41%	3,52%
TAPAUÁ	0,00%	0,16%	92,99%	6,85%	0,00%	0,00%	0,00%	85,42%	14,58%	0,00%
TAQUARI	0,00%	0,07%	41,82%	58,10%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
TARAUACA	0,00%	0,00%	13,08%	86,35%	0,58%	0,00%	0,00%	28,38%	71,62%	0,00%
TROMBETAS-UATUMÃ	0,00%	48,36%	51,55%	0,10%	0,00%	0,00%	39,67%	57,85%	2,48%	0,00%
TURIACU 01	0,00%	0,42%	80,53%	19,05%	0,00%	0,00%	0,59%	83,33%	16,08%	0,00%
UAÇÁ	0,00%	14,75%	79,65%	5,60%	0,00%	0,00%	5,56%	85,47%	8,97%	0,00%
UATUMÃ-NEGRO	0,03%	61,39%	38,18%	0,40%	0,00%	0,00%	28,37%	68,27%	3,37%	0,00%
URARICOERA	0,00%	8,12%	58,43%	28,70%	4,74%	0,00%	5,38%	53,21%	37,08%	4,34%
URUÇUÍ-PRETO	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
XINGU TAPAJOS	0,00%	19,34%	70,26%	10,36%	0,03%	0,00%	15,00%	60,81%	23,86%	0,32%

Análise multicritério OWA 2 e OWA 3

Bacia - Unidade de planejamento / Classificação	OWA 2					OWA 3				
	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
ABUNÃ-MADEIRA	0,00%	97,05%	2,95%	0,00%	0,00%	0,00%	44,19%	55,49%	0,32%	0,00%
ACARA GUAMA	0,00%	62,07%	37,88%	0,05%	0,00%	0,00%	59,82%	36,95%	3,23%	0,00%
ALTO ARAGUAIA	0,00%	7,82%	70,17%	22,00%	0,00%	0,00%	3,42%	36,19%	58,31%	2,08%
ALTO ARAGUARI	0,00%	68,97%	31,03%	0,00%	0,00%	0,00%	15,52%	84,48%	0,00%	0,00%
ALTO BRANCO	0,00%	95,50%	4,50%	0,00%	0,00%	0,00%	27,01%	72,21%	0,78%	0,00%
ALTO GUAPORÉ	0,00%	11,21%	87,16%	1,62%	0,00%	0,00%	4,01%	75,80%	20,19%	0,00%
ALTO JAPURÁ	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO JARI	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	3,45%	93,10%	3,45%	0,00%
ALTO JURUÁ	0,00%	99,75%	0,25%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	60,91%	39,09%	0,00%
ALTO JURUENA	0,00%	8,69%	37,52%	35,22%	18,56%	0,00%	10,13%	50,10%	30,21%	9,56%
ALTO MEDIO ARAGUAIA	0,00%	13,25%	81,43%	5,32%	0,00%	0,00%	2,73%	50,78%	46,49%	0,00%
ALTO MEDIO TOCANTINS	0,00%	70,49%	28,88%	0,63%	0,00%	0,00%	52,33%	44,01%	3,66%	0,00%
ALTO MORTES	0,00%	16,86%	38,17%	41,64%	3,33%	0,00%	10,06%	62,06%	27,14%	0,74%
ALTO NEGRO	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO PARAGUAI MED	0,00%	13,24%	86,31%	0,45%	0,00%	0,00%	2,95%	56,26%	40,79%	0,00%
ALTO PARAGUAI SUP	0,00%	26,53%	71,37%	2,11%	0,00%	0,00%	14,53%	74,53%	10,95%	0,00%
ALTO PARU DO LESTE	0,00%	0,00%	67,03%	32,97%	0,00%	0,00%	0,00%	67,03%	32,97%	0,00%
ALTO PURUS I	0,00%	96,77%	3,23%	0,00%	0,00%	0,00%	2,38%	84,63%	12,99%	0,00%
ALTO PURUS II	0,00%	85,43%	14,57%	0,00%	0,00%	0,00%	16,59%	82,64%	0,78%	0,00%
ALTO RIO CUIABÁ	0,00%	88,15%	9,84%	2,00%	0,00%	0,00%	25,17%	62,72%	12,11%	0,00%
ALTO TAPAJOS	0,00%	0,79%	94,47%	4,74%	0,00%	0,00%	0,30%	63,57%	36,13%	0,00%
ALTO TAQUARI	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	2,44%	43,90%	53,66%
ALTO TELES PIRES	0,00%	11,98%	25,02%	50,25%	12,76%	0,00%	2,62%	68,53%	24,88%	3,97%
ALTO TROMBETAS	0,00%	0,00%	53,49%	46,51%	0,00%	0,00%	0,00%	51,16%	48,84%	0,00%
ALTO UATUMÃ	0,00%	94,12%	5,88%	0,00%	0,00%	0,00%	5,88%	94,12%	0,00%	0,00%

ALTO XINGU	0,00%	12,81%	44,75%	42,45%	0,00%	0,00%	11,94%	53,81%	34,24%	0,00%
AMAPARI	0,00%	30,74%	69,26%	0,00%	0,00%	0,00%	7,36%	92,64%	0,00%	0,00%
ARINOS	0,00%	8,30%	63,02%	28,68%	0,00%	0,00%	9,67%	69,69%	20,44%	0,20%
ARIPUANA	0,00%	4,97%	94,50%	0,53%	0,00%	0,00%	0,48%	80,02%	19,50%	0,00%
BAIXO ARAGUAIA	0,00%	21,03%	69,46%	9,51%	0,00%	0,00%	4,04%	80,04%	15,92%	0,00%
BAIXO ARAGUARI	0,00%	84,50%	15,50%	0,00%	0,00%	0,00%	31,00%	63,50%	5,50%	0,00%
BAIXO ARIPUANA	0,00%	0,00%	58,35%	41,65%	0,00%	0,00%	0,00%	44,79%	55,21%	0,00%
BAIXO BRANCO	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	11,11%	88,89%	0,00%	0,00%
BAIXO IÇÁ	0,00%	34,86%	65,14%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	49,54%	50,46%	0,00%
BAIXO JAPURÁ	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	12,50%	87,50%	0,00%	0,00%
BAIXO JARI	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	26,02%	73,58%	0,41%	0,00%
BAIXO JURUA	0,00%	96,34%	3,66%	0,00%	0,00%	0,00%	2,44%	97,56%	0,00%	0,00%
BAIXO JURUENA	0,00%	0,00%	88,54%	11,46%	0,00%	0,00%	0,00%	61,46%	38,54%	0,00%
BAIXO MADEIRA SUCUND	0,00%	27,50%	54,54%	17,96%	0,00%	0,00%	8,06%	73,15%	18,80%	0,00%
BAIXO MORTES	0,00%	30,19%	69,26%	0,55%	0,00%	0,00%	8,34%	82,77%	8,89%	0,00%
BAIXO NEGRO	0,00%	7,26%	92,74%	0,00%	0,00%	0,00%	1,61%	75,00%	23,39%	0,00%
BAIXO PARU DO LESTE	0,00%	96,30%	3,70%	0,00%	0,00%	0,00%	17,13%	79,17%	3,70%	0,00%
BAIXO PURUS	0,00%	53,85%	46,15%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	88,46%	11,54%	0,00%
BAIXO TAPAJOS	0,00%	98,98%	1,02%	0,00%	0,00%	0,00%	52,54%	47,12%	0,34%	0,00%
BAIXO TELES PIRES	0,00%	11,64%	79,22%	9,14%	0,00%	0,00%	3,96%	68,35%	27,69%	0,00%
BAIXO TOCANTINS	0,00%	86,76%	13,24%	0,00%	0,00%	0,00%	52,21%	47,79%	0,00%	0,00%
BAIXO TROMBETAS	0,00%	86,76%	13,24%	0,00%	0,00%	0,00%	39,73%	59,82%	0,46%	0,00%
BAIXO UATUMÃ	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	28,35%	71,65%	0,00%	0,00%
BAIXO XINGU	0,00%	77,40%	22,60%	0,00%	0,00%	0,00%	33,96%	64,69%	1,34%	0,00%
CACHORRO	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	94,12%	5,88%	0,00%
CORRENTES	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
CORRENTES/VERDE	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
CORRENTES-MT	0,00%	28,74%	14,98%	56,28%	0,00%	0,00%	1,45%	33,57%	59,18%	5,80%
CURUCA	0,00%	48,33%	51,67%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	45,83%	54,17%	0,00%

DEMINI	0,00%	0,00%	57,93%	42,07%	0,00%	0,00%	0,00%	33,14%	64,55%	2,31%
DIF BARR BESPERANÇA	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
DIFUSAS AL PARNAÍBA	0,00%	0,00%	33,33%	66,67%	0,00%	0,00%	0,00%	33,33%	66,67%	0,00%
EIRIPECURU	0,00%	30,84%	7,15%	62,00%	0,00%	0,00%	2,70%	66,14%	31,16%	0,00%
FOZ DO AMAZONAS	0,00%	99,34%	0,66%	0,00%	0,00%	0,00%	52,81%	46,20%	0,99%	0,00%
Grande extenso	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%
GRANDE SF 01	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
GURUPI 01	0,00%	6,10%	93,90%	0,00%	0,00%	0,00%	11,91%	79,15%	8,94%	0,00%
GURUPI 02	0,00%	30,03%	69,97%	0,00%	0,00%	0,00%	39,06%	60,72%	0,22%	0,00%
IPITINGA	0,00%	11,67%	88,33%	0,00%	0,00%	0,00%	3,33%	95,00%	1,67%	0,00%
IRIRI	0,00%	9,92%	90,08%	0,00%	0,00%	0,00%	0,20%	82,21%	17,59%	0,00%
ITACAIUNAS	0,00%	10,90%	87,42%	1,68%	0,00%	0,00%	1,22%	87,07%	11,71%	0,00%
ITAPECURU 01	0,00%	96,99%	3,01%	0,00%	0,00%	0,00%	8,33%	86,92%	4,75%	0,00%
ITAPECURU 01	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ITUI	0,00%	74,10%	25,90%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	66,27%	33,73%	0,00%
ITUXI	0,00%	88,96%	11,04%	0,00%	0,00%	0,00%	17,17%	81,93%	0,90%	0,00%
JAMANXIM	0,00%	46,89%	53,01%	0,11%	0,00%	0,00%	11,04%	87,05%	1,91%	0,00%
JAMARI	0,00%	95,82%	4,18%	0,00%	0,00%	0,00%	60,80%	38,83%	0,37%	0,00%
JAPURÁ-IÇÁ	0,00%	61,54%	38,46%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	84,62%	15,38%	0,00%
JARI-PARU	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	32,56%	65,12%	2,33%	0,00%
JATAPU	0,00%	47,03%	52,97%	0,00%	0,00%	0,00%	19,63%	76,26%	4,11%	0,00%
JAUAPERI	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	92,31%	7,69%	0,00%
JAURU	0,00%	46,18%	51,69%	2,13%	0,00%	0,00%	5,86%	81,71%	12,43%	0,00%
JAVARI JUTAI	0,00%	77,07%	22,93%	0,00%	0,00%	0,00%	1,46%	93,66%	4,88%	0,00%
JI PARANA	0,00%	83,06%	16,94%	0,00%	0,00%	0,00%	11,10%	78,30%	10,60%	0,00%
JURUA JUTAI	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
JURUA MIRIM	0,00%	51,91%	48,09%	0,00%	0,00%	0,00%	0,73%	52,28%	46,99%	0,00%
JURUA PURUS	0,00%	24,17%	75,83%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	61,05%	38,95%	0,00%
JUTAI	0,00%	79,70%	20,30%	0,00%	0,00%	0,00%	1,00%	87,97%	11,03%	0,00%

LITORANEA PA 01	0,22%	90,85%	8,93%	0,00%	0,00%	0,00%	29,69%	70,31%	0,00%	0,00%
LITORÂNEAS DO AMAPÁ	0,00%	92,89%	7,11%	0,00%	0,00%	0,00%	46,32%	52,76%	0,92%	0,00%
LT PA 01	0,00%	96,48%	3,52%	0,00%	0,00%	0,00%	50,66%	49,34%	0,00%	0,00%
MADEIRA TAPAJOS	0,00%	83,16%	15,13%	1,71%	0,00%	0,00%	59,47%	40,44%	0,10%	0,00%
MAMORE	0,00%	18,94%	81,06%	0,00%	0,00%	0,00%	12,24%	80,83%	6,93%	0,00%
MAPUERA	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	99,20%	0,80%	0,00%
MARGEM NORTE	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,67%	97,54%	1,79%	0,00%
MARGEM SUL	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	10,65%	89,35%	0,00%	0,00%
MEARIM 01	0,00%	50,17%	45,40%	4,43%	0,00%	0,00%	14,69%	76,03%	9,27%	0,00%
MED TOCANTINS 02	0,00%	81,02%	17,88%	1,09%	0,00%	0,00%	17,27%	79,22%	3,51%	0,00%
MEDIO ARAGUAIA	0,00%	50,95%	49,05%	0,00%	0,00%	0,00%	18,67%	71,45%	9,88%	0,00%
MEDIO GUAPORE	0,00%	55,92%	44,08%	0,00%	0,00%	0,00%	16,09%	69,68%	14,24%	0,00%
MÉDIO JARI	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	52,54%	47,46%	0,00%	0,00%
MEDIO JURUA	0,00%	70,23%	29,77%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	87,86%	12,14%	0,00%
MEDIO JURUENA	0,00%	34,15%	62,87%	2,98%	0,00%	0,00%	0,74%	89,04%	10,21%	0,00%
MEDIO MADEIRA	0,00%	19,39%	80,42%	0,20%	0,00%	0,00%	0,55%	64,70%	34,75%	0,00%
MÉDIO NEGRO	0,00%	3,70%	81,05%	15,25%	0,00%	0,00%	0,31%	43,76%	55,32%	0,62%
MEDIO PURUS	0,00%	61,51%	38,49%	0,00%	0,00%	0,00%	26,77%	68,60%	4,63%	0,00%
MEDIO TAPAJOS	0,00%	66,43%	33,57%	0,00%	0,00%	0,00%	12,63%	86,94%	0,43%	0,00%
MEDIO TELES PIRES	0,00%	21,27%	75,09%	3,64%	0,00%	0,00%	4,34%	92,03%	3,64%	0,00%
MEDIO XINGU	0,00%	9,53%	89,02%	1,44%	0,00%	0,00%	0,16%	76,00%	23,84%	0,00%
MUCAJÁ	0,00%	84,10%	15,90%	0,00%	0,00%	0,00%	53,93%	39,49%	6,58%	0,00%
MUNIM 01	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	12,50%	87,50%	0,00%	0,00%
NASCENTES DO XINGU	0,00%	0,36%	42,09%	56,65%	0,90%	0,00%	3,32%	44,16%	51,12%	1,39%
NEGRO-JAPURÁ	0,00%	53,07%	46,93%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	71,97%	28,03%	0,00%
OIAPOQUE	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	96,15%	3,85%	0,00%
PARA	0,00%	92,24%	7,76%	0,00%	0,00%	0,00%	16,43%	82,41%	1,16%	0,00%
PARAGUAI-PANTANAL	0,00%	68,96%	30,99%	0,04%	0,00%	0,00%	6,80%	64,93%	28,27%	0,00%
PARANA TOC	0,00%	95,74%	4,26%	0,00%	0,00%	0,00%	2,88%	94,86%	2,26%	0,00%

PARNAIBA 01	0,00%	51,69%	48,00%	0,31%	0,00%	0,00%	25,38%	73,08%	1,54%	0,00%
PARU-TROMBETAS	0,00%	97,50%	2,50%	0,00%	0,00%	0,00%	1,73%	95,95%	2,31%	0,00%
PERIÁ	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
PERICUMA 01	0,00%	81,60%	18,40%	0,00%	0,00%	0,00%	2,93%	88,27%	8,80%	0,00%
PURUS MADEIRA	0,00%	93,81%	6,19%	0,00%	0,00%	0,00%	24,27%	72,96%	2,77%	0,00%
RIO ACRE	0,00%	89,60%	10,40%	0,00%	0,00%	0,00%	2,15%	96,34%	1,51%	0,00%
ROOSEVELT	0,00%	28,12%	64,67%	7,21%	0,00%	0,00%	7,00%	66,74%	26,26%	0,00%
S LOURENCO 01	0,00%	8,36%	86,21%	5,43%	0,00%	0,00%	7,42%	65,20%	27,17%	0,21%
São Luis	0,00%	83,33%	16,67%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
SOLIMÕES	0,00%	75,81%	24,19%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	77,42%	22,58%	0,00%
SONO	0,00%	82,20%	14,46%	3,35%	0,00%	0,00%	16,60%	65,86%	16,87%	0,67%
SUBMEDIO ARAGUAIA	0,00%	35,78%	58,57%	5,65%	0,00%	0,00%	22,76%	70,52%	6,71%	0,00%
SUBMEDIO PURUS	0,00%	70,61%	29,39%	0,00%	0,00%	0,00%	13,26%	81,72%	5,02%	0,00%
SUBMEDIO TOCANTINS	0,00%	80,09%	19,91%	0,00%	0,00%	0,00%	22,55%	77,26%	0,19%	0,00%
TACUTU-SURUMU-COTINGO	0,00%	35,82%	43,39%	20,79%	0,00%	0,00%	14,07%	56,29%	29,64%	0,00%
TAPAUÁ	0,00%	89,58%	10,42%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
TAQUARI	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
TARAUACA	0,00%	99,56%	0,44%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	75,61%	24,39%	0,00%
TROMBETAS-UATUMÃ	0,00%	99,17%	0,83%	0,00%	0,00%	0,00%	61,16%	38,84%	0,00%	0,00%
TURIACU 01	0,00%	44,92%	54,96%	0,12%	0,00%	0,00%	0,83%	78,13%	21,04%	0,00%
UAÇÁ	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	11,54%	51,28%	37,18%	0,00%
UATUMÃ-NEGRO	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	93,27%	6,73%	0,00%	0,00%
URARICOERA	0,00%	17,45%	70,85%	11,70%	0,00%	0,00%	5,85%	53,11%	37,64%	3,40%
URUÇUÍ-PRETO	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
XINGU TAPAJOS	0,00%	88,51%	11,49%	0,00%	0,00%	0,00%	33,12%	64,17%	2,71%	0,00%

Análise multicritério OWA 4 e OWA 5

Bacia - Unidade de planejamento / Classificação	OWA 4					OWA 5				
	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
ABUNÃ-MADEIRA	0,00%	64,93%	35,07%	0,00%	0,00%	21,14%	64,40%	13,97%	0,43%	0,06%
ACARA GUAMA	0,00%	55,63%	43,66%	0,71%	0,00%	37,07%	58,88%	4,05%	0,00%	0,00%
ALTO ARAGUAIA	0,00%	7,82%	70,29%	21,88%	0,00%	6,27%	66,95%	26,78%	0,00%	0,00%
ALTO ARAGUARI	0,00%	53,45%	46,55%	0,00%	0,00%	32,73%	67,27%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO BRANCO	0,00%	77,30%	22,70%	0,00%	0,00%	47,37%	52,44%	0,19%	0,00%	0,00%
ALTO GUAPORÉ	0,00%	6,34%	89,95%	3,70%	0,00%	1,41%	78,48%	19,86%	0,25%	0,00%
ALTO JAPURÁ	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO JARI	0,00%	0,00%	93,10%	6,90%	0,00%	3,13%	90,63%	6,25%	0,00%	0,00%
ALTO JURUÁ	0,00%	0,00%	97,46%	2,54%	0,00%	0,00%	0,00%	30,62%	68,64%	0,74%
ALTO JURUENA	0,00%	8,36%	35,95%	37,21%	18,49%	6,05%	44,45%	38,74%	10,69%	0,08%
ALTO MEDIO ARAGUAIA	0,00%	11,69%	81,17%	7,14%	0,00%	0,53%	56,99%	42,48%	0,00%	0,00%
ALTO MEDIO TOCANTINS	0,00%	60,97%	38,59%	0,44%	0,00%	60,78%	37,50%	1,72%	0,00%	0,00%
ALTO MORTES	0,00%	12,35%	49,04%	37,06%	1,55%	9,10%	70,77%	20,13%	0,00%	0,00%
ALTO NEGRO	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ALTO PARAGUAI MED	0,00%	11,54%	84,88%	3,58%	0,00%	5,10%	68,58%	26,23%	0,09%	0,00%
ALTO PARAGUAI SUP	0,00%	24,00%	74,32%	1,68%	0,00%	22,65%	76,28%	1,07%	0,00%	0,00%
ALTO PARU DO LESTE	0,00%	0,00%	51,65%	48,35%	0,00%	0,00%	25,00%	75,00%	0,00%	0,00%
ALTO PURUS I	0,00%	7,72%	91,77%	0,51%	0,00%	0,00%	10,46%	76,88%	12,66%	0,00%
ALTO PURUS II	0,00%	17,05%	82,95%	0,00%	0,00%	0,00%	63,58%	35,16%	1,26%	0,00%
ALTO RIO CUIABÁ	0,00%	72,91%	26,05%	1,05%	0,00%	42,34%	57,15%	0,51%	0,00%	0,00%
ALTO TAPAJOS	0,00%	0,30%	96,84%	2,86%	0,00%	6,25%	65,58%	28,08%	0,10%	0,00%
ALTO TAQUARI	0,00%	0,00%	0,00%	97,56%	2,44%	0,00%	2,44%	97,56%	0,00%	0,00%
ALTO TELES PIRES	0,00%	11,84%	22,25%	52,80%	13,11%	1,77%	61,33%	31,59%	5,31%	0,00%
ALTO TROMBETAS	0,00%	0,00%	53,49%	46,51%	0,00%	2,38%	54,76%	38,10%	4,76%	0,00%
ALTO UATUMÃ	0,00%	23,53%	76,47%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%

ALTO XINGU	0,00%	0,94%	53,67%	45,40%	0,00%	0,07%	35,83%	62,93%	1,17%	0,00%
AMAPARI	0,00%	15,58%	84,42%	0,00%	0,00%	19,15%	80,85%	0,00%	0,00%	0,00%
ARINOS	0,00%	3,97%	66,69%	29,34%	0,00%	1,93%	48,72%	47,55%	1,80%	0,00%
ARIPUANA	0,00%	6,87%	89,06%	4,07%	0,00%	4,08%	76,68%	18,44%	0,79%	0,00%
BAIXO ARAGUAIA	0,00%	15,98%	77,90%	6,12%	0,00%	6,57%	89,53%	3,91%	0,00%	0,00%
BAIXO ARAGUARI	0,00%	58,50%	41,50%	0,00%	0,00%	39,80%	57,21%	2,99%	0,00%	0,00%
BAIXO ARIPUANA	0,00%	0,00%	54,81%	45,19%	0,00%	0,00%	39,85%	53,19%	6,96%	0,00%
BAIXO BRANCO	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	17,65%	70,59%	11,76%	0,00%	0,00%
BAIXO IÇÁ	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	40,38%	59,62%	0,00%	0,00%
BAIXO JAPURÁ	0,00%	75,00%	25,00%	0,00%	0,00%	0,00%	37,50%	62,50%	0,00%	0,00%
BAIXO JARI	0,00%	97,56%	2,44%	0,00%	0,00%	22,63%	76,54%	0,82%	0,00%	0,00%
BAIXO JURUA	0,00%	93,90%	6,10%	0,00%	0,00%	0,00%	89,16%	10,84%	0,00%	0,00%
BAIXO JURUENA	0,00%	0,00%	94,79%	5,21%	0,00%	0,00%	27,55%	72,45%	0,00%	0,00%
BAIXO MADEIRA SUCUND	0,00%	20,93%	60,00%	19,07%	0,00%	0,83%	62,06%	35,08%	2,03%	0,00%
BAIXO MORTES	0,00%	11,20%	85,29%	3,51%	0,00%	0,76%	89,52%	9,72%	0,00%	0,00%
BAIXO NEGRO	0,00%	10,48%	89,52%	0,00%	0,00%	3,25%	34,96%	61,79%	0,00%	0,00%
BAIXO PARU DO LESTE	0,00%	72,69%	27,31%	0,00%	0,00%	4,72%	87,26%	8,02%	0,00%	0,00%
BAIXO PURUS	0,00%	34,62%	65,38%	0,00%	0,00%	0,00%	78,13%	21,88%	0,00%	0,00%
BAIXO TAPAJOS	0,34%	93,22%	6,44%	0,00%	0,00%	45,26%	54,74%	0,00%	0,00%	0,00%
BAIXO TELES PIRES	0,00%	6,97%	79,80%	13,24%	0,00%	0,06%	28,80%	68,14%	3,00%	0,00%
BAIXO TOCANTINS	0,00%	85,29%	14,71%	0,00%	0,00%	85,19%	14,81%	0,00%	0,00%	0,00%
BAIXO TROMBETAS	0,00%	70,32%	29,68%	0,00%	0,00%	63,80%	35,75%	0,45%	0,00%	0,00%
BAIXO UATUMÃ	0,00%	88,98%	11,02%	0,00%	0,00%	7,58%	90,15%	2,27%	0,00%	0,00%
BAIXO XINGU	0,00%	46,35%	53,65%	0,00%	0,00%	7,51%	83,35%	9,10%	0,04%	0,00%
CACHORRO	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	96,77%	3,23%	0,00%	0,00%
CORRENTES	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
CORRENTES/VERDE	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
CORRENTES-MT	0,00%	28,02%	20,53%	51,45%	0,00%	11,41%	60,63%	27,96%	0,00%	0,00%
CURUCA	0,00%	3,33%	66,67%	30,00%	0,00%	0,00%	0,00%	46,51%	53,49%	0,00%

DEMINI	0,00%	0,00%	78,39%	21,61%	0,00%	0,00%	39,21%	60,18%	0,61%	0,00%
DIF BARR BESPERANÇA	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
DIFUSAS AL PARNAÍBA	0,00%	0,00%	33,33%	66,67%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
EIRIPECURU	0,00%	19,24%	18,28%	61,84%	0,64%	4,79%	34,82%	58,31%	2,08%	0,00%
FOZ DO AMAZONAS	0,00%	89,27%	10,73%	0,00%	0,00%	55,23%	43,14%	1,63%	0,00%	0,00%
Grande extenso	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
GRANDE SF 01	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
GURUPI 01	0,00%	5,67%	89,65%	4,68%	0,00%	1,18%	76,32%	22,50%	0,00%	0,00%
GURUPI 02	0,00%	23,72%	73,99%	2,29%	0,00%	12,17%	79,67%	8,15%	0,00%	0,00%
IPITINGA	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	55,00%	45,00%	0,00%	0,00%
IRIRI	0,00%	4,92%	93,28%	1,80%	0,00%	1,05%	65,08%	30,57%	3,22%	0,08%
ITACAIUNAS	0,00%	6,96%	88,93%	4,12%	0,00%	4,78%	88,27%	6,94%	0,00%	0,00%
ITAPECURU 01	0,00%	40,97%	59,03%	0,00%	0,00%	0,00%	77,21%	22,79%	0,00%	0,00%
ITAPECURU 01	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
ITUI	0,00%	10,24%	85,54%	4,22%	0,00%	0,00%	11,73%	27,78%	60,49%	0,00%
ITUXI	0,00%	36,22%	63,53%	0,25%	0,00%	0,66%	82,80%	14,90%	1,65%	0,00%
JAMANXIM	0,00%	35,08%	64,37%	0,55%	0,00%	14,19%	78,36%	6,79%	0,66%	0,00%
JAMARI	0,00%	69,29%	30,71%	0,00%	0,00%	35,32%	57,97%	6,34%	0,37%	0,00%
JAPURÁ-IÇÁ	0,00%	30,77%	69,23%	0,00%	0,00%	0,00%	40,74%	51,85%	7,41%	0,00%
JARI-PARU	0,00%	83,72%	16,28%	0,00%	0,00%	8,33%	89,17%	2,50%	0,00%	0,00%
JATAPU	0,00%	46,12%	53,88%	0,00%	0,00%	11,43%	86,67%	1,90%	0,00%	0,00%
JAUAPERI	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	4,60%	94,25%	1,15%	0,00%	0,00%
JAURU	0,00%	33,57%	61,63%	4,80%	0,00%	11,63%	80,56%	7,81%	0,00%	0,00%
JAVARI JUTAI	0,00%	29,27%	70,73%	0,00%	0,00%	0,00%	63,68%	36,32%	0,00%	0,00%
JI PARANA	0,00%	47,80%	51,39%	0,81%	0,00%	3,90%	81,83%	13,81%	0,46%	0,00%
JURUA JUTAI	0,00%	96,55%	3,45%	0,00%	0,00%	0,00%	83,33%	16,67%	0,00%	0,00%
JURUA MIRIM	0,00%	0,00%	53,92%	46,08%	0,00%	0,00%	0,00%	38,22%	58,33%	3,44%
JURUA PURUS	0,00%	18,20%	81,16%	0,64%	0,00%	0,00%	2,56%	85,93%	11,27%	0,24%
JUTAI	0,00%	36,59%	63,41%	0,00%	0,00%	0,00%	40,70%	54,77%	4,52%	0,00%

LITORANEA PA 01	0,00%	87,95%	12,05%	0,00%	0,00%	36,28%	63,72%	0,00%	0,00%	0,00%
LITORÂNEAS DO AMAPÁ	0,00%	68,03%	31,97%	0,00%	0,00%	30,41%	68,39%	1,20%	0,00%	0,00%
LT PA 01	0,00%	94,27%	5,73%	0,00%	0,00%	37,87%	61,28%	0,85%	0,00%	0,00%
MADEIRA TAPAJOS	0,00%	72,88%	26,45%	0,67%	0,00%	8,50%	88,56%	2,83%	0,10%	0,00%
MAMORE	0,00%	14,78%	84,06%	1,15%	0,00%	10,24%	72,61%	16,48%	0,67%	0,00%
MAPUERA	0,00%	4,00%	96,00%	0,00%	0,00%	3,25%	85,37%	11,38%	0,00%	0,00%
MARGEM NORTE	0,00%	89,06%	10,94%	0,00%	0,00%	3,17%	83,03%	13,80%	0,00%	0,00%
MARGEM SUL	0,00%	96,30%	3,70%	0,00%	0,00%	5,58%	93,95%	0,47%	0,00%	0,00%
MEARIM 01	0,00%	29,42%	55,06%	15,52%	0,00%	3,43%	60,90%	35,18%	0,50%	0,00%
MED TOCANTINS 02	0,00%	72,96%	25,76%	1,28%	0,00%	39,59%	59,51%	0,90%	0,00%	0,00%
MEDIO ARAGUAIA	0,00%	28,91%	70,74%	0,35%	0,00%	10,30%	80,14%	9,57%	0,00%	0,00%
MEDIO GUAPORE	0,00%	14,44%	83,59%	1,97%	0,00%	0,79%	63,65%	35,28%	0,28%	0,00%
MÉDIO JARI	0,00%	76,27%	23,73%	0,00%	0,00%	30,91%	69,09%	0,00%	0,00%	0,00%
MEDIO JURUA	0,00%	30,35%	69,36%	0,29%	0,00%	0,00%	39,20%	55,97%	4,83%	0,00%
MEDIO JURUENA	0,00%	19,79%	74,47%	5,74%	0,00%	1,91%	74,92%	22,74%	0,43%	0,00%
MEDIO MADEIRA	0,00%	7,78%	86,71%	5,50%	0,00%	0,65%	54,11%	44,29%	0,95%	0,00%
MÉDIO NEGRO	0,00%	2,93%	81,20%	15,87%	0,00%	0,00%	23,29%	75,00%	1,71%	0,00%
MEDIO PURUS	0,00%	46,74%	52,97%	0,29%	0,00%	21,19%	60,60%	17,91%	0,30%	0,00%
MEDIO TAPAJOS	0,00%	35,29%	64,71%	0,00%	0,00%	24,53%	64,88%	10,60%	0,00%	0,00%
MEDIO TELES PIRES	0,00%	13,37%	82,51%	4,11%	0,00%	5,90%	78,97%	14,99%	0,15%	0,00%
MEDIO XINGU	0,00%	5,64%	89,94%	4,42%	0,00%	0,60%	61,17%	34,71%	3,39%	0,14%
MUCAJÁ	0,00%	78,61%	18,28%	3,11%	0,00%	54,40%	33,93%	10,59%	1,08%	0,00%
MUNIM 01	0,00%	87,50%	12,50%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%
NASCENTES DO XINGU	0,00%	0,03%	35,79%	62,30%	1,88%	0,13%	21,10%	67,02%	11,54%	0,21%
NEGRO-JAPURÁ	0,00%	38,90%	61,10%	0,00%	0,00%	0,00%	40,66%	55,74%	3,61%	0,00%
OIAPOQUE	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	96,15%	3,85%	0,00%	0,00%
PARA	0,00%	47,87%	52,13%	0,00%	0,00%	8,24%	83,01%	8,76%	0,00%	0,00%
PARAGUAI-PANTANAL	0,00%	57,02%	42,89%	0,09%	0,00%	10,14%	63,60%	26,13%	0,13%	0,00%
PARANA TOC	0,00%	62,41%	37,59%	0,00%	0,00%	10,71%	86,98%	2,31%	0,00%	0,00%

PARNAIBA 01	0,00%	33,23%	66,15%	0,62%	0,00%	17,00%	74,57%	8,42%	0,00%	0,00%
PARU-TROMBETAS	0,00%	40,66%	59,34%	0,00%	0,00%	3,70%	45,03%	50,49%	0,78%	0,00%
PERIÁ	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
PERICUMA 01	0,00%	43,73%	56,00%	0,27%	0,00%	0,55%	67,04%	32,41%	0,00%	0,00%
PURUS MADEIRA	0,00%	85,18%	14,82%	0,00%	0,00%	32,31%	67,05%	0,65%	0,00%	0,00%
RIO ACRE	0,00%	9,61%	89,81%	0,57%	0,00%	0,00%	21,06%	72,21%	6,66%	0,07%
ROOSEVELT	0,00%	12,73%	74,48%	12,79%	0,00%	0,16%	61,41%	36,71%	1,61%	0,11%
S LOURENCO 01	0,00%	7,73%	83,49%	8,78%	0,00%	12,34%	77,87%	9,79%	0,00%	0,00%
São Luis	0,00%	50,00%	50,00%	0,00%	0,00%	0,00%	87,50%	12,50%	0,00%	0,00%
SOLIMÕES	0,00%	9,68%	90,32%	0,00%	0,00%	0,00%	65,00%	35,00%	0,00%	0,00%
SONO	0,00%	75,77%	18,88%	5,35%	0,00%	25,92%	54,34%	16,45%	3,29%	0,00%
SUBMEDIO ARAGUAIA	0,00%	34,09%	62,60%	3,31%	0,00%	24,43%	69,91%	5,66%	0,00%	0,00%
SUBMEDIO PURUS	0,00%	50,18%	49,82%	0,00%	0,00%	9,82%	79,65%	10,53%	0,00%	0,00%
SUBMEDIO TOCANTINS	0,00%	66,60%	33,30%	0,09%	0,00%	35,91%	62,94%	1,15%	0,00%	0,00%
TACUTU-SURUMU-COTINGO	0,00%	28,57%	47,44%	23,99%	0,00%	13,76%	63,39%	22,86%	0,00%	0,00%
TAPAUÁ	0,00%	31,25%	68,75%	0,00%	0,00%	0,00%	31,82%	68,18%	0,00%	0,00%
TAQUARI	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
TARAUACA	0,00%	0,67%	97,12%	2,22%	0,00%	0,00%	0,00%	46,12%	51,08%	2,80%
TROMBETAS-UATUMÃ	0,00%	89,26%	10,74%	0,00%	0,00%	58,40%	41,60%	0,00%	0,00%	0,00%
TURIACU 01	0,00%	37,12%	58,51%	4,37%	0,00%	1,17%	72,20%	26,64%	0,00%	0,00%
UAÇÁ	0,00%	0,00%	99,57%	0,43%	0,00%	5,17%	78,88%	15,95%	0,00%	0,00%
UATUMÃ-NEGRO	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	97,14%	2,86%	0,00%	0,00%	0,00%
URARICOERA	0,00%	15,57%	61,13%	19,43%	3,87%	9,67%	59,63%	13,12%	11,26%	6,33%
URUÇUÍ-PRETO	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
XINGU TAPAJOS	0,00%	48,60%	51,40%	0,00%	0,00%	8,06%	76,62%	15,32%	0,00%	0,00%

## ANEXO II – EVOLUÇÃO E PROJEÇÃO DOS VALORES DA PASTAGEM E SOJA

Soja							Pastagem						
Ano	Custo	Produtividade	Comercialização	Receita Bruta	Selic	IPCA	Ano	Custo	Produtividade	Comercialização	Receita Bruta	Selic	IPCA
2007	R\$ 1.368,93	50	30,58	R\$ 1.529,00	11,88%	4,46%	2007					11,88%	4,46%
2008	R\$ 1.858,44	50	42,3	R\$ 2.115,00	12,48%	5,90%	2008					12,48%	5,90%
2009	R\$ 1.792,49	50	42,7	R\$ 2.135,00	9,93%	4,31%	2009	R\$ 673,00	1,16	1242	R\$ 1.440,72	9,93%	4,31%
2010	R\$ 1.590,34	50	36,43	R\$ 1.821,50	9,78%	5,91%	2010	R\$ 712,70	1,16	1295	R\$ 1.502,20	9,78%	5,91%
2011	R\$ 1.681,07	53,3	42,1	R\$ 2.243,93	11,62%	6,50%	2011	R\$ 743,39	1,16	1372,06	R\$ 1.591,59	11,62%	6,50%
2012	R\$ 1.966,43	53,3	58,9	R\$ 3.139,37	8,49%	5,84%	2012	R\$ 787,25	1,16	1461,24	R\$ 1.695,04	8,49%	5,84%
2013	R\$ 1.859,17	53,3	59,09	R\$ 3.149,50	8,22%	5,91%	2013	R\$ 838,45	1,16	1546,62	R\$ 1.794,08	8,22%	5,91%
2014	R\$ 2.256,83	52	59,16	R\$ 3.076,32	10,90%	6,41%	2014	R\$ 887,97	1,16	1637,998	R\$ 1.900,08	10,90%	6,41%
2015	R\$ 2.622,94	52	62,97	R\$ 3.274,44	13,27%	10,67%	2015	R\$ 944,89	1,16	1801,9	R\$ 2.090,20	13,27%	10,67%
2016	R\$ 2.436,00	52	70,96	R\$ 3.689,92	14,02%	6,26%	2016	R\$ 1.045,99	1,16	1995,09	R\$ 2.314,30	14,02%	6,26%
2017	R\$ 2.412,94	52	60,73	R\$ 3.157,96	9,94%	2,95%	2017	R\$ 1.111,36	1,16	2118,9	R\$ 2.457,92	9,94%	2,95%
2018	R\$ 2.404,35	52	71,96	R\$ 3.741,92	6,43%	3,75%	2018	R\$ 1.144,15	1,16	2181,9	R\$ 2.531,00	6,43%	3,75%
2019	R\$ 2.737,22	52	71,62	R\$ 3.724,24	5,96%	4,31%	2019	R\$ 1.187,06	1,16	2269,98	R\$ 2.633,18	5,96%	4,31%
2020	R\$ 2.811,48	52	108,71	R\$ 5.652,92	2,76%	4,52%	2020	R\$ 1.286,89	1,23	2358,9	R\$ 2.901,45	2,76%	4,52%
2021	R\$ 3.484,42	52	157,15	R\$ 8.171,80	4,42%	10,06%	2021	R\$ 2.189,00	1,23	4848	R\$ 5.963,04	4,42%	10,06%
2022	R\$ 7.553,70	60	175,5	R\$ 10.530,00	8,91%	8,73%	2022	R\$ 2.407,09	1,23	4896,09	R\$ 6.022,19	8,91%	8,73%
2023	R\$ 5.519,06	56,00	166,33	R\$ 9.350,90	11,25%	5,00%	2023	R\$ 2.298,05	1,23	4872,05	R\$ 5.992,62	11,25%	5,00%

202	R\$						202	R\$				R\$				
4	6.536,38	58,00	170,91	R\$ 9.940,45	8,00%	3,47%	4	2.352,57	1,23	4884,07	6.007,40	8,00%	3,47%			
202	R\$						202	R\$				R\$				
5	6.027,72	57,00	168,62	R\$ 9.645,68	7,75%	3,00%	5	2.325,31	1,23	4878,06	6.000,01	7,75%	3,00%			
202	R\$						202	R\$				R\$				
6	6.282,05	57,50	169,77	R\$ 9.793,06	9,00%	3,82%	6	2.338,94	1,23	4881,06	6.003,71	9,00%	3,82%			
202	R\$						202	R\$				R\$				
7	6.154,89	57,25	169,19	R\$ 9.719,37	8,25%	3,43%	7	2.332,12	1,23	4879,56	6.001,86	8,25%	3,43%			
202	R\$						202	R\$				R\$				
8	6.218,47	57,38	169,48	R\$ 9.756,22	8,33%	3,42%	8	2.335,53	1,23	4880,31	6.002,78	8,33%	3,42%			
202	R\$						202	R\$				R\$				
9	6.186,68	57,31	169,34	R\$ 9.737,79	8,53%	3,56%	9	2.333,83	1,23	4879,93	6.002,32	8,53%	3,56%			
203	R\$						203	R\$				R\$				
0	6.202,57	57,34	169,41	R\$ 9.747,00	8,37%	3,47%	0	2.334,68	1,23	4880,12	6.002,55	8,37%	3,47%			
203	R\$						203	R\$				R\$				
1	6.194,62	57,33	169,37	R\$ 9.742,40	8,41%	3,48%	1	2.334,25	1,23	4880,03	6.002,44	8,41%	3,48%			

### ANEXO III – ANÁLISE FINANCEIRA DA SOJA E DA PASTAGEM

Análise financeira para o ano de 2022 (\*Valores em ha de quatro UPH's. No capítulo 6 foram utilizadas apenas duas.)

Descrição	Unidade	Soja	Pastagem	Taxa - NPV	Taxa - Valor Atualizado
Área Utilizada	ha	471578 1	5322523	6,0%	IPCA
Tamanho do Ciclo	anos	0,44	2,75		
Receita (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	8171,80	5963,04		
Custo (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	3484,42	2189,00		
Resultado (Receita - Custo) (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	4687,38	3774,04		
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 7 Anos (2015-2021)	R\$	7064,79	5688,21		
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$	16808,2 0	2305,09		
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	79,26	12,27		
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	91,53			

Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 4 Anos (2018-2021)	R\$	5835,43	4698,39
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$	13883,38	1903,98
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	65,47	10,13
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	75,60	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 2 Anos (2020-2021)	R\$	5392,11	4341,46
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$	12828,65	1759,33
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	60,50	9,36
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	69,86	

Análise financeira para o ano de 2025

Descrição	Unidade	Soja	Pastagem	Taxa - NPV	Taxa - Valor Atualizado
Área Utilizada	ha	4715781	5322523	6,0%	IPCA
Tamanho do Ciclo	anos	0,44	2,75		
Receita (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	9940,45	6007,40		
Custo (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	6536,38	2352,57		
Resultado (Receita - Custo) (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	3404,07	3654,84		
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 7 Anos	R\$	5006,04	5374,82		
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$	11910,13	2178,09		
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	56,17	11,59		

Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	67,76	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 4 Anos	R\$	4425,69	4751,72
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$	10529,3 9	1925,59
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	49,65	10,25
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	59,90	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 2 Anos	R\$	3698,30	3970,74
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$	8798,81	1609,10
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	41,49	8,56
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	50,06	

#### Análise financeira para o ano de 2028

Descrição	Unidade	Soja	Pastagem	Taxa - NPV	Taxa - Valor Atualizado
Área Utilizada	ha	471578 1	5322523	6,0%	IPCA
Tamanho do Ciclo	anos	0,44	2,75		
Receita (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	9719,37	6001,86		
Custo (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	6154,89	2332,12		
Resultado (Receita - Custo) (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	3564,48	3669,74		
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 7 Anos	R\$	5125,81	5277,17		

Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$	12195,0 8	2138,52
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	57,51	11,38
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	68,89	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 4 Anos	R\$	4079,38	4199,84
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$	9705,47	1701,94
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	45,77	9,06
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	54,83	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 2 Anos	R\$	3827,74	3940,77
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$	9106,78	1596,96
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	42,95	8,50
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	51,45	

#### Análise financeira para o ano de 2031

<b>Descrição</b>	<b>Unidade</b>	<b>Soja</b>	<b>Pastagem</b>	<b>Taxa - NPV</b>	<b>Taxa - Valor Atualizado</b>
Área Utilizada	ha	471578 1	5322523	6,0%	IPCA
Tamanho do Ciclo	anos	0,44	2,75		
Receita (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	9747,00	6002,55		
Custo (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	6202,57	2334,68		
Resultado (Receita - Custo) (Ciclo Todo)	R\$/ha/ano	3544,43	3667,87		

Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 7 Anos	R\$	4495,03	4651,58
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$	10694,36	1885,01
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	50,43	10,03
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 7 anos)	R\$ (Bilhões)	60,47	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 4 Anos	R\$	4062,43	4203,92
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$	9665,14	1703,60
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	45,58	9,07
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 4 anos)	R\$ (Bilhões)	54,65	
Valor Atualizado pelo Acumulado da Taxa de Inflação dos Últimos 2 Anos	R\$	3797,85	3930,12
Valor Anual (1 ha) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$	9035,67	1592,64
Valor Anual (Área Total) (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	42,61	8,48
Valor Total Anual (Valor atualizado pelo acumulo de 2 anos)	R\$ (Bilhões)	51,09	

---