



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

## **Infraestruturas lineares e fragmentação de hábitat: análise da paisagem para modelagem espacial de linhas de transmissão**

Giselle Bianca Silva Fraga

Brasília

2019

Infraestruturas lineares e fragmentação de hábitat: análise da paisagem para modelagem espacial de linhas de transmissão

Giselle Bianca Silva Fraga

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientador: Ricardo Bomfim Machado, D.Sc.

Brasília

2019

Infraestruturas lineares e fragmentação de hábitat: análise da paisagem para modelagem espacial de linhas de transmissão

Giselle Bianca Silva Fraga

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Aprovado em / /

Banca examinadora

---

Dr. Ricardo Bomfim Machado  
Presidente/Orientador  
Departamento de Zoologia/UnB

---

Dr. Antônio Felipe Couto Junior

---

Dr. Pedro Henrique Brum Togni

---

Dr. Ludgero C.G. Vieira

Sonho que se sonha só  
É só um sonho que se sonha só...  
(Prelúdio – Raul Seixas)

## AGRADECIMENTOS

Agora, chegamos ao ponto final dessa jornada muitas vezes insana e cansativa, mas que permitiu ampliar meu conhecimento e que proporcionou encontros valiosos.

Agradeço a Deus que foi minha força nesse caminho e que me concedeu sabedoria para que eu concluísse esse mestrado.

Ao meu marido por todo apoio, paciência e por muitas vezes acreditar que eu era capaz, quando eu mesma não acreditava. Sem você nada seria possível.

À minha filha que chegou no meio dessa jornada e ressignificou tudo.

Aos meus pais que sempre me apoiaram e mais uma vez se colocaram verdadeiramente à disposição para que fosse possível concretizar esse sonho.

À minha irmã Carminha, que por muitas vezes foi mais mãe do que irmã, e, agora, avó.

Agradeço, também, ao meu orientador Dr. Ricardo B. Machado pelas orientações e contribuições nesse projeto.

Aos colegas do Laboratório de Planejamento para a Conservação da Biodiversidade, em especial à Paulla, Thallita e Eduardo.

Por fim, ao Ibama pela concessão de meu afastamento para realização desse mestrado, e aos amigos de trabalho: Matheus e Felipe, vocês foram fundamentais para este trabalho.

## SUMÁRIO

<b>Resumo</b> .....	9
<b>Abstract</b> .....	10
<b>Introdução</b> .....	12
<b>Métodos</b> .....	16
<i>Área de estudo</i> .....	16
<i>Modelagem do traçado da LTXR</i> .....	18
<i>Análise da paisagem</i> .....	21
<i>Análises estatísticas</i> .....	23
<b>Resultados</b> .....	25
<b>Discussão</b> .....	31
<b>Conclusão</b> .....	35
<b>Referências</b> .....	36
Material Suplementar (S1) .....	41
Material Suplementar (S2) .....	43
Material Suplementar (S3) .....	44
Anexo .....	45

## Resumo

Linhas de transmissão de energia são caracterizadas por contribuir para a fragmentação de hábitat, sendo este um dos principais impactos da ação humana sobre a biodiversidade. A fragmentação de hábitat pode ser definida como a ruptura da conectividade do hábitat afetando a capacidade de dispersão das espécies. Podendo resultar em subpopulações isoladas e vulneráveis a flutuações populacionais ou até mesmo em extinções locais. As linhas de transmissão são submetidas à Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), que visa prever os possíveis impactos socioambientais decorrentes da sua instalação e operação, e avaliar a viabilidade ambiental do projeto. A modelagem espacial pode ser uma ferramenta útil para a definição de opções locais de infraestruturas lineares, pois permite conciliar diferentes fatores ambientais, sociais e econômicos. Contudo, em relação à fragmentação de hábitat, este impacto é comumente mensurado apenas quantificando a área de vegetação nativa a ser afetada pelo empreendimento, o que pode levar a interpretações equivocadas, subestimando sua relevância. Assim, buscamos incorporar à modelagem de linhas de transmissão uma análise sobre a conectividade da paisagem, fundamentada pelos princípios da Ecologia de Paisagens. Para tanto, foi selecionado como estudo de caso a Linha de Transmissão Xingu – Terminal Rio. Aplicamos as métricas *clustering*, *clustering coeficiente*, *node degree* e razão-área. Para a modelagem de um traçado alternativo, foi utilizada a ferramenta *Least-cost Path Analysis* (LCPA), buscando conciliar fatores ecológicos, econômicos, sociais e critérios de segurança operacional. A linha licenciada e o traçado modelado foram comparados quanto ao custo ambiental, à extensão e à sinuosidade. O traçado modelado apresentou menor custo para os cinco indicadores de custo utilizado. Os valores médios desses indicadores não diferiram entre as linhas (licenciada e modelada). Quanto à sinuosidade e à extensão, o traçado modelado excedeu o limite de variação definido como insignificante em 9%. A partir dos resultados obtidos, verificamos que a adição dessa nova perspectiva de análise resultou em um traçado otimizado, com menor custo ambiental.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto Ambiental, *Least cost path*, modelagem ambiental, conectividade da paisagem

## **Abstract**

Power lines, contribute to habitat fragmentation, one of the main human impacts on biodiversity. Habitat fragmentation can be defined as a habitat connectivity disruption affecting species dispersal capacity. May result in isolated and vulnerable subpopulations in population fluctuations or even local extinctions.

Power lines are submitted to an Environmental Impact Assessment (EIA), which aims to predict potential social and environmental impacts resulting from their installation and operation, and evaluate project environmental viability. Spatial modeling can be a useful tool for defining linear infrastructure location options, as it allows reconciliation of involved environmental, social and economic factors. However, the impact of habitat fragmentation is commonly measured only by quantifying the area of native vegetation to be affected by this infrastructure, an approach which may lead to underestimation of its impact and misinterpretation of its significance. Accordingly, we seek to incorporate into transmission line modeling an analysis of landscape connectivity, based on the principles of landscape ecology. For this purpose, the Power Line Xingu - Rio was selected as a case study. This infrastructure is about 2,500 kilometers long and intersects three biomes: the Amazon, Cerrado and Atlantic Forest. The following metrics were applied: clustering, clustering coefficient, node degree and area ratio. We use the tool Least-cost Path Analysis (LCPA) for modeling an optimal route of the Xingu – Rio power line. This modelling tool was used to reconcile ecological, economic, social and operational safety criteria. The two routes (licensed and modeled) were compared for environmental cost, length and sinuosity. The modeled route gave a lower cost for the five cost indicators used, while average values of these cost indicators did not differ between the routes (licensed and modeled). As for sinuosity and length, the modeled route was 9% longer than the licensed route. From the results obtained, we showed that the use of this new analytical perspective resulted in an optimized route, one with lower environmental costs.

**Keywords:** Environmental Impact Assessment; Least-cost-path; Environmental modeling; Landscape connectivity; Brazil





## Introdução

1 No Brasil, é previsto um aumento anual de 3% da demanda *per capita* por energia para o  
2 período entre 2017 e 2027, o que exigirá a expansão do sistema de geração de energia  
3 (capacidade instalada: 158 GW) e, por conseguinte, do seu sistema de transmissão. Para  
4 o escoamento da energia elétrica a ser gerada, é planejada a construção de 55.000 km de  
5 linhas de transmissão até 2027 (MME & EPE, 2018).

6 A instalação e operação dessas infraestruturas lineares requerem a remoção da vegetação  
7 na área abaixo dos cabos (faixa de servidão) (ABNT, 1985), sendo caracterizadas por  
8 contribuírem para a fragmentação de hábitat (Andrews 1990; Goosem and Marsh 1997;  
9 Pohlman et al. 2007), tanto pelo efeito de barreira (Nellemann et al. 2001, 2003; Wilson  
10 et al. 2007; Silva et al. 2010; Colman et al. 2012; Skarin et al. 2015) quanto pela redução  
11 das manchas de hábitat remanescentes (Geneletti 2004; Lóránt and Vadász 2014; Hyde  
12 et al. 2018). Embora a área perturbada seja limitada em largura, a perturbação se estende  
13 longitudinalmente em toda a extensão da linha de transmissão (Biasotto and Kindel  
14 2018). Além disso, os efeitos negativos sobre a conectividade da paisagem são  
15 potencializados, devido às peculiaridades do Sistema Interligado Nacional (SIN) em que  
16 as principais unidades geradoras estão distantes dos grandes centros de consumo de  
17 energia, e apresenta predominância de hidrelétricas na matriz elétrica (Figura 1).

18 Os grandes consumidores de energia no Brasil estão localizados na região sudeste do país,  
19 principalmente nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, onde concentra-  
20 se 84,5 milhões de pessoas (40,1% da população brasileira [IBGE 2019]). Tais estados  
21 estão bem afastados das principais fontes de geração, localizadas na região Norte, o que  
22 demanda a construção de linhas de transmissão de alta tensão cada vez mais extensas  
23 (Cardoso Júnior et al. 2014; MME and EPE 2018). Por sua vez, a prevalência de  
24 hidreletricidade na matriz elétrica nacional, hoje responsável por 60,31% da produção  
25 (BIG 2019), torna o sistema de geração e abastecimento de energia altamente dependente  
26 do regime de chuvas. Como consequência, há a necessidade de construção de mais linhas  
27 de transmissão para interligação entre as bacias hidrográficas, de modo a proporcionar  
28 maior confiabilidade e estabilidade ao sistema de transmissão (MME and EPE 2018).  
29 Somado a isso, é previsto um crescimento das fontes eólicas de geração de energia (2.000  
30 MW/ano), situadas nas regiões Nordeste e Sul (MME and EPE 2018) exigindo, também,  
31 a construção de novas linhas de transmissão para ligação e reforço de transmissão de  
32 energia dessas regiões para os grandes centros de consumo.

33 De acordo com a legislação brasileira, um empreendimento que for considerado como  
34 causador em potencial de significativa degradação ambiental deve ter submetido à  
35 Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) (CONAMA 1986). Trata-se de um procedimento  
36 preventivo que busca relacionar as atividades necessárias para a instalação e operação de  
37 um empreendimento aos possíveis impactos socioambientais que essas atividades  
38 poderão causar e, a partir disso, verificar a viabilidade ambiental do projeto (Glasson et  
39 al. 1995; Sánchez 2008). No Brasil, a AIA está associada ao licenciamento ambiental  
40 (CONAMA 1997) e tem por finalidade subsidiar a tomada de decisão do órgão  
41 competente pela emissão da licença ambiental. O empreendedor responsável pelo projeto  
42 é obrigado a apresentar um estudo de impacto ambiental (EIA), documento que deve  
43 contemplar o diagnóstico ambiental da área a ser impactada; a avaliação dos potenciais  
44 impactos; e opções locais para instalação do empreendimento (CONAMA 1986).

45 As linhas de transmissão possuem relativa flexibilidade locacional, pois admitem  
46 alterações em seu trajeto por meio de inflexões a partir da sua diretriz principal,  
47 denominadas variantes. Por esse motivo, o licenciamento de linhas de transmissão tem  
48 como enfoque principal a definição de um melhor trajeto, com o intuito de evitar ou  
49 minimizar impactos socioambientais identificados na AIA (EPE 2005). Para a escolha da  
50 melhor opção locacional, deve-se buscar conciliar diferentes fatores ecológicos,  
51 econômicos e sociais (Bevanger et al. 2009; Bagli et al. 2011; Dalloz et al. 2017; Araujo  
52 and Nóbrega 2018), observando, também, os critérios de segurança operacional (EPE  
53 2013). Contudo, a crescente complexidade socioambiental brasileira representa um dos  
54 principais desafios para a implantação de novos projetos de transmissão (EPE 2014;  
55 MME and EPE 2018).

56 Alguns estudos têm sugerido a aplicação da modelagem espacial para a definição de  
57 opções locais de infraestruturas lineares (Weedy 1989; Houston and Johnson 2006;  
58 Bevanger et al. 2009; Frontin 2010; Bagli et al. 2011; Thomassen et al. 2012), tais como  
59 rodovias e linhas de transmissão. Em 2004 o Governo Brasileiro criou uma estatal  
60 denominada Empresa de Pesquisa Energética – EPE (<http://www.epe.gov.br/pt>),  
61 responsável pelo desenvolvimento de estudos voltados à formulação de cenários de  
62 expansão da oferta de energia no país. O planejamento de corredores de linhas de  
63 transmissão realizados pela EPE já considera alguns aspectos técnicos, econômicos e  
64 socioambientais, para a definição da melhor rota para o corredor, buscando evitar a  
65 interferência em áreas sensíveis, tais como: unidades de conservação, terras indígenas e  
66 núcleos urbanos (EPE 2005). No âmbito do Licenciamento Ambiental Federal (LAF),

67 uma metodologia para aplicação de técnicas de modelagem vem sendo desenvolvida,  
68 desde 2018 com o intuito de aprimorar a AIA de linhas de transmissão e subsidiar a  
69 tomada de decisão quanto à melhor opção locacional a ser adotada (Araujo and Nóbrega  
70 2018). No entanto, esse processo de decisão não tem contemplado uma análise sobre o  
71 comprometimento da conectividade da paisagem ao longo da linha de transmissão, sendo  
72 que poucas abordagens foram propostas até o momento (Daloz et al. 2017).

73 A conectividade é um fator chave para a conservação da biodiversidade, pois possibilita  
74 o estabelecimento de funções ecológicas, tais como, dispersão e colonização, que por sua  
75 vez determinam a resiliência das populações (Ricotta et al. 2000; Saura and Torné 2009).  
76 Contudo, apenas a área de vegetação nativa a ser afetada pelo empreendimento é  
77 quantificada para a escolha do traçado das linhas de transmissão. Desta forma, a  
78 relevância e magnitude da fragmentação causada pela implantação da LT pode ser  
79 subestimada, uma vez que a disponibilidade de hábitat depende não somente da  
80 quantidade de vegetação nativa existente na paisagem, mas também da conectividade  
81 entre as manchas de vegetação (Fahrig 2003). Assim, a disponibilidade de hábitat pode  
82 reduzir a taxas maiores que a quantidade de vegetação nativa, não havendo uma relação  
83 linear entre esses dois parâmetros (Almeida-Gomes et al. 2016). Desse modo, para uma  
84 avaliação mais acurada, é necessário incorporar na modelagem espacial de linhas de  
85 transmissão uma análise sobre os riscos à conectividade da paisagem afetada. A Ecologia  
86 de Paisagens se mostra como uma adequada fundamentação teórica para tal, pois permite  
87 a integração da heterogeneidade espacial na análise ecológica e vem promovendo uma  
88 mudança de paradigma nos estudos sobre fragmentação de hábitat e conservação de  
89 espécies e ecossistemas, com ênfase na resolução de problemas ambientais (Metzger  
90 2001; Martins et al. 2004; Koblitz et al. 2011).

91 Diante disso, propomos uma abordagem para a análise da conectividade da paisagem, no  
92 âmbito da Avaliação de Impacto Ambiental de linhas de transmissão, respaldada pelos  
93 fundamentos da Ecologia de Paisagens. Para tanto, foi utilizado como estudo de caso a  
94 Linha de Transmissão Xingu – Terminal Rio à qual foram aplicadas métricas de paisagem  
95 (*clustering*, *clustering coeficiente*, *node degree* e razão-área), com vistas a identificar os  
96 fragmentos-chave na paisagem para a manutenção de sua conectividade. Essa abordagem  
97 é baseada na teoria dos grafos, que representa os elementos de uma paisagem como nós,  
98 conectados ou não, em uma rede de interação (Urban and Keitt 2001; Minor and Urban  
99 2008). A teoria tem sido utilizada para subsidiar a tomada de decisão quanto ao  
100 planejamento de conservação de áreas (Pascual-Hortal and Saura 2006; Saura and Rubio

101 2010; Gurrutxaga and Saura 2014; De Montis et al. 2016), pois permite reduzir a  
 102 complexidade da paisagem real para uma representação espacial mais simplista: manchas  
 103 de hábitat como nós; e links representando o fluxo potencial entre as manchas.  
 104 Facilitando, assim, a compreensão da distribuição dos elementos na paisagem e das  
 105 interações de fluxo existentes entre esses elementos, fatores relevantes para processos  
 106 ecológicos críticos tais como, dispersão e colonização (Ricotta et al. 2000; Minor and  
 107 Urban 2008).

108 Esperamos que a adição dessa nova perspectiva na modelagem espacial de linhas de  
 109 transmissão permita uma melhor análise sobre o status da conectividade da paisagem a  
 110 ser afetada e promova subsídios mais robustos para a tomada de decisão quanto à  
 111 viabilidade ambiental do empreendimento e à melhor opção locacional a ser adotada.  
 112 Desta forma avaliamos se a linha modelada teria um custo ambiental e comprimento  
 113 menores do que a linha licenciada para o empreendimento (Hipótese 1) e se a linha  
 114 modelada representaria menores impactos para a conectividade da região afetada do que  
 115 a linha licenciada (Hipótese 2).

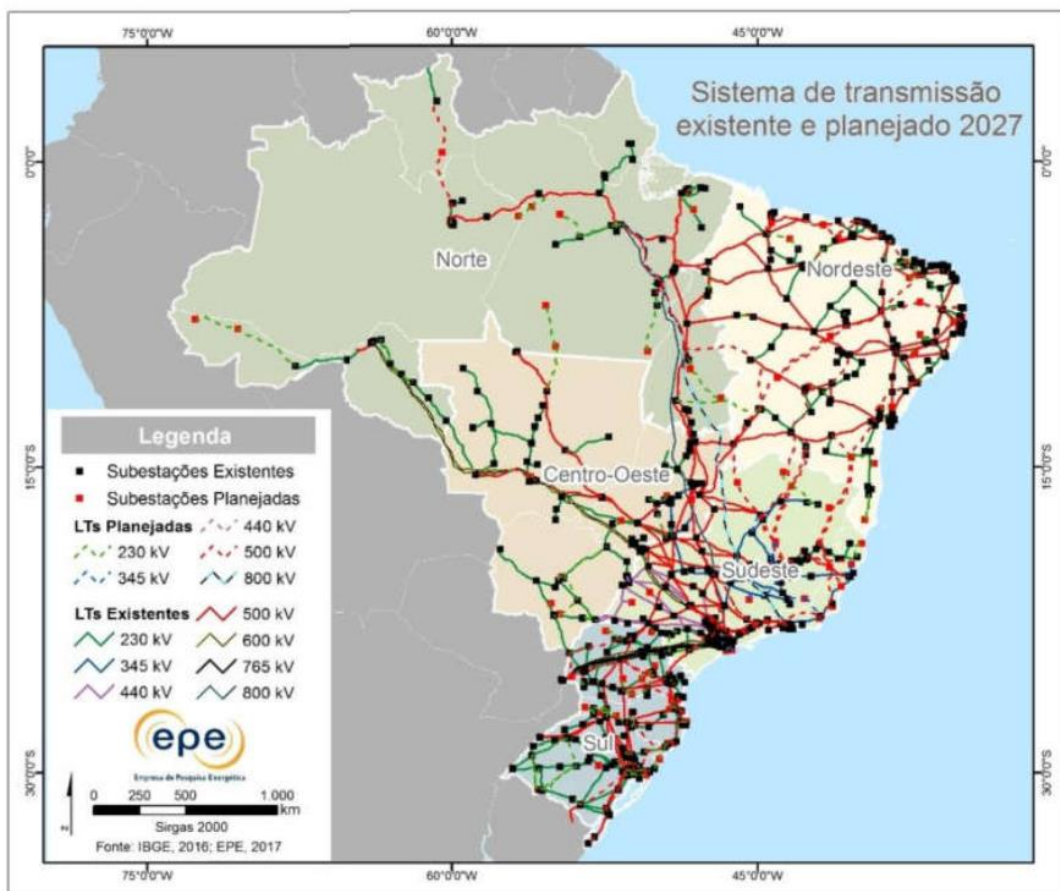


Figura 1. Rede básica de transmissão de energia do Sistema Interligado Nacional (SIN): linhas de transmissão (LTs) instaladas, LTs planejadas até 2027; e Subestações. Fonte: (MME and EPE 2018)

## Métodos

### *Área de estudo*

116 O Sistema de Transmissão “800 kV Subestação Xingu - Subestação Terminal Rio e  
117 instalações associadas” foi selecionado como estudo de caso. Trata-se de um  
118 empreendimento que se encontra sob licenciamento junto ao Instituto Brasileiro de Meio  
119 Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (Ibama), tendo sido emitida sua licença para  
120 instalação em 10 de agosto de 2017.

121 O empreendimento interliga a Subestação (SE) Xingu, localizada no município de  
122 Anapu/PA à Subestação (SE) Terminal Rio, instalada no município de Paracambi/RJ, e  
123 tem por finalidade escoar a energia gerada na Usina Hidrelétrica Belo Monte para a região  
124 sudeste do país (EPE 2014). O projeto é constituído por componentes auxiliares (*e.g.*  
125 subestações, eletrodos e linhas de transmissão secundárias), mas somente a Linha de  
126 Transmissão principal (doravante LTXR) será objeto de estudo. A LTXR possui cerca de  
127 2.500 km de extensão, atravessando cinco estados: Pará, Tocantins, Goiás, Minas Gerais  
128 e Rio de Janeiro; e três biomas: Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (Figura 2a).

129 Para a delimitação da área de estudo, foi definida uma reta entre a SE Xingu (3°6’28.46’’S;  
130 51°41’9.21’’O) e a SE Terminal Rio (22°39’23.12’’S; 43°46’8.87’’O) e, em torno desta,  
131 um faixa de 200 km, consistindo em 465.192,17 km<sup>2</sup>. Essa faixa foi inicialmente dividida  
132 em três trechos delimitados pelos limites dos biomas interceptados. Contudo, a parte do  
133 Cerrado foi subdividida em três zonas dada a grande extensão do trecho no bioma. Assim,  
134 o estudo considerou cinco trechos de análise: Amazônia, Cerrado\_T1, Cerrado\_T2,  
135 Cerrado\_T3, Mata Atlântica (Figura 2b). Devido às limitações da capacidade  
136 computacional disponível, as etapas descritas a seguir foram realizadas em separado para  
137 cada trecho.

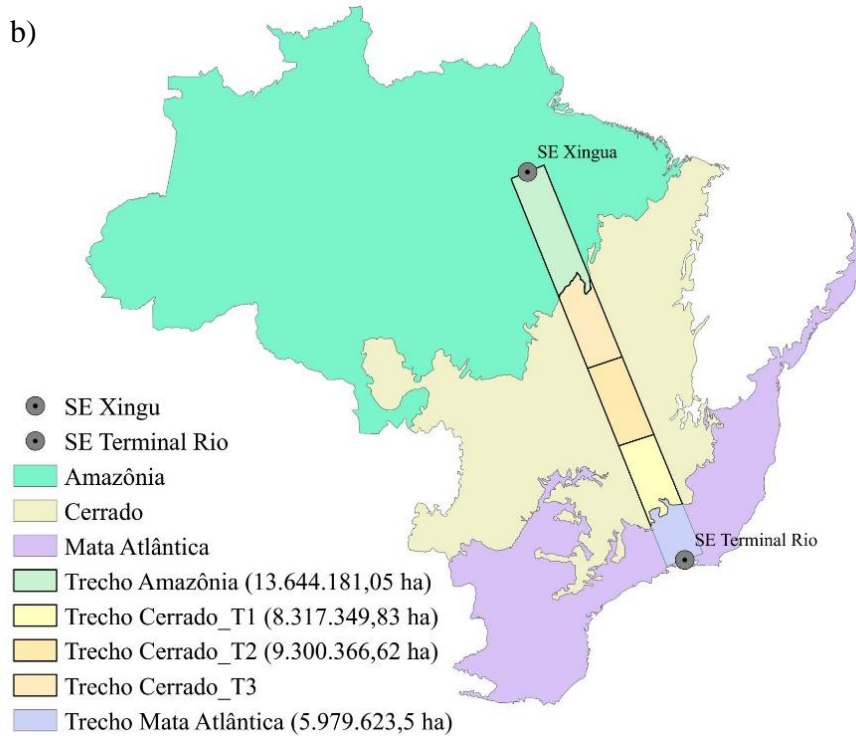
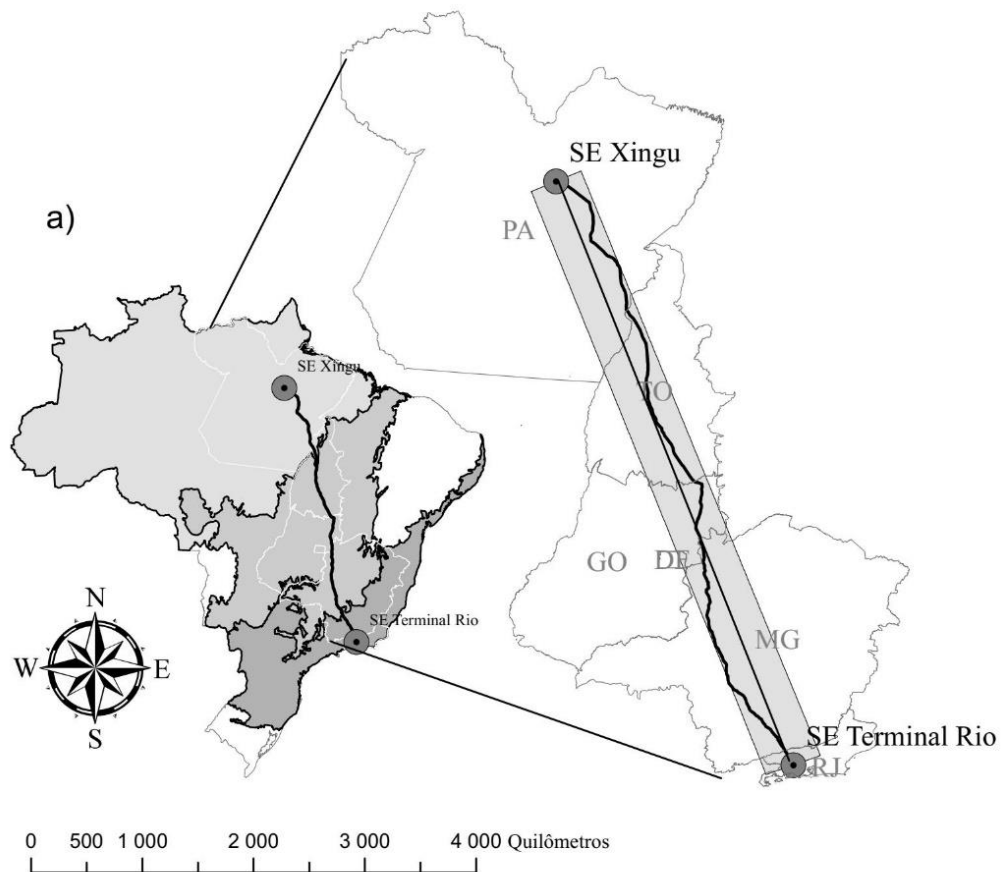


Figura 2. Localização do empreendimento. Em (a) está representada a faixa de análise considerada para a modelagem de um novo traçado para a Linha de Transmissão Xingu – Rio (LTXR) e em (b) estão representados os cinco trechos definidos para as análises.

### Modelagem do traçado da LTXR

138 Por meio da ferramenta *Least Cost Path* (LCP), disponível no programa ArcGIS 10.3  
139 (ESRI 2011), foi definido um novo traçado para o empreendimento, tendo como pontos  
140 de origem e destino os mais extremos em cada trecho de análise, coincidindo com o  
141 traçado da linha licenciada para o empreendimento (Figura 3a). A definição do melhor  
142 caminho é realizada sobre um mapa matricial (superfície de custo), no qual cada célula  
143 apresenta um valor de custo, que expressa o “esforço” necessário para interceptá-la. O  
144 caminho é definido por um algoritmo que seleciona, a partir da célula de origem, a célula  
145 seguinte de menor custo (menor valor) entre as células vizinhas (Figura 3b). O algoritmo  
146 realiza o procedimento célula a célula até que seja alcançada a célula de destino,  
147 perfazendo o caminho de menor custo entre os dois pontos (Bagli et al. 2011).

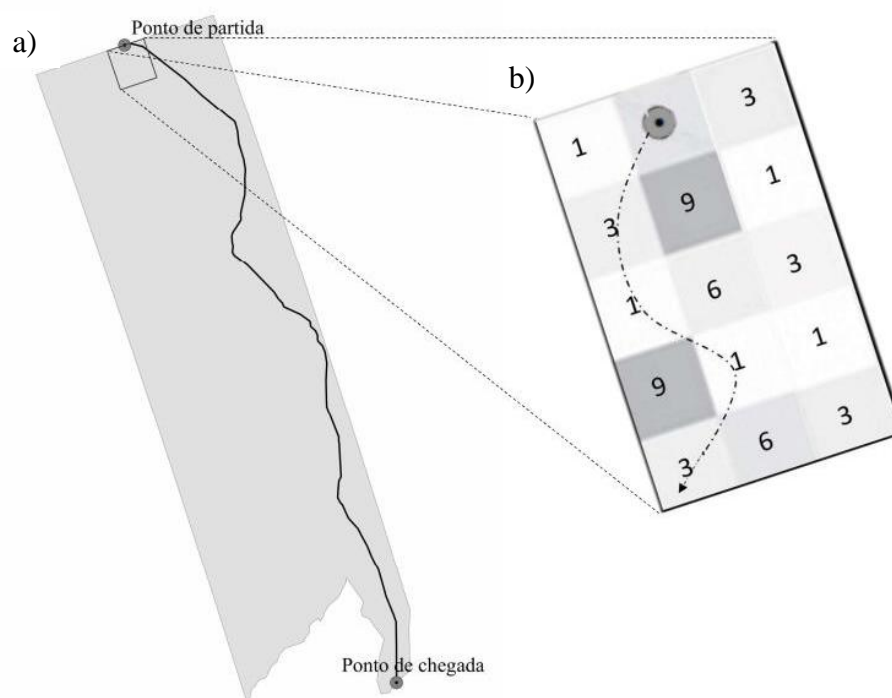


Figura 3. Pontos de origem e destino utilizados para a definição do caminho de menor custo. Em (a) estão representados os pontos de origem e destino definidos para o trecho Amazônia e em (b) está representado o procedimento célula a célula realizado para definição do caminho de menor custo.

148 De um modo geral, sugere-se que a escolha do melhor caminho nos projetos lineares seja  
149 realizada sobre uma superfície de custo que considere fatores sociais, econômicos, físicos  
150 e ecológicos (Bevanger et al. 2009; Bagli et al. 2011; Araujo and Nóbrega 2018). Assim,



151 para a composição da superfície de custo, utilizamos as mesmas variáveis observadas no  
 152 Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da LTXR (Tabela 1), exceto pela inclusão da  
 153 cobertura vegetal como uma das camadas espaciais. Enquanto no EIA apenas foi  
 154 considerada a porcentagem de vegetação nativa a ser interferida, aplicamos aqui uma  
 155 análise da conectividade da paisagem, que será detalhada no tópico a seguir.

Tabela 1 - Variáveis consideradas para a composição do caminho de menor custo

Variáveis	Regra	Fonte dos dados originais	Restrição legal de proximidade	Pesos
Rodovias	Priorizar proximidade	DNIT, 2015	90 m	1
Declividade	Evitar relevo com declividade maior que 45%	INPE, 2011	---	3
APCB*	Evitar interferência	MMA, 2006	---	2.8 (extrema alta) 2.5 (muito alta) 2.3 (alta)
UC*	Evitar interferência	MMA, 2017	3 km (faixa de amortecimento*)	3
Uso do solo incompatível	Evitar interferência em áreas de silvicultura e pivôs de irrigação	ANA, 2014 e IBGE, 2015	---	1
Vegetação	Evitar fragmentos-chave	Mapbio, 2015	---	3
População	Evitar interferência	Mapbio, 2015	---	1
PA*	Evitar interferência	INCRA, 2017	---	2
Comunidades remanescentes de quilombos	Evitar interferência	INCRA, 2017	8 km na Amazônia Legal 5 km outras regiões	3
Cavidades subterrâneas	Evitar interferência	ICMBio, 2017	250 m	3
Rios	Evitar interferência	ANA, 2014	90 m (APP*)	2
Linhas de transmissão existentes	Observar distância mínima de segurança operacional (10 km)	IBAMA, 2015	---	4
Áreas de interesse mineral	Evitar áreas com direito mineral*	ANM, 2015	---	2
Terras indígenas	Evitar interferência	FUNAI, 2016	8 km na Amazônia Legal 5 km outras regiões	3

Observações: APCB = Área Prioritária para Conservação da Biodiversidade (Portaria MMA Nº 09/2007); UC = Unidade de Conservação (Lei SNUC 9985/00), APP = Área de Preservação Permanente (Lei 12.651/12), Faixa de amortecimento estabelecida pela resolução CONAMA 428/2010, exceto para APA (Áreas de Proteção Ambiental) e RPPN (Reservas Particulares de Patrimônio Natural).

156 O fluxograma a seguir resume as etapas necessárias para a composição da superfície de  
157 custo.

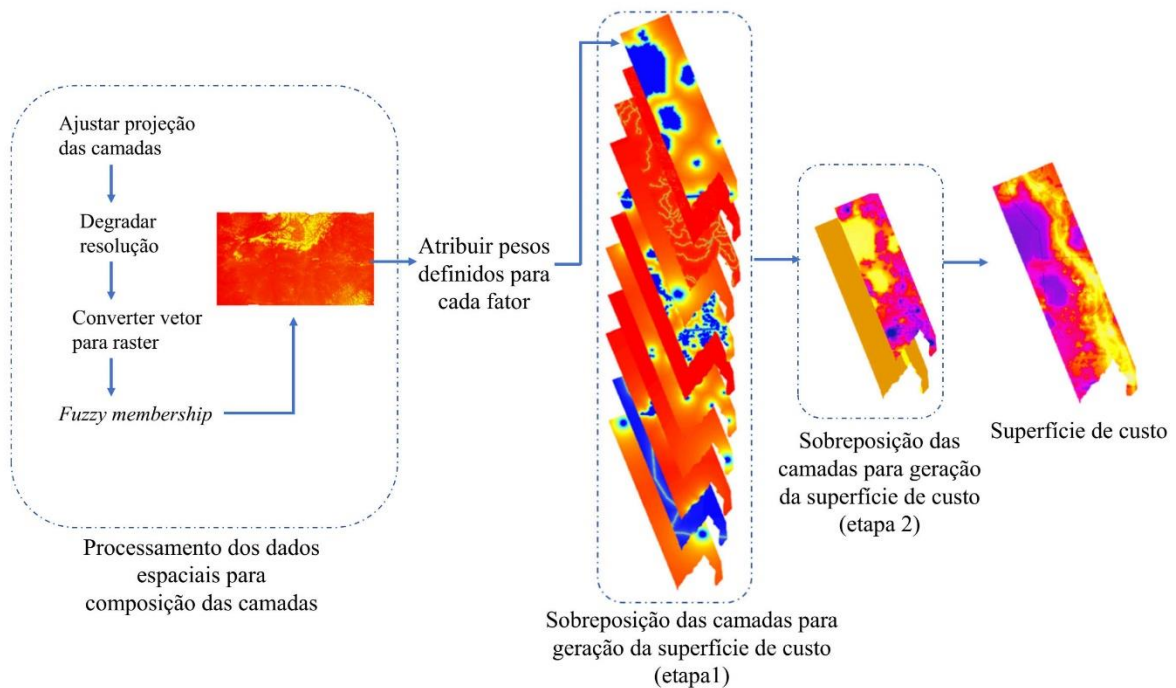


Figura 4. Fluxograma para a composição da superfície de custo.

158 Cada variável geoespacializada foi recortada de acordo com os limites dos cinco trechos  
159 analisados. Todos os arquivos foram representados em arquivos matriciais com resolução  
160 espacial de 120 m e projetados para o sistema Albers (Datum: SAD69, unidades em  
161 metros). Em razão das variáveis socioambientais selecionadas apresentarem diferentes  
162 níveis de importância para a tomada de decisão, foi atribuído o peso definido no EIA para  
163 cada uma delas (Tabela 1). Utilizamos a função *fuzzy membership* do programa ArcGIS  
164 10.3 (ESRI 2011) para gerar novos mapas a partir das variáveis selecionadas. A função  
165 permite estabelecer um decaimento gradual da influência de uma variável na área de  
166 estudo à medida em que a distância aumenta. Para tanto, foi calculada a distância  
167 Euclidiana para cada mapa e, em sequência, aplicada a ferramenta *fuzzy membership*. Para  
168 os fatores que apresentam restrição legal de proximidade (Tabela 1), consideramos essa  
169 distância como o ponto de inflexão para a função *fuzzy*. Para a camada declividade,  
170 também consideramos a restrição construtiva de “evitar áreas com declividade superior à  
171 45%”. Visto que esta camada apresenta valores contínuos, não aplicamos o *fuzzy*  
172 *membership*, e utilizamos a função de resistência proposta por Reed et al. 2016 (Figura  
173 5).

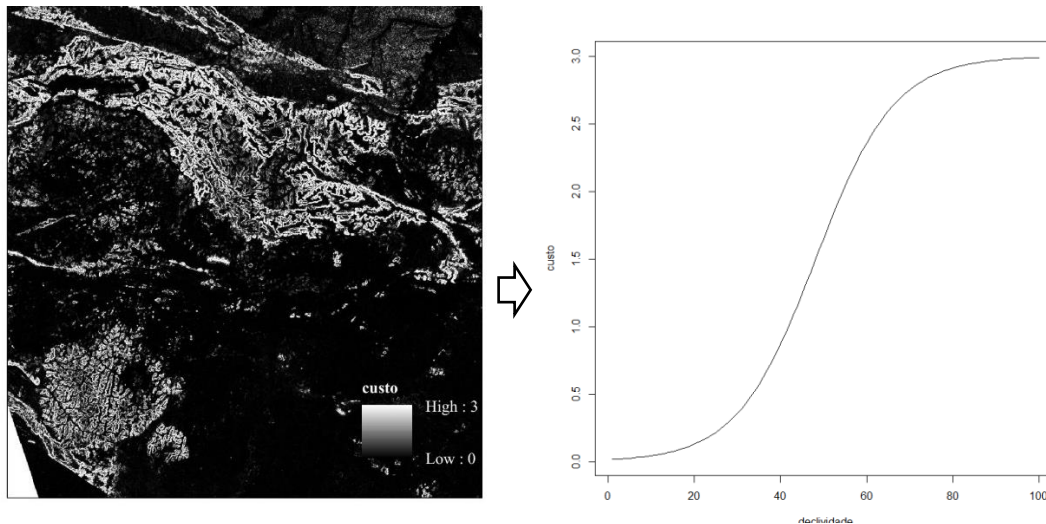


Figura 5. Recorte do mapa matricial de custo declividade definido a partir da função de resistência da declividade proposta por Reed et al. (2006), alterada para peso 3:  $3/(1+200*(\exp(-0,11*declividade\%)))$ .

174 Após a atribuição dos pesos e aplicação do *fuzzy*, sobrepusemos (soma) as camadas para  
 175 a geração do mapa de custo (etapa 1). Em uma segunda etapa, aplicamos a restrição  
 176 constritiva de “manter distância mínima de 10 km” entre a LTXR e as Linhas de  
 177 Transmissão Xingu- Estreito (doravante bipolo 1) e Tucuruí – Xingu já instaladas. Assim,  
 178 definimos uma faixa de 10 km em torno das referidas linhas de transmissão e atribuímos  
 179 um valor elevado de custo (4), de modo que a opção locacional definida por meio do  
 180 *Least cost path* evitasse esta área.

#### *Análise da paisagem*

181 Cada trecho foi considerado como uma paisagem: Amazônia, Cerrado\_T1, Cerrado\_T2,  
 182 Cerrado\_T3 e Mata Atlântica. Utilizamos o programa Graphab 2.4 (Foltête et al. 2012)  
 183 para modelagem de redes de hábitat a partir de grafos. Grafos são definidos como grupos  
 184 de nós (os fragmentos nativos, no caso) que se encontram conectados dentro de uma  
 185 determinada distância (Urban and Keith, 2001). Utilizamos o mapeamento do projeto do  
 186 Mapbiomas (Mapbiomas 2017) coleção 3 para o ano de 2015 como referência, pois esse  
 187 foi o ano da realização do estudo ambiental da LTXR. Consideramos nas análises todos  
 188 os fragmentos nativos com área igual ou superior a 1,5 ha, exceto para os trechos  
 189 Cerrado\_T3 e Mata Atlântica, para os quais foram considerados todos os fragmentos.  
 190 Aplicamos a função *clustering* para a identificação de grupos de fragmentos (*cluster*). O  
 191 procedimento teve por finalidade agrupar os fragmentos (nós), buscando formar

192 agrupamentos mais densamente conectados, mas podendo haver algumas conexões entre  
193 grupos (Newman 2006) (Figura 6).

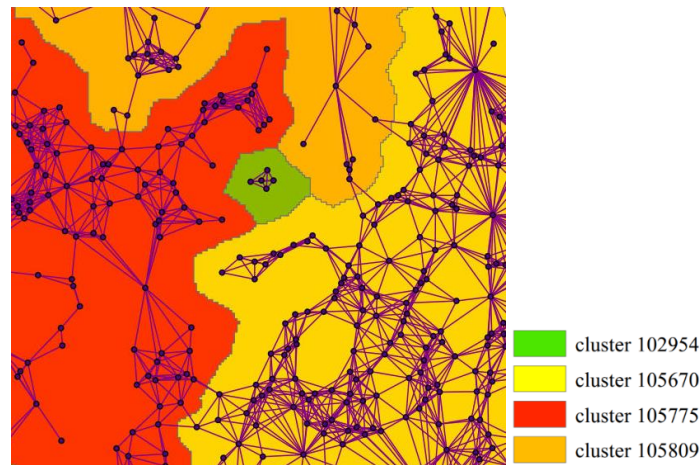


Figura 6. Recorte de um dos trechos de análise. Em destaque alguns dos grupamentos formados a partir da ferramenta *clustering*

194 Para a definição dos conectores que compõem os grupamentos foram consideradas a  
195 posição geográfica, a partir da qual foi calculada a distância borda-a-borda entre os  
196 fragmentos, e a área dos fragmentos. Definimos como distância máxima entre nós 1,3  
197 km, estimada como a dispersão máxima de mamíferos terrestre não voadores sensíveis à  
198 fragmentação (Grande 2019), caracterizados pela pequena capacidade de dispersão e  
199 grande requerimento de área de vida. Assim, duas manchas foram consideradas  
200 conectadas e pertencentes a um mesmo grupamento se estivessem dentro da distância  
201 limite estabelecida.

202 Em seguida, buscando identificar as manchas isoladas, ou seja, que não foram incluídas  
203 em nenhum grupamento, calculamos o grau de conexão de cada nó ( $D_{gi}$ ), que consiste  
204 no número de nós conectados diretamente ao nó de referência. As manchas que  
205 apresentaram  $D_{gi} = 0$ , estavam isoladas na paisagem, não influenciando na conectividade,  
206 logo, sendo de menor relevância para o objetivo desta análise.

207 Calculamos o *Clustering Coefficient* (CC) que é dado pela relação entre o número de nós  
208 conectados ao nó referencial ( $a_i$ ), que também são conectados entre si, e o número total  
209 de conexões possíveis (Ricotta et al. 2000). Esta razão tenderá para 1 quanto maior o  
210 número de conexões entre os fragmentos vizinhos de  $a_i$  e será igual a 0 quando  $a_i$  estiver  
211 conectado a apenas um só nó vizinho (Figura 7).

212

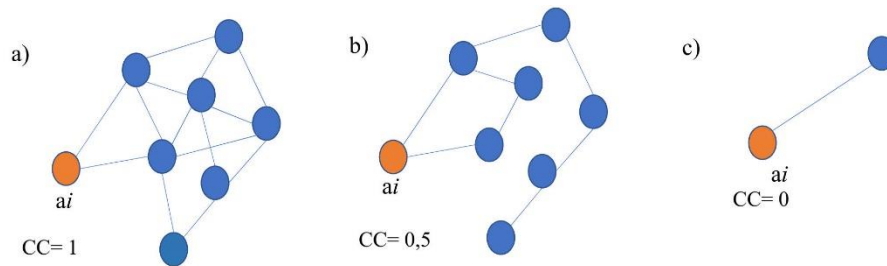


Figura 7. Exemplos hipotéticos de diferentes grafos. Em (a) destaque  $a_i$  com  $CC=1$  quando os nós vizinhos possuem a máxima conexão possível entre si. Em (b)  $a_i$  com  $CC=0,5$  quando seus nós vizinhos apresentam a metade das conexões possíveis entre si. Em (c)  $a_i$  com  $CC=0$  quando conectado apenas a um outro nó.

213 Partindo do pressuposto que uma rede formada por nós altamente conectados pode ser  
 214 mais resiliente à remoção de alguns nós devido à redundância das conexões (Minor and  
 215 Urban 2008; Dou and Cui 2014; De Montis et al. 2016), consideramos que os fragmentos  
 216 periféricos com CC elevado (tendendo a 1) apresentam menor relevância para a  
 217 manutenção da conectividade da paisagem, pois pertencem a uma rede de nós altamente  
 218 conectados. Desta forma, a remoção desses nós não resultaria no aumento da  
 219 fragmentação da paisagem (Figura 7a). Assim, consideramos relevantes para a  
 220 manutenção da conectividade os fragmentos que apresentaram  $CC \geq \mu$ .

221 Para os fragmentos pertencentes a um *cluster* ( $Dgi > 1$ ) e com CC significativo ( $CC \geq \mu$ ),  
 222 ponderamos sua área em relação à soma das áreas dos fragmentos que compunham o  
 223 mesmo *cluster* (área relativa). Tendo em vista que manchas com áreas maiores  
 224 potencialmente suportam grandes populações, as manchas que apresentaram área relativa  
 225 elevada ( $\geq \sigma$ ) foram selecionadas como fragmentos-chave tipo1 para a manutenção da  
 226 conectividade da paisagem. Os fragmentos com  $CC \geq \mu$  mas área relativa menor ( $< \sigma$ )  
 227 foram selecionados como fragmentos-chave tipo 2. Assim, ambos deveriam ser evitados  
 228 pela LTXR (material suplementar S1).

229 Por fim, construímos um mapa matricial com os fragmentos-chave selecionados após a  
 230 classificação descrita acima, o qual foi utilizado na composição da superfície de custo.

### *Análises estatísticas*

231 Para testar a nossa primeira hipótese, ou seja, que o custo ambiental e o comprimento da  
 232 LTXR modelada seria menor que o da LTRX licenciada, foram definidos cinco  
 233 indicadores (Tabela 2).

Tabela 2 - Indicadores para comparação da LTXR modelada e LTXR licenciada (Hipótese 1)

<b>Indicador</b>	<b>Aferição</b>
Custo acumulado	Soma do custo das células interceptadas por cada caminho
Custo UC*	Soma do custo das células correlatas a UC interceptadas por cada caminho
Custo APCB*	Soma do custo das células correlatas a APCB interceptadas por cada caminho
Comprimento	Km
Sinuosidade	Índice de Retidão (IR)

Observações: APCB = Área Prioritária para Conservação da Biodiversidade (Portaria MMA N° 09/2007); UC = Unidade de Conservação (Lei SNUC 9985/00), APP = Área de Preservação Permanente (Lei 12.651/12)

234 Extraímos do mapa de custo os valores dos pixels correlatos aos caminhos (LTXR  
 235 licenciada e LTXR modelada) e calculamos os indicadores de comparação. Para o  
 236 indicador custo UC, atribuímos a cada Unidade de Conservação (exceto APA e RPPN)  
 237 um *buffer* de 3 km, correspondendo à restrição legal de proximidade (CONAMA 428/10)  
 238 observada para a composição do mapa de custo (Tabela 1). Assim, para o computo do  
 239 indicador custo UC consideramos as interferências na área da UC e no *buffer* de 3 km.  
 240 Aplicamos o teste Qui-quadrado para verificar se haveria diferenças significativas nos  
 241 valores absolutos e médios dos indicadores de custo calculados para a LTXR licenciada  
 242 e para a LTXR modelada.  
 243 Calculamos o Índice de Retidão (IR) para cada um dos caminhos, visto este ser um  
 244 aspecto construtivo relevante. Este índice consiste na razão entre o comprimento do  
 245 caminho considerado e o comprimento de uma reta definida entre o ponto de partida e de  
 246 chegada. Tendendo para 1 quanto menos sinuoso for o caminho e apresentando valores  
 247 maiores que 1 quanto mais sinuoso. Definimos como insignificantes variações até 0,05.  
 248 Quanto ao indicador comprimento, definimos como insignificantes variações de até 5%  
 249 entre o caminho modelado e o caminho licenciado, sendo este o percentual observado no  
 250 EIA da LTXR.  
 251 Para testar a segunda hipótese, ou seja, que a linha modelada representaria menores  
 252 impactos para a conectividade da região afetada do que a linha licenciada, consideramos  
 253 dois indicadores: custo da conectividade e distância da conectividade (Tabela 3).

Tabela 3 – Indicadores conectividade para comparação da LTXR modelada e LTXR licenciada.

<b>Indicador</b>	<b>Aferição</b>
Custo conectividade	Soma do custo das células correlatas aos fragmentos-chave interceptadas por cada caminho (modelado e licenciado)
Distância conectividade	Distância média do caminho modelado ou licenciado em relação aos fragmentos-chave

254 Extraímos os valores dos pixels correspondentes para cada um dos caminhos do mapa  
255 matricial composto com os fragmentos-chave (tipo 1 e tipo 2) e calculamos o indicador  
256 custo conectividade. Calculamos o indicador distância conectividade a partir de um mapa  
257 matricial contendo a distância Euclidiana entre os fragmentos-chave e extraímos os  
258 valores dos pixels correspondentes a cada um dos caminhos e calculamos a distância  
259 média de cada caminho em relação os fragmentos-chave. Utilizamos o teste Qui-quadrado  
260 para verificar se haveria diferença significativa nos valores custo conectividade (absoluto  
261 e médio) e distância conectividade calculados para a cada um dos caminhos.  
262 Todas as análises estatísticas foram feitas no programa (R Core Team 2017) e as  
263 diferenças estatísticas foram consideradas significativas para  $p < 0.05$ .

## **Resultados**

264 Os traçados modelados apresentam baixa convergência com os traçados da LTXR  
265 licenciada (0,8 a 2,3%) e distância média entre os dois traçados variando de 5,95 km  
266 (trecho Amazônia) a 28,2 km (trecho Cerrado T\_3) (Figura 8).

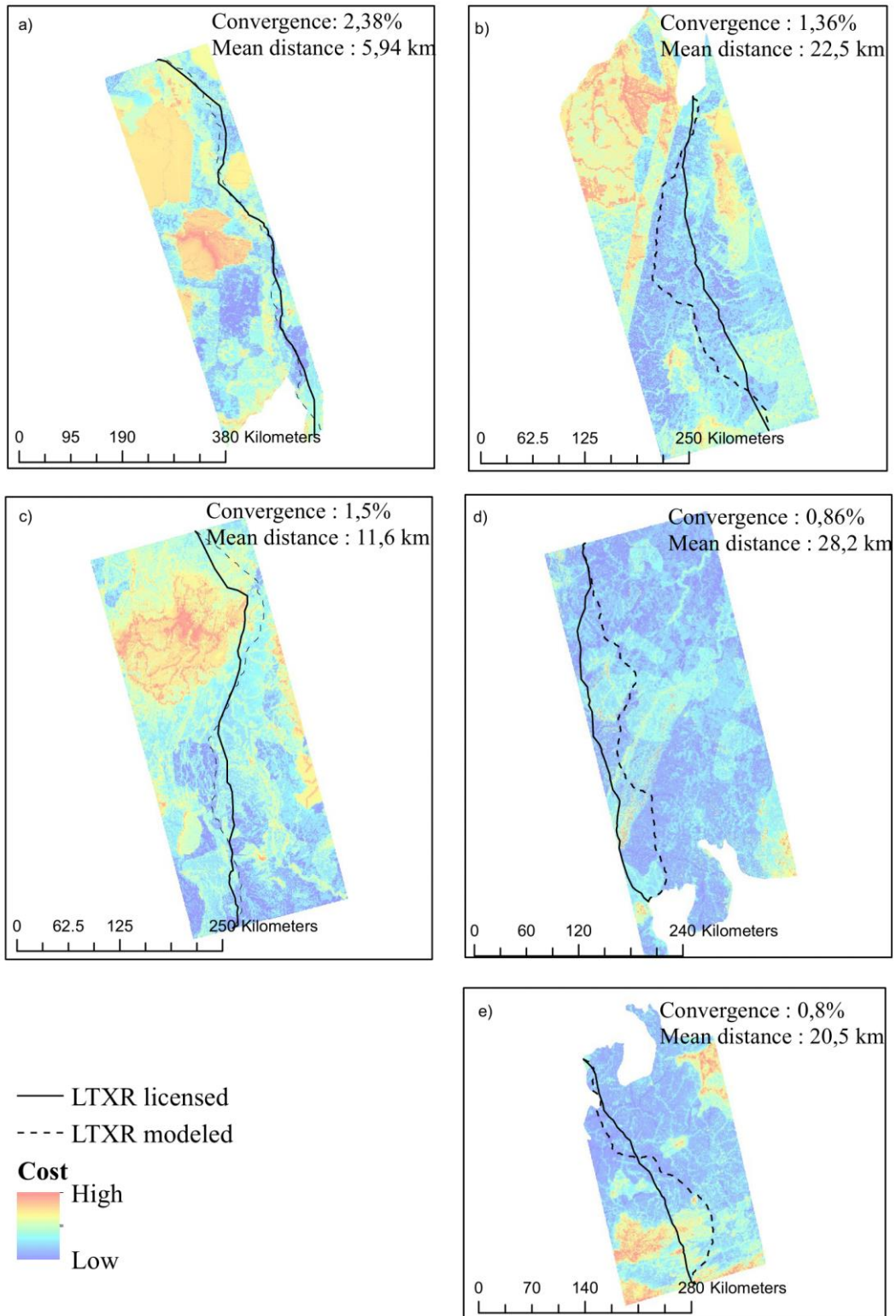


Figura 8. Superfícies de custo geradas para cada trecho de análise e traçado modelado (em vermelho) e licenciado (verde). (a) Amazônia, (b) Cerrado T\_1, (c) Cerrado T\_2, (d) Cerrado T\_3, (e) Mata Atlântica.



267 A diferença entre o custo acumulado da LTXR modelada e da LTXR licenciada foi  
 268 significativa para todos os trechos, sendo menor na linha modelada. O custo médio,  
 269 entretanto, não foi significativo para nenhum dos trechos (Tabela 4).

Tabela 4 - Comparação do custo acumulado e do custo médio entre a LTXR licenciada e a LTXR modelada para os cinco trechos de análise. Os asteriscos indicam as diferenças significativas para  $p < 0,05$  e 'ns' indica diferenças não significativas.

	Custo acumulado			Custo médio		
	LTXR	LTXR modelada	Chi <sup>2</sup>	LTXR	LTXR modelada	Chi <sup>2</sup>
Amazônia	43198,44	34903,55	880,97*	5,069	3,861	0,163 <sup>ns</sup>
Cerrado_T1	19558,80	13308,22	1188,7*	4,440	2,532	0,521 <sup>ns</sup>
Cerrado_T2	30889,56	24815,9	662,22*	4,203	5,711	0,229 <sup>ns</sup>
Cerrado_T3	20969,89	13872,97	1394,1*	4,920	2,775	0,598 <sup>ns</sup>
Mata Atlântica	15159,94	9933,63	1088,5*	4,079	2,241	0,534 <sup>ns</sup>

270 A seguir são apresentadas as frequências de seleção de células em cada caminho  
 271 (licenciado e modelado) por trecho de análise (Figura 9).

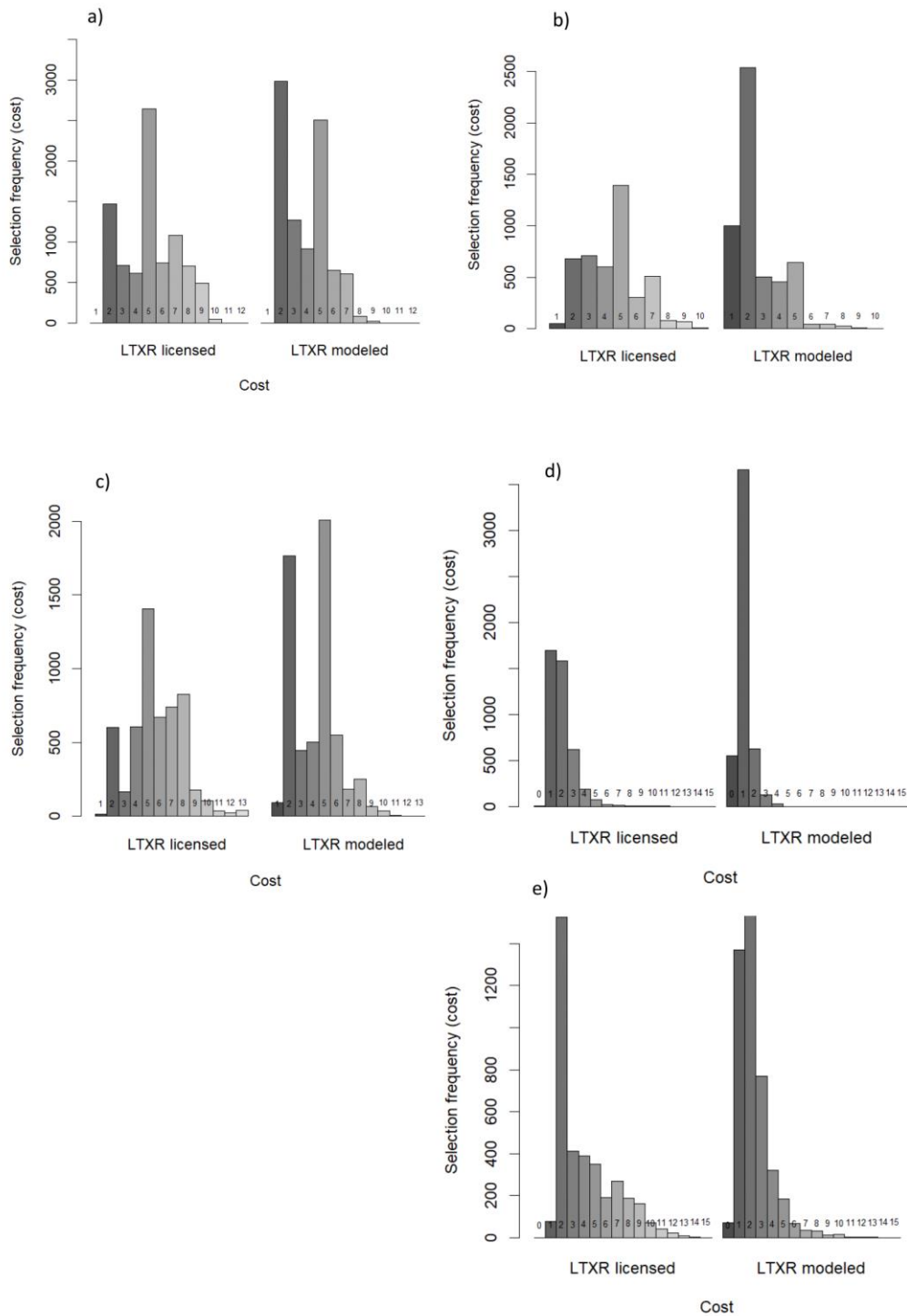


Figura 9. Frequência de seleção das células de custo para a LTXR modelada e LTXR licenciada, em cada trecho: (a) Amazônia, (b) Cerrado T\_1, (c) Cerrado T\_2, (d) Cerrado T\_3, (e) Mata Atlântica.

272 Nos trechos Amazônia, Cerrado T\_1 e Cerrado T\_3, ambos caminhos não interferem em  
 273 Unidades de Conservação (custo UC = 0), ou seja, os traçados não atravessam a área das  
 274 Unidades e suas zonas de amortecimento. No trecho Cerrado\_T2, a LTXR licenciada  
 275 interfere em uma Unidade de Conservação (Figura 10a). No trecho Mata Atlântica, ambos  
 276 caminhos interferem em Unidades de Conservação, sendo o custo UC maior na LTXR  
 277 licenciada e apresentando diferença significativa entre os caminhos ( $\text{Chi}^2= 244,97$ )  
 278 (Figura10b).

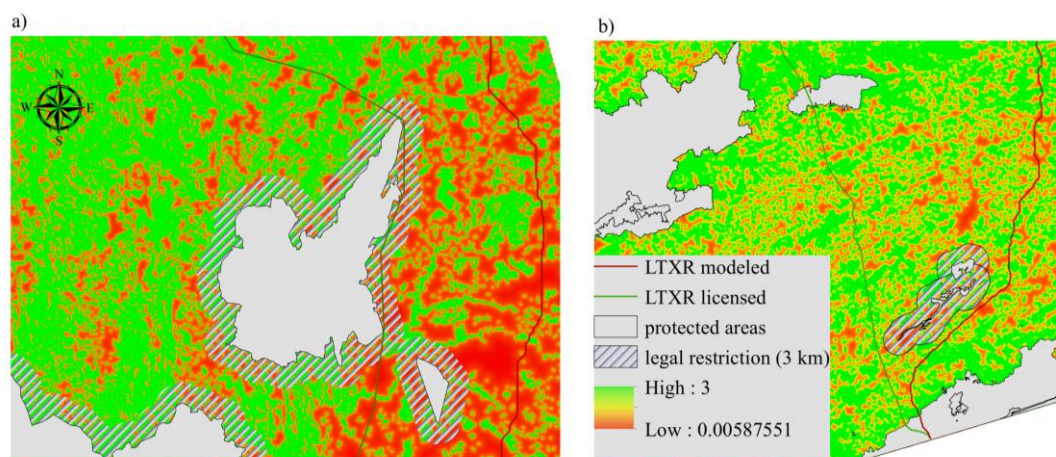


Figura 10. Interferência em Unidades de Conservação nos trechos Cerrado T\_2 (a) e Mata Atlântica (b).

279 O custo APCB diferiu significativamente entre a LTXR licenciada e a LTXR modelada  
 280 para os cinco trechos. Os caminhos modelados para os trechos Amazônia, Cerrado\_T2,  
 281 Cerrado\_T3 tiveram a tendência de apresentar custo APCB médio maior que o caminho  
 282 LXTR licenciado, mas para nenhum dos cinco trechos a diferença do custo APCB médio  
 283 foi significativa (Tabela 5).

Tabela 5 - Comparação do custo APCB e do custo APCB médio entre a LTXR licenciada e a LTXR modelada para os cinco trechos de análise. Os asteriscos indicam as diferenças significativas para  $p < 0,05$  e 'ns' indica diferenças não significativas.

	Custo APCB			Custo APCB médio		
	LTXR	LTXR modelada	$\text{Chi}^2$	LTXR	LTXR modelada	$\text{Chi}^2$
Amazônia	5431,8	4312,8	128,5*	1,604	1,623	0,0001 <sup>sn</sup>
Cerrado_T1	1597,5	653,4	395,99*	1,772	1,800	0,0084 <sup>sn</sup>
Cerrado_T2	11453,2	9425,4	196,95*	2,644	2,739	0,001 <sup>sn</sup>
Cerrado_T3	2295,0	710,6	835,22*	1,461	1,438	0,0001 <sup>sn</sup>
Mata Atlântica	1279,5	286,8	629,16*	1,581	1,392	0,012 <sup>sn</sup>

Observação: APCB = Área Prioritária para Conservação da Biodiversidade.

284 Os caminhos modelados para os cinco trechos possuem maior extensão que a LTXR  
 285 licenciada (2928,61 km x 2568,38 km, respectivamente) e uma variação superior ao limite  
 286 definido como insignificante (5%). A extensão total da linha modelada (soma dos trechos)  
 287 também é maior que a da LTXR licenciada (14%). O índice de retidão nos cinco trechos  
 288 é maior para a LTXR modelada, com variação próxima à 10%, exceto para o trecho Mata  
 289 Atlântica, com variação de 20% entre os caminhos comparados (Tabela 6).

Tabela 6 – Comprimento e índice de retidão LTXR modelada e LTXR licenciada nos cinco trechos

	Comprimento (km)			Índice de Retidão	
	LTXR	LTXR modelada	Comprimento diferença (%)	LTXR	LTXR modelada
Amazônia	819,56	891,24	8,7	1,09	1,19
Cerrado_T1	430,05	518,21	20,4	1,07	1,29
Cerrado_T2	532,03	583,33	9,64	1,14	1,24
Cerrado_T3	443,4	502,53	13,24	1,10	1,25
Mata Atlântica	343	433,3	26,32	1,05	1,34
Total	2568,38	2928,61	14,02	1,10	1,24

290 O custo conectividade difere significativamente entre a LTXR licenciada e a LTXR  
 291 modelada para os cinco trechos. A distância média do traçado em relação aos fragmentos-  
 292 chave é maior para a LTXR modelada em todos os trechos (Tabela 7).

Tabela 7 - Comparação do custo conectividade e da distância fragmento-chave entre a LTXR licenciada e a LTXR modelada para os cinco trechos de análise. Os asteriscos indicam as diferenças significativas para  $p < 0,05$  e 'ns' indica diferenças não significativas.

	Custo conectividade			Distância conectividade (km)		
	LTXR	LTXR modelada	Chi <sup>2</sup>	LTXR	LTXR modelada	Chi <sup>2</sup>
Amazônia	7047	3525	1173,3*	0,342	0,504	44,71*
Cerrado_T1	7257	2460	2368,1*	0,647	1681	64,08*
Cerrado_T2	4407	1158	1896,9*	0,435	0,703	63,50*
Cerrado_T3	3363	720	1710,9*	0,259	0,429	41,77*
Mata Atlântica	1578	306	858,8*	0,380	0,675	82,28*

293 Os traçados também diferem quanto à interferência em fragmentos-chave tipo 1 e tipo 2  
 294 (Tabela 8). Nos cinco trechos, a LTXR licenciada apresenta maior interferência em  
 295 fragmentos-chave tipo 1 que a LTXR modelada. Os traçados também diferem quanto à  
 296 interferência em fragmentos-chave tipo 2, permanecendo a maior interferência da LTXR  
 297 licenciada.

Tabela 8 – Comparação do custo conectividade e da distância fragmento-chave entre a LTXR licenciada e a LTXR modelada para os cinco trechos de análise, por tipo de fragmento. Os asteriscos indicam as diferenças significativas para  $p < 0,05$  e 'ns' indica diferenças não significativas.

	Custo conectividade (tipo 1)			Custo conectividade (tipo 2)		
	LTXR	LTXR modelada	Chi <sup>2</sup>	LTXR	LTXR modelada	Chi <sup>2</sup>
Amazônia	9246	5700	841,3*	4040	1125	1645,2*
Cerrado_T1	13392	4080	4963*	935	700	33,7*
Cerrado_T2	6006	1884	2153,5*	2340	360	1452*
Cerrado_T3	3414	678	1829,3*	2785	635	1351,6*
Mata Atlântica	900	372	219,17*	1880	200	1356,9*

## Discussão

298 A partir do nosso modelo de superfície de custo, fomos capazes de criar um traçado para  
 299 a Linha de Transmissão Xingu-Rio com menor impacto ambiental do que o traçado da  
 300 linha licenciada. O custo acumulado da LTXR modelada apresentou diferença  
 301 significativa em relação à LTXR licenciada em todos os cinco trechos de análise. Assim,  
 302 o traçado otimizado para a LTXR apresentaria, caso fosse implementado, efeitos  
 303 negativos reduzidos sobre a região afetada. O custo médio dos indicadores, entretanto,  
 304 não apresentou diferenças significativas para os cinco trechos, visto a amplitude dos  
 305 valores de custo das células interceptadas.

306 Um critério considerado relevante para a definição do traçado de linhas de transmissão  
 307 desde a fase de planejamento realizada pela EPE (MME and EPE 2018) é a interferência  
 308 em Unidades de Conservação. Por consequência, o traçado da LTXR licenciada já se  
 309 mostra bastante adequado quanto a este parâmetro, de maneira que ambos traçados não  
 310 interferem em Unidades de Conservação nos trechos Amazônia, Cerrado\_T1 e Cerrado  
 311 T\_3. Por outro lado, no trecho Cerrado T\_2, a LTXR licenciada interfere em uma UC,

312 especificamente, na área de restrição de proximidade de 3 km (zona de amortecimento),  
313 que consiste em uma faixa estabelecida ao redor de uma UC, sujeita a restrições de uso e  
314 com a função de minimizar os efeitos negativos das atividades humanas sobre a UC. O  
315 modelo proposto permitiu uma melhoria no traçado da LTXR por não interferir nesta  
316 área. No trecho Mata Atlântica, ambos traçados interferem em UC, sendo o custo UC  
317 maior na LTXR licenciada. Neste trecho, as Unidades de Conservação potencialmente  
318 impactadas por ambos caminhos são Áreas de Proteção Ambiental, caracterizadas por  
319 serem áreas extensas em que é permitido certo grau de ocupação humana e que tem por  
320 objetivo o uso sustentável dos recursos naturais (SNUC 2000). Desta forma,  
321 consideramos de menor impacto ambiental a interferência dos caminhos nessas áreas,  
322 desde que observadas as diretrizes para uso da terra, estabelecidas em nos planos de  
323 manejo.

324 No que diz respeito ao custo APCB (Áreas Prioritárias para a Conservação da  
325 Biodiversidade), é importante destacar que, não obstante à elevada extensão dessas áreas,  
326 que abrangem até 71% de um trecho de análise (Cerrado T\_2), o modelo proposto foi  
327 capaz de reduzir a interferência em APCB. Embora não sejam áreas legalmente  
328 protegidas, as áreas definidas como APCB são caracterizadas por sua importância para a  
329 conservação da biodiversidade, sendo priorizadas para ações de restauração e  
330 conservação ambiental, como a criação de Unidades de Conservação. Tais áreas devem  
331 ser consideradas para subsidiar a tomada de decisão quanto à gestão do território,  
332 incluindo o licenciamento ambiental (SNUC 2000). Dados do Ministério do Meio  
333 Ambiente (MMA 2007a) indicam que em cinco das nove APCB evitadas pelo nosso  
334 modelo e interferidas pela LTXR licenciada existem desmatamentos ilegais, uma das  
335 principais ameaça para as áreas. Dessa forma, a evitação dessas áreas pelo modelo  
336 proposto pode ser visto como um ganho ambiental relevante, pois estudos apontam como  
337 potencial impacto ambiental de linhas de transmissão o uso da faixa de servidão como  
338 corredor, promovendo o acesso às áreas centrais de fragmentos florestais, facilitando,  
339 assim, ações de caça e extração ilegal de madeira (Biasotto and Kindel 2018).

340 Quanto ao comprimento e à sinuosidade, em todos os trechos, a LTXR modelada excedeu  
341 o limite de variação definido como insignificante em 9%. Apontamos como uma das  
342 razões para isso a elevada influência da variável rodovias na definição do caminho de  
343 menor custo. Visto esta ser a única variável com condição de proximidade e não de  
344 evitação, o traçado modelado tendeu a seguir paralelo às rodovias, as quais são  
345 interpretadas como um contínuo de células de baixo custo, o que implicou na maior

346 extensão do traçado modelado. Podemos observar essa tendência de proximidade nos  
347 trechos Cerrado T\_1, Cerrado T\_2, Cerrado T\_3 e Mata Atlântica (material suplementar  
348 S2). O trecho Amazônia não segue este padrão, devido à influência da restrição  
349 construtiva de manter distância mínima de 10 km da Linha Transmissão Bipolo-1, que  
350 atravessa, longitudinalmente, todo o trecho Amazônia, sendo uma limitação à oeste para  
351 o traçado modelado, resultando, assim, na menor variação do comprimento (8,7%) e da  
352 sinuosidade (10%) entre os cinco trechos. A criação de novos acessos potencializa alguns  
353 impactos ambientais negativos, tais como: remoção da vegetação nativa, processos  
354 erosivos e assoreamento de áreas alagadas (Biasotto and Kindel 2018), assim, devendo  
355 ser evitada.

356 Apesar desse critério ter sido considerado para a definição do traçado licenciado, a  
357 divergência significativa entre os dois traçados quanto à extensão e à sinuosidade ocorreu  
358 devido à limitação dos dados utilizados em nosso modelo. A nossa base de dados não  
359 relaciona as estradas vicinais, apenas rodovias federais e estaduais (IBGE 2019b), sendo  
360 que para a definição do traçado licenciado essas estradas secundárias foram priorizadas  
361 como acesso. Somado a isso, o traçado modelado apresenta mais oscilações que o traçado  
362 licenciado (Material Suplementar S2), aumentando o seu comprimento e, por  
363 conseguinte, o índice de retidão (sinuosidade). O grau de oscilação do traçado modelado  
364 é influenciado pela resolução do mapa matricial utilizado como superfície de custo:  
365 quanto maior a resolução, mais oscilante o traçado. Visto à grande extensão da área de  
366 estudo, degradamos propositalmente a resolução dos dados originais para 120 m, para  
367 que fosse possível alcançar o desempenho computacional necessário para a modelagem.  
368 Essa característica do modelo não inviabiliza sua aplicação, pois, nos trechos em que as  
369 oscilações sejam consideradas inadequadas aos critérios operacionais, estas poderão ser  
370 atenuadas por meio de uma revisão do traçado modelado. Ademais, para próximas  
371 aplicações do modelo, sugerimos que sejam testadas diferentes resoluções com o objetivo  
372 de selecionar a resolução adequada à área de estudo, de modo a reduzir o efeito  
373 oscilatório.

374 Os resultados obtidos para o indicador custo conectividade e para a distância  
375 conectividade também demonstram que a adição de uma análise sobre o status da  
376 conectividade da paisagem reduziu significativamente os efeitos negativos da LTXR  
377 modelada, quando comparada com a LTXR licenciada. A aplicação de métricas da  
378 paisagem permitiu integrar dois parâmetros ecológicos preponderantes: a quantidade de  
379 hábitat (por meio da área relativa) e a conectividade de hábitat (por meio do *Clustering*

380 *Coefficient*). O custo conectividade também permaneceu menor para a LTXR modelada  
381 quando calculado em separado para fragmentos-chave tipo 1 e tipo 2. Porém, observamos  
382 que, nos cinco trechos, a LTXR modelada interfere em mais fragmentos-chave tipo 1 que  
383 em fragmentos-chave tipo 2. Apesar de não termos atribuído pesos diferentes para os  
384 tipos de fragmentos, acreditamos que isso tenha ocorrido por ser menos custoso para o  
385 modelo evitar fragmentos-chave tipo 2, os quais apresentam área relativa menor ( $\leq 5\%$ ),  
386 ou seja, com menos pixels correspondentes em comparação com fragmentos-chave tipo  
387 1, que apresentam área relativa maiores, entre 5 a 100% (vide Material Suplementar S1).  
388 A depender do padrão espacial da paisagem, é mais benéfico evitar fragmentos menores  
389 (tipo 2), visto sua baixa resiliência a perturbações e sua contribuição potencial para a  
390 manutenção da conectividade funcionando como trampolins (*stepping stone*) entre os  
391 remanescentes maiores (Herrera et al. 2017). A importância dos pequenos fragmentos é  
392 ainda mais destacada quando inseridos em matrizes inóspitas para as espécies nativas  
393 (Baum et al. 2004), como é o caso dos trechos do Cerrado e da Mata Atlântica. Assim,  
394 sugerimos como melhoria para o modelo que, em futuras aplicações, sejam atribuídos  
395 pesos diferentes para fragmentos tipo 1 e tipo 2, a depender do contexto da paisagem. De  
396 modo que em paisagens semelhantes ao trecho Mata Atlântica, ou seja, mais  
397 fragmentadas e com a maior parte dos fragmentos-chave tipo 1 localizados em Unidades  
398 de Conservação, sejam priorizados os fragmentos-chave tipo 2, por contribuírem como  
399 conectores entre as grandes manchas de hábitat protegidas, localizadas em UC. Já em  
400 paisagens semelhantes ao trecho Cerrado T\_3, que apresenta fragmentos menores (área  
401 relativa máxima de 60%) e poucas UC (material suplementar 3), consideramos que devem  
402 ser priorizados os fragmentos tipo 1 por sustentarem populações maiores (Laurance  
403 2000).

404 Destacamos também o caráter espécie-específico da conectividade, visto que o status de  
405 conectividade da paisagem dependerá da capacidade de dispersão da espécie considerada.  
406 O modelo proposto observou a manutenção da conectividade para espécies com  
407 capacidade de dispersão máxima de 1,3 km. Sugerimos que em próximas aplicações do  
408 modelo a conectividade da paisagem seja avaliada para espécies com diferentes  
409 capacidades de dispersão, tendo por objetivo identificar regiões de alta importância para  
410 a manutenção da conectividade para grupos de espécies (Koen et al. 2014; Santini et al.  
411 2016).

412 Os resultados sobre o status da fragmentação também são influenciados pela escala  
413 utilizada. O objetivo deste estudo foi avaliar o padrão de fragmentação para toda a área



414 de influência da linha de transmissão (faixa de 200 km), observando os limites dos biomas  
415 interceptados. Mas isso não foi possível devido à grande dimensão e restrições  
416 computacionais, particularmente para o trecho referente ao Cerrado. Assim, a nossa  
417 escala de paisagem (cinco trechos de análise) foi definida considerando a máxima  
418 extensão possível que permitisse o desempenho computacional necessário para a  
419 modelagem. Para futuras aplicações, entretanto, o modelo poderá ser ajustado para  
420 diferentes escalas de análise.

421 Ademais, a inclusão de outras variáveis ao modelo, provavelmente reduziria os impactos  
422 negativos da linha de transmissão. A título de exemplo, recomendamos a inclusão das  
423 rotas e áreas de concentração de aves migratórias do Brasil (ICMBio 2016), visto a colisão  
424 de aves com linhas de transmissão ser um impacto amplamente reconhecido (Biasotto  
425 and Kindel 2018), podendo acarretar o declínio de populações e mudanças  
426 comportamentais como a evitação de áreas de repouso (Silva et al. 2014; Bernardino et  
427 al. 2018). Esta variável não foi incluída em nosso modelo por não ter sido explicitamente  
428 considerada para a definição do traçado da LTXR licenciada, assim, sua adição  
429 comprometeria a comparação entre o traçado licenciado e o modelado.

## **Conclusão**

430 A primeira hipótese foi parcialmente corroborada, visto que o traçado definido pelo  
431 modelo apresentou custo ambiental significativamente menor do que a linha licenciada,  
432 embora o comprimento simulado tenha excedido em 9% a extensão da LTXR. Nossa  
433 segunda hipótese foi confirmada, demonstrando que a adição de métricas de paisagem  
434 para a definição do traçado promove uma melhor compreensão sobre o status da  
435 conectividade da área afetada, resultando em um traçado otimizado, com menor potencial  
436 para a fragmentação de hábitat.

437 Diante dos ganhos ambientais alcançados, consideramos que o aumento em extensão do  
438 traçado modelado não é um óbice para aplicação do modelo. Ademais, ajustes nos dados  
439 de entrada (resolução e base de dados) atenuariam o efeito oscilatório observado. Assim,  
440 associado à análise técnica, consideramos que o modelo representa uma ferramenta útil  
441 para apoiar a tomada de decisão quanto à viabilidade ambiental de linhas de transmissão  
442 e à melhor opção locacional a ser adotada.

443 A aplicação do modelo promoveria, ainda, maior previsibilidade para a avaliação de  
444 impacto ambiental, pois explicita as variáveis consideradas e os valores de importância  
445 atribuídos à cada variável. Proporcionando, assim, subsídios robustos para uma discussão

446 argumentativa entre os diferentes atores envolvidos (e.g. sociedade civil,  
447 empreendedores, órgãos ambientais).

448 Além disso, a versatilidade do modelo permite a adição de outras variáveis, adequando-o  
449 para diferentes contextos ambientais e de uso da terra. Por exemplo, ante o crescimento  
450 das fontes eólicas de geração de energia situadas na região Nordeste do país, é possível  
451 ajustar o modelo incluindo variáveis de relevância para esta região, tais como: evitação  
452 de áreas susceptíveis à desertificação (MMA 2007b), e de áreas com potencial de  
453 ocorrência de queimadas e incêndios florestais (ANEEL 2018). O modelo também seria  
454 aplicável para o planejamento de corredores de linhas de transmissão, podendo ser  
455 ajustado a essa escala de análise.

456 Por fim, destacamos que o modelo ora proposto pode ser visto como uma ferramenta  
457 destinada a mitigar os impactos ambientais, contribuindo com as crescentes discussões,  
458 promovidas por órgão ambientais e demais entes da sociedade civil, que visam à melhoria  
459 nos procedimentos de avaliação de impacto ambiental.

## Referências

- 460 Almeida-Gomes M, Prevedello JA, Crouzeilles R (2016) The use of native vegetation as  
461 a proxy for habitat may overestimate habitat availability in fragmented landscapes.  
462 *Landsc Ecol* 31:711–719. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0320-3>
- 463 Andrews A (1990) Fragmentation of Habitat by Roads and Utility Corridors: A Review.  
464 *Aust Zool* 26:130–141. <https://doi.org/10.7882/AZ.1990.005>
- 465 ANEEL (2018) Agência Nacional de Energia Elétrica, Relatório desligamento de linhas  
466 de transmissão provocados por queimadas. Brasília, Brasil
- 467 Araujo FRN de, Nóbrega RA de A (2018) Inteligência geográfica aplicada na avaliação  
468 de impactos ambientais de sistemas de transmissão de energia
- 469 Bagli S, Geneletti D, Orsi F (2011) Routeing of power lines through least-cost path  
470 analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. *Environ*  
471 *Impact Assess Rev* 31:234–239. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.10.003>
- 472 Baum KA, Haynes KJ, Dillemath FP, Cronin JT (2004) The matrix enhances the  
473 effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85:6
- 474 Bernardino J, Bevanger K, Barrientos R, et al (2018) Bird collisions with power lines:  
475 State of the art and priority areas for research. *Biol Conserv* 222:1–13.  
476 <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2018.02.029>
- 477 Bevanger K, Bartzke G, Broseth H, et al (2009) Optimal design and routing of power  
478 lines; ecological, technical and economic perspectives (OPTIPOL)

- 479 Biasotto LD, Kindel A (2018) Power lines and impacts on biodiversity: A systematic  
480 review. *Environ Impact Assess Rev* 71:110–119.  
481 <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.04.010>
- 482 BIG (2019) Banco de Informações de Geração, Capacidade de Geração do Brasil.  
483 <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>
- 484 Cardoso Júnior RAF, Magrini A, da Hora AF (2014) Environmental licensing process of  
485 power transmission in Brazil update analysis: Case study of the Madeira  
486 transmission system. *Energy Policy* 67:281–289.  
487 <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.12.040>
- 488 Colman JE, Eftestøl S, Tsegaye D, et al (2012) Is a wind-power plant acting as a barrier  
489 for reindeer Rangifer tarandus tarandus movements? . *Wildlife Biol* 18:439–445.  
490 <https://doi.org/10.2981/11-116>
- 491 CONAMA (1986) Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 001, de 23 de  
492 janeiro de 1986
- 493 CONAMA (1997) Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 237 , de 19 de  
494 dezembro DE 1997
- 495 Core Team. R (2017) Core Team. R: A Language and Environment for Statistical  
496 Computing
- 497 Dalloz MF, Crouzeilles R, Almeida-Gomes M, et al (2017) Incorporating landscape  
498 ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic  
499 Forest. *Perspect Ecol Conserv*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.002>
- 500 De Montis A, Caschili S, Mulas M, et al (2016) Urban-rural ecological networks for  
501 landscape planning. *Land use policy* 50:312–327.  
502 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.004>
- 503 Dou P, Cui B (2014) Dynamics and integrity of wetland network in estuary. *Ecol Inform*  
504 24:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.06.002>
- 505 EPE (2005) Empresa de Pesquisa Energética, Diretrizes para elaboração dos relatórios  
506 técnicos referentes às novas instalações da rede básica. Brasília, Brasil
- 507 EPE (2013) Empresa de Pesquisa Energética, Relatório R1 -Expansão das Interligações  
508 Norte-Sudeste e Norte - Nordeste. Brasília, Brasil
- 509 EPE (2014) Empresa de Pesquisa Energética, Relatório R2 -Expansão das Interligações  
510 Norte-Sudeste e Norte - Nordeste. Brasília, Brasil
- 511 ESRI (2011) ArcGIS Desktop: versão 10.3. Redlands, CA: Environmental Systems  
512 Research Institute.
- 513 Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol*  
514 *Syst* 34:487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- 515 Foltête JC, Clauzel C, Vuidel G (2012) A software tool dedicated to the modelling of  
516 landscape networks. *Environ Model Softw* 38:316–327.  
517 <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>
- 518 Frontin S de O (2010) Prospecção e Hierarquização de Inovações Tecnológicas Aplicadas  
519 a Linhas de Transmissão
- 520 Geneletti D (2004) Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem

- 521 fragmentation caused by linear infrastructures. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 5:1–15.  
522 <https://doi.org/10.1016/j.jag.2003.08.004>
- 523 Glasson J, Glasson J, Therivel R, et al (1995) Introduction to environmental impact  
524 assessment. *Landsc Urban Plan* 32:1970–201
- 525 Goosem M, Marsh H (1997) Fragmentation of a small-mammal community by a  
526 powerline corridor through tropical rainforest. *Wildl Res* 24:613–629.  
527 <https://doi.org/10.1071/WR96063>
- 528 Grande TO (2019) Desmatamentos no Cerrado na última década : perda de hábitat , de  
529 conectividade e estagnação socioeconômica. Universidade de Brasília
- 530 Gurrutxaga M, Saura S (2014) Prioritizing highway defragmentation locations for  
531 restoring landscape connectivity. *Environ Conserv* 41:.  
532 <https://doi.org/10.1017/S0376892913000325>
- 533 Herrera LP, Sabatino MC, Jaimes FR, Saura S (2017) Landscape connectivity and the  
534 role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome  
535 in South America. *Biodivers Conserv*. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>
- 536 Houston G, Johnson C (2006) EPRI-GTC Overhead Electric Transmission Line Siting  
537 Methodology
- 538 Hyde JL, Bohlman SA, Valle D (2018) Transmission lines are an under-acknowledged  
539 conservation threat to the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* 228:343–356.  
540 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.027>
- 541 IBGE (2019) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rodovias brasileira.  
542 [www.metadados.geo.ibge.gov.br](http://www.metadados.geo.ibge.gov.br). Accessed 7 Jul 2019
- 543 ICMBio (2016) Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Relatório  
544 Anual de Rotas e Áreas de Concentração de aves migratórias no Brasil
- 545 Koblitz RV, Pereira Júnior SJ, Ajuz RC de A, Grelle CEV (2011) Ecologia de Paisagens  
546 e Licenciamento Ambiental. *Nat Conserv* 9:244–248.  
547 <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.033>
- 548 Koen EL, Bowman J, Sadowski C, Walpole AA (2014) Landscape connectivity for  
549 wildlife: Development and validation of multispecies linkage maps. *Methods Ecol  
550 Evol* 5:626–633. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12197>
- 551 Laurance WF (2000) Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends Ecol Evol*  
552 15:134–135. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01838-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01838-3)
- 553 Lóránt M, Vadász C (2014) The effect of above-ground medium voltage power lines on  
554 displaying site selection of the great bustard (*Otis tarda*) in central Hungary. *Ornis  
555 Hungarica* 22:42–49. <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0017>
- 556 Mapbiomas (2017) Projeto MapBiomas Coleção 3.0 da série anual de mapas de cobertura  
557 e uso de solo do Brasil.  
558 [http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas\\_collection](http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection). Accessed 1 Jan 2018
- 559 Martins É de S, Reatto A, Jr. OA de C, Guimarães RF (2004) Ecologia de Paisagem:  
560 conceitos e aplicações potenciais no Brasil, 1st edn. EMBRAPA-CPAC, Planaltina,  
561 DF
- 562 Metzger JP (2001) O que é Ecologia de Paisagens? *Biota Neotrop* 1:9

- 563 Minor ES, Urban DL (2008) A graph-theory framework for evaluating landscape  
564 connectivity and conservation planning. *Conserv Biol* 22:297–307.  
565 <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00871.x>
- 566 MMA (2007a) Ministério do Meio Ambiente, Áreas Prioritárias para Conservação da  
567 Biodiversidade (APCB). [http://www.mma.gov.br/biodiversidade/projetos-sobre-a-](http://www.mma.gov.br/biodiversidade/projetos-sobre-a-biodiveridade/)  
568 [biodiveridade/](http://www.mma.gov.br/biodiversidade/projetos-sobre-a-biodiveridade/). Accessed 9 Aug 2019
- 569 MMA (2007b) Ministério do Meio Ambiente, Atlas das Áreas Susceptíveis à  
570 desertificação do Brasil
- 571 MME, EPE (2018) Ministério de Minas e Energia e Empresa de Pesquisa Energética,  
572 Plano Decenal de Expansão de Energia 2027. Brasília
- 573 Nellemann C, Vistnes I, Jordhøy P, et al (2003) Progressive impact of piecemeal  
574 infrastructure development on wild reindeer. *Biol Conserv* 113:307–317.  
575 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00048-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00048-X)
- 576 Nellemann C, Vistnes I, Jordhoy P, Strand O (2001) Winter distribution of wild reindeer  
577 in relation to power lines, roads and resorts. *Biol Conserv* 101:351–360.  
578 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00082-9)
- 579 Newman MEJ (2006) Modularity and community structure in networks. *Proc Natl Acad*  
580 *Sci* 103:. <https://doi.org/www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0601602103>
- 581 Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based  
582 landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and  
583 corridors for conservation. *Landsc Ecol* 21:959–967.  
584 <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- 585 Pohlman CL, Turton SM, Goosem M (2007) Edge effects of linear canopy openings on  
586 tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica* 39:62–71.  
587 <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00238.x>
- 588 Reed GC, Litvaitis J, Carroll R, Broman DJA (2016) Modeling landscape connectivity  
589 for bobcats using expert - opinion and empirically derived models : how well do they  
590 work ? *Anim Conserv*. <https://doi.org/10.1111/acv.12325>
- 591 Ricotta C, Stanisci A, Avena GC, Blasi C (2000) Quantifying the network connectivity  
592 of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecol* 1:89–94.  
593 <https://doi.org/10.1556/comec.1.2000.1.12>
- 594 Sánchez LE (2008) Avaliação De Impacto Ambiental - Conceitos E Métodos. Oficina de  
595 Textos
- 596 Santini L, Saura S, Rondinini C (2016) A composite network approach for assessing  
597 multi-species connectivity: An application to road defragmentation prioritisation.  
598 *PLoS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164794>
- 599 Saura S, Rubio L (2010) A common currency for the different ways in which patches and  
600 links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape.  
601 *Ecography (Cop)* 33:523–537. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>
- 602 Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the  
603 importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ Model Softw*  
604 24:135–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>
- 605 Silva JP, Palmeirim JM, Alcazar R, et al (2014) A spatially explicit approach to assess

- 606 the collision risk between birds and overhead power lines: A case study with the  
607 little bustard. *Biol Conserv* 170:256–263.  
608 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.026>
- 609 Silva JP, Santos M, Queirós L, et al (2010) Estimating the influence of overhead  
610 transmission power lines and landscape context on the density of little bustard *Tetrax*  
611 *tetrax* breeding populations. *Ecol Modell* 221:1954–1963.  
612 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.03.027>
- 613 Skarin A, Nellemann C, Rönnegård L, et al (2015) Wind farm construction impacts  
614 reindeer migration and movement corridors. *Landsc Ecol* 30:1527–1540.  
615 <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0210-8>
- 616 SNUC (2000) Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, Lei 9.985 de  
617 18 de julho de 2000
- 618 Thomassen J, Hanssen F, May R, Bevanger K (2012) Optipol Least Cost Path dialog  
619 Rapport fra dialogseminar om tema , deltema og kriterier i Optipol-LCP versjon 1 .  
620 0. NINA
- 621 Urban D, Keitt T (2001) Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective. *Ecol*  
622 *Soc Am* 82:1205–1218
- 623 Weedy BM (1989) Environmental aspects of route selection for overhead lines in the  
624 U.S.A. *Electr Power Syst Res* 16:217–226. [https://doi.org/10.1016/0378-7796\(89\)90014-X](https://doi.org/10.1016/0378-7796(89)90014-X)
- 626 Wilson RF, Marsh H, Winter J (2007) Importance of canopy connectivity for home range  
627 and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus*  
628 *lemuroides*). *Wildl Res* 34:177–184. <https://doi.org/10.1071/WR06114>

## Material Suplementar (S1)

629 Utilizamos uma abordagem baseada nas análises de rede para classificar todos os  
630 principais fragmentos de vegetação natural (área > 1,5 ha, exceto Cerrado T\_3 e Mata  
631 Atlântica) ao longo da área de estudo. Utilizamos o software Graphab (Foltête et al. 2012)  
632 para calcular o *Clustering Coefficient* (CC), que é dado pela fórmula:

633 
$$CC_i = \frac{1}{|N_i|(|N_i|-1)} \sum_{j \in N_i} |N_i \cap N_j|$$
  
634 , onde  $N_i$  e  $N_j$  são nós vizinhos.

635 Como medida secundária, calculamos a contribuição (em termos de porcentagem) da área  
636 de um fragmento para o *cluster* ao qual ele pertence (dp). assim, cada fragmento foi  
637 classificado de acordo com sua importância e de acordo com o valor de CC ( $\mu$ ) (Figura  
638 S1). Fragmentos com alta área relativa ( $\geq \sigma$ ) foram selecionados como fragmentos-chave  
639 do tipo 1 para a manutenção da conectividade da paisagem. Fragmentos com  $CC > \mu$   
640 mas com área relativa pequena ( $< \sigma$ ) foram selecionados como fragmentos-chave tipo 2.

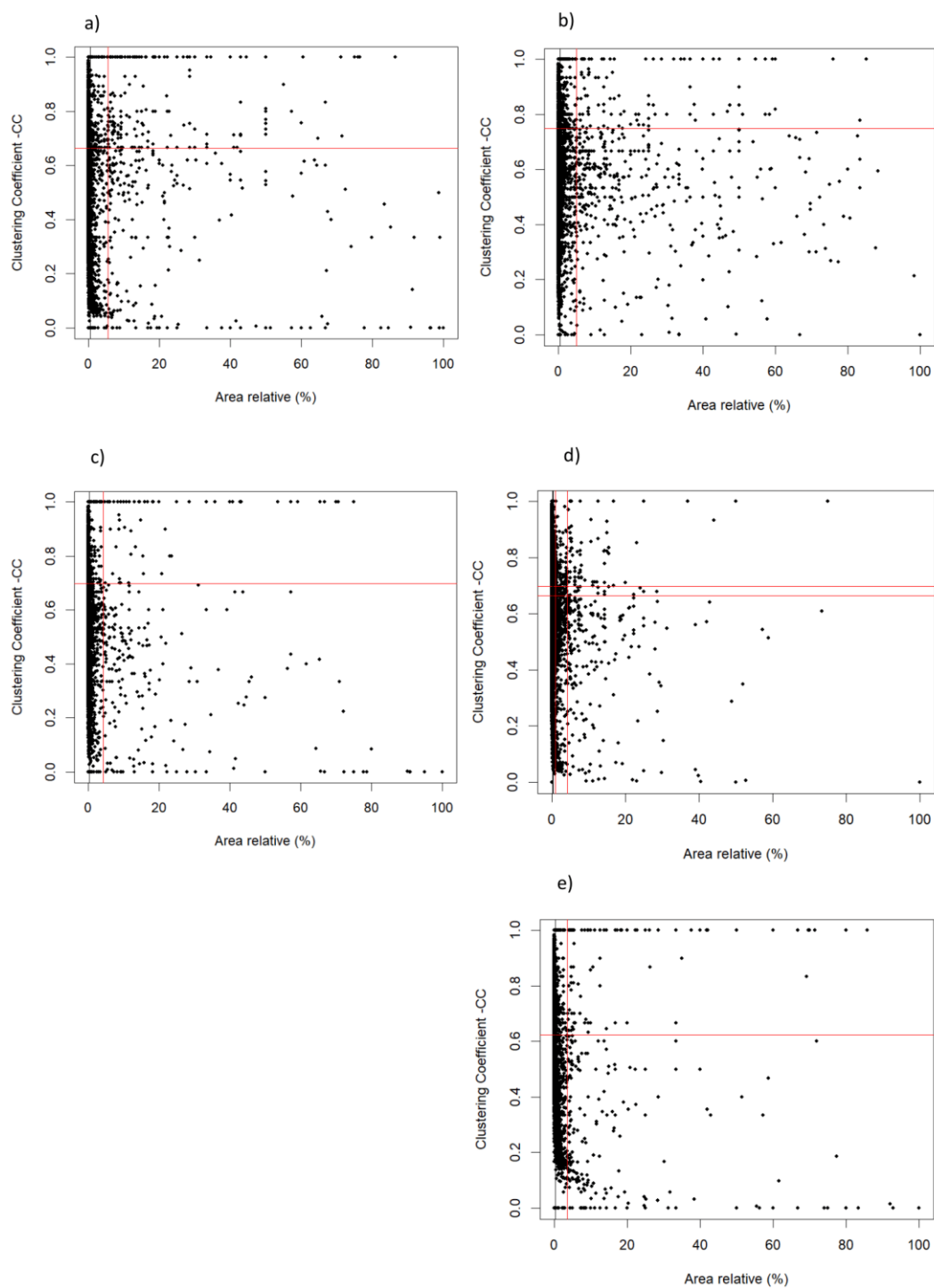


Figura S1 - representação de manchas de áreas naturais (pontos) ao longo da área de estudo para cada trecho (a) Amazônia, (b) Cerrado T\_1, (c) Cerrado T\_2, (d) Cerrado\_T3, (e) Mata Atlântica. A área relativa é a contribuição de um fragmento para a área de um *cluster* (com base em uma distância limite de 1,3 km), e o *Clustering Coefficient* (CC) é uma medida da importância de um fragmento para formar um *cluster*.



## Material Suplementar (S2)

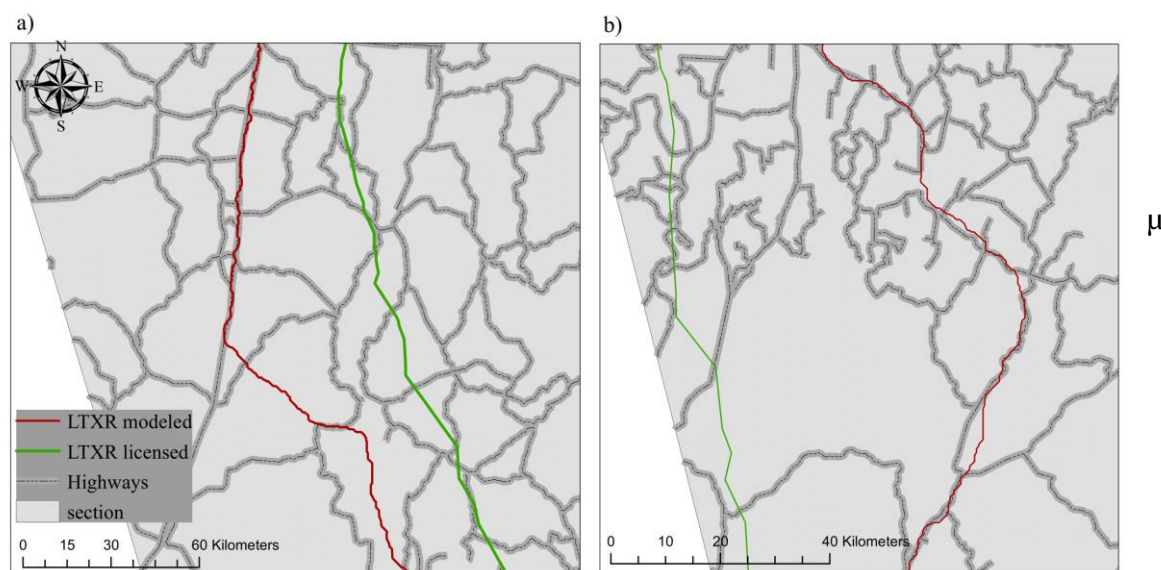


Figura S2. detalhe das diferenças entre as LTXR licenciada (linha verde) e LTXR modelada (linha vermelha) quanto ao efeito de proximidade com rodovias. À esquerda (a), um detalhe para o bioma Cerrado e à direita (b), um detalhe para a Mata Atlântica

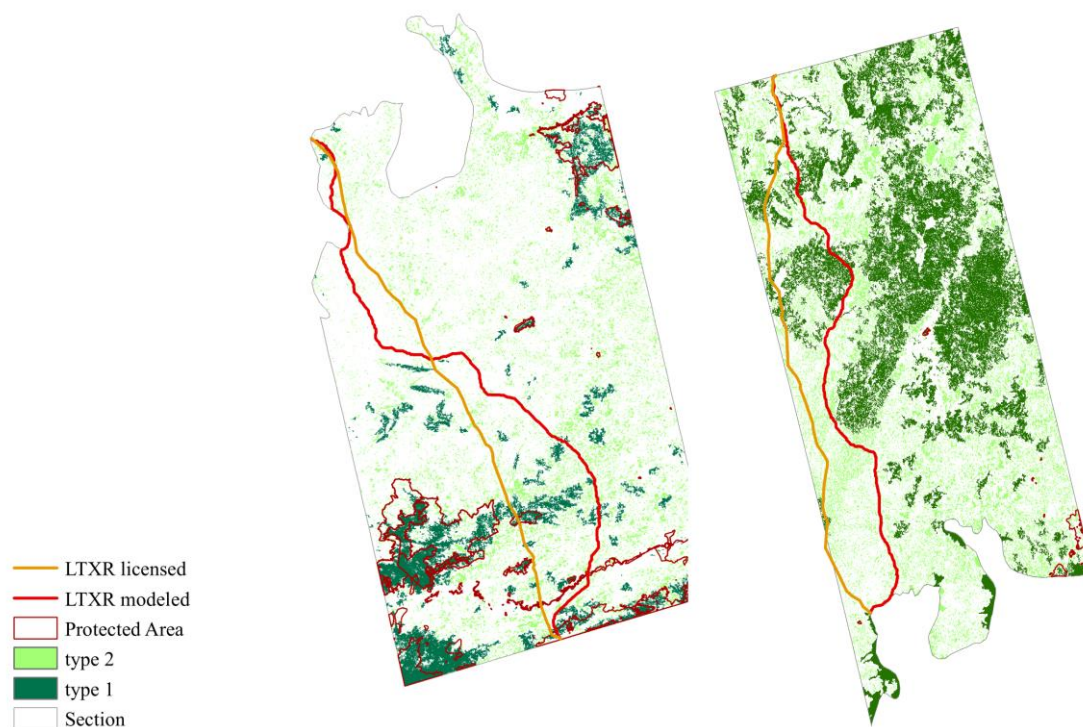


Figura S3. detalhe das diferenças de contexto de paisagem interferidas pela LTXR. À esquerda (a), trecho Mata Atlântica observe que a maioria dos fragmentos tipo 1 estão em Unidades de Conservação (Protected Area). À direita (b), trecho Cerrado T\_3 observe a pouca ocorrência de Unidades de Conservação neste trecho.

Artigo científico submetido ao periódico Environmental Management

# Environmental Management

## Linear infrastructure and habitat fragmentation: landscape analysis for spatial modeling of power lines --Manuscript Draft--

<b>Manuscript Number:</b>	EMVM-D-19-01051
<b>Full Title:</b>	Linear infrastructure and habitat fragmentation: landscape analysis for spatial modeling of power lines
<b>Article Type:</b>	Research
<b>Funding Information:</b>	
<b>Abstract:</b>	<p>Power lines contribute to habitat fragmentation, and can contribute to impacts on biodiversity. Such projects are submitted to an Environmental Impact Assessment in Brazil, which aims to predict potential social and environmental impacts. Spatial modelling has been suggested as a useful tool for defining linear infrastructure location options. However, the impact of habitat fragmentation is commonly measured only by quantifying the area of native vegetation to be affected by this infrastructure, which may lead to underestimation of its impact. Accordingly, we seek to incorporate into transmission line modelling an analysis of landscape connectivity, based on the principles of landscape ecology. For this purpose, the Power Line Xingu - Rio was selected as a case study. This infrastructure is about 2500 km long and intersects three biomes: Amazon, Cerrado and Atlantic Forest. We used the following metrics: clustering, clustering coefficient, node degree and area ratio. Our approach was based on the Least-cost Path Analysis for modelling an optimal route of the venture. Two routes (licensed and modelled) were compared for environmental cost, length and sinuosity. The modelled route gave a lower cost for the five cost indicators used, while average values of these cost indicators did not differ between the routes (licensed and modelled). As for sinuosity and length, the modelled route was 9% longer than the licensed route. From the results obtained, we showed that the use of this new analyses perspective resulted in an optimised route, one with lower environmental costs.</p>
<b>Corresponding Author:</b>	Ricardo Machado Universidade de Brasilia Brasilia, DF BRAZIL
<b>Corresponding Author Secondary Information:</b>	
<b>Corresponding Author's Institution:</b>	Universidade de Brasilia
<b>Corresponding Author's Secondary Institution:</b>	
<b>First Author:</b>	Giselle Bianca
<b>First Author Secondary Information:</b>	
<b>Order of Authors:</b>	Giselle Bianca Ricardo Machado
<b>Order of Authors Secondary Information:</b>	
<b>Author Comments:</b>	<p>Dr. Bryan W. Brooks Editor-in-Chief Environmental Management</p> <p>November 16, 2019</p> <p>Dear Dr. Brooks,</p> <p>We are pleased to submit the manuscript entitled "Linear infrastructure and habitat</p>

	<p>fragmentation: landscape analysis for spatial modeling of power lines”, authored by Giselle Bianca and co-authored by me. Our study aimed to evaluate alternatives to the environmental impact of a 2,500 km powerline in Brazil, which crosses three different biomes (Amazonia, Cerrado, and Atlantic Forest). We tested two working hypotheses, evaluating whether the modeled power line would have a lower environmental cost and length than the licensed power line and whether the modeled power line would have less impact on connectivity in the region than the licensed power line.</p> <p>For the first time, we used measurements of functional connectivity to assess the potential effects of the venture on the isolation of remaining natural areas. We discuss new approaches and proceedings that could improve the environmental legislation and the concession of official licenses, affecting any similar venture in Brazil. For these reasons, we believe our manuscript can be interesting for the reader of the Environmental Management journal.</p> <p>This manuscript has not been published and is not under consideration for publication elsewhere, and we have no conflicts of interest to disclose.</p> <p>Best regards,</p> <p>Ricardo B. Machado, D.Sc. University of Brasilia</p>
<p><b>Suggested Reviewers:</b></p>	<p>Fatemeh Poodat f.poodat@gmail.com Specialist in landscape planning</p> <p>Erin Koen erinkoen@hotmail.com Specialist in landscape connectivity</p> <p>Carlos Eduardo Grelle grellece@biologia.ufrj.br Specialist in habitat fragmentation, and tropical ecosystems</p>

Linear infrastructure and habitat fragmentation: landscape analysis for spatial modeling of power lines

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

2

Giselle Bianca<sup>1,2</sup>

4 Ricardo B. Machado<sup>1,3\*</sup>

1 Graduate Program in Ecology – University of Brasilia – Campus Darcy Ribeiro – 70910-900 – Brasilia-DF, Brazil.

2 Diretoria de Licenciamento – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA – Av. L4 Norte - SCEN Trecho 2 - Edifício Sede - 70818-900 – Brasília-DF

3 Zoology Department - University of Brasilia – Campus Darcy Ribeiro – 70910-900 – Brasilia-DF, Brazil.

ORCID 0000-0002-6508-9005.

\* corresponding author: rbmac62@gmail.com

#### 14 Acknowledgments

The Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources – IBAMA provided a license to GB conduct the Graduate Course Master in Ecology at the University of Brasilia. The Nacional Council of Scientific and Technological Development - CNPq provided a researcher fellowship grant to RBM.

18

20

**Abstract**

22 Linear infrastructures, such as power lines, contribute to habitat fragmentation, one of the main human impacts  
23 on biodiversity. Such projects are submitted to an Environmental Impact Assessment (EIA), which aims to  
24 predict potential social and environmental impacts resulting from their installation and operation, and evaluate  
25 project environmental viability. Spatial modeling has been suggested as a useful tool for defining linear  
26 infrastructure location options, as it allows reconciliation of involved environmental, social and economic  
27 factors. However, the impact of habitat fragmentation is commonly measured only by quantifying the area of  
28 native vegetation to be affected by this infrastructure, an approach which may lead to underestimation of its  
29 impact and misinterpretation of its significance. Accordingly, we seek to incorporate into transmission line  
30 modeling an analysis of landscape connectivity, based on the principles of landscape ecology. For this purpose,  
31 the Power Line Xingu - Rio was selected as a case study. This infrastructure is about 2500 kilometers long and  
32 intersects three biomes: Amazon, Cerrado (woodland savanna) and Atlantic Forest. The following metrics were  
33 applied: clustering, clustering coefficient, node degree and area ratio. We use de tool Least-cost Path Analysis  
34 (LCPA) for modeling an optimal route of the Xingu – Rio power line. This modelling tool was used to reconcile  
35 ecological, economic, social and operational safety criteria. The two routes (licensed and modeled) were  
36 compared for environmental cost, length and sinuosity. The modeled route gave a lower cost for the five cost  
37 indicators used, while average values of these cost indicators did not differ between the routes (licensed and  
38 modeled). As for sinuosity and length, the modeled route was 9% longer than the licensed route. From the  
39 results obtained, we showed that the use of this new analyses perspective resulted in an optimized route, one  
40 with lower environmental costs.

42 **Keywords:** Environmental Impact Assessment; Least-cost-path; Environmental modeling; Landscape  
43 connectivity; Brazil

44

## 46 Introduction

1 In Brazil, a 3% annual increase in *per capita* demand for energy is forecast for the 2017-2027 period,  
2  
3  
4 48 which will require the expansion of the power generation system (current installed capacity: 158 GW), and, as a  
5  
6 result, its power transmission system. For a flow of such electric power to be occur there are plans for the  
7  
8 50 construction of 55,000 km of powerlines by 2027 (MME and EPE, 2018).

9  
10 Installation, operation and maintenance of such linear infrastructures require the removal of vegetation in the  
11  
12 52 area below the cables (the maintenance strip) (ABNT, 1985). Such areas contribute to habitat fragmentation  
13  
14 (Andrews 1990, Goosem and Marsh 1997, Pohlman et al. 2007) by producing barrier effects (Nellemann et al.  
15  
16 54 2001, 2003, Wilson et al. 2007, Silva et al. 2010, Colman et al. 2012, Skarin et al. 2015), and reducing the  
17  
18 remaining areas of habitat (Geneletti 2004, Lóránt and Vadász 2014, Hyde et al. 2018). Additionally, although  
19  
20 56 the disturbed area is limited in width, the disruption extends longitudinally over the entire length of the power  
21  
22 line (Biasotto and Kindel 2018). In addition, negative effects on landscape connectivity are potentiated, due to  
23  
24 58 the peculiarities of the national power system (see Supplementary Material S1) in which the main generating  
25  
26 units are far from the main centers of energy consumption, and where hydroelectric plants dominate the electric  
27  
28 60 grid.

29  
30 The major centers of energy consumption in Brazil are located in the southeastern region of the  
31  
32 62 country, mainly in the states of São Paulo, Minas Gerais and Rio de Janeiro, where 84.5 million people are  
33  
34 concentrated (40.1% of the Brazilian population (IBGE 2019a)). Such states are generally far removed from the  
35  
36 64 main generation sources, which are mostly located in the north of the country, so demanding the construction of  
37  
38 increasingly large high voltage power lines (Cardoso Júnior et al. 2014, MME and EPE 2018). In turn, the  
39  
40 66 dominance of hydroelectricity in the national power system, it currently accounts for 60.31% of production  
41  
42 (BIG 2019), means that the energy generation and supply system is highly dependent on rainfall. This results in  
43  
44 68 the need to build more power lines between watersheds, to improve grid interconnectivity and so increase  
45  
46 transmission system reliability and stability (MME and EPE 2018). In addition, there is a forecasted growth in  
47  
48 70 wind power generation sources (2,000 MW/year), located in the northeast and south (MME and EPE 2018) also  
49  
50 requiring the construction of additional power lines for connecting and reinforcing energy transmission from the  
51  
52 72 producer regions to major consumption centers.

53  
54 According to Brazilian law, a project that is considered to have the potential to cause significant  
55  
56 74 environmental degradation must have undergone an Environmental Impact Assessment (EIA) (CONAMA  
57  
58 1986). This is a precautionary procedure that seeks to analyze the possible social and environmental impacts  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65



76 that the activities necessary for the installation and operation of a project to may cause and, from this, assay the  
1 overall environmental viability of that project (Glasson et al. 1995, Sánchez 2008). In Brazil, the EIA is  
2  
3  
4 78 associated with environmental licensing (CONAMA 1997), by providing information that allows the  
5  
6 organization responsible to make decisions on whether or not to issue the environmental license. The company  
7  
8 80 or organization responsible for the project is required to submit an environmental study containing the  
9  
10 environmental characterization of the area to be impacted, the assessment of possible impacts and options for  
11  
12 82 project location (CONAMA 1986). Power lines have some degree of local locational flexibility because they  
13  
14 can undergo small-scale route changes via inflections (known as ‘variants’) from the main direction, For this  
15  
16 84 reason, the main focus of power line licensing its often definition of the best route, this being the one which  
17  
18 avoids or minimizes the social and environmental impacts identified by the EIA (EPE 2005). To choose the best  
19  
20 86 local-level option, it is necessary to conciliate the various ecological, economic and social factors in operation  
21  
22 (Bevanger et al. 2009, Bagli et al. 2011, Dalloz et al. 2017, Araujo and Nóbrega 2018), while still considering  
23  
24 88 operational security (EPE 2013). However, the growing socio-environmental complexity of Brazil provides  
25  
26 great challenges for new power lines implementation. (EPE 2014, MME and EPE 2018).  
27

28 90 Some studies have suggested that spatial modeling could be applied to analyze such linear  
29  
30 infrastructure locational options as roads and power lines (Weedy 1989, Houston and Johnson 2006, Bevanger  
31  
32 92 et al. 2009, Bagli et al. 2011, Thomassen et al. 2012). In 2004 the Brazilian Government created a company  
33  
34 called, in Portuguese, the *Empresa de Pesquisa Energética* (EPE: “Energy Research Company”)  
35  
36 94 (<http://www.epe.gov.br/pt>), which was charged with developing studies that would produce a series of energy  
37  
38 supply expansion scenarios in the country.  
39

40 96 When defining the best route for power line corridors EPE planning has considered a variety of  
41  
42 technical, economic and socio-environmental aspects, so as to avoid or minimize in such sensitive areas as  
43  
44 98 protected areas, indigenous lands and urban nuclei (EPE 2005). Since 2018, a methodology for applying  
45  
46 modeling techniques has been developed under the Federal Environmental Licensing (*Licenciamento Ambiental*  
47  
48 100 *Federal: LAF*) to improve power line EIA implementation and support best location option decision making  
49  
50 (Araujo and Nóbrega 2018). However, this decision process does not include an analysis of how landscape  
51  
52 102 connectivity is compromised along the power line, and few approaches have been proposed to date that treat this  
53  
54 important aspect (Dalloz et al. 2017).  
55

56 104 Connectivity is of key importance in biodiversity conservation, as it facilitates such ecological functions as  
57  
58 dispersion and colonization, which in turn determine the resilience of populations (Ricotta et al. 2000, Saura and  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

106 Torné 2009). However, when conducting analysis that will allow power line route choice, only the vegetation  
1 area to be affected by the project is quantified for the choice of route. As a result, the relevance and magnitude  
2  
3  
4 108 of fragmentation caused by power line deployment can be underestimated, as habitat availability depends not  
5  
6 only on the amount of native vegetation in the landscape, but also on the connectivity between vegetation  
7  
8 110 patches via the matrix (Fahrig 2003). Thus, habitat availability may be reduced by an area that exceeds the  
9  
10 amount of native vegetation, and there is no linear relationship between these two parameters (Almeida-Gomes  
11  
12 112 et al. 2016). Thus, to improve assessment accuracy, power line spatial modeling should incorporate analyses of  
13  
14 the risks to affected landscape connectivity. Landscape Ecology provides an adequate theoretical foundation for  
15  
16 114 this, as it allows the integration of spatial heterogeneity into ecological analysis, and with emphasis on  
17  
18 environmental problem, there has produced a paradigm shift in studies on habitat fragmentation, as well as the  
19  
20 116 conservation of species and ecosystems (Metzger 2001, Koblitz et al. 2011).

21  
22 Given this, we propose an approach to landscape connectivity analysis to be incorporated into the  
23  
24 118 Environmental Impact Assessment of power lines, based on Landscape Ecology. For this, the Xingu-Rio Power  
25  
26 Line was used as a case study. Landscape metrics (clustering, clustering coefficient, node degree and area-ratio)  
27  
28 120 were applied to identify the key patch within the landscape required for connectivity maintenance. This  
29  
30 approach is based on graph theory, which represents the elements of a landscape as nodes, connected or not, in  
31  
32 122 an interaction network. (Urban and Keitt 2001, Minor and Urban 2008). The theory has been used in many  
33  
34 different areas, such as pharmacology, geography and transportation engineering, and studies have suggested it  
35  
36 124 can be applied to support conservation planning decision-making (Pascual-Hortal and Saura 2006, Saura and  
37  
38 Rubio 2010, Gurrutxaga and Saura 2014, De Montis et al. 2016), since it reduces the complexity of the real  
39  
40 126 landscape to a simpler spatial representation: treats habitat patches as nodes with links representing the potential  
41  
42 flow between patches. This facilitating the understanding of element distribution within a landscape and of the  
43  
44 128 flow interactions between these elements. Such factors are highly relevant to effective analysis of key ecological  
45  
46 processes (Ricotta et al. 2000, Minor and Urban 2008).

47  
48 130 We hope that the addition of this new perspective in power line spatial modeling will improve  
49  
50 connectivity status analysis for affected landscapes, and will provide more robust inputs for decision-making on  
51  
52 132 the environmental feasibility of power line constructions and the identification of the best location option to be  
53  
54 adopted. Given the above we evaluated whether the modeled power line would have a lower environmental cost  
55  
56 134 and length than the licensed power line, the Xingu-Rio power line (Hypothesis 1), and whether the modeled  
57  
58 power line would have less impact on connectivity in the region than the licensed power line (Hypothesis 2).  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

136

1 **Methods**

2  
3  
4 138 Study Area

5 The Transmission System “800 kV SE Xingu - SE Rio Terminal and associated facilities” were  
6  
7 140 selected as a case study. Installation license for this venture were issued by the Brazilian Institute of  
8  
9 Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) on August 10, 2017. The project connects the Xingu  
10  
11 142 Substation (SE), located in the municipality of Anapu, Pará state (PA), to the Terminal Rio Substation (SE) in  
12  
13 the municipality of Paracambi, Rio de Janeiro state (RJ). Its function is to the transfer energy generated by the  
14  
15 144 Belo Monte Hydroelectric Power Plant to the southeast region of the country (EPE 2014). The project includes a  
16  
17 number of auxiliary components (e.g. substations, and secondary power lines), but only the main power line  
18  
19 146 (hereafter LTXR) was studied. The LTXR is some 2,500 km long, and traversed five states: Pará (PA),  
20  
21 Tocantins (TO), Goiás (GO), Minas Gerais (MG) and Rio de Janeiro (RJ); and three biomes: Amazon, Cerrado  
22  
23 148 and Atlantic Forest (Figure 1a).

24  
25 To delimit the study area a line was defined between the SE Xingu (3° 6'28.46”S; 51° 41'9.21” W) and  
26  
27 150 the Rio Terminal SE (22° 39'23.12”S; 43° 46 '8.87” W) a 200 km zone was studied, giving a total study area of  
28  
29 465,192.17 km<sup>2</sup>. This was initially divided into three sections delimited by boundaries of the biomes traversed.  
30  
31 152 However, the Cerrado section was subsequently subdivided into three sub-sections due to the great extent of the  
32  
33 line within this biome. Thus, the study involved analysis of five sections: Amazon, Cerrado\_T1, Cerrado\_T2,  
34  
35 Cerrado\_T3, and Atlantic Forest (Figure 1b). Due to the limitations of available computational capacity, the  
36 154 descriptive steps were performed separately for each section.  
37  
38  
39

40 156

41  
42 >> Figure 1 approximately here <<  
43

44 158

45  
46 Modelling an optimal route of the LTXR powerline

47  
48 160 A new route was defined for the project using the *Least Cost Path* (LCP) tool, available in the ArcGIS  
49  
50 10.3 program (ESRI 2011), with the same source and destination points as the licensed LTXR. Best route  
51  
52 162 definition is performed on a matrix map (a cost surface), in which each cell has a cost value, which expresses  
53  
54 the “effort” needed to intercept it. The route is defined by an algorithm that selects from the source cell the next  
55  
56 164 least costly cell (lowest value) from neighboring cells. The algorithm performs the procedure cell by cell until  
57  
58 the target cell is reached, constructing the least costly route between the two points (Bagli et al. 2011).  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

166 In general, it is recommended that best route choices for linear infrastructure be made on a cost surface  
1 that considers social, economic, physical and ecological factors (Bevanger et al. 2009, Bagli et al. 2011, Araujo  
2  
3  
4 168 and Nóbrega 2018). Thus, for cost surface composition, we used the same variables those deployed by the  
5  
6 licensed LTXR (Table 1), except for vegetation cover. The licensed LTXR environmental study considered only  
7  
8 170 the percentage of native vegetation to be suppressed. We apply a landscape connectivity analysis, the methods  
9  
10 of which will be detailed in the next section.

11  
12 172 Each geospatialized variable was cut based on the delimitations of the five analyzed sections. All  
13  
14 analyses used 120 m spatial resolution matrix files, designed for the Albers system (Datum: SAD69, units in  
15  
16 174 meters). Because the selected socio-environmental variables had different levels of importance for decision  
17  
18 making, weightings previously defined in the LTXR licensed environmental study was assigned to each one  
19  
20 176 (Table 1). We use the fuzzy membership function from the ArcGIS 10.3 program (ESRI 2011) to generate new  
21  
22 maps with the selected variables. This function allows the establishment of a gradual decay of the influence of a  
23  
24 178 variable on the study area as distance increases. For this purpose, the Euclidean distance was calculated for each  
25  
26 map and, the fuzzy membership tool applied sequentially. For factors with legal proximity constraints (Table 1),  
27  
28 180 we considered such this distance as the fuzzy function tipping point. For the slope layer, we also considered the  
29  
30 constraint “avoiding areas with elevation greater than 45%”. Since this layer has continuous values, we did not  
31  
32 182 apply fuzzy membership, using the resistance function proposed by Reed et al. (2016) (Figure 2).

33  
34  
35  
36 184 >> Figure 2 approximately here <<  
37  
38  
39

40 186 After assigning the weights and applying fuzzy, we overlapped (summed) the layers to generate the  
41  
42 cost map (step 1). In a second step, we applied the constraint of keeping a minimum distance of 10 km between  
43  
44 188 LTXR and the already installed Xingu-Estreito and Tucuruí-Xingu Power Lines. Accordingly, we defined a 10  
45  
46 km zone around these transmission lines and assigned a high cost value (4), so that the location option set by  
47  
48 190 Least Cost Path avoided such areas.

#### 50 Landscape Analyses

51  
52 192 Each section (Amazon, Cerrado\_T1, Cerrado\_T2, Cerrado\_T3 and Atlantic Forest) was considered as a  
53  
54 landscape. We use the Graphab 2.4 program (Foltête et al. 2012) for modeling habitat networks from graphs.  
55  
56 194 Graphs were defined as groups of nodes (the native patch, in this case) that were connected within a designated  
57  
58 distance (Urban and Keith, 2001). We used the Mapbiomas project mapping (Mapbiomas 2017) collection 3 for  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

196 2015 as a reference, as this was the year of the LTXR environmental study. We included in the analysis all  
1 native patches with an area equal to or greater than 1.5 ha, except for the Cerrado\_T3 and Atlantic Forest  
2  
3  
4 198 sections, for which all patches were considered.

5  
6 We applied the function *clustering* to identify cluster. This procedure aims to group patches (nodes),  
7  
8 200 seeking to group the most densely connected clusters, although connections between groups may also exist  
9  
10 (Newman 2006). Cluster composition results in graphs with community structures closer to that observed in  
11  
12 202 biological communities, which tend to be divided into subgroups (metacommunities) (Clauzel et al. 2015).

13  
14 To define the connectors that composed the clusters, geographical position was considered, from which  
15  
16 204 edge-to-edge between patches distances were calculated, as was area of each patch. We defined as the maximum  
17  
18 distance between nodes as 1.3 km, estimated as the maximum dispersion of fragmentation-sensitive non-volant  
19  
20 206 terrestrial mammals (Grande 2019), characterized by low dispersion capacity and large required living area.  
21  
22 Accordingly, two areas were considered connected and belonging to the same cluster if they were within the  
23  
24 208 established distance limit.

25  
26 To identify the isolated areas, that is, those not included in any cluster, we calculated the degree of  
27  
28 210 connectivity of each node ( $D_{gi}$ ). This metric involves the number of nodes connected directly to the reference  
29  
30 node. This is given by:  $D_{gi} = N_{ij}$ . The nodes where  $D_{gi} = 0$  were considered as truly isolated within the  
31  
32 212 landscape, and with no influence on connectivity. They were therefore considered less relevant to the current  
33  
34 analysis.

35  
36 214 We calculated the *Clustering Coefficient* (CC) which is given by the relation between the number of  
37  
38 nodes connected to the referential node ( $a_i$ ), as well as connected to each other, in reference to the total number  
39  
40 216 of possible connections (Ricotta et al. 2000). The greater the number of connections between neighboring  $a_i$   
41  
42 patch the closer the  $a_i$  value will be to 1. It will equal 0 when  $a_i$  is connected to only one neighboring node  
43  
44 218 (Figure 3).

45  
46  
47  
48 220 >> Figure 3 approximately here <<

49  
50  
51  
52 222 Assuming that a network with highly-connected nodes is likely to be more resilient to removal of some  
53  
54 nodes due to connection redundancy (Minor and Urban 2008, Dou and Cui 2014, De Montis et al. 2016), we  
55  
56 224 considered that peripheral patches with high CC (tending to 1) are less relevant for maintaining landscape  
57  
58 connectivity, since they form part of a network of highly connected nodes. Thus, removing these nodes would  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

226 not result in increased landscape fragmentation (Figure 3a). Thus, we considered patches with  $CC > \mu$  most  
1 relevant for connectivity maintenance.  
2

3  
4 228 For patches belonging to a cluster ( $D_{gi} > 1$ ) and with a significant CC ( $CC > \mu$ ), we weighted their area  
5 in terms of the summed areas of the patches composing that cluster (relative area). Given that patches with  
6 larger areas potentially support larger populations, patches with high relative area ( $> \sigma$ ) were selected as key  
7 230 patch type 1 for maintaining landscape connectivity. Patches with  $CC > \mu$  but smaller relative area ( $< \sigma$ ) were  
8 selected as type 2 key patch (see Supplementary Material S2). Both types should be avoided by LTXR modeled.  
9  
10 Finally, we constructed a matrix map with the selected key patch after the classification described above, which  
11  
12 232 was used in the cost surface composition.  
13  
14  
15  
16 234

### 20 236 Statistical Analysis

21  
22 To test our first hypothesis, that the length and environmental cost of the modeled LTXR modeled  
23  
24 238 would be smaller than that of the licensed LTRX, five indicators were defined (Table 2, line "1" to "5"). We  
25 extracted from the cost surface the pixel values related to each route (licensed LTXR and modeled LTXR) and  
26  
27 240 calculated comparison indicators. For the PA cost indicator, we assigned to each protected area (except APA  
28 and RPPN) a 3 km buffer, corresponding to the legal proximity constraint (CONAMA 428/10) used in the cost  
29  
30 map composition (Table 1). To calculate the PA cost indicator, we therefore considered direct interference  
31  
32 242 within the protected area and the 3 km buffer. We applied a Chi-square test to test for significant differences in  
33  
34 the absolute and mean values of calculated cost indicators for licensed LTXR and modeled LTXR.  
35  
36 244

37  
38 We calculated the Straightness index (ST) for each route, as this is a relevant to construction. This  
39  
40 246 index consists of the ratio between the length of the considered route and a line defined between the starting and  
41  
42 finishing points of the route. The closer the obtained value is to 1, the less sinuous the route. We defined  
43  
44 248 variations up to 0.05 as non-significant.

45  
46 For the length indicator, we defined variations of up to 5% between the modeled route and the licensed  
47  
48 250 route as insignificant, in accordance with percentage observed in LTXR's environmental study.

49  
50 To test the second hypothesis (that the modeled route would have impact affected region connectivity less than  
51  
52 252 the licensed one, we considered two indicators: connectivity cost and connectivity distance (Table 2, line "6"  
53  
54 and "7").

55  
56 254 We extracted the pixel values related to each route (licensed LTXR and modeled LTXR) of the map  
57  
58 raster containing of key patch (type 1 and type 2) and calculated the cost connectivity indicator. We calculated  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

256 distance connectivity indicators from matrix maps using Euclidean distances between the key patch, extracted  
1 pixels values corresponding to each route, then calculated average distance of each route relative to the key  
2 patch. We used a Chi-square test to verify if significant differences existed in cost connectivity (absolute and  
3 average) and distance connectivity values calculated for each route.  
4 258

5  
6  
7  
8 260 All statistical analyzes were performed using R software (Core Team. R 2017) and statistical differences were  
9 considered significant at  $p < 0.05$ .

10  
11  
12 262

## 13 **Results**

14  
15  
16 264 The modeled routes show low convergence with those of the licensed LTXR (0.8 to 2,3%), and average  
17 distance between the two routes ranged from 5.94 km (Amazon stretch) to 28.2 km (Cerrado T\_3 section) (Figure  
18 4).  
19  
20 266

21  
22  
23  
24 268 >> Figure 4 approximately here <<

25  
26  
27 270

28  
29 The difference between the cumulative cost for the modeled LTXR and the licensed LTXR was significant for  
30 all section, being smaller in the LTXR modeled. The average cost, however, was not significant for any of the  
31 272 sections (Table 3). Cell selection frequencies for each route (licensed and modeled) by section are given in  
32 Supplementary Material (S3). In the Amazon, Cerrado T\_1 and Cerrado T\_3 sections, both routes do not  
33 interfere with Protected Area (PA cost = 0). This means that the routes do not intercepts this Areas and do not  
34 pass through the area surrounding the PA. In Cerrado\_T2, the licensed LTXR interfered with a PA (Figure 5a).  
35 274 In the Atlantic Forest section, both routes interfered with PA, being the PA cost higher in the licensed LTXR  
36 and presenting significant difference between the routes ( $\text{Chi}^2 = 244,97$ ) (Figure 5b).  
37  
38  
39  
40 276  
41  
42  
43  
44 278

45  
46  
47  
48 280 >> Figure 5 approximately here <<

49  
50  
51  
52 282 The APCB cost differed significantly between licensed LTXR and modeled LTXR for the five  
53 sections. The modeled routes for the Amazon, Cerrado\_T2, Cerrado\_T3 sections tended to have higher average  
54 APCB cost than the licensed LXTR route, but for none of the five sections the difference in average APCB cost  
55 284 was significant (Table 3).  
56  
57  
58  
59

60 286  
61  
62  
63  
64  
65

>> Table 3 approximately here <<

288

The routes modeled for the five sections are longer than the licensed LTXR (2928.61 km x 2568.38 km, respectively) and a variation greater than the limit defined as insignificant (5%). The total length of the modeled LTXR (sum of sections) is also greater than the licensed LTXR (14%). The straightness index in the five sections is higher for the modeled LTXR, with variation close to 10%, except for the Atlantic Forest section, with 20% variation between the compared routes (Table 4).

294

>> Table 4 approximately here <<

296

The connectivity cost differs significantly between licensed LTXR and modeled LTXR for all five sections. The mean section distance from key patch is greater for the LTXR modeled in all sections (Table 5). The routes also differ in interference with key patch type 1 and type 2 (Table 5). In all five sections, the licensed LTXR has greater interference with key type 1 patch than the modeled LTXR. The traces also differ in interference with type 2 key patch, with the largest interference remaining from licensed LTXR.

302

>> Table 5 approximately here <<

304

## 306 Discussion

From our cost surface model, we were able to create a route for the Xingu-Rio Power Line with lower environmental impacts than the licensed line route. The cumulative cost of the modeled LTXR differed significantly from the licensed LTXR across all five analytical sections, and the optimized LTXR route would have, if implemented, reduced negative effects on the affected region. The average cost of the indicators did not, however, show significant differences the five sections, when cost values in the intercepted cells was considered.

312

Interference with Protected Area is a key criterion for determining transmission line routes in the planning phase (MME and EPE 2018). Consequently, the licensed LTXR was found to be quite appropriate for

314



1  
2 316 this parameter, and neither routes interfered with Protected Area in the Amazon, Cerrado\_T1 and Cerrado T\_3  
3 sections. On the other hand, in the Cerrado T\_2 section, the licensed LTXR interfered with a PA, specifically,  
4 the 3 km proximity restriction area (buffer zone), which consists of a barrier established around a PA, and  
5  
6 318 subject to restrictions of use and function to minimize the negative effects of human activities on a PA. The  
7 proposed model allowed an improvement in LTXR layout by avoiding interference in this area. For the Atlantic  
8 Forest section, both routes interfered with PA, but with a higher PA cost for the licensed LTXR. In this section,  
9  
10 320 the PA potentially impacted by both routes are large areas in which a certain degree of human occupation is  
11 allowed, and where the objective is the sustainable use of natural resources (SNUC 2000). Thus, we consider the  
12 interference of the transmission line routes in these areas to have low environmental impact, provided that the  
13  
14 322 guidelines for land use established in the management plans were observed.  
15  
16  
17  
18 324

19  
20       Regarding the costs in Priority Areas for Biodiversity Conservation (APCB), it is important to  
21  
22 326 highlight that, although these areas can be very large (covering up to 71% of the Cerrado T\_2 analysis section),  
23 the proposed model was still able reduce interference on APCBs. Although not legally protected areas, sites  
24 designated APCB are considered important for biodiversity conservation, and are prioritized for restoration and  
25  
26 328 environmental conservation actions, such as the creation of Protected Area. Such areas should be included in  
27 decision-making processes regarding land management, including environmental licensing (SNUC 2000). Data  
28 from the Ministry of the Environment (MMA 2007a) indicate that in five of the nine APCBs avoided by our  
29  
30 330 model, but interfered with by the licensed LTXR there is illegal deforestation, and that it is a major threat to the  
31 areas. Thus, avoidance of these areas by the proposed model can be seen as a viable environmental gain, since  
32  
33 332 studies indicate that the major potential environmental impact of power lines is the use of the easement strip as  
34 an access corridor, facilitating entry to the central areas of forest fragments, and thus aiding hunting and illegal  
35  
36 334 logging (Biasotto and Kindel 2018).  
37  
38  
39  
40  
41  
42 336

43  
44       As for length and sinuosity, in all sections the modeled LTXR was longer than the licensed route (9%).  
45  
46 338 One of the reasons for this is the strong influence of the *highways* on the definition of the least cost path. As this  
47 is the only variable with proximity condition and not avoidance (Table 1), the modeled route tended to run  
48  
49 340 parallel to the highways, which are interpreted as a low-cost cell continuum, which increased the length of the  
50 modeled route. This proximity tendency can be seen in the sections Cerrado T\_1, Cerrado T\_2, Cerrado T\_3 and  
51  
52 342 Atlantic Forest (see supplementary material S4). The Amazon section does not follow this pattern, due to the  
53 influence of the constructive constraint of maintaining a minimum distance of 10 km from the Bipolo-1  
54  
55 344 Transmission Line, which crosses the entire length of the Amazon section, so forming a west-side limitation for  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1 the modeled route. This resulted in a smaller variation in length (8.7%) and sinuosity (10%) for this section  
2 346 between the five sections. Proximity to highways is a criterion observed for the definition of power line routing  
3  
4 from the planning phase onwards (EPE 2013), because the closer to existing highways, the less the need for  
5  
6 348 construction of new access for the installation of the power line. Several studies show that roads are important  
7  
8 elements in the dynamics of land use in any region, being strong drivers of degradation and environmental  
9  
10 350 impact on natural ecosystems (Barber et al. 2014, Zimbres et al. 2018), on native species (Colchero et al. 2011,  
11  
12 Bartzke et al. 2015, Bischof et al. 2017), and acting as facilitators of exotic species invasion (Christen and  
13  
14 352 Matlack 2006). The creation of new accesses potentiates a variety of negative environmental impacts, such as:  
15  
16 removal of native vegetation, erosive processes and wetlands siltation (Biasotto and Kindel 2018), all of which  
17  
18 354 should be avoided.

19  
20 Although the criterion road was considered when determining the licensed route, the significant  
21  
22 356 divergence in extension and the sinuosity between the two routes occurred due to because of the limited data  
23  
24 used in our model. Our database listed federal and state highways, but not secondary roads (IBGE 2019b), while  
25  
26 358 for the definition of the licensed route these secondary roads were prioritized for access. Added to this, the  
27  
28 modeled route has a more sinuous path than the licensed one (see Supplementary Material), increasing its length  
29  
30 360 and, consequently, altering the straightness index. The degree of curvature in the modeled path is influenced by  
31  
32 the resolution of the matrix map used as the cost surface: the higher the resolution, the more sinuous the path.  
33  
34 362 Given the large expanse of the study area, we purposely degraded the resolution of the original data to 120 m so  
35  
36 that the computational performance required for modeling could be achieved. This characteristic of the model  
37  
38 364 does not make its application unfeasible, because, in those stretches where the sensuosities are considered  
39  
40 operationally inappropriate, they may be reduced via revision of the modeled route. In addition, for future  
41  
42 366 applications of the model, we suggest testing different resolutions to select that which is most appropriate for  
43  
44 the study area, and so reduce the impact of excessive sinuosity.

45  
46 368 Results obtained for the cost connectivity indicator and for distance connectivity also demonstrated that  
47  
48 adding a landscape connectivity status analysis significantly reduced the negative effects of modeled LTXR  
49  
50 370 when compared to licensed route. Application of landscape metrics made it possible to integrate two overriding  
51  
52 ecological parameters: habitat quantity (via relative area) and habitat connectivity (via Clustering Coefficient).  
53  
54 372 The connectivity cost also remained lower for the modeled LTXR when calculated separately for type 1 and  
55  
56 type 2 key patches. However, in all five sections the modeled LTXR interferes with more type1 than type 2 key  
57  
58 374 patches. Although we did not assign different weights to the types of patches, we believe this was because it was  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2 376 less costly for the model to avoid type 2 key patches, which have a smaller relative area (<5%) (i.e., with less  
3 corresponding pixels) than type 1 key patches, where the relative area is larger (5 to 100%: see Supplemental  
4 Material S1).

5  
6 378 Depending on landscape spatial patterning, it can be more beneficial to avoid smaller patches (type 2), given  
7 their low resilience to disturbances and their potential contribution to maintaining stepping stone connectivity  
8 between the larger patch (Herrera et al. 2017). The importance of small patches becomes even more acute when  
9 inserted in matrices that are inhospitable to native species (Baum et al. 2004), as occurs in the Cerrado and  
10 380 Atlantic Forest sections. Thus, we suggest as an improvement to the model, so that in future differently  
11 weighted will be assigned to type 1 and type 2 patches depending on the landscape context. Thus, in landscapes  
12 like the Atlantic Forest stretch, that is, more fragmented and with most of type 1 key patches located in  
13 Protected Areas, type 2 key patches are prioritized because they contribute as connectors between the large  
14 382 protected patches located in PAs (see supplementary material S5). In landscapes similar to Cerrado T\_3, which  
15 has smaller patches (maximum relative area 60%) and few Protected Area, we consider that type 1 patches  
16 should be prioritized because they support larger populations of native species (Laurance 2000).  
17  
18 384  
19  
20  
21  
22 386  
23  
24  
25  
26 388  
27

28 We also emphasize the species-specific character of connectivity, as the connectivity status of the  
29 landscape will depend on the dispersal capacity of the species concerned. The proposed model considered  
30 390 connectivity maintenance for species with a maximum dispersion capacity of 1.3 km. We suggest that, in future,  
31 applications of this landscape connectivity model be finessed to evaluate separately species with different  
32 dispersion capacities, with the aim of identifying regions of high importance for maintaining connectivity for  
33 species groups of heterogeneous dispersal capacity (Koen et al. 2014, Santini et al. 2016).  
34 392  
35  
36  
37  
38 394  
39

40 Fragmentation status results are also influenced by the scale used. One objective of this study was to evaluate  
41 the fragmentation pattern for the entire area under the influence of the power line (200 km), assessing this on a  
42 396 biome-by-biome basis. But this was not possible due to the large size of the areas involved and the consequent  
43 data bases and computational constraints, particularly for the Cerrado stretch. Thus, our landscape scale (five  
44 sections of analysis) was defined considering the maximum possible reach that could be modelled given the  
45 398 computational limits in place. For future applications, however, the model could be adjusted to different scales  
46 of analysis.  
47  
48  
49  
50 400  
51  
52  
53

54 402 In addition, the inclusion of other variables in the model would likely reduce further the negative  
55 impacts of the power line. By way of example, we recommend the inclusion of migratory bird routes and areas  
56 in Brazil (ICMBio 2016), as collision of birds with transmission lines is a widely-recognized impact (Biasotto  
57 404  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

and Kindel 2018), which can lead to population decline and behavioral changes such as avoidance of rest areas (Silva et al. 2014, Bernardino et al. 2018). This variable was not included in our model because it was not explicitly considered for the definition of the licensed LTXR route, so its addition would have compromised the comparison between the licensed and the modeled routes. But is an important consideration for future studies.

## Conclusion

The first hypothesis was partially corroborated, since the route defined by the model had environmental costs significantly lower than those of the licensed LTXR, although the modeled route length was 9% longer. Our second hypothesis was confirmed with the demonstration that addition of landscape metrics for route definition provides an improved understanding of the connectivity status of the affected area, resulting in an optimized path with less potential for habitat fragmentation.

Given the environmental gains achieved, we consider that the increase in length of the modeled route is not an obstacle for model application. In addition, adjustments to the input data (resolution and database) would attenuate the observed increase in sinuosity. Thus, linked to the technical analysis, we consider that the model represents a useful tool to support decision making regarding the environmental viability of transmission lines and the best location option to be adopted.

Application of the model would also enhance environmental impact assessment predictability, as it gives clear explanations of the considered variables and the importance values attributed to them. It thus provides robust inputs for a discussion between the different actors and stakeholders (e.g. civil society, entrepreneurs, environmental agencies, among others).

In addition, the model's versatility allows the addition of other variables, so that each model can be tailored to different environmental and land use contexts. For example, given the growth of wind power farms in the northeast of the country, it is possible to adjust the model by including relevant variables for this region, such as: avoidance of areas susceptible to desertification (MMA 2007b), and areas with potential for forest fires (ANEEL 2018). The model could also be used for planning power line corridors if adjusted to this scale of analysis.

Finally, we emphasize that the proposed model can be used as a tool to mitigate environmental impacts, contributing to the growing discussions, promoted by environmental agencies and other civil society entities, that aim to improve environmental impact assessment procedures.

434

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

## References

- 436 ABNT (1985) Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma brasileira nº5422/85 - Projeto de Linhas aéreas de transmissão de energia. Brasil
- 438 Almeida-Gomes M, Prevedello JA, Crouzeilles R (2016) The use of native vegetation as a proxy for habitat may overestimate habitat availability in fragmented landscapes. *Landsc Ecol* 31:711–719.  
440 <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0320-3>
- ANA (2014) Agência Nacional das Águas, Pivôs de irrigação. In: Pivôs Irrig. <http://metadados.ana.gov.br>.  
442 Accessed 9 Aug 2019
- Andrews A (1990) Fragmentation of Habitat by Roads and Utility Corridors: A Review. *Aust Zool* 26:130–141.  
444 <https://doi.org/10.7882/AZ.1990.005>
- ANEEL (2018) Agência Nacional de Energia Elétrica, Relatório desligamento de linhas de transmissão provocados por queimadas. Brasília, Brasil
- 446
- ANM (2016) Agência Nacional de Mineração, Áreas com processo minerário.  
448 <http://www.anm.gov.br/assuntos/ao-minerador/sigmine>. Accessed 11 Oct 2019
- Araujo FRN de, Nóbrega RA de A (2018) Inteligência geográfica aplicada na avaliação de impactos ambientais de sistemas de transmissão de energia  
450
- Bagli S, Geneletti D, Orsi F (2011) Routing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. *Environ Impact Assess Rev* 31:234–239.  
452 <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.10.003>
- 454 Barber CP, Cochrane MA, Souza CM, Laurance WF (2014) Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biol Conserv* 177:203–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>
- 456 Bartzke GS, May R, Solberg EJ, et al (2015) Differential barrier and corridor effects of power lines, roads and rivers on moose (*Alces alces*) movements. *Ecosphere* 6:. <https://doi.org/10.1890/ES14-00278.1>
- 458 Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT (2004) The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85:6

- 460 Bernardino J, Bevanger K, Barrientos R, et al (2018) Bird collisions with power lines: State of the art and  
1 priority areas for research. *Biol Conserv* 222:1–13. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2018.02.029>  
2  
3
- 462 Bevanger K, Bartzke G, Broseth H, et al (2009) Optimal design and routing of power lines; ecological, technical  
4 and economic perspectives (OPTIPOL)  
5  
6  
7  
8
- 464 Biasotto LD, Kindel A (2018) Power lines and impacts on biodiversity: A systematic review. *Environ Impact*  
9 *Assess Rev* 71:110–119. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.04.010>  
10  
11  
12  
13
- 466 BIG (2019) Banco de Informações de Geração, Capacidade de Geração do Brasil.  
14 <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>  
15  
16  
17  
18
- 468 Bischof R, Steyaert SMJG, Kindberg J (2017) Caught in the mesh: roads and their network-scale impediment to  
19 animal movement. *Ecography (Cop)* 40:1369–1380. <https://doi.org/10.1111/ecog.02801>  
20  
21  
22  
23
- 470 Cardoso Júnior RAF, Magrini A, da Hora AF (2014) Environmental licensing process of power transmission in  
24 Brazil update analysis: Case study of the Madeira transmission system. *Energy Policy* 67:281–289.  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34
- 472 <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.12.040>  
35  
36  
37  
38  
39
- CECAV (2017) Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas, Cadastro nacional de informações  
40 espeleológicas. <http://www.icmbio.gov.br/cecav/canie.html>. Accessed 9 Aug 2019  
41  
42  
43  
44  
45
- 474 Christen D, Matlack G (2006) The role of roadsides in plant invasions: A demographic approach. *Conserv Biol*  
46 20:385–391. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00315.x>  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53
- 478 Clauzel C, Bannwarth C, Foltete JC (2015) Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An  
54 application for amphibian conservation in eastern France. *J Nat Conserv* 23:98–107.  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65
- 480 Colchero F, Conde DA, Manterola C, et al (2011) Jaguars on the move: Modeling movement to mitigate  
66 fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Anim Conserv* 14:158–166.  
67  
68  
69  
70  
71  
72  
73  
74  
75
- 482 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00406.x>  
76  
77  
78  
79  
80  
81  
82  
83  
84  
85
- 484 Colman JE, Eftestøl S, Tsegaye D, et al (2012) Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer *Rangifer*  
86 *tarandus tarandus* movements? . *Wildlife Biol* 18:439–445. <https://doi.org/10.2981/11-116>  
87  
88  
89  
90  
91  
92  
93  
94  
95
- CONAMA (1986) Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986

- 1  
2  
3  
4  
5 488 CONAMA (1997) Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 237 , de 19 de dezembro DE 1997  
6  
7  
8  
9  
10 490 CONAMA (2010) Conselho Nacional do Meio Ambiente, resolução nº 428, de 17 de dezembro de 2010 .  
11  
12  
13  
14  
15 488 Core Team. R (2017) Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing  
16  
17  
18  
19  
20 Dalloz MF, Crouzeilles R, Almeida-Gomes M, et al (2017) Incorporating landscape ecology metrics into  
21  
22  
23  
24 490 environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect Ecol Conserv.*  
25  
26  
27  
28  
29 <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.002>  
30  
31  
32  
33  
34 492 De Montis A, Caschili S, Mulas M, et al (2016) Urban-rural ecological networks for landscape planning. *Land*  
35  
36  
37  
38  
39 use policy 50:312–327. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.004>  
40  
41  
42  
43  
44 494 Dou P, Cui B (2014) Dynamics and integrity of wetland network in estuary. *Ecol Inform* 24:1–10.  
45  
46  
47  
48  
49 <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.06.002>  
50  
51  
52  
53 496 EPE (2005) Empresa de Pesquisa Energética, Diretrizes para elaboração dos relatórios técnicos referentes às  
54  
55  
56  
57 novas instalações da rede básica. Brasília, Brasil  
58  
59  
60  
61  
62 498 EPE (2013) Empresa de Pesquisa Energética, Relatório R1 -Expansão das Interligações Norte-Sudeste e Norte -  
63  
64  
65 Nordeste. Brasília, Brasil  
66  
67  
68  
69  
70 500 EPE (2014) Empresa de Pesquisa Energética, Relatório R2 -Expansão das Interligações Norte-Sudeste e Norte -  
71  
72  
73  
74 Nordeste. Brasília, Brasil  
75  
76  
77  
78  
79 502 ESRI (2011) ArcGIS Desktop: versão 10.3. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.  
80  
81  
82  
83  
84 Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515.  
85  
86  
87  
88 504 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>  
89  
90  
91  
92  
93 Foltête JC, Clauzel C, Vuidel G (2012) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks.  
94  
95  
96  
97 506 *Environ Model Softw* 38:316–327. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>  
98  
99  
100  
101  
102 FUNAI (2016) Fundação Nacional do Índio, Terras Indígenas. <http://www.funai.gov.br/index.php/shape>.  
103  
104  
105  
106 508 Accessed 9 Aug 2019  
107  
108  
109  
110  
111 Geneletti D (2004) Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by  
112  
113  
114  
115 510 linear infrastructures. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 5:1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2003.08.004>  
116  
117  
118  
119  
120

- 1  
2 512 Glasson J, Glasson J, Therivel R, et al (1995) Introduction to environmental impact assessment. *Landsc Urban*  
3 *Plan* 32:1970–201
- 4  
5 Goosem M, Marsh H (1997) Fragmentation of a small-mammal community by a powerline corridor through  
6 514 tropical rainforest. *Wildl Res* 24:613–629. <https://doi.org/10.1071/WR96063>
- 7  
8  
9 Grande TO (2019) Desmatamentos no Cerrado na última década : perda de hábitat , de conectividade e  
10 516 estagnação socioeconômica. Universidade de Brasília
- 11  
12  
13 Gurrutxaga M, Saura S (2014) Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape  
14 518 connectivity. *Environ Conserv* 41:. <https://doi.org/10.1017/S0376892913000325>
- 15  
16  
17  
18 Herrera LP, Sabatino MC, Jaimes FR, Saura S (2017) Landscape connectivity and the role of small habitat  
19 520 patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodivers Conserv.*  
20  
21  
22 <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>
- 23  
24  
25 522 Houston G, Johnson C (2006) EPRI-GTC Overhead Electric Transmission Line Siting Methodology
- 26  
27  
28 Hyde JL, Bohlman SA, Valle D (2018) Transmission lines are an under-acknowledged conservation threat to  
29 524 the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* 228:343–356. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.027>
- 30  
31  
32  
33 IBAMA (2019) Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Estudos ambientais  
34 526 de linhas de transmissão. <http://licenciamento.ibama.gov.br/Linha de Transmissao/>. Accessed 7 Jul 2019
- 35  
36  
37  
38 IBGE (2019a) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Projeção da população do Brasil e das Unidades da  
39 528 Federação. <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Accessed 13 Jul 2019
- 40  
41  
42  
43 IBGE (2019b) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rodovias brasileira.  
44 530 [www.metadados.geo.ibge.gov.br](http://www.metadados.geo.ibge.gov.br). Accessed 7 Jul 2019
- 45  
46  
47  
48 ICMBio (2016) Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Relatório Anual de Rotas e Áreas  
49 532 de Concentração de aves migratórias no Brasil
- 50  
51  
52  
53 INCRA (2016) Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária.  
54 534 <http://acervofundiario.incra.gov.br/geodownload/geodados.php>. Accessed 15 Jul 2011
- 55  
56  
57  
58 INPE (2019) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Banco de dados geomorfométricos do Brasil.  
59 536 <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>. Accessed 6 Aug 2019
- 60  
61  
62  
63  
64  
65



Koblitz RV, Pereira Júnior SJ, Ajuz RC de A, Grelle CEV (2011) *Ecologia de Paisagens e Licenciamento*

1  
2 538 *Ambiental. Nat Conserv* 9:244–248. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.033>

3  
4 Koen EL, Bowman J, Sadowski C, Walpole AA (2014) Landscape connectivity for wildlife: Development and

5  
6 540 validation of multispecies linkage maps. *Methods Ecol Evol* 5:626–633. [https://doi.org/10.1111/2041-](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12197)  
7  
8 210X.12197

9  
10  
11 542 Laurance WF (2000) Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends Ecol Evol* 15:134–135.

12  
13 [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01838-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01838-3)

14  
15  
16 544 Lóránt M, Vadász C (2014) The effect of above-ground medium voltage power lines on displaying site selection  
17  
18 of the great bustard (*Otis tarda*) in central Hungary. *Ornis Hungarica* 22:42–49.

19  
20 546 <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0017>

21  
22  
23 Mapbiomas (2017) Projeto MapBiomas Coleção 3.0 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do

24  
25 548 Brasil. [http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas\\_collection](http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection). Accessed 1 Jan 2018

26  
27 Metzger JP (2001) O que é Ecologia de Paisagens? *Biota Neotrop* 1:9

28  
29  
30 550 Minor ES, Urban DL (2008) A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation  
31  
32 planning. *Conserv Biol* 22:297–307. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00871.x>

33  
34  
35 552 MMA (2007a) Ministério do Meio Ambiente, Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade (APCB).

36  
37 <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/projetos-sobre-a-biodiversidade/>. Accessed 9 Aug 2019

38  
39  
40 554 MMA (2017) Ministério do Meio Ambiente, Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

41  
42 <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Accessed 5 Aug 2019

43  
44  
45 556 MMA (2007b) Ministério do Meio Ambiente, Atlas das Áreas Susceptíveis à desertificação do Brasil

46  
47  
48 MME, EPE (2018) Ministério de Minas e Energia e Empresa de Pesquisa Energética, Plano Decenal de

49  
50 558 Expansão de Energia 2027. Brasília

51  
52 Nellemann C, Vistnes I, Jordhøy P, et al (2003) Progressive impact of piecemeal infrastructure development on

53  
54 560 wild reindeer. *Biol Conserv* 113:307–317. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00048-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00048-X)

55  
56  
57 Nellemann C, Vistnes I, Jordhøy P, Strand O (2001) Winter distribution of wild reindeer in relation to power

58  
59 562 lines, roads and resorts. *Biol Conserv* 101:351–360. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00082-9)

Newman MEJ (2006) Modularity and community structure in networks. *Proc Natl Acad Sci* 103:.

1  
2 564 <https://doi.org/www.pnas.orgcgidoi10.1073pnas.0601602103>

3  
4 Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity

5  
6 566 indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc Ecol* 21:959–  
7  
8 967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>

10  
11 568 Pohlman CL, Turton SM, Goosem M (2007) Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest  
12  
13 understory microclimate. *Biotropica* 39:62–71. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00238.x>

14  
15  
16 570 Reed GC, Litvaitis J, Carroll R, Broman DJA (2016) Modeling landscape connectivity for bobcats using expert  
17  
18 - opinion and empirically derived models : how well do they work ? *Anim Conserv.*

19  
20 572 <https://doi.org/10.1111/acv.12325>

21  
22  
23 Ricotta C, Stanisci A, Avena GC, Blasi C (2000) Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a  
24  
25 574 graph-theoretical approach. *Community Ecol* 1:89–94. <https://doi.org/10.1556/comec.1.2000.1.12>

26  
27 Sánchez LE (2008) Avaliação De Impacto Ambiental - Conceitos E Métodos. Oficina de Textos

28  
29  
30 576 Santini L, Saura S, Rondinini C (2016) A composite network approach for assessing multi-species connectivity:  
31  
32 An application to road defragmentation prioritisation. *PLoS One.*

33  
34 578 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164794>

35  
36  
37 Saura S, Rubio L (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to  
38  
39 580 habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography (Cop)* 33:523–537.

40  
41 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>

42  
43  
44 582 Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat  
45  
46 patches for landscape connectivity. *Environ Model Softw* 24:135–139.

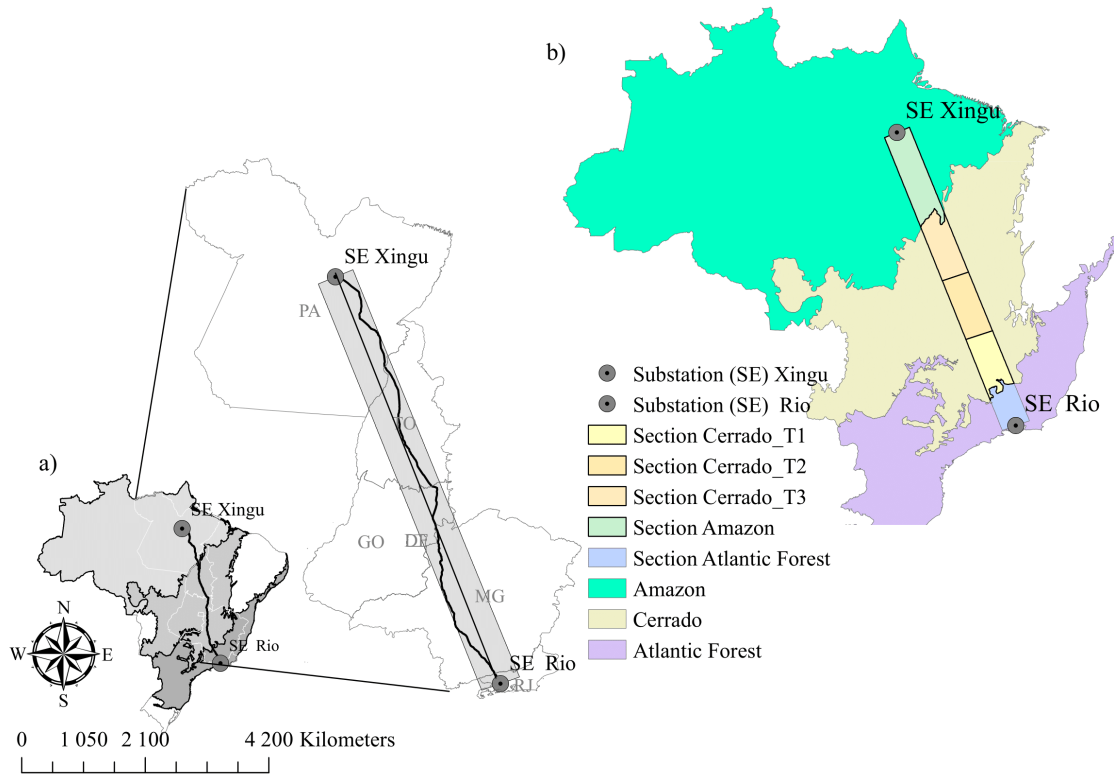
47  
48 584 <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>

49  
50  
51 Silva JP, Palmeirim JM, Alcazar R, et al (2014) A spatially explicit approach to assess the collision risk between  
52  
53 586 birds and overhead power lines: A case study with the little bustard. *Biol Conserv* 170:256–263.

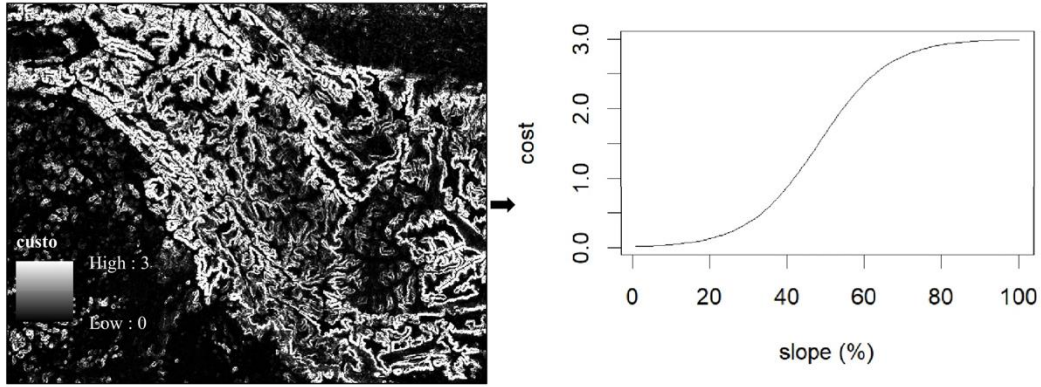
54  
55 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.026>

- 588 Silva JP, Santos M, Queirós L, et al (2010) Estimating the influence of overhead transmission power lines and  
1 landscape context on the density of little bustard *Tetrax tetrax* breeding populations. *Ecol Modell*  
2  
3  
4 590 221:1954–1963. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.03.027>  
5  
6  
7 Skarin A, Nellemann C, Rönnegård L, et al (2015) Wind farm construction impacts reindeer migration and  
8  
9 592 movement corridors. *Landsc Ecol* 30:1527–1540. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0210-8>  
10  
11 SNUC (2000) Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, Lei 9.985 de 18 de julho de 2000  
12  
13  
14 594 Thomassen J, Hanssen F, May R, Bevanger K (2012) Optipol Least Cost Path dialog Rapport fra dialogseminar  
15  
16 om tema , deltema og kriterier i Optipol-LCP versjon 1 . 0. NINA  
17  
18  
19 596 Urban D, Keitt T (2001) Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective. *Ecol Soc Am* 82:1205–1218  
20  
21  
22 Weedy BM (1989) Environmental aspects of route selection for overhead lines in the U.S.A. *Electr Power Syst*  
23  
24 598 Res 16:217–226. [https://doi.org/10.1016/0378-7796\(89\)90014-X](https://doi.org/10.1016/0378-7796(89)90014-X)  
25  
26  
27 Wilson RF, Marsh H, Winter J (2007) Importance of canopy connectivity for home range and movements of the  
28  
29 600 rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildl Res* 34:177–184.  
30  
31 <https://doi.org/10.1071/WR06114>  
32  
33 602 Zimbres B, Machado RB, Peres CA (2018) Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and  
34  
35 degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. *Land use policy* 72:354–363.  
36  
37 604 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.062>  
38  
39  
40  
41  
42  
43 606  
44  
45  
46  
47  
48 608  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

FIGURES

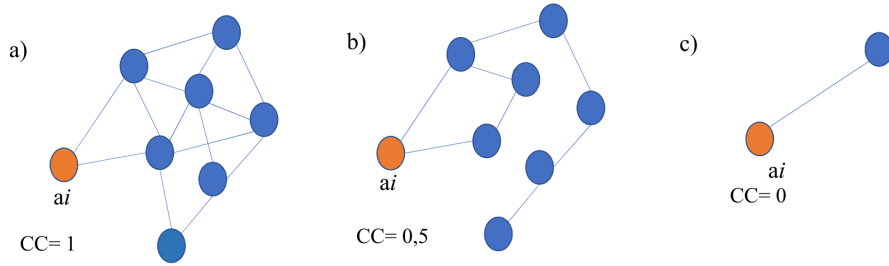


610  
612 Figure 1. Study site location. In (a) shows the area considered when modeling a new power line for the Xingu - Rio power line (LTXR); (b) shows the five sections used in the analysis.



614

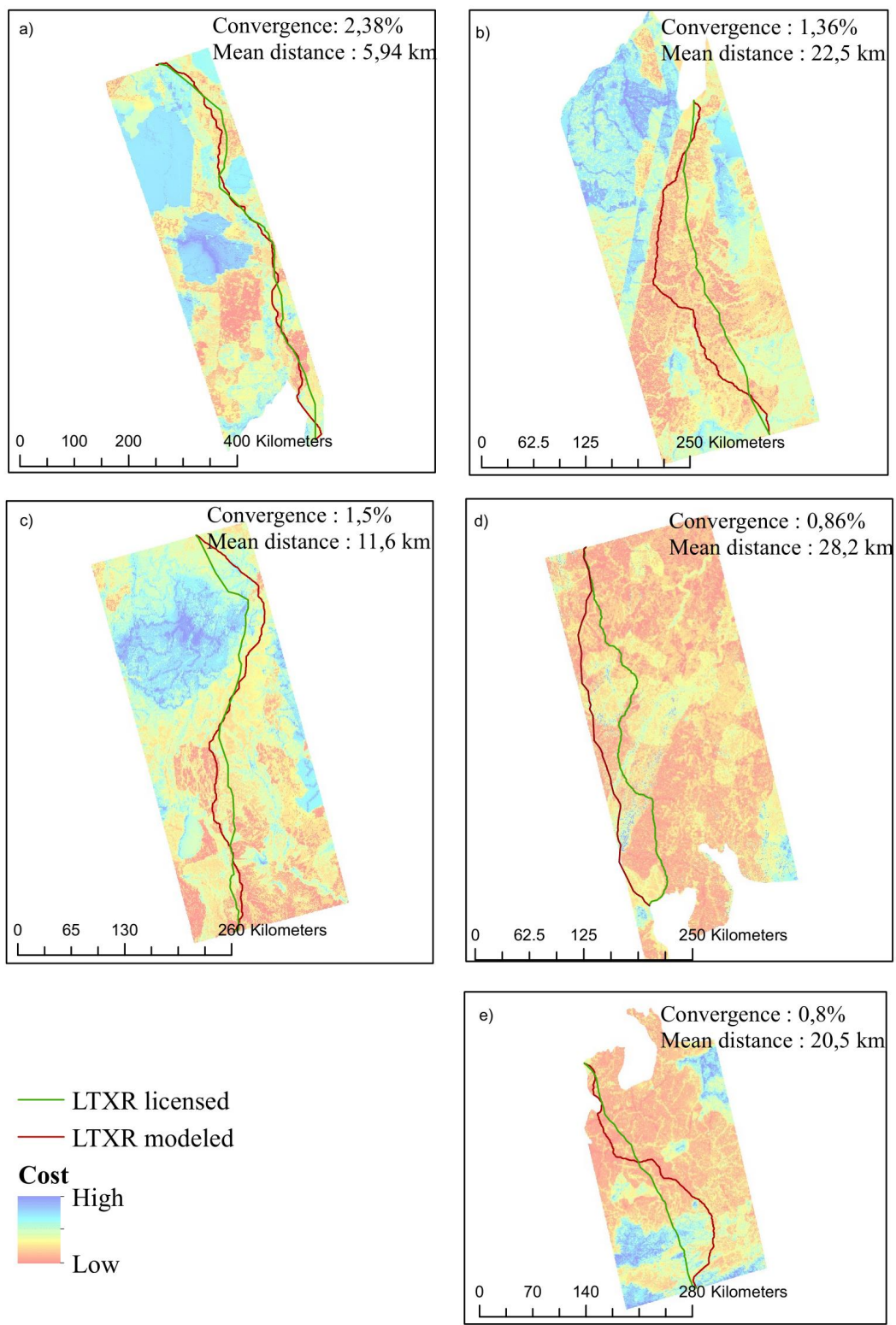
Figure 2. (b) Example of a slope cost matrix map derived from the slope resistance function proposed by Reed et al. (2006), altered by weight 3:  $3/(1+200*(\exp(-0.11*slope\%)))$ .



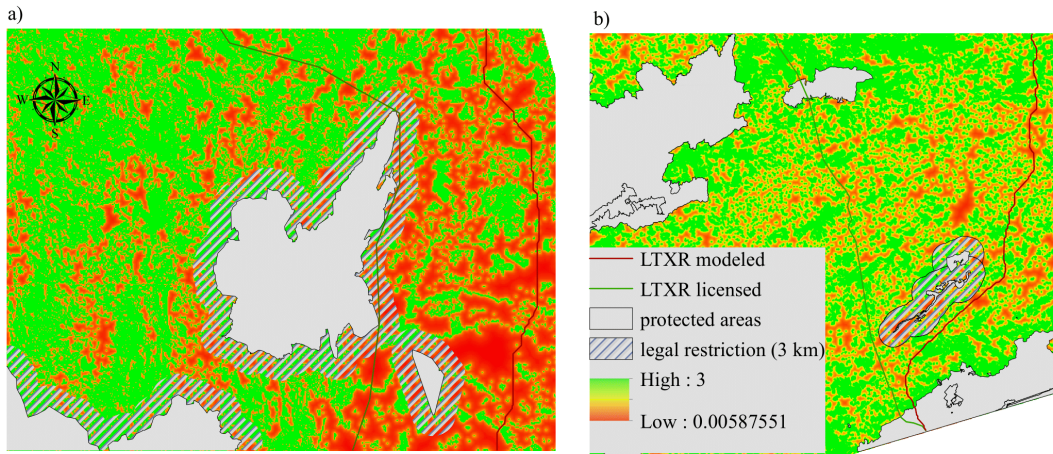
618 Figure 3. Example of a layer showing clusters formed with the *clustering* tool.

620

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65



622 Figure 4. Hypothetical examples of different connectivities: (a) highlight  $a_i$  where  $CC = 1$  when neighboring nodes  
623 have the maximum possible connectivity to each other; (b)  $a_i$  where  $CC = 0.5$  when its neighboring nodes have  
624 half the possible connections with each other; (c)  $a_i$  where  $CC = 0$ , when connected to only one other node.



626 Figure 5. Interference with Conservation Units for the Cerrado T\_2 (a) and Atlantic Forest (b) stretches.

628

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

Table 1. Variables considered when calculating the lowest cost route.

630

Variable	Aspect	Original data sources	Legal proximity restriction	Weights
Highways	Prioritize proximity	DNIT (2015)	90 m	1
Declination	Avoid steep slopes (>45%)	LAPIG (2000)	---	3
APCB*	Avoid interference	MMA (2006)	---	2.8 (extremely high) 2.5 (very high) 2.3 (high)
Protected Area (PA)*	Avoid interference	MMA (2017)	3 km (buffer zone*)	3
Incompatible land use	Avoid interference with areas under silviculture or irrigation	ANA (2014) IBGE (2015)	---	1
Vegetation	Avoid key fragments in the landscape	Mapbio (2015)	---	3
Population	Avoid interference	Mapbio (2015)	---	1
Urban settlement projects	Avoid interference	INCRA (2017)	---	2
Quilombola Lands*	Avoid interference	INCRA (2017)	8 km in the Legal Amazon 5 km other regions	3
Underground caverns	Avoid interference	ICMBio (2017)	250 m (buffer zone)	3
Rivers	Avoid interference	ANA (2014)	90 m (APP*)	2
Existing power lines	Maintain minimum operational security distance (10 km)	IBAMA (2015)	---	4
Areas of mining interest	Avoid areas with mining rights*	ANM (2015)	---	2
Indigenous Lands	Avoid interference	FUNAI (2016)	8 km in the Legal Amazon 5 km other regions	3

Observations: APCB = Priority Areas for Biodiversity Conservation (regulation MMA N° 09/2007); PA=

632 Protected Area (Law SNUC 9985/00), APP = Area of Permanent Management (Law 12.651/12), Buffer zone widths established under law CONAMA 428/2010, except in APA (Areas of Environmental Protection) and

634 RPPN (Private Natural Heritage Reserves); Quilombola lands = rural communities certified by the Brazilian government and formed by descendants of enslaved African peoples in the period of colonial Brazil.

636



638 Table 2 - Indicators for comparison of modeled LTXR and licensed LTXR. Line “a” to “e” (Hypothesis 1) line “f” and “g” (Hypothesis 2).

	<b>Indicator</b>	<b>Measurement</b>
a	Accumulated Cost	Sum of the costs of all cells involved in each route
b	APCB* Cost	Sum of the costs of cells involved in each route, correlated with APC
c	PA* Cost	Sum of the costs of cells involved in each route, correlated with protected area
d	Length	Kilometers
e	Sinuosity	Straightness Index (ST)
f	Connectivity Cost	Sum of cost of correlated cells in key patch traversed by each route (modeled and licensed)
g	Connectivity Distance	Average distance from modeled or licensed route to key patch

640

Table 3 - Cumulative Cost, Average Cost, APCB cost and average APCB cost. Comparison between LTXR licensed and LTXR modeled, for the five section. Asterisks

642 indicate significant differences for  $p < 0.05$  and 'ns' indicate non-significant differences.

	Accumulated Cost			Mean Cost			APCB Cost			Mean APCB Cost		
	LTXR licensed	LTXR modeled	Chi <sup>2</sup>	LTXR licensed	LTXR modeled	Chi <sup>2</sup>	LTXR licensed	LTXR modeled	Chi <sup>2</sup>	LTXR licensed	LTXR modeled	Chi <sup>2</sup>
Amazon	43198,44	34903,55	880,97*	5,06	3,86	0,163 <sup>ns</sup>	5431,8	4312,8	128,5*	1,60	1,62	0,0001 <sup>sn</sup>
Cerrado_T1	19558,80	13308,22	1188,7*	4,44	2,53	0,521 <sup>ns</sup>	1597,5	653,4	395,99*	1,77	1,80	0,0084 <sup>sn</sup>
Cerrado_T2	30889,56	24815,9	662,22*	4,20	5,71	0,229 <sup>ns</sup>	11453,2	9425,4	196,95*	2,64	2,73	0,001 <sup>sn</sup>
Cerrado_T3	20969,89	13872,97	1394,1*	4,92	2,77	0,598 <sup>ns</sup>	2295,0	710,6	835,22*	1,46	1,43	0,0001 <sup>sn</sup>
Atlantic Forest	15159,94	9933,63	1088,5*	4,07	2,24	0,534 <sup>ns</sup>	1279,5	286,8	629,16*	1,58	1,39	0,012 <sup>sn</sup>

644

644 Table 4 - Length and straightness index for licensed and modelled LTXR, for the five sections and for the entire route length.

646

	Length (km)			Straightness Index	
	LTXR	Modelled LTXR	Size difference (%)	LTXR	Modelled LTXR
Amazon	819,56	891,24	8,7	1,09	1,19
Cerrado_T1	430,05	477,06	10,9	1,07	1,18
Cerrado_T2	532,03	583,33	9,64	1,14	1,24
Cerrado_T3	443,4	502,53	13,24	1,10	1,25
Atlantic Forest	343	433,3	26,32	1,05	1,34
Total	2568,38	2887,46	12,42	1,10	1,24

648 Table 5 – Connectivity cost, Connectivity Distance and Connectivity cost key patch type 1 and key patch type 2. Comparison between LTXR licensed and LTXR modeled, for the five section. Asterisks indicate significant differences for  $p < 0.05$  and 'ns' indicate non-significant differences.

	Connectivity cost			Connectivity Distance (km)			Connectivity cost (type 1)			Connectivity cost (type 2)		
	LTXR	LTXR	Chi <sup>2</sup>	LTXR	LTXR	Chi <sup>2</sup>	LTXR	LTXR	Chi <sup>2</sup>	LTXR	LTXR	Chi <sup>2</sup>
	licensed	modeled		licensed	modeled		licensed	modeled		licensed	modeled	
Amazon	7047	3525	1173,3*	0,342	0,504	44,71*	9246	5700	841,3*	4040	1125	1645,2*
Cerrado_T1	7257	2460	2368,1*	0,647	1681	64,08*	13392	4080	4963*	935	700	33,7*
Cerrado_T2	4407	1158	1896,9*	0,435	0,703	63,50*	6006	1884	2153,5*	2340	360	1452*
Cerrado_T3	3363	720	1710,9*	0,259	0,429	41,77*	3414	678	1829,3*	2785	635	1351,6*
Atlantic Forest	1578	306	858,8*	0,380	0,675	82,28*	900	372	219,17*	1880	200	1356,9*

Linear infrastructure and habitat fragmentation: landscape analysis for spatial modeling of power lines

652 Supplementary Material

654 Transmission System “800 kV SE Xingu - SE Rio Terminal

The subject of our study, the Xingu-Rio Power Line (LTXR), is part of the Brazilian Government Plan to  
 656 expand the connections between hydroelectric power plants and the main cities in the country. According to the  
 National Decennial Plan for Energy Expansion National – Ministry of Mining and Energy (Figure S1), a total of  
 658 24,600 km of additional power lines will be implemented in Brazil by 2027.



660 Figure S1. Existing and planned power lines in Brazil according to the National Decennial Plan for Energy  
 Expansion National – Ministry of Mining and Energy, Brazil. Available at <http://epe.gov.br>.

662

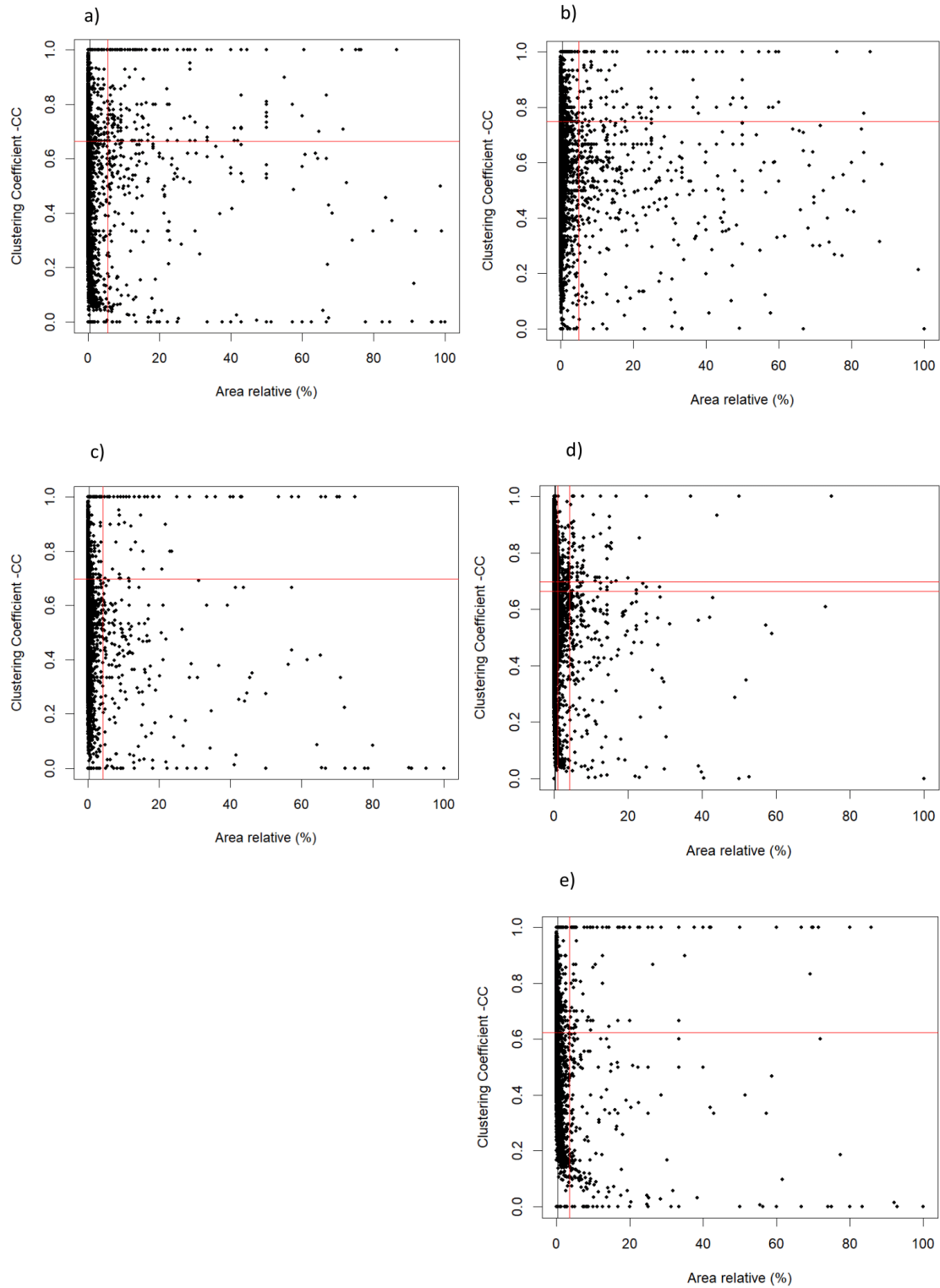
### Classification of remaining natural vegetation patches

664 We used an approach based on the network analyses to classify all major fragments of natural vegetation (area  
>= 1.5 hectares) along the study area. We used the software Graphab (Foltête et al. 2012) to calculate the

666 Clustering Coefficient (CC), which is given by the formula:

$$CC_i = \frac{1}{|N_i|(|N_i|-1)} \sum_{j \in N_i} |N_i \cap N_j|, \text{ where } N_i \text{ and } N_j \text{ are nodes which are neighbors to each other.}$$

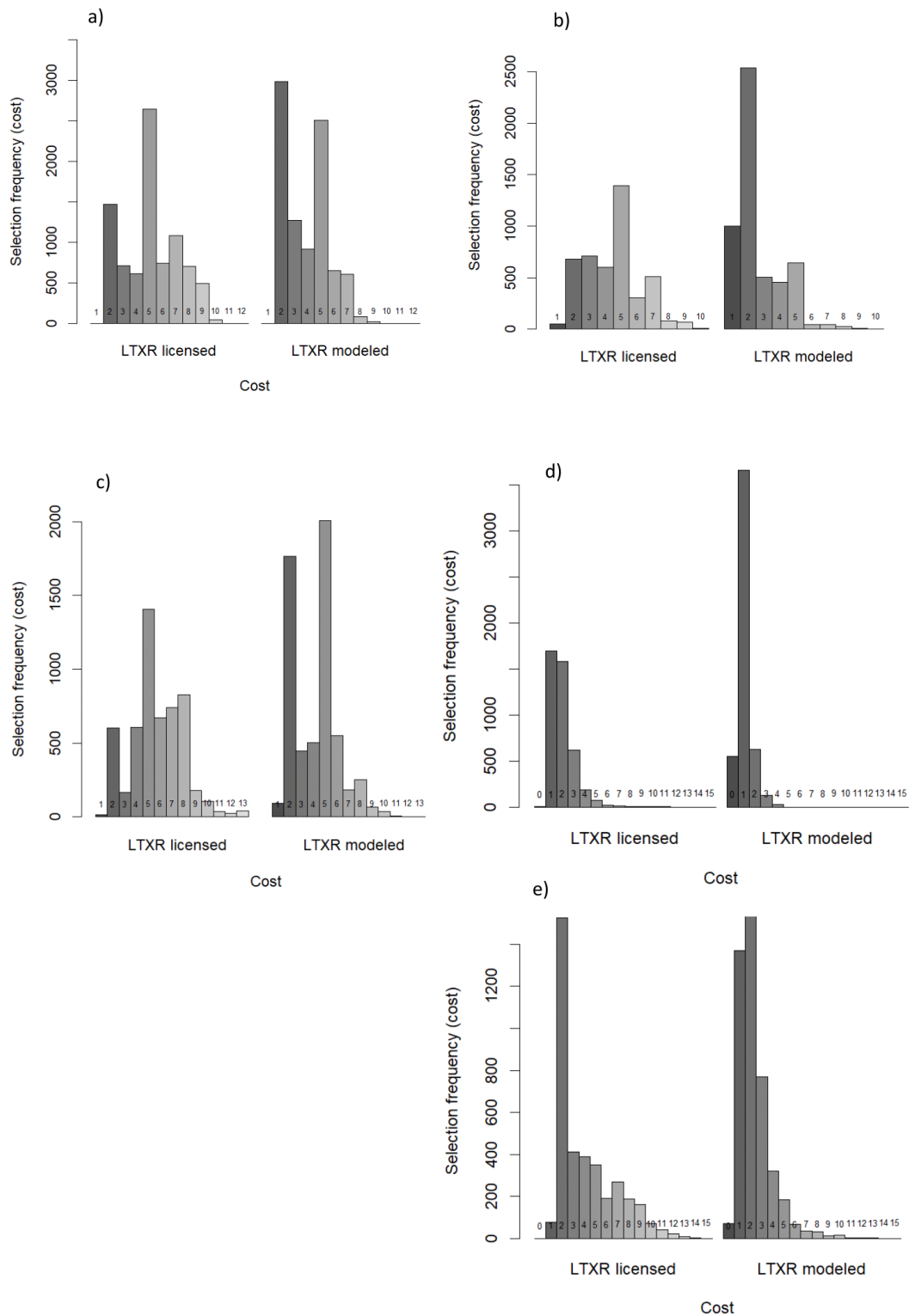
668 As a secondary measurement, we calculated the contribution (in terms of percentage) of the area of a fragment  
to the cluster that it belongs ( $\sigma$ ). Thus, each patch along the LTXR power line was classified according to its  
670 importance, and according to the CC value ( $\mu$ )(Figure S2). Patches with high relative area ( $> \sigma$ ) were selected as  
key patch type 1 for maintaining landscape connectivity. Patches with  $CC > \mu$  but smaller relative area ( $< \sigma$ ) were  
672 selected as type 2 key patch.



674 Figure S2. Representation of patches of natural areas (dots) along the LTRX power line for each sector (a =  
 676 Amazonia, b = Cerrado I, c = Cerrado II, d = Cerrado III, and e = Atlantic Forest). The area relative is the  
 678 contribution of a patch to form the area of a cluster (based in a limiting distance of 1.3 km), and the Clustering  
 Coefficient is a measurement of the importance of a patch to form a cluster. The red lines indicate the mean  
 value for both measurements.

680

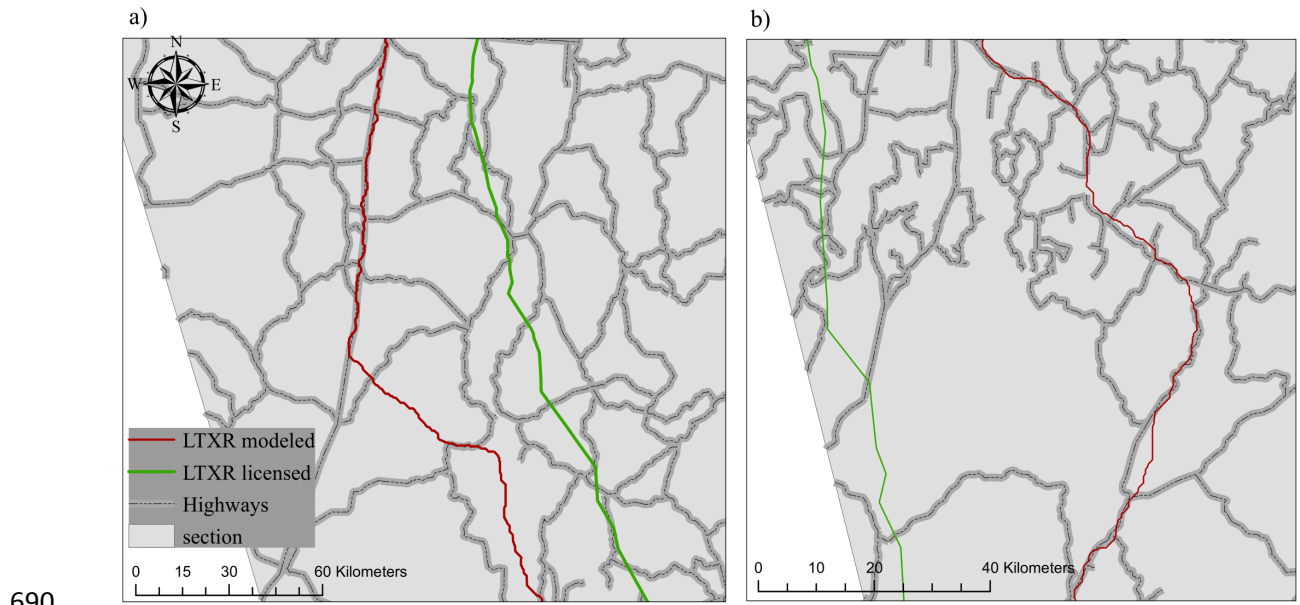
Comparison of the relative cost of the licensed and modeled power lines



682  
684  
686

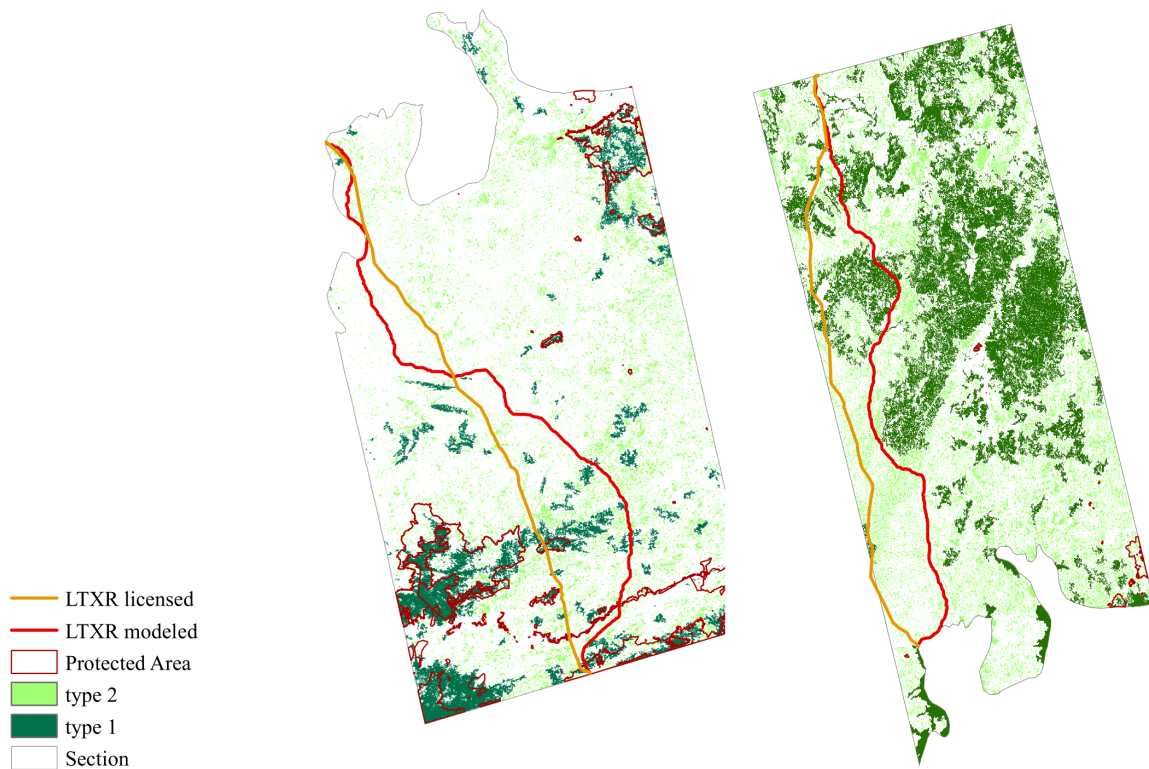
Figure S3. Number of pixels of the cost-surface map crossed by the licensed and modeled LTXR for each sector (a = Amazonia, b = Cerrado I, c = Cerrado II, d = Cerrado III, and e = Atlantic Forest). The pixels were grouped into 12 to 15 classes following its relative cost (the lower is the class, the lower is the relative cost).





690

692 Figure S4. Detail of the differences between the licensed (green line) and modeled (red line) routes of the power line LTRX. On the left (a), a detail for the Cerrado biome and on the right (b), a detail for the Atlantic Forest.



696 Figure S5. Detail of the differences between the licensed (orange line) and modeled (red line) routes of the  
698 power line LTRX. On the left (a), a detail for the line avoiding a protected area (note that the modeled power  
700 line observed the defined buffer of 3 km, while the licensed route crossed a protected area). On the right (b), a  
702 detail of the avoidance of patches type 1 done by the modeled line, while the licensed line crossed fragments  
considered critical for the maintenance of landscape connectivity.

704 **References**

Foltête JC, Clauzel C, Vuidel G (2012) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks.

706 Environ Model Softw 38:316–327. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>

MME, EPE (2018) Ministério de Minas e Energia e Empresa de Pesquisa Energética, Plano Decenal de

708 Expansão de Energia 2027. Brasília