



**IIS**

INSTITUTO INTERNACIONAL  
PARA SUSTENTABILIDADE



**PRODUTO 2.1: BASE DE DADOS DAS  
VARIÁVEIS UTILIZADAS NA MODELAGEM  
PARA O BIOMA PAMPA**

**Consultoria técnica para identificação das  
áreas prioritárias para recuperação da  
vegetação nativa Caatinga, Pantanal e  
Pampa**



**Rio de Janeiro  
Junho 2020**



**GAEA**

## Referências cadastrais

### Produto

Base de dados das variáveis utilizadas na modelagem para o Bioma Pampa

### Projeto

Projeto Estratégias de Conservação, Restauração e Manejo para a Biodiversidade da Caatinga, Pampa e Pantanal - GEF Terrestre

### Cliente

Ministério do Meio Ambiente - MMA | Secretaria de Biodiversidade - SBio | Departamento de Conservação de Ecossistemas - DECO, por intermédio do Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – Funbio, TERMO DE REFERÊNCIA nº 2019.0905.00033-2

### Elaboração

Instituto GAEA Estudos Ambientais Ltda. & Instituto Internacional para Sustentabilidade  
Estrada Dona Castorina, 124 – Jardim Botânico  
CEP 22460-320 – Rio de Janeiro/RJ – Tel: (21) 3875 6218  
[www.iis-rio.org](http://www.iis-rio.org)

### Equipe Principal

Alvaro Iribarrem, Dr. em Astronomia  
Bernardo Strassburg, Dr. em Ciências Ambientais  
Eduardo Lacerda, Me. em Geografia  
Eric Lino, Me. em Engenharia Cartográfica  
Mariana Iguatemy, Dra. em Ciências

### Equipe de Apoio

Ana Castro, Me. em Geografia  
Carlos Alberto de Mattos Scaramuzza, Dr. em Ecologia  
Carlos Leandro de Oliveira Cordeiro, Dr. Em Sensoriamento Remoto  
Diogo Rocha, Dr. em Ecologia e Conservação da Biodiversidade  
Juliana M. de Almeida-Rocha, Dra. em Ecologia e Conservação da Biodiversidade  
Leonardo Geluda, Me. em Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade  
Marcus Vinícius Alves de Carvalho, Dr. em Geografia  
Nathalia Dreyer, Me. em Planejamento Ambiental  
Renato Crouzeilles, Dr. em Ecologia  
Vinicius Pacheco de Almeida, Msc. em Economia e Desenvolvimento  
Viviane Dib, Me. em Ecologia

## Apresentação

O presente documento corresponde ao “Produto 2.1 - Base de dados das variáveis utilizadas na modelagem para o Bioma Pampa” da consultoria pessoa jurídica para identificação das áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa na Caatinga, Pantanal e Pampa, relativa ao contrato número 022/2020 celebrado entre Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – Funbio e o Instituto GAEA Estudos Ambientais Ltda. em 19 de março de 2020. A contratação se enquadra no Componente 3 do projeto “Estratégias de Conservação, Restauração e Manejo para a Biodiversidade da Caatinga, Pampa e Pantanal - GEF Terrestre”, o qual é coordenado pelo Departamento de Conservação de Ecossistemas - DECO/SBio) do Ministério do Meio Ambiente (MMA), e financiado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), tendo o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) como agência implementadora e o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) como agência executora.

O Projeto GEF-Terrestre visa *promover a conservação efetiva da biodiversidade em ecossistemas terrestres, com foco nos biomas Caatinga, Pampa e Pantanal por meio do fortalecimento da gestão de Unidades de Conservação (UCs), da recuperação de áreas degradadas e da conservação de espécies ameaçadas*. Os seus cinco componentes de atuação possuem enfoques complementares: 1) criação de Unidades de Conservação (UCs); 2) fortalecimento da gestão de UCs e manejo do fogo; 3) recuperação de áreas degradadas; 4) avaliação do risco de extinção da fauna e da flora; e (5) integração com comunidades locais. O componente 3, foco desta consultoria, é especificamente voltado à recuperação de áreas degradadas no interior e no entorno de UCs inseridas nos três biomas selecionados, e para isso prevê como um de seus produtos o mapeamento das áreas prioritárias para recuperação nos três biomas focais.

Neste documento é apresentada a Base de dados das variáveis utilizadas na modelagem para o Bioma Pampa. Esta base de dados, que descreve características do bioma, será utilizada como insumo para análises espaciais e para simular diferentes cenários propostos nesta consultoria para identificação de áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa no bioma.

## Sumário

1. Introdução	5
2. Objetivo	7
3. Área de estudo: bioma Pampa	7
4. Base de dados das variáveis utilizadas na modelagem	9
4.1. Uso e cobertura da terra	9
4.1.1. Ecorregiões terrestres .....	9
4.1.2. Uso e cobertura .....	10
4.1.3. Débito de APP e RL .....	12
4.1.4. UCs e Terras indígenas.....	13
4.2. Possíveis critérios para otimização	15
4.2.1. Distribuição potencial de espécies .....	15
4.2.2. Sequestro potencial de carbono.....	20
4.2.3. Potencial de Recarga de Águas Subterrâneas.....	21
4.2.4. Custo de implementação e Potencial de regeneração natural .....	23
4.2.5. Custo de oportunidade da terra .....	25
4.2.6. Potencial de retorno socioeconômico .....	28
4.3 Relação de ganho de escala e aumento da área recuperada	31
5. Cenários simulados	31
<b>6. Referências bibliográficas</b>	<b>36</b>

## 1. Introdução

As principais ameaças à conservação da biodiversidade são representadas pela degradação e supressão da vegetação nativa. Essas ações comprometem o equilíbrio das comunidades biológicas e o funcionamento dos ecossistemas, gerando pressão sobre a provisão dos serviços ecossistêmicos, que são essenciais para garantir a qualidade de vida da população humana (Malhi *et al.* 2014; Edwards *et al.* 2019).

Neste sentido, a recuperação da vegetação nativa tem a capacidade de mitigar esses efeitos aumentando e mantendo a qualidade e a disponibilidade hídrica, mitigando às mudanças climáticas, auxiliando na conservação da biodiversidade e dos recursos genéticos e aumentando o bem estar social (Branca *et al.* 2019). Com isso, o tema está cada vez mais presente na agenda de desenvolvimento sustentável no Brasil e no mundo. Além disso, são criadas e estimuladas políticas públicas em diferentes níveis e esferas para que se promova o desenvolvimento dessas ações. Entretanto, em um cenário em que os desafios sociais são prioritários, as metas ambientais devem auxiliar na superação desses desafios.

No cenário mundial diversos países, incluindo o Brasil, se comprometeram com ambiciosas metas de conservação e restauração nas últimas décadas. Dentre as metas de Aichi da Convenção da Diversidade Biológica (CDB), por exemplo, a meta 15 visa recuperar pelo menos 15% dos ecossistemas degradados até o presente ano (CBD 2010). O Brasil também se comprometeu voluntariamente a recuperar 12 milhões de hectares (Mha) dentro do *Desafio de Bonn* – o qual visa recuperar 350 M ha de áreas degradadas no mundo até 2030 (Chazdon 2017). Além disso, o país também faz parte de outros acordos internacionais, que incluem a Declaração de Nova York sobre Florestas da Cúpula do Clima das Nações Unidas (UNFCCC) (NYDF Assessment Partners 2019) e a Iniciativa 20x20 na América Latina (<https://initiative20x20.org/>).

No contexto nacional, o Brasil precisa atingir metas vinculadas à: i) Lei de Proteção à Vegetação Nativa (LPVN; Lei Nº 12.651/2012; Brasil/MMA 2012) – principal lei ambiental de proteção da vegetação nativa em propriedades rurais; ii) Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PROVEG; Decreto Nº 8.972/2017; Brasil/MMA 2017) – a qual estabelece, através do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg; Brasil/MMA 2017), as diretrizes para a implementação de condições necessárias para a recuperação de 12 M ha de vegetação nativa em terras degradadas e desmatadas até 2030; e iii) Contribuição Nacionalmente Determinada do país para o Acordo sobre Mudanças do Clima de Paris apresentada à UNFCCC (Brasil/MMA 2016). Ou seja, a meta de 12 Mha está presente direta ou indiretamente em políticas e acordos do Brasil e está baseada na estimativa de débitos ambientais de acordo com a LPVN.

Os custos e benefícios potencialmente gerados pela recuperação da vegetação nativa, no entanto, variam no tempo e no espaço. Nesse sentido, o planejamento espacial sistemático da recuperação da vegetação nativa é vital para identificar soluções custo-efetivas, ou seja, soluções que maximizem benefícios e minimizem os custos (ex. econômicos, políticos ou sociais) simultaneamente dado alvos/metras definidos (Moilanen *et al.* 2009). Existem diferentes

ferramentas e algoritmos disponíveis para solucionar esses problemas espacialmente explícitos de forma otimizada, ou seja, encontrando soluções ótimas e sub-ótimas. Nas últimas décadas, as duas ferramentas mais utilizadas, como *Zonation* e *Marxan*, são baseadas em algoritmos heurísticos que identificam soluções sub-ótimas (método de ranqueamento e método probabilístico de têmpera simulada - *simulated annealing*, respectivamente; ex. Moilanen *et al.* 2009).

Um estudo recente desenvolveu uma abordagem inovadora para a identificação de áreas prioritárias para restauração através de uma priorização espacial multicritério baseada em programação linear inteira (PLI; Strassburg *et al.* 2019). Essa abordagem permite simular e comparar diferentes cenários, quantificar custos e benefícios relacionados a diferentes objetivos, identificar *trade-offs* entre objetivos, e identificar soluções compromisso (custo-efetivas). Sua aplicação na Mata Atlântica revelou que é possível aumentar a conservação da biodiversidade em até oito vezes quando cenários de custo-efetividade são comparados com cenários que não incluem planejamento espacial sistemático, ou seja, um cenário *Business-As-Usual* (Strassburg *et al.* 2019).

As principais vantagens do método PLI em comparação aos métodos heurísticos podem ser resumidas a: (i) capacidade de encontrar soluções exatas para o problema de otimização, com eficiência pelo menos 30% superior; (ii) possibilidade de obter *feedbacks* dinâmicos, uma vez que a cada nova otimização as alterações na cobertura florestal são consideradas para as próximas interações; (iii) possibilidade de completa personalização, permitindo incorporar cenários complexos desenvolvidos pelas partes interessadas, com atribuição de diferentes pesos aos custos e benefícios individuais que se deseja otimizar; e (iv) tempo de processamento extremamente reduzido, o que permite executar centenas de cenários e cobrir a maior parte do espaço das soluções. Dependendo dos objetivos da recuperação da vegetação nativa (ex. garantir a efetividade das UCs), diferentes critérios podem ser utilizados para a simulação de diferentes cenários, como conservação da biodiversidade, mitigação das mudanças climáticas, conservação dos recursos hídricos, geração de benefícios socioeconômicos, e redução de custos. Outra vantagem deste método é a possibilidade de simular um cenário compromisso que otimize todos os critérios simultaneamente. Ou seja, o tomador de decisão pode explorar os resultados dos diferentes cenários e escolher o que melhor representa o contexto específico no qual a recuperação será implementada.

A abordagem de planejamento espacial sistemático utilizando priorização multicritério é especialmente importante em biomas que possuem pouca informação sobre recuperação da vegetação nativa. Por exemplo, uma revisão recente demonstrou que apenas 1% das publicações estão no Pampa (Guerra *et al.* 2020). Este panorama reforça não só a lacuna de conhecimento nesse bioma, mas também a necessidade de direcionamento de ações efetivas de conservação e recuperação em biomas predominantemente não florestais.

## 2. Objetivo

O objetivo geral desta consultoria é *identificar áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa nos biomas Caatinga, Pampa e Pantanal*. A abordagem de planejamento espacial sistemático considerando priorização multicritério baseada em PLI será feita para alcançar este objetivo. Na construção dessa priorização serão realizadas oficinas com atores chave para a construção e validação das modelagens, cenários e critérios utilizados, de modo a garantir que as particularidades dos biomas estejam representadas. Serão utilizados diferentes critérios para a criação de cenários que otimizem pelo menos:

- i. a maximização da conservação da biodiversidade;
- ii. a maximização da mitigação das mudanças climáticas;
- iii. a maximização da conservação dos recursos hídricos;
- iv. a minimização dos custos de oportunidade e implementação; e
- v. a otimização simultânea de todos estes critérios (custo-efetivo).

Outros cenários também serão propostos de acordo com o que for discutido nas oficinas de construção. A partir das simulações desses cenários serão quantificados os benefícios e custos, bem como os *trade-offs* entre os diferentes critérios. Por fim, serão realizadas oficinas de validação para analisar os resultados encontrados e ajustar eventuais problemas.

Este produto tem por objetivo descrever, organizar e disponibilizar a base de dados das variáveis que serão utilizadas de insumo para as análises espaciais de modelagem, sendo uma etapa fundamental para a identificação das áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa no Pampa.

## 3. Área de estudo: bioma Pampa

O Pampa foi reconhecido como “bioma” no Brasil em 2004 (IBGE 2004) e é uma formação que ocorre na Argentina, Brasil e Uruguai. No Brasil, as áreas de Pampa estão restritas ao estado do Rio Grande do Sul e equivalem à 68,8% do território estadual e aproximadamente 2% do nacional (IBGE 2019). No país, essa região é heterogênea (Crawshaw *et al.* 2007), apresentando fitofisionomias campestres e florestais (IBGE 2019). De acordo com o IBGE (2019), predominam as tipologias vegetacionais Estepe (60,07%) e Formação Pioneira (9,34%). Além disso, estão presentes as formações Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Savana-Estépica e Floresta Ombrófila Mista, cada uma ocupando menos que 5% da área total, além de áreas classificadas como de contato entre vegetações (12,43%) (IBGE 2019).

Cerca de 2.120 espécies de plantas já foram registradas no Pampa e 5% destas espécies encontram-se ameaçadas de extinção. O Bioma apresenta como característica uma alta diversidade de gramíneas (JBRJ 2020). Segundo dados oficiais mais recentes, para a fauna do Pampa há o registro de 102 espécies de mamíferos, 476 aves, 110 répteis, 50 anfíbios e 151 peixes

(Brasil/MMA 2016b), números reconhecidamente subestimados (Bustamante *et al.* 2019). Cerca de 8% das espécies de animais que ocorrem no Pampa estão ameaçadas de extinção.

Outro fator que agrega importância de conservação ao Pampa é o fato de apresentar importantes áreas de nascentes nas regiões de campo, de mananciais hídricos e de recarga do aquífero Guarani (Brasil/MMA 2007). A última atualização da lista de Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (Brasil/MMA 2018) identificou 124 áreas prioritárias no Pampa (sendo 14 destas áreas de sobreposição com outros biomas), das quais 47% são consideradas como de importância biológica extremamente alta. Apesar disso, o Pampa continua sendo o bioma menos protegido, com menos de 3% da sua área atualmente protegida em UCs no país. O baixo grau de proteção aliado às altas taxas de conversão da vegetação nativa faz com que o Pampa apresente uma das menores capacidades de adaptação às mudanças climáticas (Bustamante *et al.* 2019). Os dados referentes à esta segunda avaliação das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (Portaria MMA Nº 463/2018) ainda não estão compilados em documento oficial. Desta forma, o número de áreas foi calculado a partir da base de dados espaciais *disponibilizadas* no site do MMA (<http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias>), considerando separadamente a base de dados espaciais de áreas prioritárias apenas do Pampa e a base de dados espaciais de áreas prioritárias híbridas, isto é, que se sobrepõem a mais de um bioma.

Cerca de 6,25 milhões de pessoas (3% da população nacional) vivem na região de ocorrência do Pampa (Joly *et al.* 2019). As principais comunidades, povos locais e tradicionais na região são os pecuaristas familiares e as populações indígenas Tupi-Guarani (em suas diversas etnias) e Kaingang, além de pescadores artesanais, comunidades Quilombolas, Benzedeiras e dos povos de terreiro, Pomerano e Cigano (Mazurana *et al.* 2016; Joly *et al.* 2019). Todas essas comunidades possuem seus modos de vida associados ao uso dos recursos naturais e mesclados à cultura gaúcha, com importantes contribuições para as discussões sobre a conservação e o desenvolvimento sustentável da região.

As principais atividades econômicas ligadas às áreas rurais desenvolvidas na região são a pecuária, atividade para a qual apresenta alta aptidão, seguida da agricultura, principalmente de soja, arroz e a silvicultura (Echer *et al.* 2016; BRASIL/MMA 2017). Estas últimas são as principais responsáveis pela conversão da vegetação nativa (Joly *et al.* 2019). Atualmente a cobertura vegetal remanescente no Pampa é de 42% e pouco se conhece sobre os benefícios da natureza para as pessoas (serviços ecossistêmicos) (Joly *et al.* 2019). Segundo o relatório da IPBES (Bustamante *et al.* 2019; Joly *et al.* 2019), os principais vetores diretos de degradação da biodiversidade e dos benefícios da natureza para as pessoas são a mineração, a superexploração dos recursos naturais, o uso do solo e as invasões biológicas. As principais espécies herbáceas invasoras, que alteram o estrato herbáceo e o ciclo do fogo, são capim-annoni (*Eragostis plana*), pinus (*Pinus* sp.), tojo (*Ulex europaeus*), braquiária (*Urochloa* sp.) e grama-bermuda (*Cynodon dactylon*).



Segan e colaboradores (2016) apontam o Pampa como prioridade para a restauração, visando a mitigação dos impactos da interação entre perda de habitat e mudanças climáticas. O Planaveg estabeleceu a meta de recuperar 300 mil ha de vegetação nativa do Pampa até 2030, em áreas de débito ambiental de APP e RL e de baixa produtividade agrícola (Brasil/MMA 2017). O Pampa é uma região biogeográfica que necessita de manejo para conservar e recuperar a biodiversidade da vegetação campestre, onde a pecuária extensiva e o uso do fogo bem manejados podem ter um papel significativo para a conservação dessas formações campestres. Além do baixo número de UCs no Pampa, existe o problema de que as UCs existentes não têm explicitamente entre os seus objetivos a questão do manejo e uso sustentável dos campos e todo seu espectro de fisionomias e espécies associadas (Pillar & Vélez 2010), o que representa um grande desafio para a conservação destas formações. O Planaveg reconhece que, para o Pampa, a pecuária é uma ferramenta valiosa para promover a recuperação da vegetação nativa, enfatizando que projetos de recuperação de APPs e RLs podem ser realizados sob pastejo animal, o que representa uma oportunidade para a recuperação da vegetação nativa.

## 4. Base de dados das variáveis utilizadas na modelagem

Na etapa de preparo desta base (pré-processamento) os dados espaciais foram convertidos para o formato raster e representados na resolução espacial de 1 km (unidade de planejamento adotada na consultoria). Todos os dados produzidos através da modelagem espacial (ex.: mapas de áreas prioritárias) estão sendo disponibilizados nos seguintes formatos, quando forem espacialmente explícitos: Tagged Image File Format (TIF) e/ou Esri Shapefile (SHP), PNG; quando não forem espacialmente explícitos: tabelas.

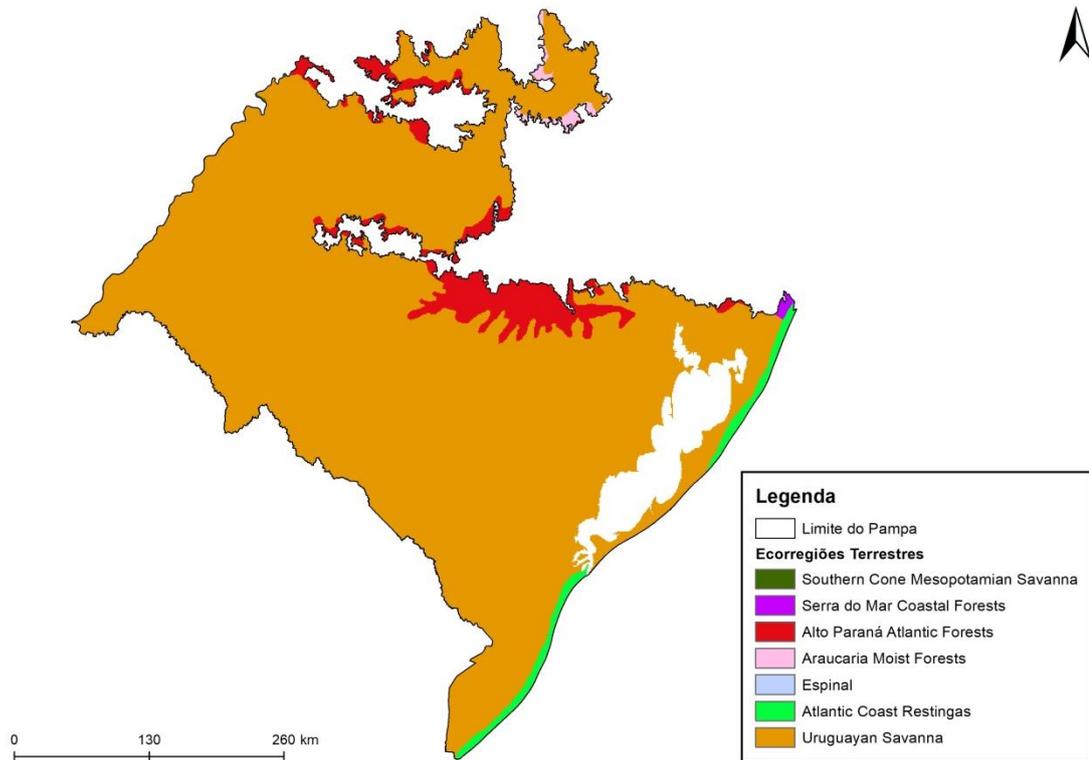
Destaca-se que todos os dados geográficos que serão disponibilizados no âmbito desta consultoria serão acompanhados dos respectivos Metadados (segundo o padrão disponibilizado pelo MMA). Esses metadados constituem modelos de representação ou abstração dos registros, com o objetivo de descrição da coleção e identificação das características de cada componente da coleção. Os metadados são a base da administração de dados, pois é a partir deles que as informações serão selecionadas, processadas e consultadas (Moura 2005). A seguir, são detalhadas algumas das possíveis bases de dados espaciais a serem utilizadas:

### 4.1. Uso e cobertura da terra

#### 4.1.1. Ecorregiões terrestres

As ecorregiões podem ser definidas como unidades territoriais geograficamente extensas com comunidades naturais de espécies que compartilham condições biofísicas e ecológicas semelhantes (Olson *et al.* 2001). Elas podem ser utilizadas para representar a heterogeneidade do bioma na identificação de áreas prioritárias (Figura 1). O mapeamento proposto por Olson e colaboradores (2001) é um dos mais conhecidos sobre a temática e apresenta uma base de dados

em escala global. Entretanto, será debatida com os participantes das oficinas qual base é a ideal para representar a heterogeneidade espacial do Pampa.



**FIGURA 1: DISTRIBUIÇÃO DAS ECORREGIÕES DO BIOMA PAMPA. FONTE: OLSON ET AL. 2001.**

#### 4.1.2. Uso e cobertura

O mapeamento do uso e cobertura da terra é fundamental para dar suporte a tomada de decisão relacionada à recuperação da vegetação nativa. Esse mapeamento é necessário para auxiliar na identificação de áreas passíveis de recuperação florestal. Além disso, ele pode auxiliar na construção de indicadores ambientais.

O Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (Projeto MapBiomas 2020) disponibiliza, com acesso gratuito, uma série temporal histórica de mapas anuais (coleção 4: 1985 a 2018) para todos os biomas brasileiros na resolução espacial de 30 m (90 m<sup>2</sup>), baseado em imagens de satélite LANDSAT (Figura 2). Neste mapeamento são utilizadas classes de uso e cobertura da terra para o Pampa e a contratada fez a partir disso adaptações (Tabela 1) que resultou na seguinte classificação para o bioma: floresta, campo, área úmida, não restaurável, agricultura, pastagem, silvicultura e corpos d'água (Figura 2; Projeto MapBiomas 2020 adaptado). Nesta adaptação foram considerados não restauráveis os seguintes casos: afloramento rochoso, praia e duna, infraestrutura urbana, mineração, outra área não vegetada e não observado. Com esse mapeamento serão consideradas na modelagem como áreas de vegetação nativa: floresta,



campo e área úmida; como não restaurável: corpos d'água; e áreas passíveis de serem recuperadas: silvicultura e áreas com agricultura e pastagem não nativa (Tabela 2). A acurácia da classificação do Mapbiomas é de em média 82,2% para os diferentes usos da terra para o Pampa e (<http://mapbiomas.org/accuracy-analysis>). Outros mapeamentos de uso e cobertura do solo podem ser propostos e discutidos caso a contratante e os especialistas nas oficinas tenham material distinto para disponibilizar. Contudo, serão debatidos com os participantes da oficina se este tipo de classificação representa a heterogeneidade do Bioma e quais serão as possíveis contribuições sobre esta classificação.

**TABELA 1: ADAPTAÇÕES REALIZADAS PELA CONTRATADA SOBRE A CLASSIFICAÇÃO DE USO E COBERTURA DA TERRA DO MAPBIOMAS.**

<b>Classe original do MapBiomas</b>	<b>Reclassificação</b>
Formação Florestal	Floresta
Formação Campestre	Campo
Formação Savânica	Savana
Mangue	Mangue
Corpos D'água	Água
Rio, Lago e Oceano	Água
Aquicultura	Água
Área Úmida Natural não Florestal	Área úmida
Agricultura	Agricultura
Cultura Anual e Perene	Agricultura
Cultura Semi-Perene	Agricultura
Pastagem	Pastagem
Mosaico de Agricultura e Pastagem	Pastagem
Floresta Plantada	Silvicultura
Apicum	Não florestada
Outra Formação Natural não Florestal	Não florestada
Afloramento Rochoso	Não restaurável
Praia e Duna	Não restaurável
Infraestrutura Urbana	Não restaurável
Mineração	Não restaurável
Outra Área não Vegetada	Não restaurável
Não observado	Não restaurável

**TABELA 2: TAMANHO DA ÁREA EM HECTARES E PORCENTAGEM DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DO SOLO DO BIOMA PAMPA ADAPTADA (FONTE: MAPBIOMAS 2020).**

**NÃO RESTAURÁVEL – AFLORAMENTO ROCHOSO, PRAIA E DUNA, INFRAESTRUTURA URBANA, MINERAÇÃO, OUTRA ÁREA NÃO VEGETADA E NÃO OBSERVADO. CLASSES SEM MARCAÇÃO SERÃO CONSIDERADAS COMO VEGETAÇÃO NATIVA, CLASSES COM \* SERÃO CONSIDERADAS COMO NÃO RESTAURÁVEL E CLASSES COM \*\* SERÃO CONSIDERADAS COMO PASSÍVEIS DE RESTAURAÇÃO.**



Classe	Área (hectares)	%
Floresta	2.254.500	11,60
Campos	6.223.700	32,03
Área úmida	246.700	1,27
Não restaurável*	253.00	1,30
Corpos D'água *	1.826.200	9,40
Pastagem**	228.800	1,18
Agricultura**	7.916.400	40,74
Silvicultura**	483.500	2,49
<b>Total</b>	<b>19.432.800</b>	<b>100</b>

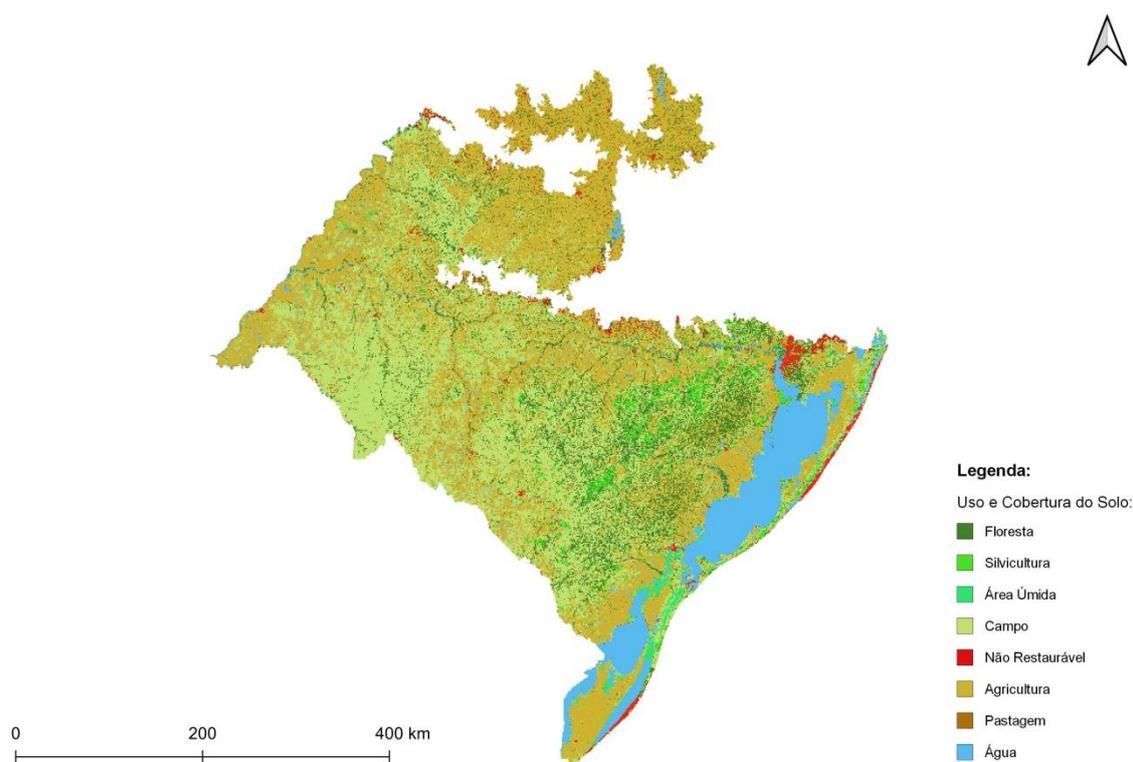


FIGURA 2: USO E COBERTURA DA TERRA NO BIOMA PAMPA. FONTE: MAPBIOMAS (2020) ADAPTADO.

#### 4.1.3. Débito de APP e RL

A estimativa do débito ambiental de APP e RL em cada bioma é vital para indicar a meta de área a ser restaurada. Nesta consultoria, na Modelagem Computacional serão adotadas as estimativas baseadas nos trabalhos de Guidotti e colaboradores (2017) (Tabela 3), e Planaveg (2017) (Tabela 4). Destaca-se que no primeiro trabalho, as estimativas são apresentadas por

biomas, e no segundo por Unidades da Federação. Assim, com o intuito de simular cenários com recuperação obrigatória dentro de cada estado, o débito atual obtido por Guidotti e colaboradores (2017) será ponderado pelo débito estimado para cada estado. Vale destacar que Guidotti e colaboradores (2017) para calcularem os débitos adotaram uma malha fundiária em formato vetorial sem a sobreposição espacial entre as propriedades que a compõe (os dados oficiais do CAR somente tem a sobreposição eliminada após validação do órgão ambiental, uma vez que são auto-declarados pelos proprietários rurais). Além disso, os autores utilizam um algoritmo para calcular a área e a localização do uso agropecuário em APPs e RLs. É importante ressaltar que as estimativas de RL e APP não serão consideradas de forma espacialmente explícita, o que permitirá sua alocação em outras propriedades rurais que possuam débito ambiental.

**TABELA 3: DÉBITOS DE ÁREA DE PROTEÇÃO PERMANENTE (APP) E RESERVA LEGAL (RL) NO BIOMA PAMPA SEGUNDO GUIDOTTI E COLABORADORES (2017).**

Estados	APP (ha)	RL (ha)	Total
Santa Catarina	0	0	0
Rio Grande do Sul	301.741	449.542	751.284

**TABELA 4: DÉBITOS DE ÁREA DE PROTEÇÃO PERMANENTE (APP) E RESERVA LEGAL (RL) NO BIOMA PAMPA POR ESTADO SEGUNDO O PLANAVEG (2017).**

Estados	APP (ha)	RL (ha)	Total
Santa Catarina	22	25	229.995
Rio Grande do Sul	229.973	409.762	409.787

#### 4.1.4. UCs e Terras indígenas

As UCs e as terras indígenas devem ser utilizadas para auxiliar na formulação de cenários relacionados a políticas públicas para o aumento da efetividade dessas áreas. O MMA, através do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), disponibiliza um banco de dados com informações oficiais do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), sendo esse realizado através da colaboração de órgãos gestores de UCs nas esferas federal, estadual e municipal (Figura 3). Atualmente, existem no bioma Pampa 28 unidades de conservação em 569.323,23 hectares, sendo 7 federais, 15 estaduais e 6 municipais (MMA, CNUC). Com relação às terras indígenas (Figura 4), a Fundação Nacional do Índio (FUNAI) disponibiliza gratuitamente a delimitação das terras Indígenas nos seguintes estágios: Regularizada, Homologada, Declarada, Delimitada e em fase de Estudo (FUNAI 2020). Atualmente existem para o bioma 10 áreas delimitadas como terras indígenas em 7.495,06 hectares.

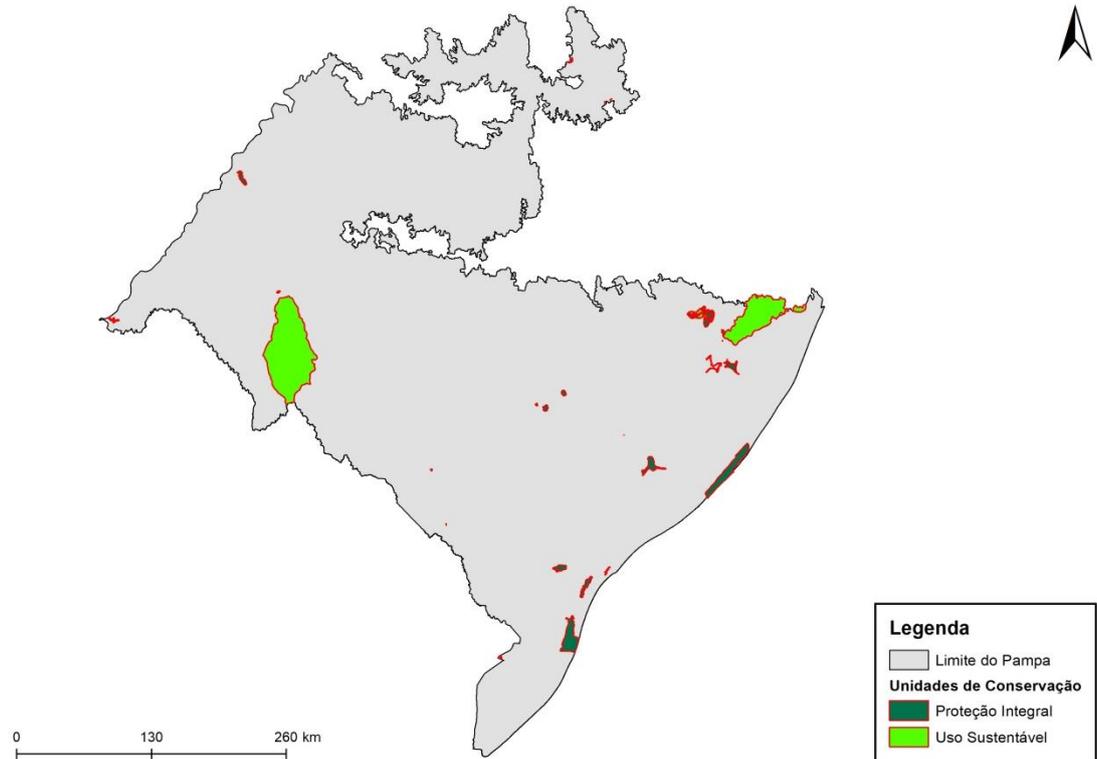


FIGURA 3: UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO BIOMA PAMPA. FONTE: CNUC, MMA.

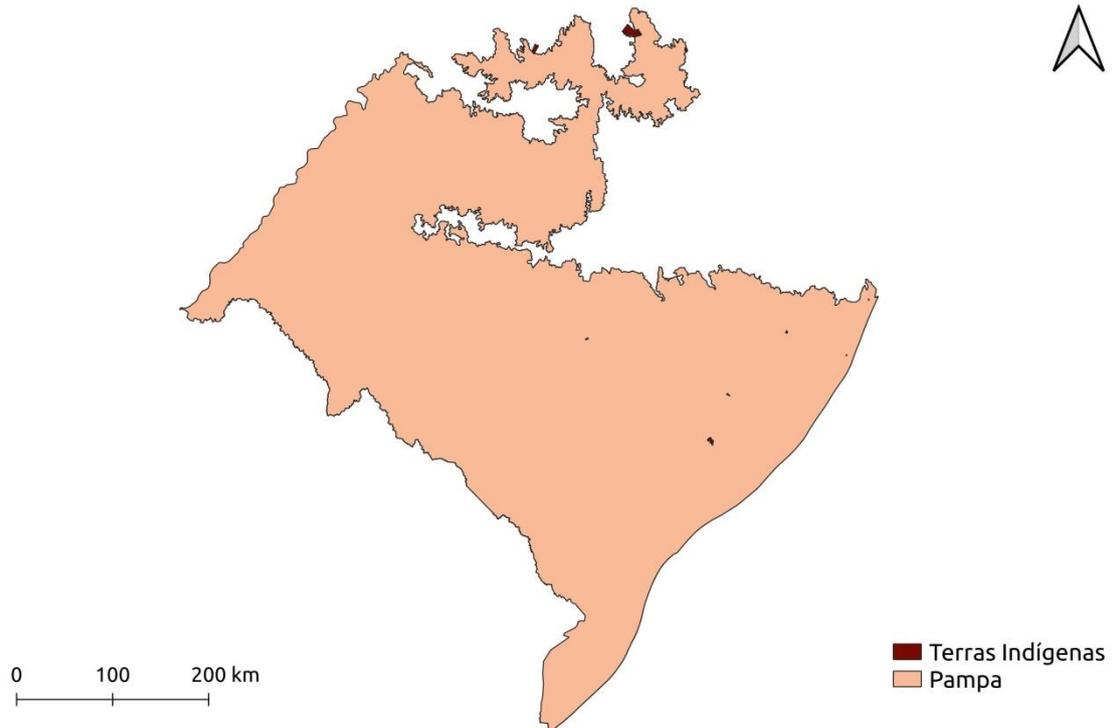


FIGURA 4: TERRAS INDÍGENAS DO BIOMA PAMPA. FONTE: FUNAI, 2020.

## 4.2. Possíveis critérios para otimização

### 4.2.1. Distribuição potencial de espécies

Diferentemente da abordagem utilizada na priorização de áreas para conservação, onde o objetivo é conservar os habitats atuais, para a priorização de áreas potencialmente restauráveis faz-se necessária a simulação das espécies que poderiam ocorrer em uma determinada área, caso esta fosse recuperada. Neste sentido, foi realizada uma modelagem de distribuição potencial de espécies para quantificar o ganho que uma área potencialmente restaurável pode trazer em termos de aumento da distribuição atual (apenas em áreas com vegetação nativa remanescente) das espécies modeladas em comparação com sua distribuição original (Strassburg *et al.* 2019).

A modelagem de distribuição potencial é baseada na modelagem de nicho e é desenvolvida com o uso de dados de ocorrência de espécies e dados ambientais. Esses modelos são baseados na distribuição de pontos de ocorrência das espécies no subespaço de condições de seu nicho ecológico. Com base nas variáveis ambientais que coincidem com as áreas de ocorrência da espécie (ex. temperatura, pluviosidade, topografia, dentre outras), os algoritmos produzem funções para prever em que locais no espaço geográfico é provável que a espécie ocorra por encontrar condições ambientais favoráveis.

Os dados referentes a biodiversidade utilizados nas modelagens de nicho advêm do Projeto **“Restauração ecológica no Brasil: áreas prioritárias, sistemas de referências e parâmetros para o monitoramento da restauração”**. Esse Projeto foi realizado entre 2017-2018 através de uma parceria entre MMA, IIS e as Redes PPBio. Os dados brutos da biodiversidade utilizados nesse Projeto foram coletados pelos pesquisadores e colaboradores das Redes PPBio, e foram complementados pela equipe do IIS com dados livres de plataformas como GBif e do CNCFlora (2014), com a Lista de Ameaçadas do MMA, com Plano de Áreas Prioritárias do Brasil-MMA, e informações disponibilizadas pelo ICMBio (Plano de Ação Nacional voltado para espécies ameaçadas da ictiofauna, herpetofauna e primatas). Assim, foram utilizadas espécies da flora (espécies arbóreas para fitofisionomias florestais, e arbóreas e herbáceas para fitofisionomias campestres) e da fauna (mamíferos, répteis, aves, anfíbios, abelhas e peixes) (Tabela 5).

Entretanto, a definição de quais grupos e categorias de espécies será incluída, segundo o seu grau de ameaça ou de endemismo, poderá ser feita na oficina inicial em conjunto com especialistas e com o MMA. A princípio nesta base, as espécies foram inicialmente separadas nos seguintes grupos: i) endêmicas - espécies classificadas como endêmicas segundo os especialistas do PPBio e CNCFlora, que ocorrem em apenas 1 região biogeográfica; ii) ameaçada - espécies que constam nas listas de espécies ameaçadas do MMA e/ou IUCN e regionalmente; e iii) generalista - são espécies que ocorrem em mais de uma região biogeográfica.

**TABELA 5: DADOS DE OCORRÊNCIA (NÚMERO DE ESPÉCIES E DE OCORRÊNCIA DE INDIVÍDUOS) COMPILADOS PELO IIS, A PARTIR DA PARCERIA COM O PPBIO PARA TODOS OS BIOMAS DO PAÍS.**

Grupo	Tipo de dados	Total
Fauna	registros	1.320.529
	espécies	5.706
Flora	registros	1.395.186
	espécies	13.591

A partir dessas informações das espécies foi feita a limpeza dos dados, que consistiu em três etapas principais: (i) exclusão de registros duplicados de uma mesma espécie (com a mesma longitude e latitude); (ii) seleção de apenas um ponto de ocorrência para cada espécie por unidade de análise (pixel de 25km<sup>2</sup>); e (iii) exclusão de registros com latitude e longitude iguais a zero. Em seguida, foram aplicados filtros geográficos com a utilização do pacote *spfilt* <<https://github.com/diogosbr/spfilt>> para correção de alguns erros das coordenadas. Por fim foram utilizadas na modelagem apenas as espécies para as quais se tinha mais de 10 registros de ocorrência, o que totalizou 8717 e 3035 espécies da flora e fauna, respectivamente. Para o bioma Pampa os dados estão evidenciados na Tabela 6 e é possível acessar as espécies separadas por grupos com informações dos seus gêneros e epítetos em [https://docs.google.com/spreadsheets/d/1LEPoZPSeYVi0qS\\_bHv9awZa8C99QdVH0/edit#gid=828513075](https://docs.google.com/spreadsheets/d/1LEPoZPSeYVi0qS_bHv9awZa8C99QdVH0/edit#gid=828513075).

**TABELA 6: DADOS DE OCORRÊNCIA (NÚMERO DE ESPÉCIES E DE OCORRÊNCIA DE INDIVÍDUOS) PARA O BIOMA PAMPA APÓS A LIMPEZA DOS DADOS.**

Grupos de espécies	Espécies	Registros
Fauna ameaçada	77	1033
Fauna endêmica	66	154
Fauna generalistas	356	5996
Flora ameaçada	63	458
Flora endêmica	386	2604
Flora generalistas	1290	8410

Os pontos aleatórios de pseudo-ausência, gerados antes da modelagem, para cada espécie foram classificados dentro de um buffer de distância média (ou seja, o raio do buffer é a distância geográfica média entre os pontos de ocorrência). Esse procedimento reduz a área para ajuste do modelo garantindo melhores estimativas. Assim, as pseudo-ausências foram geradas apenas em áreas onde as espécies poderiam se dispersar (Barbet-Massin *et al.* 2012, Barve *et al.* 2011, Stokland *et al.* 2011), controlando a baixa prevalência associada à geração de pseudo-ausências em áreas de grande alcance. As espécies foram modeladas usando um procedimento de validação cruzada (*cross validation*) (Fielding & Bell 1997). Para garantir um número mínimo de registros de



presença no conjunto de testes devido ao pequeno número de amostras, para algumas espécies foram utilizados quatro grupos. Essa divisão é feita de forma que temos 3 grupos para treino do modelo e 1 grupo para teste do modelo. A cada rodada dessa com os quatro grupos chamamos de partição. Para cada partição e algoritmo, um modelo foi ajustado e seu desempenho foi testado através do cálculo do TSS (métrica de desempenho), que nesse caso não é fixo e para cada modelo e usado um valor que maximize seu desempenho. Ou seja, cada modelo contínuo foi convertido em binário utilizando um *threshold* que maximiza o TSS. Os modelos binários resultantes por algoritmo foram utilizados para calcular o modelo final, juntando os modelos de diferentes algoritmos obtido pelo consenso da maioria, ou seja, a área na qual pelo menos metade dos algoritmos prevê uma presença potencial da espécie (Araújo & New 2007).

O conjunto de dados ambientais iniciais é composto por 29 variáveis: 19 variáveis bioclimáticas da base de dados *Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas* (CHELSA) (Karger *et al.* 2017); quatro variáveis geo-hidrológicas CGIAR CSI (evapotranspiração real, índice de aridez, balanço hídrico do solo e evapotranspiração potencial) (Jones & Thornton 2013); cinco variáveis topográficas do USGS (elevação, inclinação, vertente e índice topográfico) e distância vertical à drenagem mais próxima (Tabela 7). Como vertente é uma variável circular, seu seno e cosseno foram calculados para serem usados como duas variáveis diferentes. Essa escolha de variáveis segue a mesma metodologia utilizada em um estudo anterior realizado no mesmo contexto de restauração de ecossistemas (Strassburg *et al.* 2019). Todas as variáveis apresentam resolução espacial de 5 km<sup>2</sup>.

A partir destas variáveis é feita uma Análise de Componentes Principais (PCA), e os seis primeiros eixos (os quais explicaram ~90% da variação dos dados) foram utilizados para rodar os modelos de nicho. A PCA foi utilizada para reduzir erros no processo de modelagem, causados pela autocorrelação espacial dos dados de presença ou pela multicolinearidade dos preditores ambientais (Dormann *et al.* 2013 ; Cruz-Cárdenas *et al.* 2014).

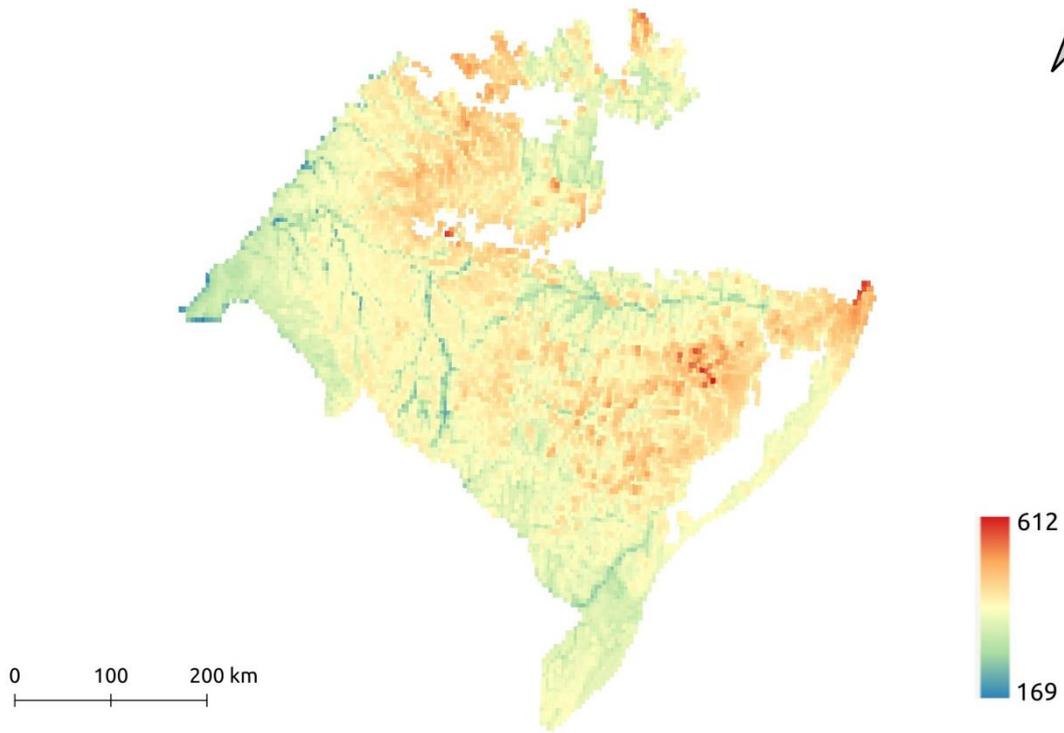
**TABELA 7: LISTA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS QUE FORAM UTILIZADAS PARA GERAR OS EIXOS DA PCA E FONTES UTILIZADAS PARA SUA OBTENÇÃO.**

Variável	Tema	Fonte
Temperatura média anual	Climática	Chelsa
Temperatura média do quarto mais quente	Climática	Chelsa
Temperatura média do quarto mais frio	Climática	Chelsa
Precipitação anual	Climática	Chelsa
Precipitação do mês mais chuvoso	Climática	Chelsa
Precipitação do mês mais seco	Climática	Chelsa
Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	Climática	Chelsa
Precipitação do quarto mais chuvoso	Climática	Chelsa
Precipitação do quarto mais seco	Climática	Chelsa
Precipitação do quarto mais quente	Climática	Chelsa
Precipitação do quarto mais frio	Climática	Chelsa

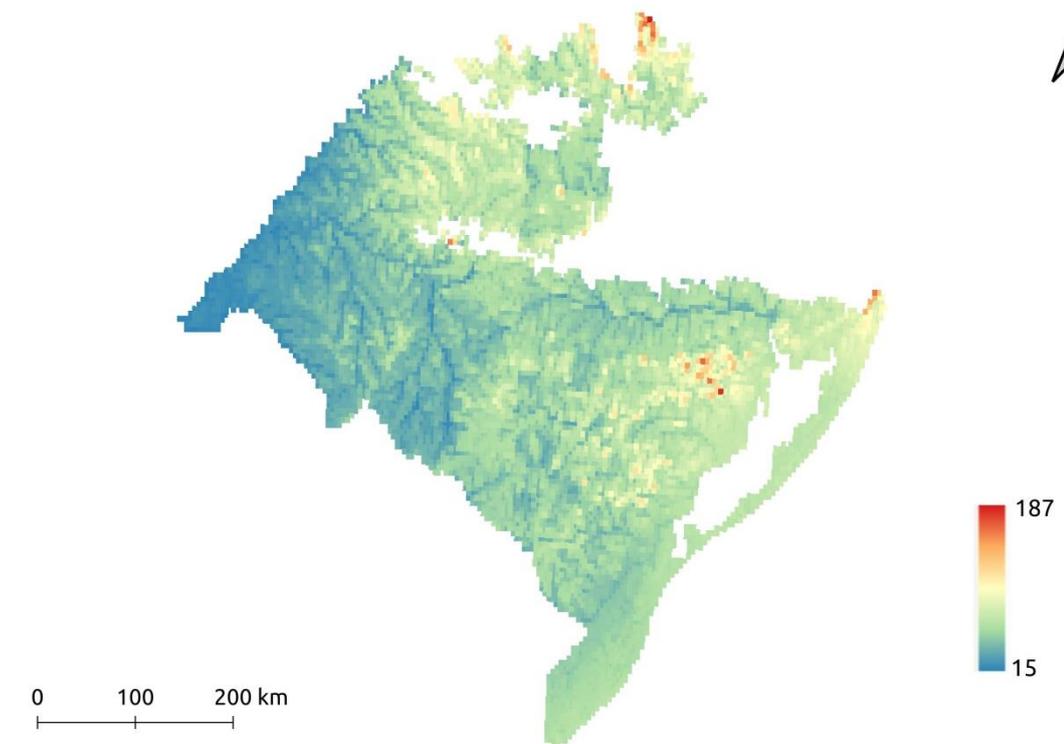


<b>Faixa diurna média</b>	Climática	Chelsa
<b>Isotermalidade</b>	Climática	Chelsa
<b>Sazonalidade da temperatura</b>	Climática	Chelsa
<b>Temperatura máxima do mês mais quente</b>	Climática	Chelsa
<b>Temperatura mínima do mês mais frio</b>	Climática	Chelsa
<b>Faixa anual de temperatura</b>	Climática	Chelsa
<b>Temperatura média do quarto mais úmido</b>	Climática	Chelsa
<b>Temperatura média do quarto mais seco</b>	Climática	Chelsa
<b>Evapotranspiração anual</b>	Climática	CGIAR CSI
<b>Índice de aridez</b>	Climática	CGIAR CSI
<b>Balanco de água no solo</b>	Climática	CGIAR CSI
<b>Elevação</b>	Topográfica	USGS
<b>Inclinação</b>	Topográfica	USGS
<b>Índice topográfico</b>	Topográfica	USGS
<b>Potencial de evapotranspiração</b>	Topográfica	CGIAR CSI
<b>Aspecto cosseno</b>	Topográfica	USGS modificado
<b>Aspecto seno</b>	Topográfica	USGS modificado
<b>Altura acima da drenagem mais próxima</b>	Topográfica	INPE

Para cada espécie foi realizada uma modelagem de nicho utilizando o pacote modleR (Sánchez-Tapia *et al.* 2020) e cinco algoritmos: Bioclim, MaxEnt, RandomForest (RF), Generalized Linear Model (GLM) e Support Vector Machine (SVM). O desempenho de cada algoritmo para cada espécie foi testado através do cálculo da *True Skill Statistics* (TSS) (Allouche *et al.* 2006). Apenas modelos com valores de TSS > 0,4 foram mantidos. Como resultados dessas análises foram produzidos mapas da riqueza potencial das espécies dos grupos avaliados. As figuras 5 e 6 são exemplos dessa produção.



**FIGURA 5: RIQUEZA POTENCIAL DA FLORA ENDÊMICA NO BIOMA PAMPA.**



**FIGURA 6: RIQUEZA POTENCIAL DA FAUNA ENDÊMICA NO BIOMA PAMPA.**

#### 4.2.2. Sequestro potencial de carbono

O sequestro potencial de carbono é outro benefício da recuperação de vegetação nativa que deve ser considerado na modelagem espacial multicritério. O sequestro potencial de carbono das áreas passíveis de recuperação foi avaliado considerando os estoques de carbono de biomassa acima do solo e abaixo do solo. O cálculo do estoque de carbono na biomassa acima do solo na vegetação nativa e áreas agrícolas foi realizado através do trabalho de Englund e colaboradores (2017). O resultado deste trabalho gerou um mapeamento nacional de carbono estocado na biomassa acima do solo com 50 m de resolução, a partir da combinação e correção de sete outros mapas que representavam os diferentes biomas e tipos de uso do solo por todo país. Já para o carbono estocado na biomassa abaixo do solo foi utilizada a estimativa deste estoque, proposta por Saatchi e colaboradores (2011) seguindo a relação:

$$BGB = 0,489 \times AGB^{0,89}$$

onde BGB corresponde ao estoque na biomassa abaixo do solo, e AGB ao estoque na biomassa acima do solo.

A partir do que se conhece dos estoques de carbono acima e abaixo do solo foi calculado o estoque atual e potencial de carbono acima e abaixo do solo através de modelagem que considera o uso e cobertura atual e potencial após restauração de áreas naturais. A diferença entre os estoques de carbono atual e potencial corresponde ao ganho de carbono advindo da restauração (Figura 7), que foi calculado pela equação:

$$\text{Delta C} = \left( (\text{Pot}_{\text{agb}} + \text{Pot}_{\text{bgb}}) - (\text{Curr}_{\text{agb}} + \text{Curr}_{\text{bgb}}) \right) * \text{Área restaurável do pixel}$$

onde Delta C é o potencial de ganho de carbono pela restauração da vegetação nativa,  $\text{Pot}_{\text{agb}}$  é a biomassa potencial de carbono estocado acima do solo,  $\text{Pot}_{\text{bgb}}$  é a biomassa potencial de carbono estocado abaixo do solo,  $\text{Curr}_{\text{agb}}$  é o estoque de carbono atual acima do solo e  $\text{Curr}_{\text{bgb}}$  é estoque de carbono atual abaixo do solo. Foi proposto inicialmente que se fosse utilizado o carbono no solo, entretanto, a partir de estudos foi notado que a resolução espacial dessa variável é muito diferente das demais e que isso poderia comprometer a modelagem das demais variáveis desse critério.

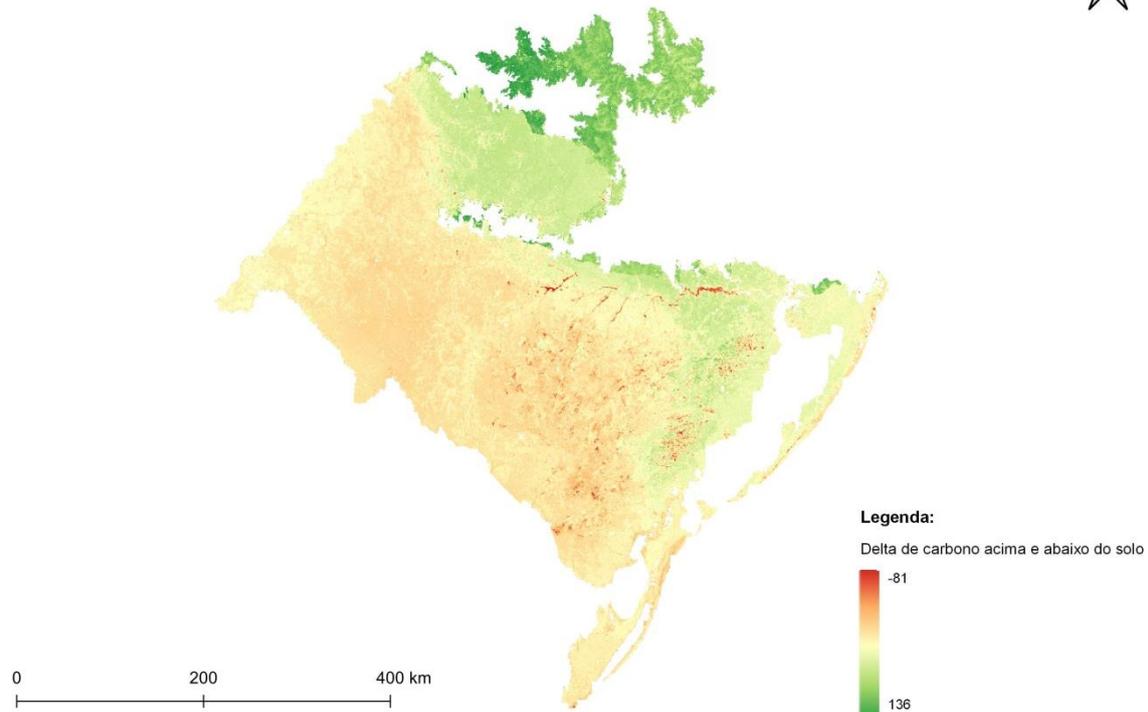


FIGURA 7: POTENCIAL DE GANHO DE CARBONO PELA RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA PARA O BIOMA PAMPA.

#### 4.2.3. Potencial de Recarga de Águas Subterrâneas

O Potencial de Recarga de Águas Subterrâneas é mais um benefício da recuperação florestal que deve ser considerado na modelagem espacial multicritério. O Índice de Potencial de Recarga de Águas Subterrâneas (IR) foi desenvolvido pela equipe proponente (Dib *et al.* 2019) para avaliar os benefícios da recuperação da vegetação nativa. O IR é um índice adimensional, baseado em diferentes parâmetros: uso do solo, índice de drenagem do solo, relevo, declividade, pluviosidade e sazonalidade da chuva. A espacialização deste índice foi obtida a partir do cruzamento de 6 mapas temáticos, onde todos os mapas apresentam o mesmo grau de importância. Os parâmetros desses mapas foram: uso do solo (Mapbiomas 2017), índice de drenagem do solo (produção interna), relevo (IBGE), declividade (SRTM), pluviosidade (WorldClim) e sazonalidade da chuva (WorldClim).

O índice de drenagem foi calculado baseando-se em duas características relacionadas à velocidade de infiltração da água no solo (qualidade da drenagem, percentual de argila) e ponderado pelo tipo de solo. Os mapas foram divididos em classes (tipo de solo ex.) e foi atribuído um peso para cada classe dentro desses mapas, segundo o favorecimento do potencial de recarga dessa classe (Tabela 8). Assim, valores dos pesos foram trabalhados pixel a pixel, onde quanto maior o valor, maior a probabilidade de potencial de recarga daquele parâmetro. Classes diferentes foram atribuídas aos diferentes biomas do Brasil, devido à diferentes variações dos parâmetros, como pluviosidade, sazonalidade da chuva e relevo. O IR, por pixel, é dado a partir da seguinte equação:

*Todos os direitos reservados para Instituto Internacional para Sustentabilidade  
Estrada Dona Castorina, 124 – Jardim Botânico – CEP 22460-320 – Rio de Janeiro*

$$IR = P_{LULC} \times P_R \times P_{DEC} \times P_{ID} \times P_{PL} \times P_{SC}$$

onde,  $P_{LULC}$  é o peso associado à categoria de uso do solo,  $P_R$  é peso associado à categoria relevo,  $P_{DEC}$  é o peso associado à categoria declividade,  $P_{ID}$  é peso associado à categoria de índice de drenagem,  $P_{PL}$  é o peso associado à categoria de pluviosidade e  $P_{SC}$  é o peso associado à categoria de sazonalidade da chuva.

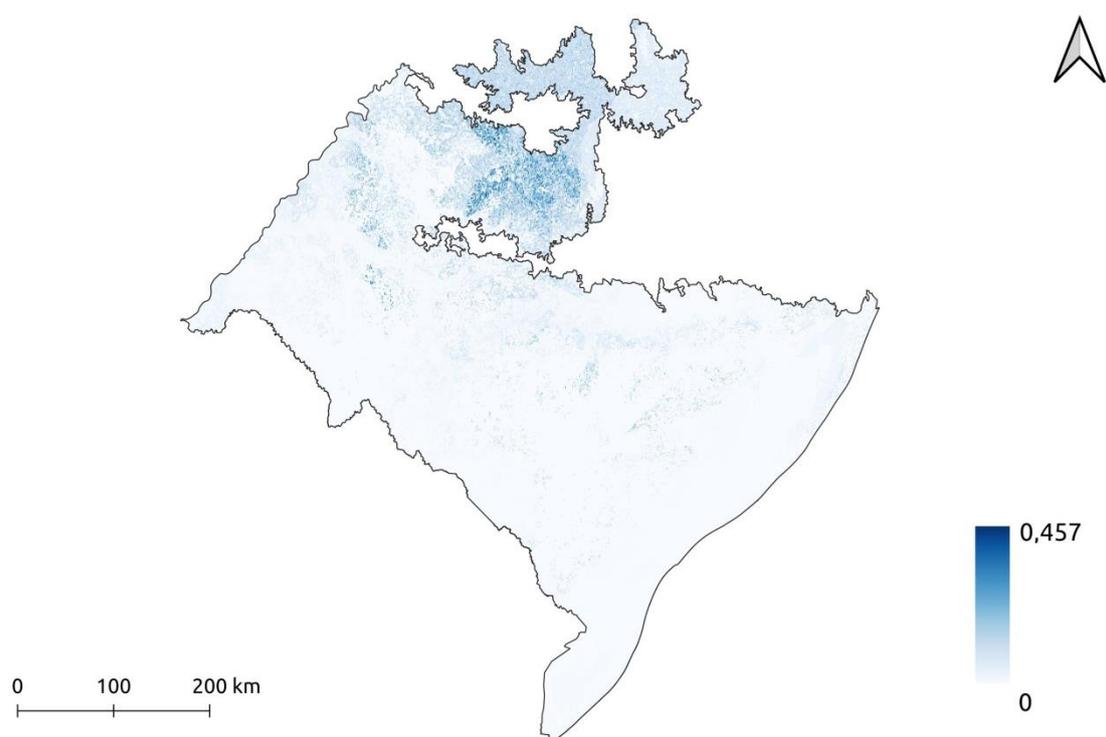
O IR foi calculado para uso do solo atual e potencial, que simula a recuperação total da vegetação nativa em áreas que hoje são ocupadas por outras formas de uso. A diferença de IR entre os cenários “restaurado” e “atual” indica o ganho em potencial de recarga com a mudança no uso do solo, definido pixel a pixel. Este ganho será usado para definição de áreas prioritárias para restauração, visando o aumento do potencial de recarga de águas subterrâneas (Figura 8).

Inicialmente foi proposta a utilização do balanço hídrico quantitativo, produzida pela Agência Nacional de Águas. Entretanto, se observou a partir do estudo do índice que não será possível quantificar a variação do balanço hídrico a partir da recuperação da vegetação nativa. Este índice é representado como uma variável categórica (excelente, bom, crítico) e, além disso, a avaliação é feita em uma resolução espacial por bacia e não pixel a pixel, o que poderia prejudicar a composição deste critério. Sendo assim, se optou pela retirada desta variável.

**TABELA 8: PESO ATRIBUÍDO ÀS CLASSES DE CADA MAPA TEMÁTICO USADOS PARA CALCULAR O ÍNDICE DE POTENCIAL DE RECARGA DE LENÇÓIS FREÁTICOS NO PAMPA.**

Mapa Temático	Classe	Peso
	Planaltos	4
	Patamares	3
	Depressões	2
	Planícies	1
<b>Declividade</b>	0 - 8 %	5
	8 - 20%	4
	>20 %	3
<b>Pluviosidade Anual</b>	>1800	5
	1500-1800	4
	1400-1600	3
	1250-1400	2
	<1250	1
<b>Sazonalidade da Chuva</b>	<10	5
	10-15	4
	15-20	3
	20-25	2
	>25	1
<b>Índice de drenagem</b>	Muito alto	5

	Alto	4
	Médio	3
	Baixo	2
	Muito baixo	1
	Formações Savânicas e Campestres	7
	Formações Florestais	6
	Florestas Plantadas	5
<b>Uso e Cobertura do Solo</b>	Agricultura	4
	Pastagem	3
	Apicum e Mangue	2
	Infraestrutura urbana e Afloramentos rochosos	1
	Corpos D'água	0



**FIGURA 8: ÍNDICE POTENCIAL DE RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS PARA O BIOMA PAMPA.**

#### 4.2.4. Custo de implementação e Potencial de regeneração natural

Dentre os fatores determinantes para a viabilidade dos programas de recuperação da vegetação nativa, a escolha da técnica de restauração a ser utilizada destaca-se como crucial devido à grande variação nos custos associados às diferentes técnicas (TNC 2017). A regeneração



natural ou sua condução é uma forma custo-efetiva de dar escala a recuperação florestal e deve ser considerada na modelagem espacial multicritério. A regeneração natural, que consiste no isolamento da área a ser recuperada para proteção contra fatores de degradação (Shono *et al.* 2007; Zahawi *et al.* 2014; Crouzeilles *et al.* 2017), pode reduzir em mais de 70% o custo da restauração (Crouzeilles *et al.* 2020). Apesar de esta técnica apresentar menor custo, seu sucesso depende de fatores como a proximidade de fontes de sementes e propágulos e das condições de fertilidade do solo (Jakovac *et al.* 2015). Assim, o custo de implementação das técnicas de restauração tende a aumentar conforme diminui o potencial de regeneração natural da área a ser recuperada (Strassburg *et al.* 2019). Ou seja, o potencial de regeneração natural afeta direta e negativamente o custo de implementação da restauração.

Foi utilizado para desenvolver esse critério de potencial de regeneração natural para o Brasil os dados que foram elaborados no âmbito do projeto “Biodiversidade e Mudanças Climáticas na Mata Atlântica” (MMA 2018). Tendo em vista a necessidade de diagnósticos rápidos para subsidiar as ações de planejamento e implementação do Planaveg, este projeto foi realizado pelo MMA - com apoio da World Resources Institute (WRI, Brasil) e da Agência de cooperação alemã (GIZ) - para selecionar variáveis que permitissem estimar o potencial de regeneração da vegetação nativa para os seis biomas brasileiros. Os resultados dessa modelagem, realizada com a participação de diversos especialistas de cada bioma, foram sintetizados na forma de tabelas e mapas que representam diferentes classes de potencial de regeneração da vegetação nativa (alto, médio e baixo potencial), configurando-se, portanto como um dado de caráter discreto (MMA & WRI-Brasil 2017) (Figura 9).

O custo de implementação da recuperação da vegetação nativa, por exemplo, pode variar até 114 vezes dependendo do tipo de técnica utilizada (TNC 2017). As informações dos custos de implementação da restauração que serão utilizadas nesta proposta foram extraídas de estudo realizado pela *The Nature Conservancy* (2017). Neste estudo foram consideradas técnicas de implementação da restauração realizadas por bioma e seguidos de seus valores mínimos (em condições ambientais favoráveis) e máximos (em condições ambientais desfavoráveis) por hectare. Na tabela 9 são apresentados os valores para bioma Pampa.

**TABELA 9: VALORES EM REAIS DAS IMPLEMENTAÇÃO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA EM CONDIÇÕES AMBIENTAIS FAVORÁVEIS E DESFAVORÁVEIS NO BIOMA PAMPA.**

<b>Técnicas de implementação/ condições ambientais</b>	<b>Condições ambientais favoráveis</b>	<b>Condições ambientais desfavoráveis</b>
<b>Plantio total (mudas)</b>	6.959	22.634
<b>Condução da regeneração natural</b>	1.646	2.629
<b>Regeneração natural</b>	181	181
<b>Plantio total (sementes)</b>	12.935	25.853
<b>Adensamento/ enriquecimento (mudas)</b>	3.398	11.511
<b>Adensamento/enriquecimento (sementes)</b>	619	8.128

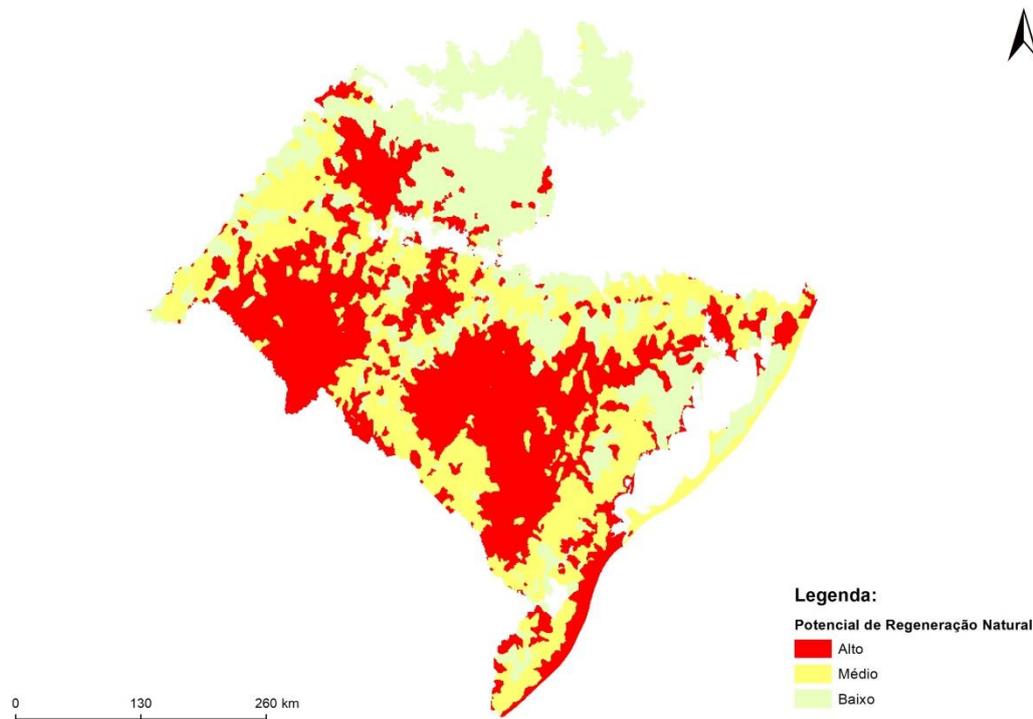


FIGURA 9: POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL DO BIOMA PAMPA.

#### 4.2.5. Custo de oportunidade da terra

O custo de oportunidade da terra é vital de ser considerado na modelagem espacial multicritério, porque evita que a alocação da recuperação seja conflitante no espaço com áreas de alta aptidão agrícola. Ou seja, áreas com alto custo de oportunidade possuem menos chances de ter ações de recuperação de vegetação nativa. Diferentes metodologias já foram propostas para estimar o custo de oportunidade da terra. Em projeto anterior, a contratada desenvolveu um cálculo do custo de oportunidade para o bioma Mata Atlântica com base no valor de aquisição da terra (Strassburg *et al.* 2019). Em estudo mais recente, a estimativa deste custo foi realizada com base no valor bruto da produção, e em informações do uso da terra (Crouzeilles *et al.* 2020). Neste estudo, o cálculo do custo de oportunidade foi baseado em estatísticas sobre a produção disponibilizadas pelo IBGE (<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria.html>) que foram combinadas com a informação sobre o uso da terra (Projeto Mapbiomas 2020) de modo a capturar a variação espacial deste custo no nível de município. Dessa forma, foram estimados três valores para cada município, a partir dos resultados das três equações a seguir:

$$AO = (Pe + Cr)/AG$$

onde *AO* corresponde ao custo de oportunidade para a agricultura (R\$/ha), *Pe* ao valor bruto da produção agrícola permanente (R\$), *Cr* ao valor bruto da produção agrícola temporária (R\$) e *Ag* à área agrícola (ha).

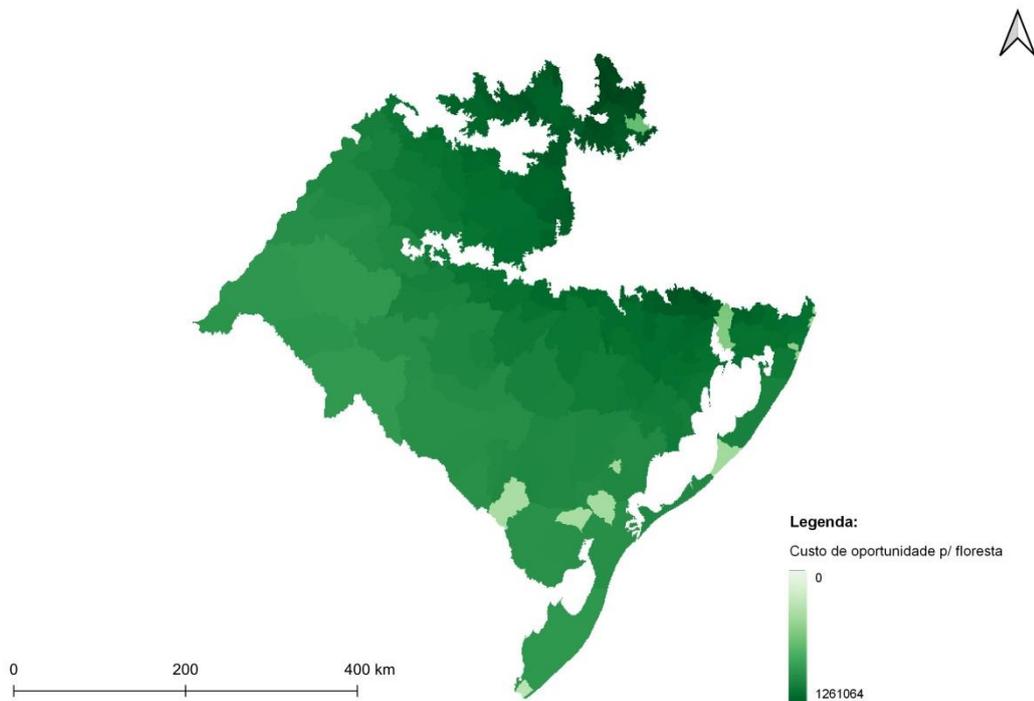
$$CO = (Me + Mi + Eg + Ho + Wo)/Pa$$

onde  $CO$  corresponde ao custo de oportunidade da produção animal (R\$/ha),  $Me$  ao valor bruto da produção de carne (R\$),  $Mi$  ao valor bruto da produção de leite (R\$),  $Eg$  ao valor bruto da produção de ovos (R\$),  $Ho$  ao valor bruto da produção de mel (R\$),  $Wo$  ao valor bruto da produção de lã (R\$) e  $Pa$  à área de pastagem (ha).

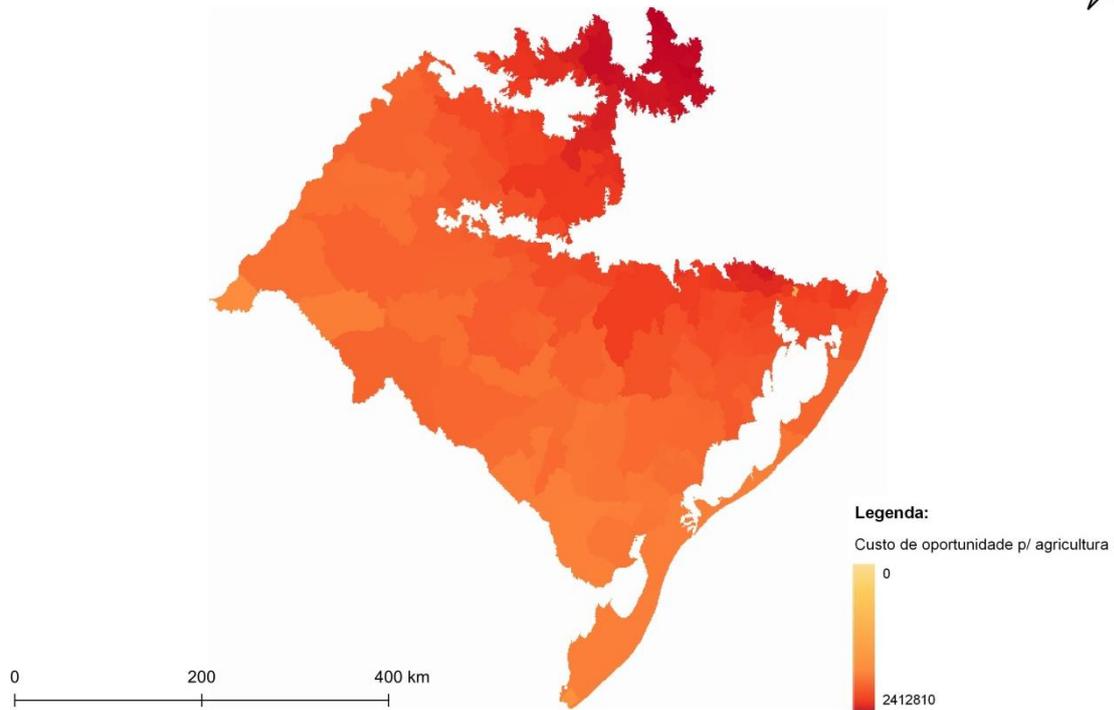
$$LO = Lg/La$$

onde  $LO$  corresponde ao custo de oportunidade da exploração madeireira (R\$/ha),  $Lg$  ao valor bruto da produção madeireira (R\$) e  $La$  à área de silvicultura (ha).

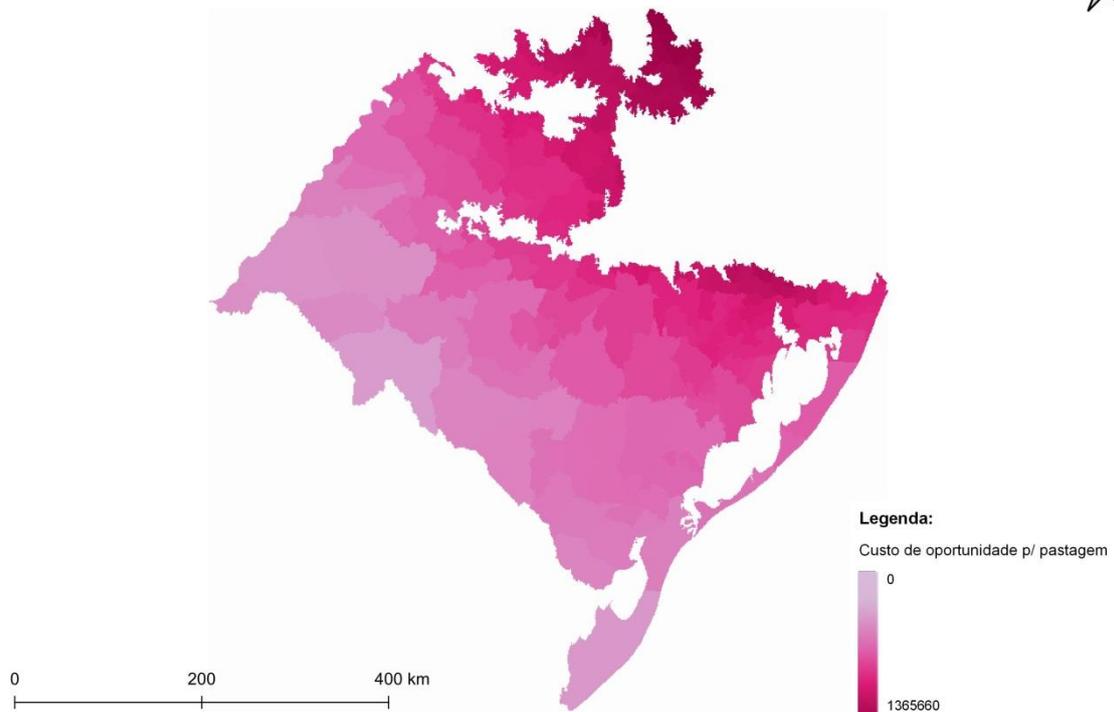
A partir disso, foram gerados mapas para o custo de oportunidade da terra para floresta, agricultura e pastagem no bioma Pantanal (Figuras 10, 11, 12).



**FIGURA 10: CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA PARA FLORESTA NO BIOMA PAMPA.**



**FIGURA 11: CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA PARA AGRICULTURA NO BIOMA PAMPA.**



**FIGURA 12: CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA PARA PASTAGEM NO BIOMA PAMPA.**

#### 4.2.6. Potencial de retorno socioeconômico

Para que sejam incluídos efeitos sócio-econômicos da restauração na priorização das áreas a serem recuperadas foi observada a necessidade de se construir uma camada espacial que descrevesse como essas ações de recuperação geram benefícios dessa natureza em cada hectare e em cada pixel da paisagem. Para tanto foi desenvolvido pela contratada um índice usando informações distritais do censo, baseado no Índice de Vulnerabilidade Social, IVS (Costa & Marguti 2015). O IVS é uma média aritmética dos índices das dimensões: IVS Infraestrutura Urbana, IVS Capital Humano e IVS Renda e Trabalho. O Índice da dimensão Renda e Trabalho, que é a componente do IVS que se pode conectar aos efeitos da restauração na paisagem, é obtido através da média ponderada de índices normalizados construídos a partir dos indicadores que compõem esta dimensão. A saber: 1) proporção de vulneráveis à pobreza ( $t_v$ ); 2) taxa de desocupação da população de 18 anos ou mais de idade ( $t_d$ ); 3) percentual de pessoas de 18 anos ou mais sem fundamental completo e em ocupação informal ( $t_p$ ); 4) percentual de pessoas em domicílios vulneráveis à pobreza e dependentes de idosos ( $t_i$ ); 5) taxa de atividade das pessoas de 10 a 14 anos de idade ( $t_m$ ). O IVS é calculado de acordo com a seguinte equação:

$$IRT = (t_v + t_d + t_p + t_i + t_m) / 5$$

Foi realizada pela contratada além de uma adaptação dos dados do nível municipal, onde o IVS é medido para os dados censitários no nível distrital (IBGE 2010), que está na escala em que trabalharemos. Além disso, foi importante fazer uma distinção entre população urbana e rural no índice, uma vez que é esperado que os impactos da restauração afetem majoritariamente a população rural. A tabela 10 explicita todas as diferenças entre os indicadores usados no IVS Renda e Trabalho original versus o índice que foi construído.

**TABELA 10: INDICADORES USADOS NO IVS RENDA E TRABALHO ORIGINAL VERSUS O ÍNDICE QUE FOI CONSTRUÍDO.**

Indicador	IVS Renda e Trabalho original	IVS adaptado
-----------	-------------------------------	--------------



<b>t<sub>v</sub></b>	Proporção de pessoas com renda domiciliar per capita igual ou inferior a meio salário mínimo (de 2010), por município, populações rural e urbana	Proporção / total de pessoas acima de 10 anos cujo domicílio apresenta rendimento nominal mensal domiciliar per capita menor do que um salário mínimo (de 2010), por distrito, na área rural.  ou (a ser validado nas oficinas)  Proporção / total de pessoas, entre 15 e 69 anos ou mais de idade, com rendimento nominal mensal igual ou inferior a meio salário mínimo (de 2010), por distrito, na área rural.
<b>t<sub>d</sub></b>	Taxa de desocupação da população de 18 anos ou mais de idade, por município, populações rural e urbana. Percentual da população economicamente ativa (PEA) nessa faixa etária que estava desocupada, ou seja, que não estava ocupada na semana anterior à data do censo, mas havia procurado trabalho ao longo do mês anterior à data dessa pesquisa.	Proporção / total de pessoas, entre 15 e 69 anos ou mais de idade, sem rendimento nominal mensal (de 2010), por distrito, na área rural.
<b>t<sub>p</sub></b>	% de pessoas de 18 anos ou mais sem fundamental completo e em ocupação informal. Razão entre as pessoas de 18 anos ou mais sem fundamental completo, em ocupação informal, e a população total nesta faixa etária, multiplicada por 100. Ocupação informal implica que trabalham, mas não são: empregados com carteira assinada, militares do exército, da marinha, da aeronáutica, da polícia militar ou do corpo de bombeiros, empregados pelo regime jurídico dos funcionários públicos ou empregadores e trabalhadores por conta própria com contribuição a instituto de previdência oficial.	Será calculada a proporção / total baseado no valor do IVS original e na população rural total do município (assumindo que a proporção no IVS se aplica a parcela rural do município)
<b>t<sub>i</sub></b>	% de pessoas em domicílios com renda per capita inferior a meio salário mínimo (de 2010) e dependentes de idosos. Razão entre as pessoas que vivem em domicílios vulneráveis à pobreza (com renda per capita igual ou inferior a meio salário	Será calculada a proporção / total baseado no valor do IVS original e na população rural total do município (assumindo que a proporção no IVS se aplica a parcela rural do município)



	mínimo de agosto de 2010) e nos quais a renda de moradores com 65 anos ou mais de idade (idosos) corresponde a mais da metade do total da renda domiciliar, e a população total residente em domicílios particulares permanentes (multiplicada por 100).	
$t_m$	Taxa de atividade das pessoas de 10 a 14 anos de idade. Razão entre as pessoas de 10 a 14 anos de idade que eram economicamente ativas, ou seja, que estavam ocupadas ou desocupadas na semana de referência do censo e o total de pessoas nesta faixa etária (multiplicada por 100), por município, populações urbana e rural. Considera-se desocupada a pessoa que, não estando ocupada na semana de referência, havia procurado trabalho no mês anterior a essa pesquisa.	Proporção / total de pessoas de 10 a 14 anos com rendimento, por distrito, na área rural.

O índice adaptado é calculado usando os cinco indicadores acima, normalizados para terem suas variações restritas ao intervalo [0,1], continuando com pesos iguais, como na equação acima. A partir dessa equação, é possível calcular o impacto da restauração de um hectare sobre esse índice de acordo com:

$$dI/dA = dI/dt_d \cdot dt_d/dT \cdot dT/dA,$$

onde  $dT$  é a quantidade de postos de trabalho gerados pela restauração de um hectare  $dA$ . Essa relação entre postos de trabalho gerados e área restaurada segue relações lineares tabeladas em Benini e Adeodato (2017).

Da primeira equação deriva-se que  $dI/dt_d = 0.2$ . A partir da forma como o índice  $t_d$  é calculado através da equação:

$$t_d = (1 / N) * (P_d / P_r),$$

onde  $N$  é um fator de normalização dado pelo valor máximo assumido por  $t_d$  entre todos os distritos considerados,  $P_d$  é a população na área rural do distrito entre 15 e 69 anos de idade sem rendimento nominal mensal, e  $P_r$  é a população rural do distrito entre 15 e 69 anos de idade, podemos obter a variação desse índice causada por um aumento na quantidade de postos de trabalho  $dT$ ,

$$dt_d/dT = (1 / N) * [((P_d - dT) / P_r) - (P_d / P_r)].$$

Dessa forma,  $dl / dA$  será usada como a camada que informa o modelo sobre quais áreas teriam maior aumento do IVS adaptado, através do aumento de postos de trabalho gerados pela restauração.

### 4.3 Relação de ganho de escala e aumento da área recuperada

A relação de ganho de escala e aumento da área a ser recuperada pode ser considerada na modelagem espacial multicritério, pois pode reduzir os custos das ações de recuperação com aumento da escala dessas ações. Para gerar os dados de potencial de economia de escala nos biomas focais será implementada a metodologia utilizada por Strassburg e colaboradores (2019). Esta metodologia consiste na aplicação de entrevistas para obtenção de evidências de campo sobre como os custos unitários decaem à medida que a área dos projetos de recuperação da vegetação nativa aumenta (Figura 13). Por exemplo, restaurar 100 hectares em projetos com área de 1 hectare é muito mais custoso do que restaurar um único projeto com uma área de 100 hectares. Isto se deve à razão perímetro/área dos projetos, onde no primeiro caso será necessária a adoção de muito mais cerca do que no segundo caso, elevando assim seu custo.

Para cada bioma, será feita a simulação da recuperação de áreas de tamanho de 1, 5, 10, 25, 50 e 100 ha. Para saber o custo e a economia de escala em cada caso, será feita uma revisão bibliográfica e consulta aos especialistas durante a oficina e pré-oficina e entrevistas com os representantes de empresas e outros atores que fazem restauração no bioma, para identificar os custos em diferentes tamanhos de projetos. Esses valores serão utilizados para estimar a redução no custo de implementação da recuperação devido ao ganho de escala.

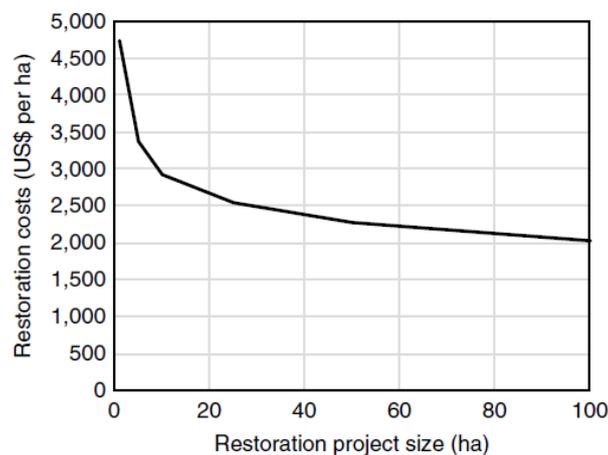


FIGURA 13: RELAÇÃO ENTRE CUSTO DA RESTAURAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA (EXEMPLO) E O TAMANHO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO. FONTE: STRASSBURG E COLABORADORES (2019).

## 5. Cenários simulados

### Modelagem

A identificação das áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa no bioma Pampa será realizada por meio de modelagem de priorização espacial multicritério usando PLI e para isso serão utilizados os critérios e variáveis descritos acima e discutidos na oficina com especialistas. Em modelos que utilizam a PLI há a possibilidade de incorporar a relação espacial de cada unidade de planejamento (1 Km<sup>2</sup>) com o conjunto de unidades já selecionado para atingir os objetivos dos diferentes cenários a serem propostos. Para isso, este modelo será rodado em múltiplos passos e, a cada passo ocorre novo cálculo da adicionalidade de cada unidade de planejamento considerando as áreas que já foram selecionadas nos passos anteriores. Apesar desses múltiplos passos, a PLI permanece tendo menor tempo de processamento do que as soluções heurísticas e um desempenho pelo menos 30% superior (Beyer *et al.* 2016).

A PLI minimiza ou maximiza uma função objetivo (OBJ; função matemática descrevendo a relação entre ações e resultados) sujeita a um conjunto de restrições e condicionada a variáveis de decisão (Benayoun *et al.* 1971). A estrutura básica da OBJ a ser utilizada nesta consultoria será:

$$OBJ_i = \frac{w_{cb}CB_i + w_{bd}BD_i + w_{rh}RH_i}{CO_i + CI_i},$$

onde *CB* corresponde ao potencial da unidade de planejamento *i* para sequestro e estoque de carbono, *BD* corresponde ao potencial da unidade de planejamento *i* para conservação da biodiversidade, *RH* corresponde ao potencial da unidade de planejamento *i* para conservação dos recursos hídricos, e *CO* e *CI* correspondem aos custos de oportunidade e implementação da recuperação da vegetação nativa, respectivamente, para a unidade de planejamento *i*. De acordo com a equação descrita acima, os critérios biodiversidade, carbono e recursos hídricos estão definidos como benefícios a serem maximizados pelo modelo de PLI, e os critérios de custo de oportunidade e implementação da recuperação como custos a serem minimizados. Os parâmetros *w<sub>cb</sub>*, *w<sub>bd</sub>*, e *w<sub>rh</sub>* representam os pesos a serem determinados para os critérios de carbono, biodiversidade e recursos hídricos, respectivamente. É possível fazer a customização completa desta OBJ de acordo com objetivos particulares dentro de diferentes cenários. Desta forma, os parâmetros incluídos nesta função poderão ser modificados de acordo com os cenários a serem desenvolvidos para esta consultoria e os seus respectivos pesos após validação nas oficinas de construção.

### **Unidade de planejamento**

A PLI é um método numérico que encontra a solução exata para a recuperação da proporção *x* de cada unidade de planejamento *i*, que maximize o resultado da equação abaixo:

$$\sum_i OBJ_i x_i$$

A proporção dos usos e coberturas da terra em cada unidade de planejamento no Pampa será levado em consideração nos modelos de PLI. Para isso, serão utilizadas bases de dados que identifiquem, pelo menos, a proporção de remanescentes de vegetação natural e de áreas potencialmente restauráveis. Tendo em vista que o foco deste projeto é a recuperação de

vegetação nativa, a área potencialmente restaurável em cada unidade de planejamento deve ser limitada pelo total de quantidade de áreas potencialmente restauráveis naquela unidade de planejamento. Para tanto, a maximização da OBJ deve ser restrita ao nível de cada unidade, segundo a seguinte equação:

$$x_i \leq \sum_i^n U_{ij}$$

onde  $x$  corresponde à proporção da unidade de planejamento  $i$  a ser restaurada,  $U$  à área ocupada para uso antrópico  $j$  na unidade de planejamento  $i$  e  $n$  ao total de classes de uso antrópico na base de dados de cada bioma.

### **Alvo**

O alvo básico será baseado no débito total de RL no Pampa. Como as APPs possuem localização definida, as áreas de débito de APP não serão incluídas neste alvo, mas serão contabilizadas e incluídas nos mapas e outros produtos finais desta consultoria. Além disso, alvos de áreas correspondentes a frações de 5% das áreas restaurável (de 5% a 100%) poderão ser utilizados, de maneira que poderão ser produzidos mapas que cubram todas as áreas restauráveis. Assim, a maximização da OBJ estará sujeita aos alvos estabelecidos seguindo a seguinte equação:

$$\sum_i^n c_i a_i x_i \leq A$$

onde  $i$  corresponde à unidade de planejamento a ser avaliada,  $n$  ao número total de unidades de planejamento potencialmente restauráveis,  $c$  à contribuição da unidade de planejamento  $i$  para um determinado alvo,  $a$  à área total da unidade de planejamento  $i$ ,  $x$  à proporção de área a ser restaurada dentro da unidade de planejamento  $i$ , e  $A$  ao alvo estabelecido em unidades de área.

### **Cenários**

Considerando os critérios mínimos que se deseja otimizar serão desenvolvidos no mínimo cinco cenários.

**a) cenário “Compromisso ou Custo efetivo”:** neste cenário serão considerados na função objetiva descrita acima pesos iguais a cada critério assim, eles são considerados igualmente importantes. Todos os critérios serão normalizados para que se evite vieses causados pelas unidades originais das variáveis que representam os diferentes critérios, com isso, apenas as variações espaciais relativas serão utilizadas na modelagem. O modelo de PLI irá maximizar a função objetiva levando em consideração o potencial de cada unidade de planejamento em contribuir para o aumento de cada critério em função da recuperação de vegetação nele, versus o *trade-off* de se recuperar aquela unidade de planejamento em termos de custos;

**b) cenários “Maximização de Benefícios”:** os cenários “Benefícios” serão compostos por todos aqueles que foram considerados como benefícios relacionados às ações de restauração neste projeto. Esses cenários são: "importância biológica", que visa otimizar os benefícios relacionados à conservação da biodiversidade; "carbono", que visa otimizar o sequestro de carbono e a mitigação dos



efeitos das mudanças climáticas; "recursos hídricos", que visa otimizar a conservação dos recursos hídricos. Nestes cenários será atribuído peso nulo aos demais critérios para que se otimize os benefícios de determinado critério. Por exemplo, no Cenário "importância biológica" será atribuído peso nulo aos demais critérios para que se otimize os benefícios para a conservação da biodiversidade. Já no cenário "carbono", de forma similar ao cenário anterior, o peso individual dos demais critérios serão considerados nulo, com o objetivo de maximizar o efeito do sequestro de carbono e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas através da recuperação florestal. E assim será realizado para o cenário "recursos hídricos". O objetivo é que se encontre a solução ótima para o *trade-off* entre os ganhos para aquele critério específico que serão obtidos a partir da recuperação de determinadas áreas, e os custos atrelados a esta recuperação. No cenário importância biológica haverá a redução do risco de extinção de espécies e para isso serão utilizadas as distribuições potenciais de espécies. Com isso, será possível computar a área total de vegetação nativa utilizada de habitat para cada espécie. Considerando que parte da área de ocorrência da espécie em questão esteja convertida para uso antrópico (ou seja, áreas passíveis de recuperação), pode-se computar o risco atual de extinção  $R$  de cada espécie  $j$  a partir do inverso da relação espécie-área, como:

$$R_j = 1 - \left(\frac{A_j}{P_j}\right)^z$$

onde  $j$  corresponde a espécie em questão,  $A$  é a área de habitat atual da espécie  $j$  (interseção entre sua distribuição e o remanescente atual de vegetação nativa),  $P$  é a área de habitat potencial da espécie  $j$ , e  $z$  é a um fator de lei de potência com valor empírico de 0,25 (Strassburg et al. 2019). Sendo assim, a recuperação de uma parcela  $\partial A$  na unidade de planejamento  $i$  aumentaria a área total de habitat para todas as espécies que tenham distribuições potenciais incorporando aquela unidade de planejamento  $i$ , consequentemente reduzindo o seu risco de extinção  $\partial R$ . A soma da redução dos riscos de extinção que a recuperação de uma unidade de área da unidade de planejamento  $i$  acarretaria é tomada como o valor de benefício para a biodiversidade em se restaurar aquela unidade de planejamento. Matematicamente:

$$BD_i = \sum_j \delta_{i,j} \left(\frac{\partial R_j}{\partial A}\right),$$

onde  $\delta$  é um escalar que assume valor 1 se a distribuição potencial da espécie  $j$  abarca a unidade de planejamento  $i$  ou zero caso contrário.

**c) cenário "Custos de restauração":** neste cenário a redução dos custos de oportunidade e de implementação da recuperação da vegetação nativa serão otimizados sem atribuir peso a nenhum outro critério específico, dando o peso individual nulo para os demais critérios. É necessário ainda se considerar que economias de escala reduzem os custos da recuperação por unidade de área com o aumento da área total da parcela restaurada. A partir dessa relação, que será obtida conforme descrito no item 4.3 (relação de ganho de escala e aumento da área a ser recuperada), os custos em cada unidade de planejamento  $i$  serão modificados de acordo com a área total disponível para a recuperação naquela unidade de planejamento. Isto é, unidades com pouca área a ser recuperada poderão ter projetos de recuperação menores, e, portanto, menores reduções em seus custos devido à economia de escala. A construção deste cenário será útil para a comparação de desempenho (em termos de custos associados) de cenários que otimizam benefícios/critérios específicos;

Adicionalmente aos cenários mínimos especificados no TdR, a contratada apresentará durante as oficinas de construção a possibilidade de inclusão de cenários adicionais. A princípio, os cenários adicionais propostos são:

**d) “Maximização dos outros benefícios socioeconômico”** – este cenário visa otimizar os benefícios econômicos que podem ser obtidos através da implementação da recuperação de áreas de vegetação nativa. Apesar deste cenário não constar como cenário mínimo exigido, uma das variáveis exigidas neste mesmo termo corresponde ao potencial de retorno econômico da recuperação (descrita no item 4.2.6). Assim, para lidar com esse ponto específico, optou-se por manter a estrutura apresentada de cenários mínimos exigidos, porém com a sugestão de incorporação de um cenário adicional, onde o potencial de retorno econômico seja incluído como um benefício na OBJ. Este critério também poderá ser incluído na OBJ do cenário compromisso.

**e) “Áreas protegidas”** – o objetivo deste cenário é otimizar a recuperação da vegetação para garantir a efetividade das UCs e TIs. Considerando que o projeto GEF Terrestre tem um enfoque no fortalecimento das UCs e TIs, poderá ser proposto que cada um dos cenários descritos acima seja construído de modo a restringir a recuperação da vegetação nativa em áreas passíveis de recuperação que sejam localizadas: i) no interior de UCs e TIs; ii) no entorno de UCs e TIs e em potenciais corredores ecológicos; e iii) tanto no interior quanto no entorno de UCs e TIs. A recuperação dentro das áreas protegidas seria uma forma de compensação do débito de RL.

**f) “Paisagem”** – este cenário visa identificar os ganhos e custos graduais da recuperação em função do total da área restaurada. Para este cenário, sugere-se aumentar o valor do alvo a ser recuperado de 5 em 5% até o total de passíveis de recuperação. Este cenário poderá subsidiar eventuais discussões sobre alvos para recuperação diferentes dos débitos de RL.

**g) “Ecorregiões”** – este cenário objetiva reduzir o risco de colapso de todas as ecorregiões. Além dos alvos a serem recuperados no bioma, poderão ser incluídos alvos específicos para as ecorregiões, os quais seriam definidos a partir de uma otimização inicial atribuindo uma parcela do alvo total do bioma para cada ecorregião. Será assumido que o risco de colapso de cada ecorregião segue uma relação de lei de potência entre suas áreas de vegetação nativa original e remanescente, similar ao inverso da relação espécie-área usado para a construção da camada de benefício para a biodiversidade. Nas oficinas de construção, caso este cenário seja considerado interessante, poderá ser discutido também para quais dos outros cenários propostos seria interessante ter uma versão em que o alvo geral estabelecido seja particionado em ecorregiões.

**h) “Limites administrativos”** – este cenário visa simular a conformidade legal onde a recuperação dos débitos ambientais ocorra dentro do próprio estado, ou seja, não podendo ser compensado em outro. Da mesma forma que é possível construir cenários com o alvo geral por bioma dividido por ecorregião, podem ser definidos junto aos tomadores de decisão alvos específicos para regiões administrativas (como por exemplo, os estados federativos presentes em cada bioma). Como muitos estados tendem a restringir a compensação de déficits de RL para dentro de seus limites são sugeridos cenários em que os alvos sejam computados sendo baseados no débito ambiental de cada estado.

**“Recuperação Aleatória”**: neste cenário haverá uma seleção aleatória de unidades de planejamento para recuperação, de modo a representar a situação não sistemática costumeira. Este cenário funciona como um controle para o planejamento sistemático. Assim, este cenário evidencia o quanto seria perdido caso o planejamento sistemático não fosse utilizado.

### **Resultados da modelagem**

Os valores referentes aos benefícios e custos associados a cada cenário também serão sintetizados em tabelas e gráficos, permitindo que os tomadores de decisão e especialistas presentes nas oficinas de validação, bem como os representantes do MMA, avaliem junto à contratada os *trade-offs* identificados. Por exemplo, no cenário “Importância Biológica”, apesar de os benefícios de sequestro de carbono não serem otimizados na OBJ, haverá algum ganho dessa variável no resultado final. Esse benefício extra poderá ser comparado com o benefício gerado pelo cenário “Carbono” (e também pelos outros cenários). A soma total de cada um destes custos e benefícios, relativos à área a ser recuperada em cada cenário, poderá servir de subsídio para as discussões junto ao MMA e demais parceiros.

## **6. Referências bibliográficas**

- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43: 1223–1232.
- Araújo, M.B. & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 42–47.
- Barbet-Massin, M.; Jiguet, F.; Albert, C. H. & Thuiller, W. (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 327–338.
- Barve, N., Barve, V., Lira-Noriega, A. & Maher, S.P. (2011) The crucial role of the accessible area in ecological niche modelling and species distribution modelling. *Ecological Modelling*, 222: 1810–1819.
- Benayoun, R., de Montgolfier, J., Tergny, J. & Laritchev, O. (1971) Linear Programming with Multiple Objective Functions: Step Method (STEM). *Mathematical Programming*, 1: 366–367.
- Benini, R. M., Adeodato, S. (2017) *Economia da restauração florestal*. São Paulo (SP): The Nature Conservancy.
- Beyer, H. L., Dujardin, Y., Watts, M. E., & Possingham, H. P. (2016) Solving conservation planning problems with integer linear programming. *Ecological Modelling*, 328: 14–22.
- Brasil (2000) Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. 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: 26 dez. 2019.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2007) Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA. Disponível em: <[https://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/biodiversidade31.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf)>. Acesso em: 15 Jan. 2019.
- Brasil (2012) Lei nº. 12.651 de 25 de maio de 2012. Lei de Proteção da Vegetação Nativa. Brasília, DF. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)> Acesso em: 26 dez. 2019.



- Brasil (2017) Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm)> Acesso em: 26 dez. 2019.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2013). Resolução CONABIO nº 6 de 03 de setembro de 2013. Dispõem sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/00-saiba-mais/02\\_-\\_RESOLU%C3%87%C3%83O\\_CONABIO\\_N%C2%BA\\_06\\_DE\\_03\\_DE\\_SET\\_DE\\_2013.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/00-saiba-mais/02_-_RESOLU%C3%87%C3%83O_CONABIO_N%C2%BA_06_DE_03_DE_SET_DE_2013.pdf)>. Acesso em: 15 Jan. 2019.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2016) Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Disponível em: <[https://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL\\_iNDC\\_portugues.pdf](https://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL_iNDC_portugues.pdf)>. Acesso em: 16 de dez. 2019.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2016b) 5º relatório nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Coordenador Carlos Alberto de Mattos Scaramuzza. Brasília: MMA.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2017) Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa / Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. Brasília, DF: MMA, 73pp.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2018) Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade.
- Brasil/Ministério do Meio Ambiente (2020) Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>>. Acesso em: 20 de Jan. 2019.
- Brançalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Almeyda Zambrano, A. M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Reid, J. L., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7), eaav3223. DOI: 10.1126/sciadv.aav3223
- Bustamante, M. M. C., Metzger J. P., Scariot A., Bager, A., Turra, A., Barbieri, A., Neves, A., Boesing, A. L., Agostinho, A. A., Marques, A. C., Dias, B., Grelle, C. E. V., Caixeta, D., Sawyer, D., Scarano, F.R., Sousa F. D. R., Fernandes, G. W., Queiroz, H., Miranda, H. S., Schongart, J., Quintão, J. M. B., Martinelli, L. A., Gomes, L. C., da Cunha, M. C., Piedade, M. T. F., Sato, M. N., Vale, M. M., Aquino, M. F. S., Vogt, N., May, P., Fearnside, P., Prado, R. B., Rodrigues, R. R., Thomaz, S. M., Pivello, V. R., Imperatriz-Fonseca, V. L. & Farjalla, V. F. (2019) Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: Joly, C. A., Scarano, F. R., Seixas, C. S., Metzger, J. P., Ometto, J. P., Bustamante, M. M. C., Padgurschi, M. C. G., Pires, A. P. F., Castro, P. F. D., Gadda, T., Toledo, P. (Eds.) 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. São Carlos: Editora Cubo.
- Chazdon, R. L. (2017) Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 102(2):251–257.
- Convention of Biological Diversity (CBD) (2010) The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Tenth Meeting, Nagoya, Japan, 18-20 October 2010.
- Costa, M. A., Marguti, B. O. (2015) Atlas da vulnerabilidade social nos municípios brasileiros. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA).

- Crawshaw, D., DALL'AGNOL, M., Cordeiro, J. L. P., & Hasenack, H. (2007) Caracterização dos campos sul-riograndenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia*, 33(1).
- Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E. & Strassburg, B. B. (2017) Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3: e1701345.
- Crouzeilles, R., Beyer, H., Monteiro, L., Feltran-Barbieri, R., Pessôa, A., Barros, F., Lindenmayer, D., Lino, E., Grelle, C., Chazdon, R., Matsumoto, M., Rosa, M., Latawiec, A., Strassburg, B. (2020) Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conservation Letters*: e12709.
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L. & Ortiz, E. (2014) Potential species distribution modelling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Rev. Mex. Biodivers.* 85: 189–199.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G.; Carré, C., Gruber, B., Bruno Lafourcade, B., Leitão, P.J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Björn Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D. & Sven Lautenbach, S. (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27–46.
- Dib, D., Cordeiro, C., Guerra, A., Pepe, I., Cooper, M., Latawiec, A. & Strassburg, B. (2019) Key Areas for Brazil's Atlantic Forest Restoration Considering Groundwater Recharge Improvement. In: *Restoring land, water and community resilience. SER 2019: 8th World Conference on Ecological restoration*, Cape Town, South Africa: 22-27.
- Echer, R., da Cruz, J. A. W., Estrela, C. C., Moreira, M., & Gravato, F. (2016) Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul. *Revista Thema*, 12(2): 4-13.
- Edwards, D. P., Socolar, J. B., Mills, S. C., Burivalova, Z., Koh, L. P., & Wilcove, D. S. (2019). Conservation of Tropical Forests in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R1008–R1020. DOI: 10.1016/j.cub.2019.08.026.
- Englund, O., Sparovek, G., Berndes, G., Freitas, F., Ometto, J. P., Oliveira, P. V. D. C. E., Costa, C. & Lapola, D. (2017) A new high-resolution nationwide aboveground carbon map for Brazil. *Geo: Geography and Environment*, 4(2): e00045.
- Fielding, A. H. & Bell, J. F. (1997) A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models. *Environmental Conservation*, 24(01):38–49.
- Fundação Nacional do Índio (FUNAI) (2020) Terras Indígenas do Brasil (TI). Disponível em: <<http://www.funai.gov.br/index.php/shape>>. Acesso em: 20 de Jan. 2019.
- Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., Maidana, D. P. F. L., Santos, T. M. R., Shibuya P. S., Marques, M. C. M. & Laurance, S. G. W. (2020) Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, 458: 117802.
- Guidotti, V., Freitas, M. F., Sparovek, G., P., L. F., Hamamura, C., Carvalho, T. & Cerignoni, F. (2017) Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os PRAs principais resultados e considerações. *Sustentabilidade em Debate*, 5: 1-10
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2004) Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomassas do Brasil. Disponível em: <[www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)>. Acesso em: dez/2019
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) Sidra: sistema IBGE de recuperação automática. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 de junho de 2020.



- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2019) *Biomass and Coastal-Marine System of Brazil: compatible with the scale 1:250 000. Series of methodological reports, v. 45.* Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/apps/biomass/>>. Acesso em: 28 dez. 2019.
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997) A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models. *Environmental Conservation*, 24(01):38–49.
- Jakovac, C.C., Peña-Claros, M., Kuyper, T.W. & Bongers, F. (2015) Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103: 67-77.
- Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) (2020) *Flora do Brasil 2020 em construção.* Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 08 Jan. 2020.
- Joly C. A., Padgurschi M. C. G., Pires, A. P. F., Agostinho, A. A., Marques, A. C., Amaral, A. G., Cervone, C. O. F. O., Adams, C., Baccaro, F.B., Sparovek, G., Overbeck, G. E., Espindola, G. M., Vieira, I. C. G., Metzger, J. P., Sabino, J., Farinaci, J. S., Queiroz, L. P., Gomes, L. C., da Cunha, M. M. C., Piedade, M. T. F., Bustamante, M. M. C., May, P., Fearnside, P., Prado, R. B. & Loyola, R. D. (2019) Apresentando o Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. In: Joly C. A., Scarano, F. R., Seixas, C. S., Metzger, J. P., Ometto, J. P., Bustamante, M. M. C., Padgurschi, M. C. G., Pires, A. P. F., Castro, P. F. D., Gadda, T. & Toledo P. (Eds.) *1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos.* São Carlos: Editora Cubo.
- Jones, P. G. & Thornton, P. K. (2013) Generating downscaled weather data from a suite of climate models for agricultural modelling applications. *Agric. Syst.*, 114: 1–5.
- Karger, D.N., Conrad, O., Böhrner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R.W., Zimmermann, N.E., Linder, H.P. & Kessler, M. (2017) Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4: 170122.
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1): 125–159. DOI: 10.1146/annurev-environ-030713-155141.
- MapBiomass (2020). Projeto MapBiomass – Coleção v.4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: < <http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 17 Dez. 2019.
- Mazurana, J., Dias, J. E., Laureano, L. C & Witt, J. R. (2016) *Povos e Comunidades Tradicionais do Pampa.* Porto Alegre: Fundação Luterana de Diaconia, 224 p.
- MMA: Ministério do Meio Ambiente & WRI Brasil: World Resources Institute. (2017) *Potencial de Regeneração Natural da Vegetação no Brasil.* Brasília: 2017. Disponível em: [https://mma.gov.br/images/arquivos/biomass/mata\\_atlantica/Potencial%20de%20regeneracao%20natural\\_brasil.pdf](https://mma.gov.br/images/arquivos/biomass/mata_atlantica/Potencial%20de%20regeneracao%20natural_brasil.pdf) Acesso em: 01/04/2020.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2020) *Recuperação da vegetação nativa.* Disponível em: <[https://www.mma.gov.br/biomass/mataatl%3%A2ntica\\_emdesenvolvimento/recupera%3%A7%C3%A3o-da-vegeta%3%A7%C3%A3o-nativa](https://www.mma.gov.br/biomass/mataatl%3%A2ntica_emdesenvolvimento/recupera%3%A7%C3%A3o-da-vegeta%3%A7%C3%A3o-nativa)>. Acesso em: 01 abril 2020.
- Moura, A.C.M. (2005) A importância dos Metadados no uso das Geotecnologias e na difusão da Cartografia Digital. Belo Horizonte, Seminário Nacional sobre Mapeamento Sistemático – CREA-MG, 2: 1-18.
- Moilanen, A. Kujala, H., Leathwick, J.R. (2009) The zonation framework and software for conservation prioritization. In: A. Moilanen, K. Wilson, H.P. Possingham (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*, Oxford University Press (2009), pp. 196-210.



- NYDF Assessment Partners (2019) Protecting and Restoring Forests: A Story of Large Commitments yet Limited Progress. New York Declaration on Forests Five-Year Assessment Report. Climate Focus (coordinator and editor). Disponível em: <<https://www.forestdeclaration.org>>. Acesso em: 16 dez. 2019.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. O., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoureux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. & Kassem, K. R. (2001) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience*, 51: 933-938.
- Pillar, V. P., & Vélaz, E. (2010) Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação: um Fenômeno Natural ou um Problema Ético? *Natureza & Conservação*, 8(1): 84-86.
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T. A., Salas, W., Zutta, B. R., Buermann, W., Lewis, S. L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M. & Morel, A. (2011) Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108 (24): 9899–9904.
- Sánchez-Tapia, A.; Mortara, S.R.; Rocha, D.S.B.; Barros, F.S.M. Gall, G.; Siqueira, M.S. modleR: a modular workflow to perform ecological niche modelling in R. *bioRxiv* 2020.04.01.021105; doi: <https://doi.org/10.1101/2020.04.01.02110>.
- Segan, D. B., Murray, K. A., Watson, J. E. M. (2016) A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. *Global Ecology and Conservation*, 5: 12–21.
- Shono, K., Cadaweng, E. A. & Durst, P. B. (2007) Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology*, 15: 620-626.
- Soares Filho, B., Rajão, R., Merry, F., Rodrigues, H., Davis, J., Lima, L., Macedo, M., Coe, M., Carneiro, A. & Santiago, L. (2016) Brazil's Market for Trading Forest Certificates. *PLoS ONE*, 11: 1-17.
- Stokland, J. N., Halvorsen, R. & Støa, B. Species distribution modelling-effect of design and sample size of pseudo-absence observations (2011) *Ecological Modelling*, 222: 1800–1809.
- Strassburg, B. B., Beyer, H. L., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Barros, F., de Siqueira, M.F., Sánchez-Tapia, A., Balmford, A., Sansevero, J. B. B., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Oliveira Filho, A., Gardner, T. B., Gordon, A., Latawiec, A., Loyola, R., Metzger, J. P., Mills, M., Possingham, H. P., Rodrigues, R. R., Scaramuzza, C. A. M. de, Scarano, F. R., Tambosi, L. & ... & Uriarte, M. (2019) Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution*, 3: 62-70.
- The Nature Conservancy (TNC) (2017) Economia da restauração florestal. São Paulo: TNC. Disponível em: <<https://www.nature.org/media/brasil/economia-da-restauracao-florestal-brasil.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2019.
- Zahawi, R. A., Reid, J. L. & Holl, K. D. (2014) Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, 22: 284-287.