

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-hábitat: estudo de caso com bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em mosaico urbano-rural

ANDRÉ CHEIN ALONSO

PORTO ALEGRE, JUNHO DE 2010

Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-habitat: estudo de caso com bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em mosaico urbano-rural

ANDRÉ CHEIN ALONSO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

ORIENTADOR: Dr. Fernando G. Becker

Comissão Examinadora

Dra. Márcia M. A. Jardim (FZB/UERGS)

Dr. Andreas Kindel (PPG Ecologia/UFRGS)

Dr. Demétrio L. Guadagnin (UFSM)

PORTO ALEGRE, JUNHO DE 2010

AGRADECIMENTOS

ao povo brasileiro por mais uma oportunidade de estudo no ensino público de qualidade;

ao CNPq pela bolsa de mestrado;

ao PPG-Ecologia, professores e funcionários, pela estrutura e colaboração;

ao Prof. Leandro Duarte, Leticia Dadalt e Rodrigo Bergamim pelo apoio nas análises estatísticas;

ao Lúcio, Henrique, Mariana e ao Eliseu pelo apoio no geoprocessamento;

aos colegas do Ecopai (Ecologia de Paisagens) pelo alegre convívio e também pelo aprendizado. Aninha minha tutora, muchas gracias querida!;

aos colegas do Ecoqua (Ecologia Quantitativa) pela parceria, cafezinhos depois do RU;

aos amigos do Pós em especial: Jan, Berga, Leti, Adri Sucesso, Zé, Cissaróca, Waguinho, Xará, Vélez. Valeu por tudo (momentos: científico, gastronômico, espiritual, emocional, etílico, futebolístico) meus queridos!!;

aos colegas, amigos do Núcleo de Extensão Macacos Urbanos por esses 10 anos de parceria! Em especial para hermanita Luisita; ao amigo Gerson Buss (mais uma conquista, valeu bugiozen!), Fernandinha GRANDE parceria!;

à Leti e Fernandinha pela ajuda no Abstract;

ao meu irmão de fé Jacaré (Igor Pfeifer Coelho), pela bibliografia, revisão de texto, idéias e parceria!;

à minha família por todo carinho, amor, alegria... esta conquista é nossa! Sem vocês não teria conseguido;

ao Fritz pelo grande aprendizado, pela orientação de excelência, pela parceria e dedicação, por ter me ensinado alguns acordes no excell, pela paciência, pelos devaneios científicos, por tudo mesmo, cara. Nunca me esquecerei;

Ah! Não poderiam faltar: Paco, Carmela, Chiquinha e Chicó. Vocês são dimóóóissss!!

*Todo pasa y todo queda,
pero lo nuestro es pasar,
pasar haciendo caminos,
caminos sobre el mar.*

*Nunca perseguí la gloria,
ni dejar en la memoria
de los hombres mi canción;
yo amo los mundos sutiles,
ingrávidos y gentiles,
como pompas de jabón.*

*Me gusta verlos pintarse
de sol y grana, volar
bajo el cielo azul, temblar
súbitamente y quebrarse...*

Nunca perseguí la gloria.

*Caminante, son tus huellas
el camino y nada más;
caminante, no hay camino,
se hace camino al andar.*

*Al andar se hace camino
y al volver la vista atrás
se ve la senda que nunca
se ha de volver a pisar.*

*Caminante no hay camino
sino estelas en la mar...*

*Hace algún tiempo en ese lugar
donde hoy los bosques se visten de espinos
se oyó la voz de un poeta gritar
"Caminante no hay camino,
se hace camino al andar..."*

Golpe a golpe, verso a verso...

*Murió el poeta lejos del hogar.
Le cubre el polvo de un país vecino.
Al alejarse le vieron llorar.
"Caminante no hay camino,
se hace camino al andar..."*

Golpe a golpe, verso a verso...

*Cuando el jilguero no puede cantar.
Cuando el poeta es un peregrino,
cuando de nada nos sirve rezar.
"Caminante no hay camino,
se hace camino al andar..."*

Golpe a golpe, verso a verso.

Antônio Machado

Dedico esse trabalho à memória dos meus Avós que nunca deixaram de caminhar para vencer na vida.

Sumário

Resumo.....	7
Abstract.....	9
Lista de Figuras.....	11
Lista de Tabelas.....	13
Introdução.....	14
O uso de caminhos de menor custo para delineamento de corredores.....	17
Material e Métodos.....	20
Espécie-focal.....	20
Área de estudo.....	22
Análise da importância da conectividade na ocorrência de <i>Alouatta clamitans</i> nos fragmentos.....	25
Delineamento de corredores.....	29
Definição dos atritos.....	30
Definição do grau de antropização.....	31
Definição dos corredores.....	33
Avaliação individual dos corredores.....	33
Resultados.....	36
Importância da conectividade na ocorrência da espécie nos fragmentos.....	36
Área fonte e áreas alvos.....	40
Delineamento dos corredores	
a) Superfície de atritos ao deslocamento de bugios.....	41
b) Caminhos de Menor Custo, Corredores e Trampolins Ecológicos.....	44
Avaliação dos corredores	
a) Trechos vulneráveis à ruptura em função da antropização do entorno	46
b) Trechos críticos ao deslocamento do organismo.....	47
c) Avaliação da qualidade global dos corredores.....	49
Discussão.....	52
Considerações Finais.....	56
Referências Bibliográficas.....	59
Apêndices.....	64

Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-habitat: estudo de caso com bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em mosaico urbano-rural

Resumo

A fragmentação de habitats em muitos casos limita o potencial de dispersão das espécies. Por esta razão, muitas iniciativas visando à conservação de espécies em paisagens fragmentadas envolvem o delineamento de corredores ecológicos entre manchas de hábitat. Neste trabalho, foi modelado um sistema de corredores entre manchas de mata remanescentes no mosaico urbano-rural de uma grande cidade no sul do Brasil (Porto Alegre, RS), tendo como organismo focal o primata *Alouatta clamitans* (bugio-ruivo) que está ameaçado de extinção. Nossos objetivos específicos são (a) demonstrar a importância da conectividade para a presença das populações de bugio-ruivo nos fragmentos florestais em Porto Alegre; (b) detectar os fragmentos mais importantes para manter a conectividade funcional potencial da espécie; (c) desenhar um sistema de corredores potenciais, considerando a capacidade de dispersão do bugio-ruivo em diferentes tipos de manchas de paisagem e (d) propor um método para avaliação da qualidade de corredores, levando em consideração a variação do atrito à dispersão ao longo do traçado dos corredores e a existência de pontos críticos de vulnerabilidade ao longo dos corredores. A vulnerabilidade foi avaliada em função da paisagem vizinha a cada corredor, entendendo-se como vulnerabilidade a probabilidade de futura modificação ou interrupção do corredor devido a mudanças na paisagem vizinha.

Foi verificada a existência da relação da conectividade funcional com a presença da espécie nos fragmentos florestais através do índice *Integral index of connectivity* - IIC. Através da porcentagem de importância do mesmo índice (dIIC) para cada fragmento arbóreo, identificou-se o morro São Pedro como mais importante para a manutenção da conectividade da paisagem. Além do morro São Pedro foram selecionados os fragmentos arbóreos maiores que 10 ha para a modelar corredores utilizando o algoritmo do caminho de menor custo. Utilizou-se dois parâmetros: grau de antropização que avalia o potencial de persistência dos corredores e o atrito que simula a resistência dos habitats ao deslocamento da espécie. Esses parâmetros foram utilizados nas análises de fracionamento para quantificar o número de interrupções no corredor e a qualidade do habitat interno. Os resultados da análise de fracionamento e a extensão foram usados na classificação de qualidade de cada corredor. Foram gerados 136 corredores com extensão entre 4 m e 4128 m, Observou-se que corredores com mais de 1000 m tendem a ser potencialmente mais fracionados. Setenta e três corredores

mantiveram-se contínuos segundo o potencial de persistência. A análise da qualidade do habitat revelou que 120 corredores foram fracionados. A área total de habitat efetivo (classe arbórea/arbustiva) para o deslocamento foi reduzida em 41%. A análise de qualidade global revelou que 32% dos corredores são bons, 51% são medianos e 16,2% são ruins. O potencial de persistência revelou-se um método promissor de avaliar o potencial de alteração que o entorno tem em relação ao corredor. A análise de qualidade de habitat mostrou-se eficiente para identificar os corredores lineares de hábitat ou íntegros. O método pode auxiliar na tomada de decisão do custo-benefício para investir em gestão e manejo de corredores lineares multi-habitat.

Palavras-chave: teoria de grafos, bugio-ruivo, *Alouatta clamitans*, conectividade, qualidade de corredor, potencial de persistência, modelagem de corredores, corredores urbanos

Delineation and evaluation of multi-habitat linear corridors: a case study with the brown-howler-monkey (*Alouatta clamitans*) in an urban-rural matrix

Abstract

Habitat fragmentation limits possibility of species dispersal. Many initiatives aim at species conservation in fragmented landscapes involve the delineation of ecological corridors among habitat patches. Here, we modeled a corridor system among remnant forest fragments in the urban-rural mosaic of a large city in southern Brazil (Porto Alegre, RS), using the endangered primate *Alouatta clamitans* (brown-howler-monkey) as a focal species. Our specific aims were (a) to demonstrate the importance of connectivity for the presence of the brown-howler monkey in forest fragments; (b) to identify the most important fragments for maintenance of potential functional connectivity for the species; (c) to draw a potential corridor system, considering the species dispersal capacity in different habitat patches; and (d) to propose a new method of corridor quality evaluation, considering friction variation to disperse along corridors and the existence of vulnerable critical points for the persistence of corridors. Vulnerability was evaluated in terms of neighboring landscape of each corridor (context), being defined as the probability of future corridor modification or interruption due to changes in the neighboring landscape. We examined the existence of a positive relation between functional connectivity and the species presence in forest fragments using the *Probability of Connectivity* index (dIPC). We identified the São Pedro hill as the most important area for the maintenance of landscape connectivity based on the dIPC. In addition to São Pedro hill, we selected the forest fragments larger than 10 hectares to model corridors using the least-cost distance algorithm. To assess vulnerability, we used two parameters: the antropization degree, which is a proxy for potential of corridor persistence, and the friction degree, which is a proxy for habitat resistance to the species dispersal. These parameters were used to examine the fractioning of corridors, that is, to quantify the number of actual or potential interruptions in corridor trajectory and its inner habitat quality. The results of the fractioning analyses and the corridor extension were used as attributes for ranking all corridors in terms of quality. We generated 136 corridors with an extension between 4 m and 4128 m. Corridors with more than 1000 m tended to be potentially more fractioned, while seventy three corridors were kept uninterrupted according to persistence potential. Habitat quality analysis revealed that 120 corridors were fractioned. Total area of effective habitat (arboreal/shrubby class) to movements was reduced in 41%. The global quality analysis revealed that 32% of corridors

are good, 51% are median and 16.2% are bad. Persistence potential appears to be a promising method to evaluate the potential for antropogenic modification imposed on corridors by their surrounding landscape. This method can help in cost-benefit decision making for management of multi-habitat linear corridors.

Key words: graph theory, connectivity, corridor quality, habitat corridors, persistence potential, corridor modeling, urban ecology.

Lista de Figuras

- Figura 1. Macho sub-adulto de bugio-ruivo em cima de um telhado de uma casa em área rural (a), macho adulto no parapeito da janela de um edifício localizado numa matriz urbana de Porto Alegre (b).....20
- Figura 2. Indivíduo cruzando área de campo em Viamão, município vizinho de POA (a), macho adulto e filhote utilizando fiação cabo de telefone em POA (b), macho adulto utilizando uma cerca para se deslocar em área rural (c), fêmea adulta cruzando estrada de terra na área rural de POA (d), macho sub-adulto cruzando área de campo úmido na zona sul de POA (e), indivíduo cruzando um corpo d'água no RS (f).....21
- Figura 3. Localização da área de estudo, na cidade de Porto Alegre (RS). Na porção norte do polígono que delimita a área de estudo, observa-se o contraste entre setores urbanizados e a setores predominantemente rurais e com remanescentes naturais.....23
- Figura 4. Mapa de ocorrência de bugio-ruivo em fragmentos arbóreos de Porto Alegre. Total de 212 fragmentos amostrados, com a presença em 36 e ausência em 172..... 26
- Figura 5. Exemplo do cálculo da probabilidade máxima do produto entre os nós A e B (p^*_{AB}) numa paisagem simplificada, onde é obtido um valor maior (25%) do que a probabilidade direta (p_{AB} 20%). Nota-se também a existência do fragmento C servindo de “trampolim ecológico” (Saura & Pascual-Hortal, 2008).....29
- Figura 6. Mapa com a localização dos vinte fragmentos com maior dIPC na região de estudo, sendo o morro São Pedro o mais importante.....38
- Figura 7. Mapa dos 167 componentes resultante da análise do índice PC. Cada componente é representado por uma cor. É evidente o tamanho do maior componente (em azul- ciano) formado cobrindo praticamente todo o setor leste da área de estudo. Além disso, há grande número de componentes formados por fragmentos isolados e pequenos, cuja visualização fica dificultada na figura.....39
- Figura 8. Gráfico de dispersão de pontos relacionando a presença e a ausência dos bugios (eixo y) nos 212 fragmentos arbóreos com os respectivos valores de dIPC (eixo x).....40
- Figura 9. Valores altos de atrito alto para uma via larga, estrutura linear em rosa (cor que representa valores altos de atrito, segundo a escala de valores) no centro da figura (a); imagem da área (a) localizada numa matriz urbana (Geo Eye - Google Earth) (b); valores baixos de atrito para ruas estreitas, percebe-se que existe a predominância da cor vermelha que representa valores de atrito menor que a cor rosa (mesma escala de valores de atrito da figura 9A) (c); imagem da área (c) que está inserida numa matriz rural (Geo Eye – Google Earth) (d).....42
- Figura 10. Mapa de atrito com indicação das classes de uso e cobertura e seus respectivos valores de atrito, utilizados na análise de caminho de menor custo.....43
- Figura 11. Exemplo de CMC com um pixel de largura (4 m) e com os valores de antropização que variam de um (sem alteração antrópica, ou “natural”) a sete (antrópica).....44

Figura 12. Corredor com sete <i>pixels</i> de largura (28m) produzido a partir do CMC representado na Figura 7. Escala de valores representa grau antropização (1 = mínimo, 7 = máximo). Áreas em vermelho indicam trechos com alto potencial de ruptura do corredor. Este corredor apresenta quatro frações.....	44
Figura 13. Mapa dos corredores e trampolins ecológicos para bugio-ruivo (<i>Alouatta clamitans</i>) entre o Morro São Pedro e habitats arbóreos na região centro-sul de Porto Alegre (RS).....	45
Figura 14. Frequência dos corredores por classe de comprimento (extensão). Há uma grande quantidade de corredores de pequena extensão (até 100 m). Corredores de grande extensão (maior que 1000 m) foram pouco frequentes.....	46
Figura 15. Números de frações dos corredores em relação à presença de <i>pixels</i> considerados de alta antropização do entorno. A maioria dos corredores são íntegros, apesar de existir uma grande número de corredores com duas frações.....	47
Figura 16. Relação entre extensão do corredor e o número de frações em corredores, conforme definidas pela análise de fracionamento em função da antropização. Corredores com uma fração são corredores não-interrompidos. Observa-se que corredores com mais de 1000 m de extensão tendem a ser potencialmente mais fracionados.....	47
Figura 17. Relação entre extensão do corredor e o número de frações potenciais em corredores, conforme definidas pela análise do fracionamento em função do atrito. Observa-se que corredores com mais de 1000 metros tendem a ser potencialmente mais fracionados.....	48
Figura 18. Frequência de corredores em relação ao número de potenciais rupturas em decorrência da presença de <i>pixels</i> de habitat não efetivo ao deslocamento da espécie. Nota-se um alto número de corredores contínuos.....	49
Figura 19. Mapa dos fragmentos com presença (verde-escuro) e ausência (verde-claro) de bugios-ruivos, fragmentos não-vistoriados (azul-ciano) e os 136 corredores com a qualidade geral, sendo os corredores vermelhos os bons, laranja os medianos e preto os ruins. Polígonos com bordas acentuadas em preto representam os trampolins ecológicos.....	51
Figura 20. Ponte de corda instalada na frente da Reserva Biológica do Lami, zona extremo-sul de Porto Alegre (a), fêmea adulta com filhote atravessando uma ponte de corda instalada no bairro Lami, zona extremo-sul de Porto Alegre.....	55

Lista de Tabelas

Tabela 1. Classes de uso da terra do Diagnostico Ambiental de Porto Alegre (Hasenack <i>et al.</i> , 2008) e a descrição das principais características.....	24
Tabela 2. Classes de uso da terra do Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre e os respectivos valores de antropização segundo a avaliação dos pesquisadores do Núcleo de Extensão Macacos Urbanos - UFRGS.....	32
Tabela 3. Critérios para avaliação da qualidade de corredores de dispersão de bugio-ruivo (<i>Alouatta clamitans</i>) em um mosaico-urbano rural.....	35
Tabela 4. Resumo dos resultados da regressão logística múltipla com o valor do teste de Wald para variável preditora selecionada.....	36
Tabela 5. Classificação dos 20 melhores fragmentos arbóreos segundo o índice dIPC, com a respectiva área e região de localização em Porto Alegre.....	37
Tabela 6. Valores de atrito (mediana) selecionados para cada classe do uso da terra segundo os especialistas em <i>Alouatta clamitans</i> , sendo o valor mínimo 1, o valor máximo 20 e o valor de -1 representando as classes consideradas inadequadas para a composição dos corredores.....	41
Tabela 7. Avaliação global da qualidade de todos os corredores com a nota final considerando os três critérios de avaliação: número de frações de atrito, número de frações de antropização e porcentagem de hábitat efetivo no corredor.....	49

Introdução

A perda de hábitat e a conseqüente fragmentação são consideradas como os principais fatores associados à perda de biodiversidade (Saunders, 1991; Murcia, 1995; Bennett, 1999; Franklin, 2002; MMA, 2003; Valladares, 2006; entre outros). As espécies são afetadas por diferentes processos relacionados ao hábitat, tais como: perda e/ou subdivisão, decréscimo da qualidade e conectividade, além do efeito de borda (Lindenmayer & Fischer, 2006).

A fragmentação em muitos casos limita o potencial de dispersão das espécies, pois estas encontram dificuldades em transitar através de uma paisagem formada por uma matriz homogênea e pouco permeável, ou uma matriz heterogênea composta por um mosaico de manchas menos favoráveis ou inóspitas que se interpõem entre as manchas de hábitat (Lindenmeyer & Fischer, 2006). Numa paisagem heterogênea, diversos fatores determinam o sucesso ou insucesso do deslocamento, por exemplo: maior risco de predação, incapacidade de transitar em ambiente diferenciado e intolerância a fatores ambientais (Hanski, 1999). Além disso, alterações como o aumento nas taxas de endocruzamento e extinção locais levam a um decréscimo na taxa de colonização de fragmentos (Marsh, 2003). Em paisagens fragmentadas, muitos organismos formam sistemas metapopulacionais, isto é, populações vivendo em manchas distintas, mas que interagem entre si através de eventos de imigração e emigração de indivíduos (Hanski & Gilpin, 1997). A persistência de uma metapopulação no tempo e no espaço depende do equilíbrio no processo de extinção e colonização (Hanski, 1999), assim como de características da paisagem como conectividade entre fragmentos; número, tamanho, qualidade e idade dos fragmentos; o número, comprimento e qualidade dos corredores e características da matriz (Rodríguez-Toledo *et al.* 2003).

Por estas razões, muitas iniciativas visando à conservação de espécies em paisagens fragmentadas envolvem o delineamento de corredores ecológicos entre manchas de hábitat (FitzGibbon *et al.* 2007; La Rue & Nielsen 2008, Oliveira *et al.* 2008). Tomadas individualmente, manchas remanescentes de hábitat e áreas protegidas são frequentemente muito pequenas para garantir a persistência de populações viáveis de espécies (Laurence *et al.* 2001). Isso justifica a importância de redes de interconexão para aumentar a probabilidade de persistência das espécies por meio de um complexo sistema de imigração-emigração entre os fragmentos habitados (populacionais). A solução mais comum para a fragmentação é manter e restaurar hábitats que fornecem ligação entre áreas naturais protegidas, permitindo a dispersão da fauna (Hilty *et al.* 2006).

Em amplo trabalho de revisão sobre corredores, Hilty *et al.* (2006) definem corredores

“como qualquer espaço identificável e utilizado por uma espécie, que facilita o movimento de animais e plantas ao longo do tempo entre uma ou mais manchas de hábitat disjuntas” (ver também Lidicker, 1999). Porém, corredores podem ser compreendidos de diversas formas, sendo a mais simples “uma faixa de hábitat contínua ligando duas manchas maiores deste mesmo tipo de hábitat”, como por exemplo, as matas ciliares dos rios (Lindenmayer & Fischer, 2006). Segundo Anderson & Jenkins (2003) este tipo de corredor seria classificado como um tipo de corredor linear, que tem como característica geral ser unidirecional, específico para algumas espécies e adequado principalmente para a dispersão ou deslocamentos diários. Porém, os corredores podem ser também definidos como uma porção complexa da paisagem, constituída por uma matriz heterogênea e manchas remanescentes de hábitat, de diversos tamanhos e formas, além de corredores lineares. Em vista disso, Anderson & Jenkins (2003) classificaram o corredor acima citado como corredor de paisagem, pois estabelecem conexões multidirecionais, são compostos por uma matriz heterogênea e que abrangem muitas espécies numa escala regional ou até continental. Além desses, existem os trampolins ecológicos que são pequenas manchas de hábitat dispersas na matriz que contribuem no aumento da conectividade do hábitat facilitando a dispersão de algumas espécies (Lindenmayer & Fischer, 2006). Trampolins ecológicos podem ser uma alternativa viável para aumentar a permeabilidade da matriz em paisagens onde não é possível implementar corredores lineares (Uezu *et al.* 2008).

Evidentemente, diferentes perspectivas temporais e espaciais estão envolvidas quando se fala em corredores ecológicos (Jongman, 2008). De um ponto de vista mais amplo, biogeográfico, temos corredores que conectam continentes, como o istmo do Panamá e as pontes de terra que aparecem e desaparecem com mudanças no nível do oceano ao longo de milhares de anos, como no estreito de Behring. Em escala subcontinental podemos citar os planos para conectar as florestas do sul do México ao Panamá (Kaiser, 2001 *apud* Hilty *et al.*, 2006) ou, no Brasil, através do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais Brasileiras, que tem como objetivo estabelecer grandes corredores entre unidades de conservação de florestas amazônicas e floresta atlântica (MMA, 2005). A maior parte dos esforços de implementação de corredores ocorre em escala mais restrita (< 1km a poucas centenas de quilômetros) (Hilty *et al.*, 2006; Jongman, 2008). Manchas de sistemas agroflorestais podem servir como trampolins ecológicos para melhorar a conectividade para diferentes espécies de aves da região do Pontal do Paranapanema, em São Paulo (Uezu *et al.* 2008). Outro exemplo de corredores em escala restrita são os corredores florestais para o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), na bacia do Rio São João (Fernandes *et al.* 2008).

Em escalas ainda mais restritas, um corredor pode ser artificial e direcionado para determinadas espécies. Podem-se citar as pontes de cordas utilizada principalmente para a travessia de bugios-ruivos sobre vias urbanas e estradas (Lokschin *et al.*, 2007), assim como as passagens de fauna subterrâneas perpendiculares às rodovias (Lindenmayer & Fischer, 2006).

Por outro lado, ainda que a utilização de corredores venha demonstrando resultados efetivos e perspectivas promissoras, há vários pontos problemáticos (Crooks & Sanjayan, 2006) e tópicos conceituais e metodológicos que necessitam maior estudo e desenvolvimento. Algumas questões problemáticas citadas por especialistas: corredores podem sofrer com efeitos de borda; podem ser espécie-específicos ou indivíduo-específicos (*e.g.* sexo, faixa etária); podem promover a dispersão de espécies exóticas, patógenos, predadores e competidores; podem ser ineficientes para espécies sociais e territoriais residentes; promover a dispersão de indivíduos para manchas sumidouro ou expor a fatores antrópicos negativos; além da possibilidade de causar impactos genéticos como depressão exogâmica e perda de adaptação local (Hilty *et al.* 2006). Nem sempre é claro que conectar áreas naturais por meio de elementos lineares de hábitat através de uma paisagem perturbada aumenta a persistência das espécies (Bennet, 1999). Todavia, deve-se considerar que a conservação de níveis naturais de conectividade (possibilidade de trânsito de espécies e/ou espécimes entre manchas de hábitat) é fundamental para a proteção de espécies e hábitats (Simberloff & Cox, 1987; Noss, 1987; Bennet, 1999, Crooks & Sanjayan, 2006).

Independentemente da escala considerada, o ponto a destacar é que corredores são estruturas funcionais na paisagem e sua presença é fundamental para mitigar os efeitos da fragmentação (Farina, 1998), uma vez que reconectam populações ou subgrupos populacionais isolados, aumentando sua probabilidade de persistência em longo prazo (Bennet, 1999). Por essa razão, tem havido crescente volume de pesquisa sobre corredores e conectividade, além de um grande número de experiências na implementação de corredores em todo o mundo (Hilty *et al.*, 2006; Jongman, 2008). Esses estudos visam estabelecer princípios e métodos que aumentem o sucesso na utilização de corredores como uma ferramenta para conservação, identificando aspectos-chave em termos de objetivos, concepção, planejamento de sistemas de corredores, mapeamento, implementação e manutenção (ver Hilty *et al.*, 2006; Jongman, 2008).

Existem muitas definições para o conceito “conectividade” e aqui será adotado o de Taylor (1993): é o grau no qual uma paisagem facilita ou restringe os movimentos dos organismos entre manchas. Há pelo menos dois componentes básicos da conectividade o estrutural e o funcional (Tischendorf & Fahrig 2000). O componente estrutural (físico) refere-

se ao arranjo espacial dos diferentes tipos de hábitat e a outros elementos da paisagem e o componente funcional (comportamental) diz respeito à resposta comportamental dos indivíduos, das espécies ou dos processos ecológicos em relação à estrutura física da paisagem (Taylor, 1993; Tischendorf & Fahrig 2000). Cada vez mais a conectividade funcional tem sido investigada nos estudos de fragmentação de hábitat e dos efeitos sobre a persistência das populações (Brotons *et al.*, 2003). A composição e a dinâmica da matriz têm importante influência na dispersão, diversidade, abundância e persistência de diversos organismos tais como insetos (Goodwin & Fahrig, 2002), aves (Aberg *et al.*, 1995) e mamíferos (Umetsu *et al.*, 2008). A distribuição e a abundância dos animais em paisagens fragmentadas, na maioria das vezes, dependem da preferência pelos fragmentos de hábitat de melhor qualidade e da capacidade de transitar entre eles (Anzures-Dadda & Manson, 2007). A maneira como as espécies percebem o ambiente é diferente da perspectiva humana. A visão antrópica dicotômica em conceituar o que é hábitat e o que é não-hábitat pode não representar o gradiente de potencialidade de hábitat que realmente existe para as espécies que, portanto, responderiam de maneira diferenciada ao longo deste (Austin, 1999). Logo, a conectividade não depende apenas das características da paisagem (conectividade estrutural), mas também de aspectos referentes ao comportamento e habilidade dos organismos (conectividade funcional) (Tischendorf & Fahrig 2000).

O uso de caminhos de menor custo para delineamento de corredores

Desde 1968 existem métodos gráficos e matemáticos de cálculo de distância de custo (Theobald, 2006 *apud* Werner, 1968). A distância de custo foi inicialmente utilizada como alternativa ao cálculo da distância euclidiana ou em linha reta, pois estas não levam em consideração a resistência que a paisagem oferece ao organismo dispersor (Ferrerias, 2001). A distância de custo é calculada através de um algoritmo matemático que acumula valores de acordo com a distância e o atrito (resistência) que cada pixel oferece à dispersão de um organismo de um determinado local a outro (Eastman, 2003). Utilizando o mapa (camada, *layer*) de distâncias de custo, é calculado o caminho de menor custo (CMC), algoritmo que combina os *pixels* de menor resistência com a menor distância entre duas áreas de hábitat de interesse (Larkin *et al.*, 2004). O resultado é o melhor caminho teórico para a dispersão de um organismo, preferencialmente passando por áreas de hábitats mais adequados e evitando barreiras à dispersão. O CMC tem sido utilizado para o delineamento de corredores especialmente para espécies focais (Theobald, 2006).

A teoria de grafos (Bunn *et al.*, 2000) vem sendo aplicada nos estudos de conectividade justamente porque tem como característica principal maximizar a eficiência de um fluxo numa rede de corredores (Gross & Yellen, 1999). Isto é, dentre várias possibilidades de conexões entre manchas, selecionar as mais eficientes para os organismos transitarem. Entretanto, há questões adicionais ainda pouco abordadas: será que as conexões mais importantes para manter o sistema conectado como um todo, definidas por métricas de conectividade funcional potencial associadas à teoria de grafos, apresentam qualidade e potencial de persistência adequados para uma efetiva funcionalidade em longo prazo? Como efetuar essa avaliação e que indicadores poderiam ser utilizados para determinar a qualidade de corredores e a vulnerabilidade a interrupções numa etapa de planejamento? Como avaliar a influência da paisagem vizinha sobre os corredores? Como avaliar pontos críticos ao longo dos corredores, tanto sob perspectiva de resistência à dispersão ou sobrevivência dos organismos, como de vulnerabilidade a influências externas? Essas questões podem ser respondidas adequadamente com o uso de modelagem em sistemas de informação geográfica (SIG), pois avaliações em campo de um grande número de corredores seriam inviáveis.

Algo importante para avaliar a qualidade de corredores em áreas urbanas é considerar a chance de sucesso em percorrer cada trecho do corredor como a chance de sobrevivência dos indivíduos dispersantes ao longo do trajeto. Diversos fatores estão relacionados a isso. Entre eles:

- (a) trechos onde o atrito da paisagem ao deslocamento da espécie seja mais elevado;
- (b) trechos onde haja maior influência potencial de fatores externos ao corredor, como ruído, iluminação, presença de cães e gatos, comportamento agressivo de pessoas e alteração da vegetação nativa;
- (c) trechos cujo potencial de persistência futura seja menor. Nesses trechos, haveria um potencial de ruptura do corredor devido a modificações da paisagem do entorno, como aumento da urbanização.

Por essas razões, é importante dispor de métodos de modelagem de corredores que permitam identificar potenciais pontos críticos ao longo de corredores. A utilização de uma perspectiva de paisagem para o delineamento de corredores pode auxiliar na determinação desses pontos críticos, e na identificação de ações de manejo de campo (em nível local, de segmento de corredor) e também em medidas de gestão de território em escala mais ampla. Por exemplo, podem-se identificar trechos específicos ao longo dos corredores onde ações necessárias estejam relacionadas a garantir o movimento dos organismos, como trechos interrompidos por cruzamento de estradas, os quais exigirão passagens subterrâneas ou de

superfície para que seja restaurada a trajetória de conexão. Pode-se também identificar regiões (bairros, quadras) onde ações dos gestores públicos deveriam visar à diminuição da interferência de fatores externos ao corredor (aumento da arborização, diminuição de ruído, animais domésticos, favorecimento de um perfil residencial em detrimento do comercial ou industrial, comportamento pacífico dos moradores em relação às espécies nativas que estão presentes, etc.).

Neste trabalho, utilizamos métodos de modelagem de corredores em SIG para mapear um sistema de corredores potenciais, mas também para demonstrar um procedimento de avaliação da qualidade dos corredores e seu potencial de persistência na paisagem (ou vulnerabilidade a fatores de vizinhança). Para tanto, foi modelado um sistema de corredores entre manchas de mata remanescentes no mosaico urbano-rural de uma grande cidade no sul do Brasil (Porto Alegre, RS), tendo como organismo focal uma espécie de primata (o bugio-ruivo, *Alouatta clamitans*). O Programa Macacos Urbanos realiza um levantamento e monitoramento da espécie desde 1994 na área de estudo. Desde então, a presença foi registrada em 36 fragmentos em um total de 212 vistoriados (dados não publicados). Um estudo populacional com 10 grupos de bugios foi realizado em dois importantes remanescentes florestais de Porto Alegre e revelaram tamanho médio dos grupos relativamente altos para a espécie, alta taxa reprodutiva e relevantes variações na composição de grupo que podem indicar um aumento populacional (Jardim, 2005). Portanto, pode-se dizer que a população do bugio-ruivo encontra-se fragmentada, com diversos grupos de indivíduos provavelmente formando um sistema metapopulacional (Printes *et al.*, 2010). O manejo da conectividade por meio de um sistema de corredores poderia aumentar a conectividade (dispersão de indivíduos entre as populações locais), aumentando também a probabilidade de persistência da espécie na região.

Nossos objetivos específicos são (a) demonstrar a importância da conectividade para a presença das populações de bugio-ruivo nos fragmentos florestais em Porto Alegre; (b) detectar os fragmentos mais importantes para manter a conectividade funcional potencial da espécie; (c) desenhar um sistema de corredores potenciais, considerando a capacidade de dispersão do bugio-ruivo em diferentes tipos de manchas de paisagem e (d) propor um método para avaliação da qualidade de corredores, levando em consideração a variação do atrito à dispersão ao longo do traçado dos corredores e a existência de pontos críticos de vulnerabilidade ao longo dos corredores. A vulnerabilidade será avaliada em função da paisagem vizinha a cada corredor, entendendo-se como vulnerabilidade a probabilidade de futura modificação ou interrupção do corredor devido a mudanças na paisagem vizinha.

MATERIAL E MÉTODOS

Espécie-focal

O bugio-ruivo, *Alouatta clamitans* (Cabrera, 1940), é um primata de médio porte, endêmico do bioma Mata Atlântica (Gregorin, 2006) e está ameaçado de extinção na categoria “vulnerável” no RS (Marques, 2003). A espécie habita preferencialmente florestas nativas, porém é considerada polífaga com dieta essencialmente folívora, e possui flexibilidade comportamental. Dessa maneira, é considerada uma espécie generalista que consegue sobreviver em área rural e próxima a centros urbanos (Buss, 1996; Fialho, 2000; Buss, 2001; Bicca-Marques, 2003; Jardim, 2005). A espécie aparenta não ser de alta sensibilidade à presença ou atividade humana, pois já foram registrados casos de grupos convivendo com humanos em áreas urbanas (Figura 1a) e rurais (Figura 1b) de Porto Alegre.



Figura 1. Macho sub-adulto de bugio-ruivo em cima de um telhado de uma casa em área rural (a), macho adulto no parapeito da janela de um edifício localizado numa matriz urbana de Porto Alegre (b).

Em termos de capacidade de deslocamento, existem estimativas apenas para a espécie *Alouatta palliata*, feitas em uma matriz agrícola no México indicando distâncias que variaram entre 15 e 656 m, porém com 70% dos registros inferiores a 100 m (Mandujano *et al.*, 2004). Não existem estimativas de distâncias percorridas por bugio-ruivo pela matriz, porém existem registros episódicos em diferentes ambientes, feitos em Porto Alegre ou no estado do Rio Grande do Sul, em que indivíduos foram avistados utilizando diferentes meios artificiais para se deslocar ou deslocando-se sobre o solo (Figura 2).

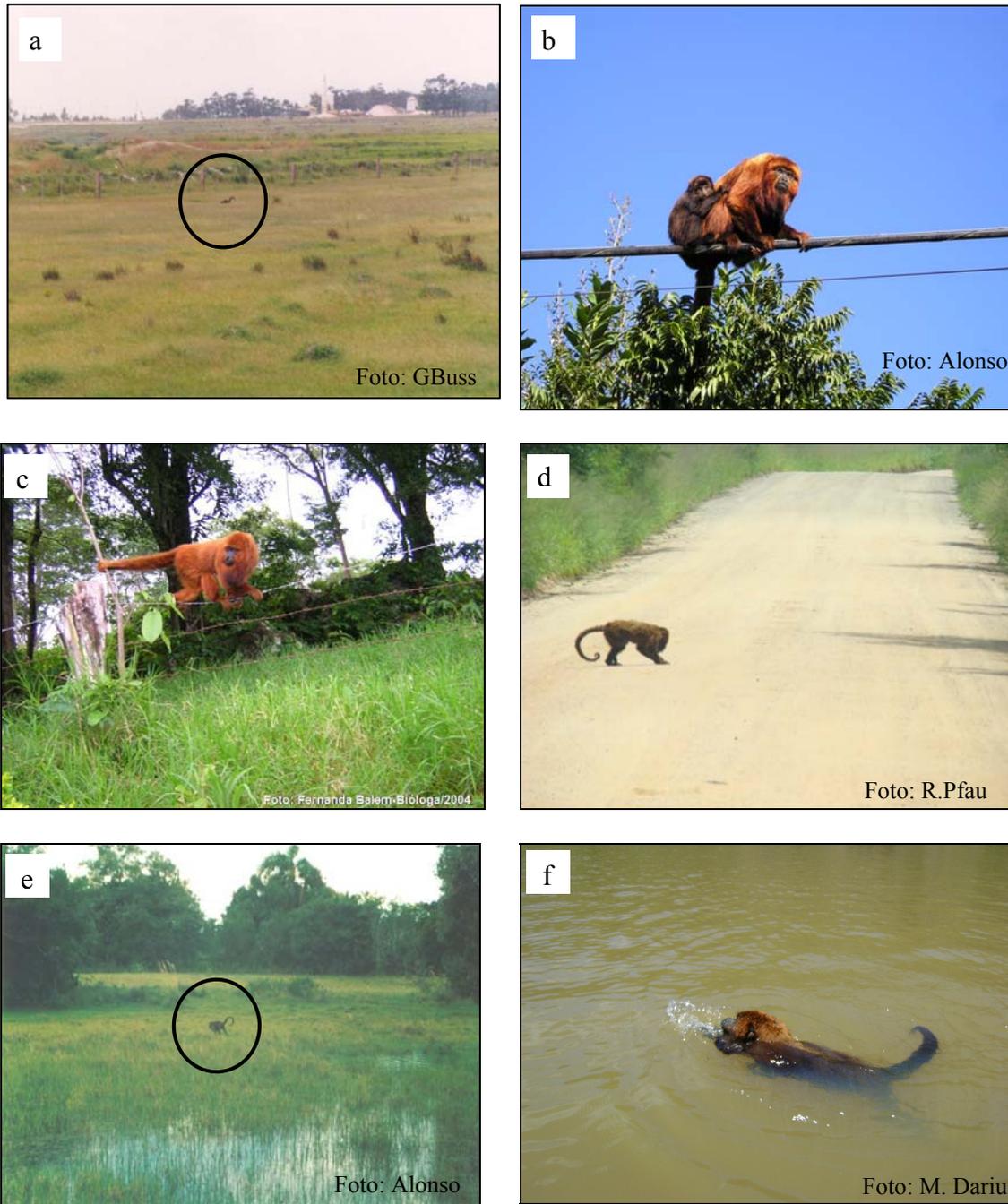


Figura 2. Indivíduo cruzando área de campo em Viamão, município vizinho de POA (a), macho adulto e filhote utilizando fiação cabo de telefone em POA (b), macho adulto utilizando uma cerca para se deslocar em área rural (c), fêmea adulta cruzando estrada de terra na área rural de POA (d), macho sub-adulto cruzando área de campo úmido na zona sul de POA (e), indivíduo cruzando um corpo d'água no RS (f).

Área de Estudo

O município possui 44 morros graníticos entremeados por planícies (Guntzel *et al.*, 1994), congregando desde áreas rurais até áreas altamente urbanizadas e gerando um mosaico onde o ambiente natural se destaca com 69,06% de cobertura e o ambiente construído 30,04% (Hasenack *et al.* 2008). A região de estudo tem 33.134 ha e se localiza na região centro-sul do município de Porto Alegre, RS, Brasil (Figura 3). Os remanescentes aqui considerados naturais são compostos por banhados e um mosaico de campos e florestas, sendo que se destacam pelo bom estado de conservação e tamanho a Reserva Biológica do Lami - José Lutzenberger com 179 ha, a Reserva Ecológica do Morro Santana com 350 ha e 1259 ha no morro São Pedro (Guntzel *et al.*, 1994; Menegat *et al.*, 1998).

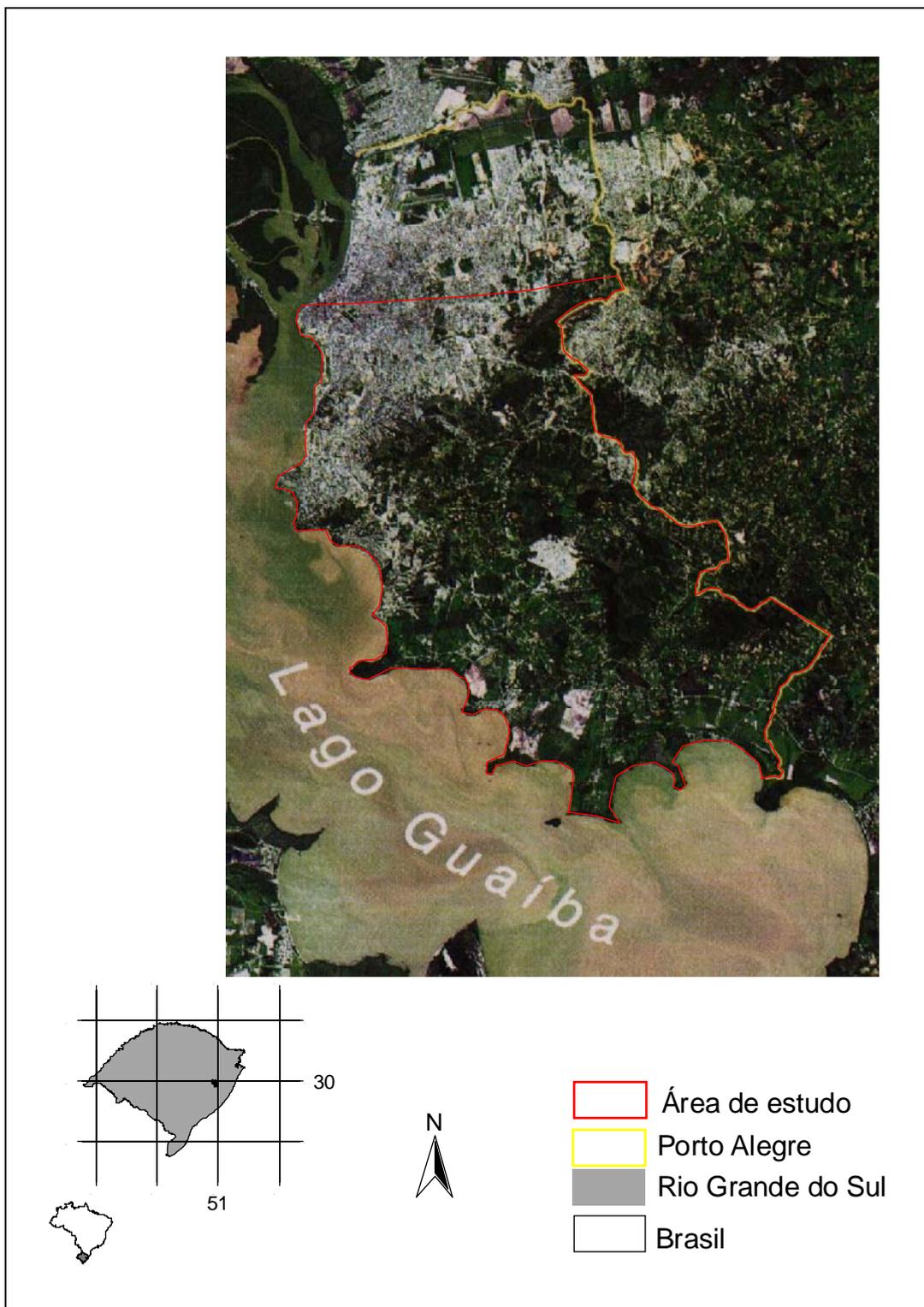


Figura 3. Localização da área de estudo, na cidade de Porto Alegre (RS). Na porção norte do polígono que delimita a área de estudo, observa-se o contraste entre setores urbanizados e a setores predominantemente rurais e com remanescentes naturais.

A análise da paisagem e delineamento de corredores foi realizada com base nos mapeamentos de cobertura do solo e de vias urbanas do Diagnóstico Ambiental do município de Porto Alegre, RS (432 km²), realizado sobre imagens do satélite Quickbird, (resolução 2m, 2002 e 2003), disponível nas escalas de 1:50.000 e 1:25000 (Hasenack *et al.*, 2008). Além disso, foram analisadas de forma complementar as imagens originais do satélite Quickbird utilizadas por Hasenack *et al.* (2008), e realizadas eventuais verificações de campo para aferição de elementos de paisagem de classificação incerta. A partir da classificação original de uso e cobertura foram definidas 20 classes de uso da terra (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de uso da terra do Diagnostico Ambiental de Porto Alegre (Hasenack *et al.*, 2008) e a descrição de suas principais características.

Classes de uso da terra	Características
Água	Açudes, barragens , estação de tratamento de água, córregos.
Mata nativa	Formação arbórea nativa em bom estado de conservação, com presença de sub-bosque. Pode também apresentar espécies exóticas.
Mata com exótica	Formação arbórea nativa com presença de espécies exóticas (e.g pinus, eucalipto, acácia) .
Mata degradada	Predominância de arbóreas nativas e presença de alteração antrópica (trilhas, vossorocas, desmatamentos).
Bosque	Formação arbórea tipo parque, representam os parques e praças públicas da cidade.
Arbustivo mata	Formação arbóreo-arbustiva em estágio intermediário de sucessão.
Arbustivo campo	Formação predominantemente arbustiva, popularmente conhecida como capoeira ou vassoural.
Banhado	Formação herbáceo-arbustiva, típica de áreas úmidas.
Campo	Formação herbácea, composta por campos nativos rupestres e de várzea e campos manejado para pastejo.
Silvicultura	Cultivo de lenhosas (pinus, eucalipto e acácia).
Lavoura perene	Cultivo permanente, pomares de frutas cítricos, pêssego e caqui.
Lavoura sazonal	Cultivo temporário, milho, arroz, mandioca e legumes.
Afloramento rochoso	Área com presença de rocha exposta.
Solo exposto	Áreas antropizadas, aterros, mineração, terraplanagem.
Comercial,industrial,	Edificações e instalações comerciais (galpões, fábricas).

Classes de uso da terra	Características
urbano	
Comercial, industrial, rural	Edificações e instalações rurais (casas, silos, galpões).
Residencial edifício	Área predominantemente ocupada por edifícios.
Edifícios casas	Área predominantemente residencial em fase de adensamento.
Casas	Área predominantemente de casas em loteamentos.
Vias	Inclui ruas, avenidas, estradas, becos e passarelas.

Análise da importância da conectividade na ocorrência de *A. clamitans* nos fragmentos

Para determinar a importância da conectividade funcional potencial na presença do bugio-ruivo nos fragmentos arbóreos na região de estudo de Porto Alegre foi utilizada a análise de regressão logística múltipla. O programa SISSTAT 3.5 foi utilizado para esta análise em que foi aplicada a estatística Wald, razão entre o valor observado do coeficiente de cada variável ambiental e o seu erro padrão, obtendo um valor de P para cada variável ($P < \alpha$), com a finalidade de determinar a significância das variáveis independentes na predição da variável resposta (Hosmer & Lemeshow, 1989; Trexler & Travis, 1993). Levou-se em consideração o valor do teste estatístico *Likelihood Ratio* e o P , cujo baixo valor representa um bom ajuste da equação aos dados. Este teste estima os parâmetros escolhendo os valores que maximizam a probabilidade de se encontrar justamente os valores observados (Magnusson & Mourão, 2005).

Como variável dependente foi utilizada a presença de bugios em fragmentos florestais de Porto Alegre, oriundos de um levantamento que o Programa Macacos Urbanos (UFRGS) realizou em 2 duas etapas. A etapa I, que compreende a zona extremo sul de Porto Alegre, foi iniciada em 1995 e finalizada em 2000 (Romanowski *et al.*, 1998) e a etapa II, que abrange a zona centro-sul, iniciou em 2002 e ainda está em andamento. Dados de presença e ausência que inicialmente foram coletados através do método de vistorias de quadrículas de 25 ha (unidade amostral) foram atribuídos para fragmentos, tendo como resultado 212 fragmentos florestais vistoriados, onde foi registrada a presença em 36 fragmentos e a ausência em 176 (dados ainda não publicados) (Figura 4).

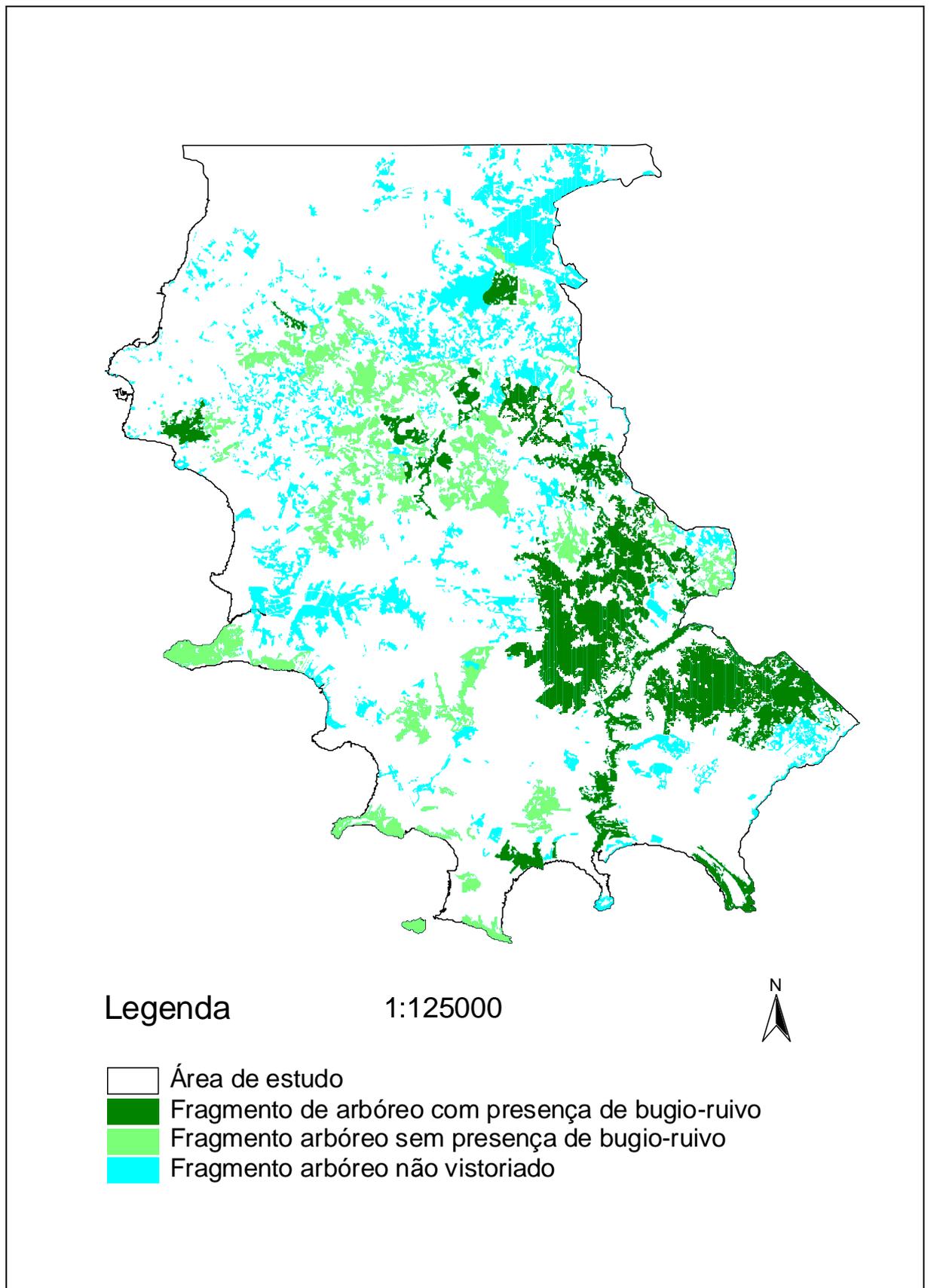


Figura 4. Mapa de ocorrência de bugio-ruivo em fragmentos arbóreos de Porto Alegre. Total de 212 fragmentos amostrados, com a presença em 36 e ausência em 172.

As variáveis independentes utilizadas foram a área dos fragmentos arbóreos e os índices de conectividade funcional potencial de I PC (porcentagem de importância do índice *Probability of connectivity* - PC) e de IIC (porcentagem de importância de *Integral index of connectivity* - IIC) (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Pascual-Hortal & Saura, 2006). Estes índices baseiam-se na teoria dos grafos e foram calculados por meio do programa *Conefor Sensinode 2.2*. A teoria de grafos denomina o fragmento de nodo; se numa paisagem existem conexões entre todos os nodos, este conjunto de nodos é chamado de grafo. Um grafo está conectado se existe um caminho entre cada par de nodos (Urban & Keitt, 2001). Quando uma paisagem contém dois conjuntos de nodos que não estão conectados, então esta paisagem possui dois subgrafos (Urban & Keitt, 2001). O *Conefor Sensinode 2.2* chama de componentes o conjunto de nodos conectados (subgrafo) e também um nodo isolado, portanto quanto menor o número de componentes numa paisagem, mais conectada ela estará (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Pascual-Hortal & Saura, 2006). O programa também informa o número de conexões entre os nodos, logo uma paisagem bem conectada refletirá num alto número de conexões.

O *Conefor Sensinode 2.2* permite a estimativa de diversos índices que são capazes de estimar a conectividade total da paisagem e também identificar os fragmentos de maior importância para evitar a ruptura de uma rede fragmentos. Para isso são utilizados atributos estruturais da paisagem e comportamentais da espécie (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Pascual-Hortal & Saura, 2006). Esta relação é dada através da conectividade estrutural (distância euclidiana) entre os nodos, denominados neste estudo de fragmentos de hábitat; e de índices de conectividade funcional potencial, como o PC e IIC (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Pascual-Hortal & Saura, 2006). Para tanto foi necessário inserir no programa uma tabela com as distâncias euclidianas entre cada fragmento de hábitat gerado por uma extensão do programa *ArcView 3.2*. Foi considerado nesta análise o agrupamento das classes mata nativa, mata nativa degradada e mata nativa com exóticas (denominados de fragmento arbóreo) maiores ou igual a 0,2 ha, totalizando 1018 fragmentos. Também foi preciso informar o limite da distância de dispersão da espécie-focal na matriz e a probabilidade de sucesso. Neste caso, como não existem estudos específicos com estimativa de dispersão pela matriz com bugio-ruivo, como parâmetro utilizou-se 100 m. Esta distância foi encontrada em 70% dos eventos detectados numa matriz rural no México, com *Alouatta palliata* (Mandujano *et al.*, 2004). O *Sensinode 2.2* calcula as probabilidades utilizando uma função exponencial decrescente e para efeitos de comparação entre IIC e PC recomenda usar a probabilidade de 50% (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Pascual-Hortal & Saura, 2006).

Tanto IIC quanto PC são fundamentados na abordagem de disponibilidade de hábitat, ou seja, considera qualquer fragmento, mesmo quando não conectado estruturalmente, como um lugar onde possa existir conectividade e, portanto, estes índices servem para estimar a conectividade funcional entre manchas (Pasqual-Hortal & Saura, 2006). Ambos variam de 0 a 1, sendo 1 o valor máximo de conectividade. A limitação que o IIC tem em relação ao PC é quanto a simplificar a representatividade das conexões entre manchas num modelo binário comparado com o modelo probabilístico em que se baseia o PC (Saura & Pasqual-Hortal, 2007). O índice IIC é calculado da seguinte maneira:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$$

Onde n é o total de fragmentos de hábitat na paisagem, a_i e a_j são os atributos (neste caso, área em hectares) dos fragmentos de hábitat i e j , A_L é o atributo da paisagem máxima (neste caso, área total da paisagem em hectares), nl_{ij} é o número de conexões entre a menor distância (neste caso, euclidiana) dos fragmentos i e j . Quando os fragmentos não estão conectados, o numerador da equação é igual a 0 ($nl_{ij} = \infty$).

O índice PC pode ser descrito por:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

Onde p_{ij}^* é a probabilidade do produto de todos os caminhos entre manchas i e j e os outros atributos correspondem aos mesmos que em IIC. A probabilidade máxima do produto de um caminho é o produto de todos os p_{ij} pertencentes a cada passo nesse caminho. Se os nós i e j estão perto o suficiente, o caminho de probabilidade máxima será simplesmente o passo (movimento direto) entre os nós i e j ($p_{ij}^* = p_{ij}$). Se os nós i e j estão mais distantes, o "melhor" caminho (probabilidade máxima) provavelmente incluirá várias etapas através de nós intermediários (funcionando como trampolins ecológicos) resultando $p_{ij}^* > p_{ij}$ (Figura 5).

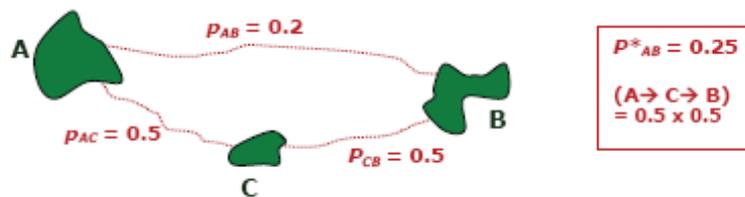


Figura 5. Exemplo do cálculo da probabilidade máxima do produto entre os nós A e B (p^*_{AB}) numa paisagem simplificada, onde é obtido um valor maior (25%) do que a probabilidade direta (p_{AB} 20%). Nota-se também a existência do fragmento C servindo de “trampolim ecológico” (Saura & Pascual-Hortal, 2008).

Para cada fragmento é calculada a porcentagem da importância na manutenção da conectividade da rede representada por (dI) para IIC e PC, segundo a equação:

$$dI(\%) = 100 \cdot \frac{I - I_{remove}}{I}$$

Onde I é o valor total do índice com a presença de todos os fragmentos na paisagem e I_{remove} é o valor total do índice após a remoção de um único fragmento (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Esta análise informa quais são os fragmentos arbóreos mais importantes para manter a conectividade funcional potencial em relação à espécie focal.

Delineamento dos Corredores

Neste trabalho, abordamos corredores em uma rede formada a partir de caminhos de menor custo de 4 m de largura que posteriormente foram ampliados para 28 m de largura, esta considerada suficiente para a utilização da espécie-focal e também apropriada para se implementar em grandes centros urbanos. A rede de corredores é composta por uma área fonte de onde partem os caminhos de menor custo e múltiplas áreas-alvo, fragmentos de formação arbórea natural maiores ou igual a 10 ha em diferentes estados de conservação. Entre a área fonte e os alvos, há diferentes feições da paisagem (naturais não-florestais, urbanas e agrícolas/rurais) que compõem dessa maneira os corredores lineares aqui denominados como corredores multi-hábitat. Também fazem parte dos corredores os fragmentos arbóreos nativos menores que 10 ha que serão considerados como potenciais trampolins ecológicos.

Foi escolhido como fonte o fragmento que obrigatoriamente tenha a presença de grupos de bugio (figura 4) e com maior valor do índice de importância para a conectividade funcional (dI). Foram considerados como áreas-alvo os polígonos das classes mata nativa, mata nativa degradada e mata nativa com exóticas. Estas classes foram agrupadas em uma única classe

chamada de arbórea e foram selecionados os fragmentos com área maior ou iguais a 10 ha. O tamanho foi determinado em função das áreas médias de vida dos grupos estudados em Porto Alegre serem de 4,4 ha (Jardim, 2005) e 4 ha (Fialho, 2000) e em função da área de vida individual variar entre 0,2 ha e 0,7 ha (Jardim, 2005). Os fragmentos arbóreos menores que 10 ha que forem interceptados pelo CMC serão contabilizados e considerados como potenciais trampolins ecológicos para a espécie.

Os corredores foram delineados a partir da análise de caminhos de menor custo (CMC). Esta análise toma por referência um ponto de partida (fonte) e de chegada (alvos) na paisagem e encontra o caminho de menor custo para o deslocamento de um organismo entre cada par fonte-alvo. O custo é definido como uma função da distância percorrida e da dificuldade (atrito) encontrada para percorrer essa distância. Por exemplo, quando a paisagem é homogênea (hábitat uniforme), o caminho de menor custo (CMC) será aquele de menor distância a percorrer. Em uma paisagem heterogênea (com diferentes tipos de hábitat a percorrer entre dois pontos), se considerarmos trajetos de mesma extensão, o caminho de menor custo será o trajeto que contiver hábitats mais favoráveis ao deslocamento do organismo.

Utilizamos o algoritmo do caminho de menor custo (CMC) implementado no programa Idrisi Andes (Eastman, 2003) e o mapa de uso e cobertura da terra de Porto Alegre (Hasenack *et al.*, 2008) para modelar superfícies (mapas) de atrito, a partir das quais são geradas superfícies de distância de custo e finalmente os caminhos de menor custo (Eastman, 2003). Neste caso, quanto menor o custo de um determinado “caminho”, maior seu potencial como corredor ecológico.

Definição dos Atritos

No presente estudo, os valores de atrito utilizados na análise de CMC representam o grau de dificuldade que a espécie teria para atravessar um *pixel* de 4 m de largura, em função do tipo de cobertura do solo (ou tipo de hábitat). Foi utilizada uma escala de atrito variando de 1 a 20, sendo que 1 representa o atrito mínimo e 20 o atrito máximo, ou seja o atrito máximo indica que a espécie terá 20 vezes mais dificuldade para atravessar um *pixel* de valor 1. Além dos valores de 1 a 20, foi atribuído o valor de -1 para *pixels* cuja classe de cobertura foi considerada um obstáculo intransponível ou que deve ser evitado (classes urbano, silvicultura e água).

Para produzir o mapa de atrito, reclassificamos o mapa de uso e cobertura do solo, atribuindo a cada classe um valor de atrito. Das 20 classes de uso e cobertura, sete receberam

valor -1 por serem consideradas por nós como intransponíveis ou inadequadas para compor um corredor com persistência (efetividade funcional como corredor) a médio e longo prazo. Já as 13 classes restantes receberam valores de atrito em função de uma avaliação feita por meio de questionário a especialistas, aos quais foi solicitado indicar os valores de atrito que cada classe de uso e cobertura representaria para a dispersão do bugio-ruivo. O questionário foi aplicado em 14 especialistas na espécie consultados durante o XII Congresso Brasileiro de Primatologia em 2009.

Definição do Grau de Antropização

O grau de antropização foi estimado a partir de um índice inspirado no conceito de hemerobia (Wrbka *et al.*, 1999), que reflete o gradiente de alteração antropogênica sobre a vegetação original. Ele varia de 1 a 7, em ordem crescente de alteração antrópica, sendo 1 considerado sem alteração (“natural”) (Tabela 2). Os valores de antropização foram atribuídos para as 20 classes de uso e cobertura por consenso entre três pesquisadores do Programa Macacos Urbanos, abrangendo 16 anos experiência de campo na área de estudo (A. C. Alonso, G. Buss e L. X. Lokshin). Para gerar o mapa de antropização, reclassificamos o mapa de uso e cobertura (Hasenack *et al.* 2008), com legenda simplificada para 20 classes (Tabela 1) segundo a escala de antropização (Tabela 2). Posteriormente foi realizada uma análise com janela móvel (7×7 pixels) extraíndo os valores médios de antropização para o pixel central da janela. Dessa forma o grau de antropização de um *pixel* de 4 m de largura representa a antropização média calculada com base em uma área de aproximadamente 784 m². Em seguida, o mapa de antropização foi sobreposto ao traçado dos corredores, de forma a evidenciar o gradiente de antropização (que neste estudo representa o potencial de persistência do corredor). Assim, dentro do corredor, quanto maior o grau de antropização média do *pixel* (calculado em função da antropização da vizinhança), maior o potencial de futuro aumento da antropização daquele *pixel* e de seus vizinhos e, portanto, maior será o potencial de que o corredor seja interrompido naquele trecho a médio ou longo prazo.

Tabela 2. Classes de uso da terra do Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre e os respectivos valores de antropização segundo a avaliação dos pesquisadores do Núcleo de Extensão Macacos Urbanos - UFRGS.

Classes de Uso da Terra	Antropização
Mata nativa	1
Mata nativa com exótica	2
Mata nativa degradada	2
Bosque	3
Arbustivo mata	1
Arbustivo campo	1
Banhado	1
Campo	2
Lavoura perene	4
Lavoura Sazonal	5
Afloramento rochoso	1
Solo exposto	7
Vias	7
Água	2
Silvicultura	5
Comercial, industrial, serviços	7
Comercial, industrial, rural	6
Residencial edifícios	7
Residencial edifícios e casas	7
Residencial Casas	6

A categoria de uso “vias” recebeu diferentes valores de atrito em função da largura da via e de uma estimativa semi-quantitativa sobre o fluxo potencial de veículos automotores. Assumimos que vias largas em contextos muito antropizados possuem mais fluxo (e portanto maior atrito aos bugios) do que vias estreitas em contexto pouco antropizado. O mapa de vias foi convertido do formato vetorial de linhas para polígono e posteriormente rasterizado. Para se obter a largura aproximada das vias, foi realizada uma aproximação a partir de uma amostragem de 1% do total de 31459 linhas (estratificação proporcional à frequência dos 34 categorias de vias mapeados por Hasenack *et al.*, 2008). A largura aproximada das vias amostradas foi medida em tela utilizando o visualizador Google Earth. Assim, vias mais largas receberam atritos mais elevados do que vias estreitas, e esse atrito foi ponderado pelo grau de antropização, utilizado como um *proxy* para fluxo de veículos. Na prática, realizamos uma ponderação do atrito das vias em função da largura e da antropização. Para tanto, convertemos os valores de antropização em pesos ou GA relativo, variando de 0,75 a 1, por meio da função linear $GA_{relativo} = 0,7083 + 0,0417GA$. Essa função foi ajustada de forma a que o valor máximo de atrito ponderado pela antropização ($Atrito_{ponderado} = GA_{relativo} * Atrito$) não fosse superior a 20, que é o valor máximo da escala de atrito utilizada neste trabalho. A seguir, o mapa do Grau de Antropização relativa (GA relativa) sofreu uma análise com janela móvel 7x7, que atribui

ao *pixel* central da janela o valor médio dos 48 *pixels* vizinhos. Finalmente este mapa foi sobreposto ao mapa de atrito das vias através da operação *overlay*, que multiplica os *pixels* de ambos os mapas, tendo como resultado o mapa com os *pixels* das vias sendo os valores de antropização média do entorno.

Definição dos Corredores

Uma vez obtidos os caminhos de menor custo, cuja largura é de apenas um *pixel* (4 m de largura), realizamos uma operação de *buffer*, visando o alargamento desses caminhos para assim gerar os corredores. Determinamos os corredores como sendo faixas de sete *pixels* de largura (28 m), definidas a partir dos caminhos de menor custo. A escolha de sete *pixels* de largura foi feita levando em consideração que corredores mais largos provavelmente não teriam viabilidade do ponto de vista de manejo e gestão em contexto urbano. Os caminhos de menor custo (CMC) são, portanto, trajetos lineares compostos por sequências de *pixels* de 4 m de lado, sendo utilizados como referência inicial para gerar os corredores. Os corredores, portanto, possuem 28 m de largura (sete *pixels*), e incluem os próprios CMC e uma faixa de amortecimento de três *pixels*.

Avaliação Individual dos Corredores

A avaliação individual dos corredores foi realizada segundo dois atributos principais: o potencial de persistência e o atrito ao movimento dos animais. O potencial de persistência reflete a influência do uso e cobertura na vizinhança do corredor e sobre a chance de ruptura do corredor. Resulta da expansão e modificação da cidade. Partimos do pressuposto de que quanto maior o grau de antropização, maior a possibilidade de influenciar negativamente o corredor em um determinado momento, e também maior a possibilidade de que um determinado *pixel* do corredor futuramente torne-se mais antropizado, perdendo sua funcionalidade. Em resumo, *pixels* de corredor situados em vizinhanças mais antropizadas seriam mais vulneráveis à urbanização e teriam maior probabilidade de perder sua funcionalidade como corredor (menor persistência).

Para mensurar o potencial de persistência, utilizamos o grau de antropização (GA) como indicador. A avaliação do potencial de persistência foi feita através da análise de fracionamento dos corredores, que consta em reclassificar os *pixels* de antropização internos de cada corredor da seguinte maneira: *pixels* com antropização maior ou igual a 4 são considerados como ameaça potencial de ruptura e ganham valor 0, *pixels* menores que 4 são considerados adequados para a persistência do corredor e recebem valor 1 (apêndice 1). Como

resultado obtém-se o número de frações e pode-se também calcular a porcentagem de área perdida de cada corredor ($\%Área_{perdida} = 100 * \frac{Área_{GA<4}}{Área_{total}}$). Portanto, quanto maior o número de frações e maior a perda de área, menor é o potencial de persistência do corredor. Também é possível identificar visualmente ao longo do corredor os locais onde existem *pixels* com alto valor de antropização.

O segundo critério avalia a qualidade de hábitat dos corredores e considera a possibilidade de existirem trechos críticos ao longo do corredor, onde há maior resistência (atrito) do hábitat ao deslocamento da espécie-focal. É, portanto, um critério em que se procura avaliar o corredor sob a perspectiva do organismo, enquanto que o critério anterior faz a avaliação sob perspectiva de dinâmica da paisagem. Repetiu-se a análise de fracionamento dos corredores, porém a reclassificação dos valores é diferente, ou seja: *pixels* com valores menores ou iguais a 8 (somente as classes arbóreo-arbustivas) recebem valor 1 e *pixels* maiores que 8 (classes de áreas abertas) recebem valor 0 (apêndice 1). Da mesma forma, é obtido o número de frações de cada corredor e também a porcentagem de área perdida (neste caso, a porcentagem de área remanescente representa a porcentagem efetiva de hábitat no corredor). Além disso, é possível identificar corredores com conectividade estrutural ótima que são aqueles que teriam valores de área perdida próximos a 0%. Do ponto de vista da espécie-focal, quanto mais frações (devidas ao alto atrito) e maior perda de área têm um corredor, pior é a qualidade interna do corredor para o deslocamento da espécie-focal. Portanto, este critério representa uma avaliação da qualidade interna do corredor.

A eventual relação entre os critérios de avaliação e a extensão dos corredores foi avaliada a partir de gráficos de dispersão entre o número de frações determinadas por cada critério e a extensão de cada corredor.

Por fim, realizamos uma avaliação conjunta e comparativa dos corredores, visando exemplificar a utilidade dos critérios sob a perspectiva do planejamento da implementação ou manejo dos corredores. Para tanto os critérios de avaliação individual de corredores foram utilizados para classificar os corredores modelados a partir dos caminhos de menor custo em três categorias: bom, mediano e ruim (Tabela 3). Um mapa síntese dos corredores foi produzido através da soma de cada um dos três critérios sendo que nestes a categoria *bom* recebeu o valor 3, a categoria *mediano* recebeu o valor 2 e a categoria *ruim* valor 1. Quando somadas as três categorias a fim de se obter uma classificação global da qualidade, os corredores considerados bons serão aqueles com valor entre 9 e 8, intermediários entre 7 e 6 e ruins entre 5 e 3. Portanto, para um corredor ser considerado bom ele será sempre bom em dois critérios, e jamais será ruim em qualquer critério. Para ser de qualidade intermediária ele será

ruim em um critério e bom nos demais, ou intermediário em dois critérios. Um corredor ruim será bom no máximo num critério e ruim em pelo menos um critério.

Tabela 3. Critérios para avaliação da qualidade de corredores de dispersão de bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em um mosaico-urbano rural.

Critério	Qualidade	Explicação
Número de frações de corredor (determinadas pelo atrito)	1 a 2 = bom 3 a 5 = mediano >5 = ruim	Número de trechos de hábitat ótimo ao deslocamento (arbóreo-arbustivo) intercalados por hábitats não ótimos para deslocamento da espécie-focal. Maior risco de insucesso no deslocamento.
Número de frações (determinadas pelo grau de antropização)	1 a 2 = bom 3 a 5 = mediano > 5 = ruim	Número de trechos do corredor gerados por potencial interrupção devido à pressão de antropização da paisagem no entorno do corredor. Maior risco à persistência estrutural e conectividade funcional do corredor, além de maior risco de morte durante o deslocamento.
% de hábitat efetivo no corredor (arbustivo e arbustivo arbóreo)	>80% = bom 60% a 79,9% = mediano < 59% = ruim	Indicador da conectividade estrutural do hábitat preferencial.

RESULTADOS

Importância da conectividade na ocorrência da espécie nos fragmentos

O modelo de regressão logística que estima a probabilidade de presença de bugio-ruivo em fragmentos florestais em função da conectividade funcional é representado pela equação abaixo:

$$\text{Logit } P = -2,063 + (0,356 * \text{dIPC})$$

Somente o índice dIPC apresentou influência significativa sobre a variável resposta de acordo com a estatística de Wald (Tabela 4). O resultado do teste de Wald mostra que a variável dIPC é significativa para a predição de presença de bugio-ruivo em fragmentos arbóreos de Porto Alegre ($P < 0.001$). Segundo o teste *Likelihood Ratio* existe um bom ajuste da equação em relação aos dados ($P < 0.001$). Portanto, o coeficiente da variável dIPC na equação representa a relação entre a probabilidade de presença de bugios e dIPC, que é positiva. Isto significa que a presença de bugios em fragmentos está relacionada com a conectividade funcional.

Tabela 4. Resumo dos resultados da regressão logística múltipla com o valor do teste de Wald para variável preditora selecionada.

Ind. Variable	Coefficient	Standard Error	Wald Statistic	P value
Constant	-2.063	0.227	82.853	<0.001
dIPC	0.356	0.098	13.189	<0.001

O índice PC foi de 0,01 para a região de estudo, sendo este valor muito baixo. Isto de maneira geral caracteriza um preocupante cenário de fragmentação e baixa conectividade entre os remanescentes arbóreos na região de estudo. O morro São Pedro foi o fragmento que apresentou os maiores valores de importância para a conectividade funcional (Tabela 5). Apenas 50 fragmentos possuem valor acima de 1% de PC, de um total de 1018. Os 20 melhores fragmentos classificados evidenciam algumas regiões de fundamental importância para manter a conectividade, tais como Morro São Pedro, Morro da Extrema, arroio Lami, Pitinga e Lomba do Pinheiro (Tabela 5 e Figura 6).

Tabela 5. Classificação dos 20 melhores fragmentos arbóreos segundo o índice dIPC, com a respectiva área e região de localização em Porto Alegre.

Identificador do Fragmento	Região	dIPC %	Área (ha)
542	Morro São Pedro	54,2	1224,2
235	Morro da Extrema	28,9	617
197	Arroio lami	23,1	76
138	Arroio Lami	22,4	30,3
122	Extrema	17,6	14
121	Extrema	17,3	40,9
698	Pitinga	15,8	131,3
1041	Lomba do Pinheiro	14,5	62,8
1017	Lomba do Pinheiro	12,8	145,5
202	Morro da Extrema	12,2	313,0
1073	Lomba do Pinheiro	10,8	79,7
1468	Morro da Companhia	9	176,6
1633	Morro Santana	8,9	375,8
1166	Beco do David	7,3	26,5
409	Arroio Lami	7,2	126,1
737	Rincão	5,3	217,9
85	Arroio Lami	5,2	132,1
1077	Santuário	5,1	109,2
1437	Morro da Companhia	5,0	75,8

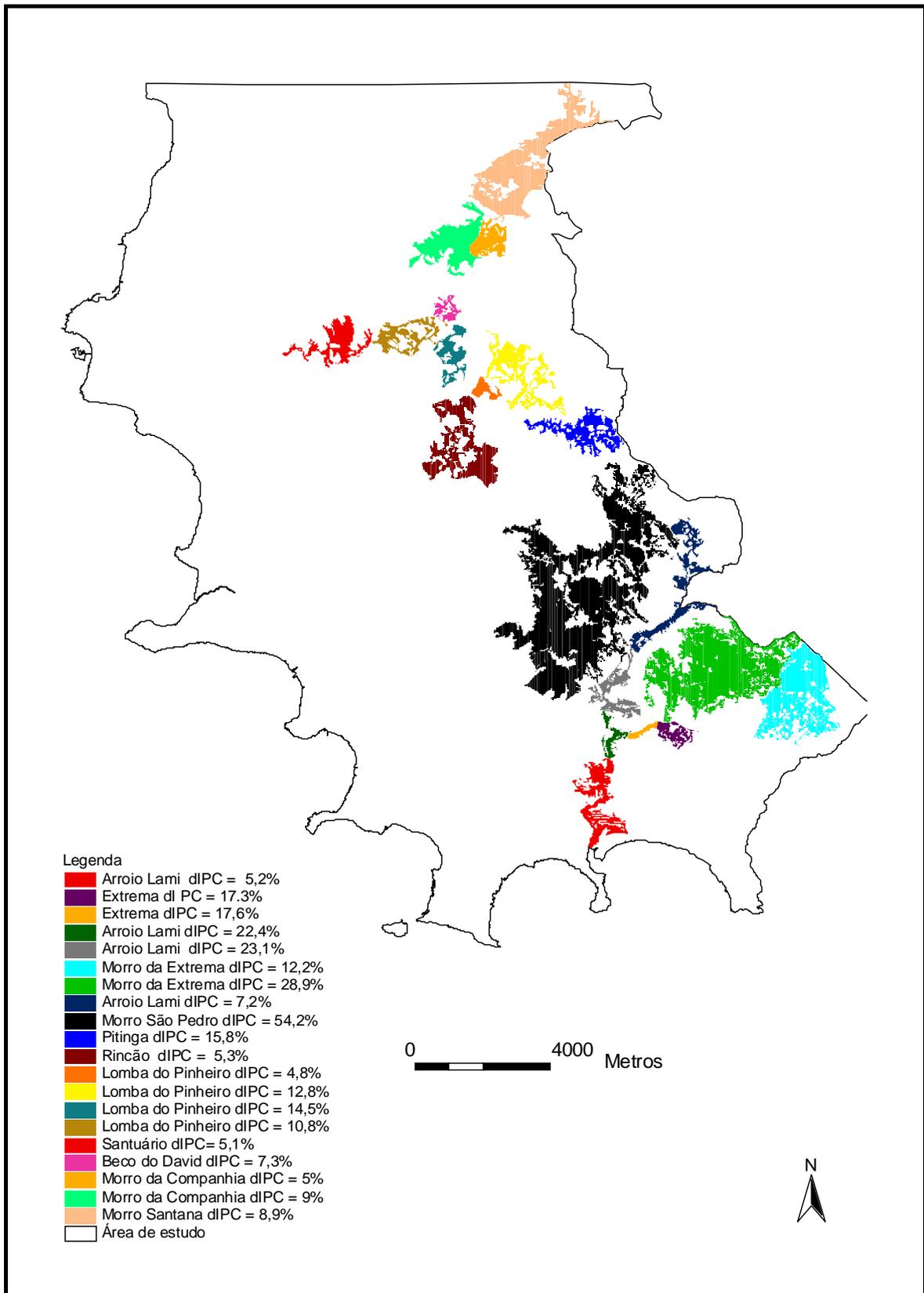


Figura 6. Mapa com a localização dos vinte fragmentos com maior dIPC na região de estudo, sendo o morro São Pedro o mais importante.

Foram gerados 167 componentes e 1464 conexões entre os 1018 fragmentos arbóreos maiores ou igual a 0,2 ha. É notável o tamanho do componente (azul-ciano) que se formou na região leste da área de estudo (Figura 7).

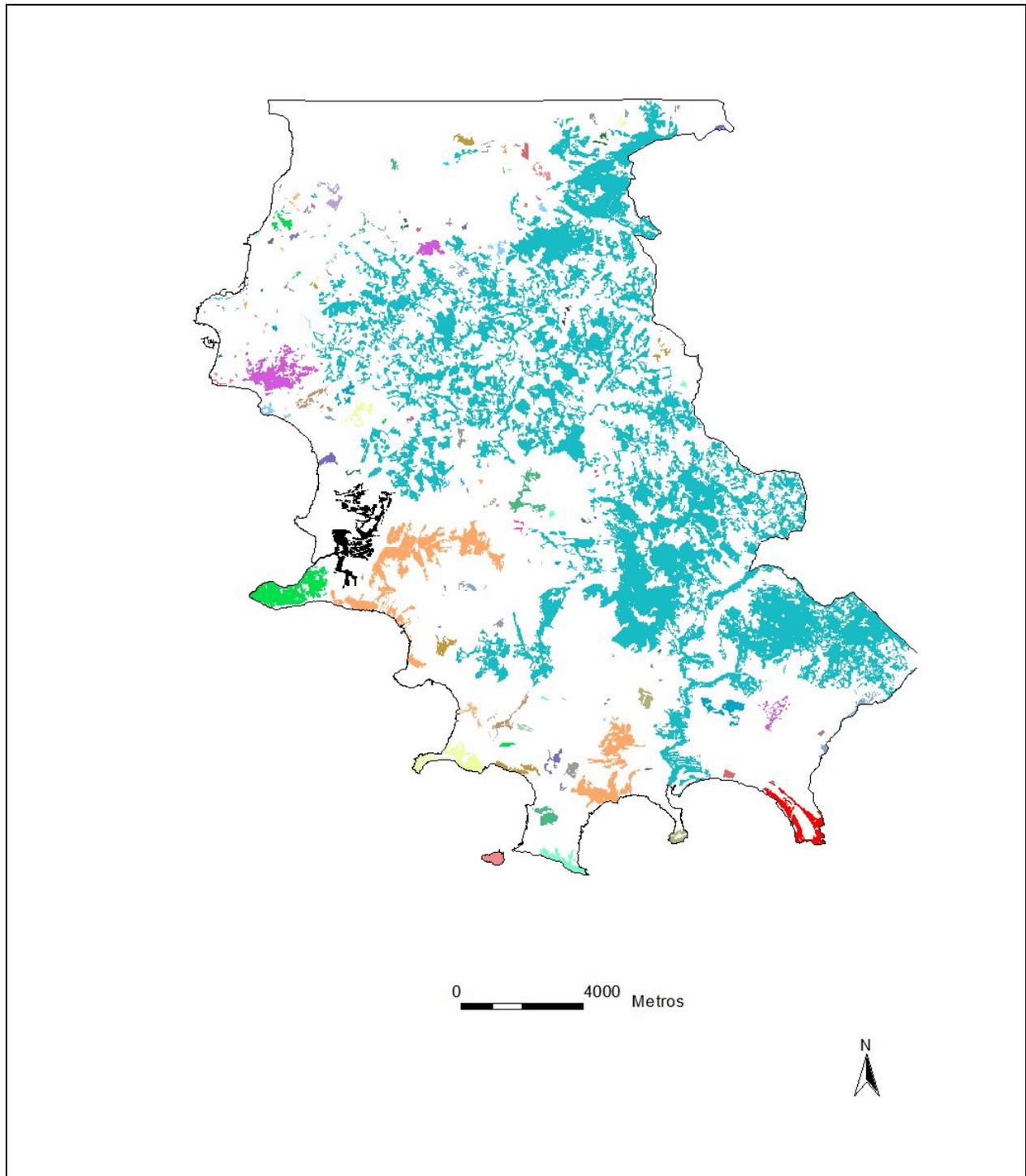


Figura 7. Mapa dos 167 componentes resultante da análise do índice PC. Cada componente é representado por uma cor. É evidente o tamanho do maior componente (em azul-ciano)

formado cobrindo praticamente todo o setor leste da área de estudo. Além disso, há grande número de componentes formados por fragmentos isolados e pequenos, cuja visualização fica dificultada na figura.

Conforme o gráfico de dispersão de pontos (Figura 8), a presença obteve valores acima de 10 (dIPC), embora apresente também valores abaixo de 10. No entanto a ausência da espécie somente está relacionada a valores abaixo de 10. Estes resultados reforçam a importância da conectividade funcional para determinar a ocorrência de bugio-ruivo em fragmentos florestais de Porto Alegre.

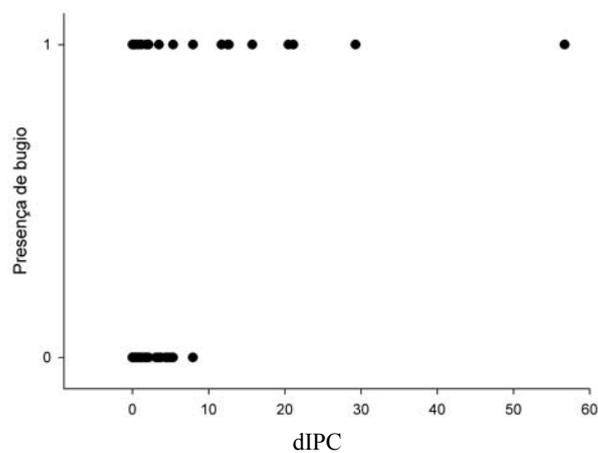


Figura 8. Gráfico de dispersão de pontos relacionando a presença e a ausência dos bugios (eixo y) nos 212 fragmentos arbóreos com os respectivos valores de dIPC (eixo x).

Área Fonte e Áreas Alvos

O morro São Pedro obteve o maior dIPC (Tabela 5), representando dessa maneira o fragmento de maior importância para a conectividade funcional do bugio-ruivo nos fragmentos arbóreos na região de estudo. Também é o maior fragmento com floresta nativa de Porto Alegre, com 1224 ha. Além disso, esta região apresentou o maior número de quadrículas com presença de bugio em Porto Alegre (Romanowski *et al.*, 1998) e, de acordo com uma estimativa de densidade realizada numa propriedade de 141 ha, contém uma densidade de bugios estimada em 0,99 ind/ha, valor considerado alto para a espécie (Alonso, 2004). Em virtude do conjunto das características citadas acima, o morro São Pedro foi o escolhido para ser o fragmento fonte na análise do CMC.

Foram selecionados 117 fragmentos arbóreos com área maior ou igual a 10 ha para

representarem os alvos.

Delineamento dos Corredores

a) Superfície de atrito ao deslocamento de bugios

Os valores de atrito atribuídos pelos especialistas a partir das classes de uso da terra não apresentaram distribuição normal, portanto, foram escolhidos os valores da mediana para representar os valores de atrito (Tabela 6) para posteriormente gerar o mapa de atrito de deslocamento de bugios (Figura 10).

Os valores de atrito das vias variaram de 4,5 a 19,5 em decorrência da ponderação pela antropização relativa, como *proxy* para estimativa de fluxo de veículos. As vias que se encontravam em regiões muito antropizadas receberam valores mais altos e isto pode-se observar principalmente no setor mais ao norte da região de estudo (Figura 9A). Já as vias que estavam num contexto mais rural, no setor sul de Porto Alegre, receberam valores mais baixos (Figura 9 B).

Tabela 6. Valores de atrito (mediana) selecionados para cada classe do uso da terra segundo os 14 especialistas em *Alouatta clamitans*, sendo o valor mínimo 1, o valor máximo 20 e o valor -1 representando as classes consideradas inadequadas para a composição dos corredores.

Categorias de Uso da Terra	Atrito (mediana)	Média	Min	Máx	Desvio padrão
Mata nativa	1	1	1	1	0
Mata nativa com exótica	2	1,7	1	5	1,34
Mata nativa degradada	2,5	2,6	1	7	1,71
Bosque	4	3,8	1	8	2,16
Arbustivo mata	5	5,4	3	9	1,94
Arbustivo campo	8	7,1	4	10	2,37
Banhado	12	13,4	6	20	4,62
Campo	10	10,3	5	14	2,41
Lavoura perene	7,5	7,2	2	12	3,37
Lavoura Sazonal	12,5	10,9	5	18	3,91
Afloramento rochoso	14,5	12,9	6	16	3,25
Solo exposto	12	13,1	6	20	3,73
Vias	4,5 a 19,5*	17,1	8	20	3,68
Água	-1	-	-	-	-
Silvicultura	-1	-	-	-	-
Comercial, industrial, serviços	-1	-	-	-	-
Comercial, industrial, rural	-1	-	-	-	-
Residencial edifícios	-1	-	-	-	-
Residencial edifícios e casas	-1	-	-	-	-
Residencial Casas	-1	-	-	-	-

*Valores dos *pixels* variaram de 4,5 a 19,5 de acordo com a ponderação pelo grau de antropização relativo do entorno das vias, realizada com janela móvel de 7x7 *pixels*.

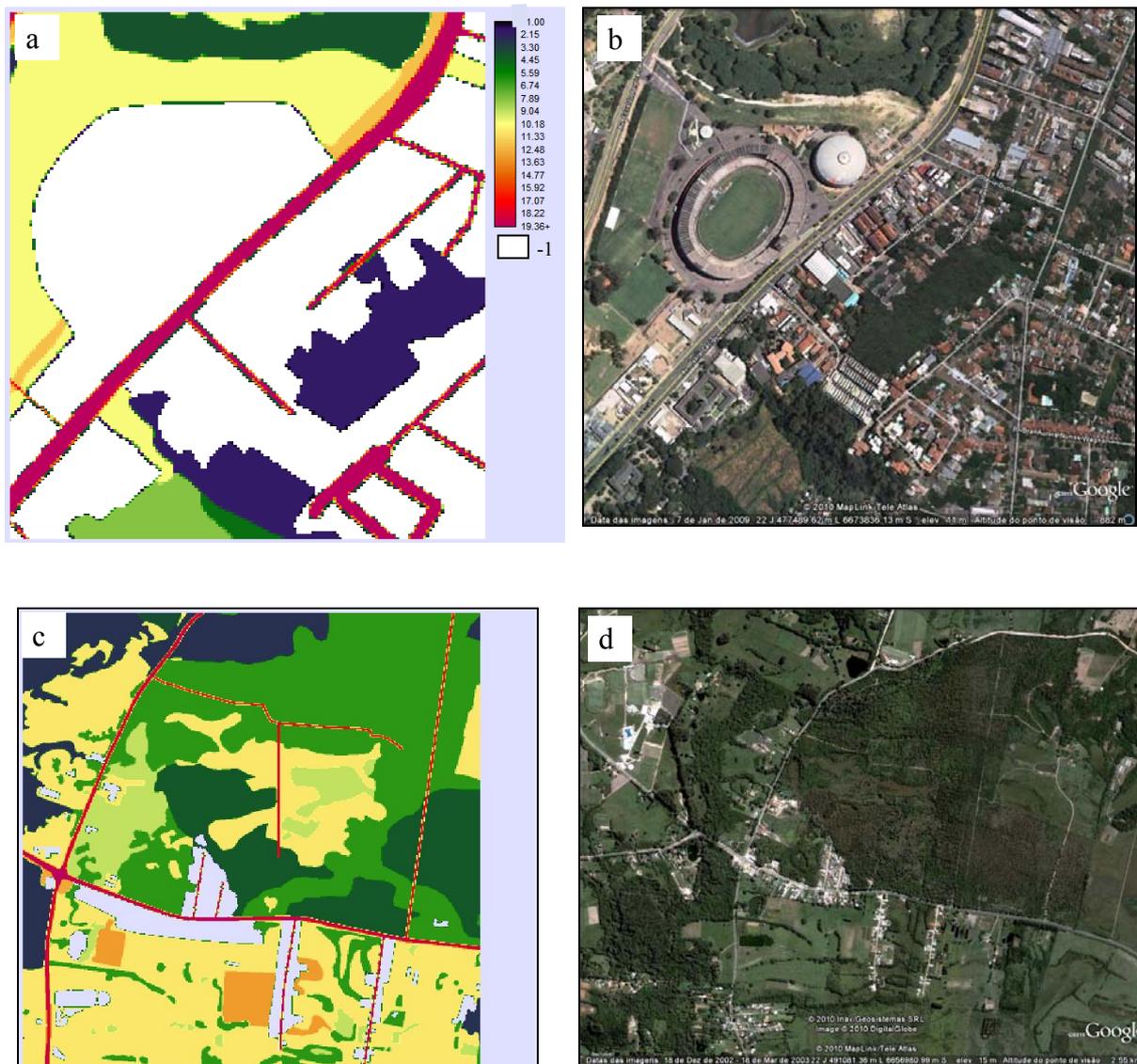


Figura 9. Valores altos de atrito alto para uma via larga, estrutura linear em rosa (cor que representa valores altos de atrito, segundo a escala de valores) no centro da figura (a); imagem da área (a) localizada numa matriz urbana (Geo Eye - Google Earth) (b); valores baixos de atrito para ruas estreitas, percebe-se que existe a predominância da cor vermelha que representa valores de atrito menor que a cor rosa (mesma escala de valores de atrito da figura 9A) (c); imagem da área (c) que está inserida numa matriz rural (Geo Eye – Google Earth) (d).

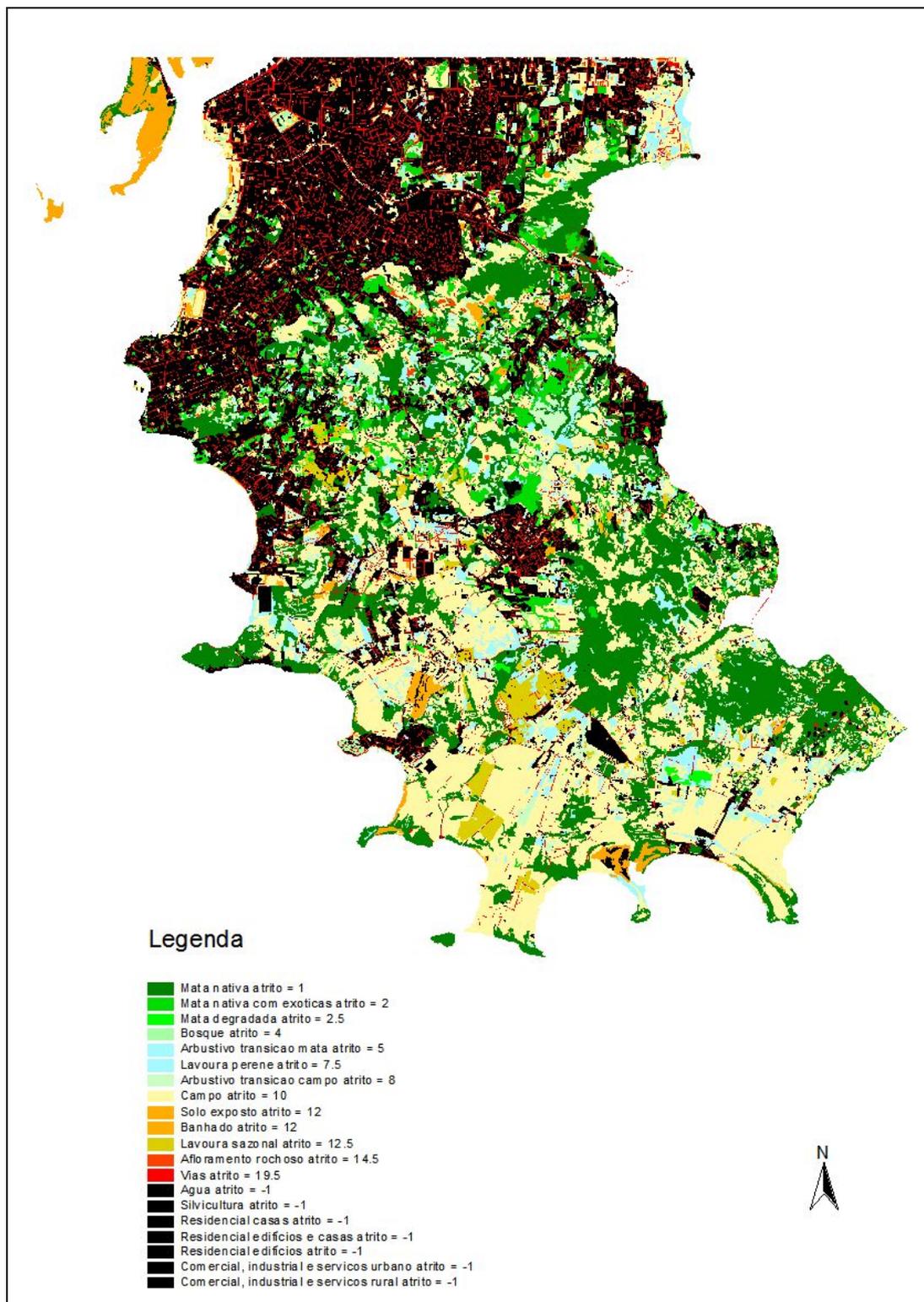


Figura 10. Mapa de atrito com indicação das classes de uso e cobertura e seus respectivos valores de atrito, utilizados na análise de caminho de menor custo.

b) Caminhos de Menor Custo, Corredores e Trampolins Ecológicos

Foram gerados 136 caminhos de menor custo entre o morro São Pedro e os fragmentos alvos, totalizando uma rede de 53.532 m. O CMC de menor extensão apresenta 4 m e o de maior extensão tem 4073 m, sendo a mediana de 135 m.

A partir dos caminhos de menor custo (4 m de largura, Figura 11) foram obtidos, através da operação *buffer*, os corredores com 28 m de largura (Figura 12).

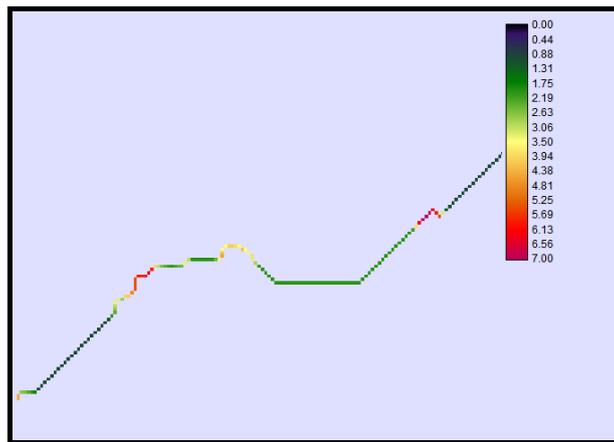


Figura 11. Exemplo de CMC com um pixel de largura (4 m) e com os valores de antropização que variam de um (sem alteração antrópica, ou “natural”) a sete (antrópica).

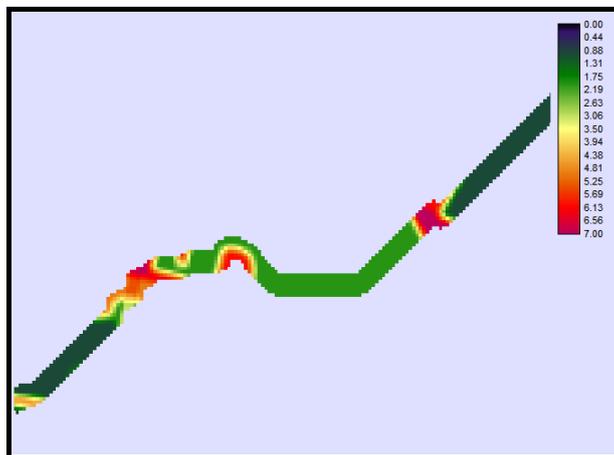


Figura 12. Corredor com sete *pixels* de largura (28m) produzido a partir do CMC representado na Figura 7. Escala de valores representa grau antropização (1 = mínimo, 7 = máximo). Áreas em vermelho indicam trechos com alto potencial de ruptura do corredor. Este corredor apresenta quatro frações.

Formou-se uma rede de 136 corredores com a extensão de 53,53 km, área total de 140,4 ha, mediana de 0,3 ha e média de 1 ha (Figura 13). Foram interceptados 84 fragmentos arbóreos pelos CMC, sendo estes, portanto, considerados potenciais trampolins ecológicos

(Figura 13).

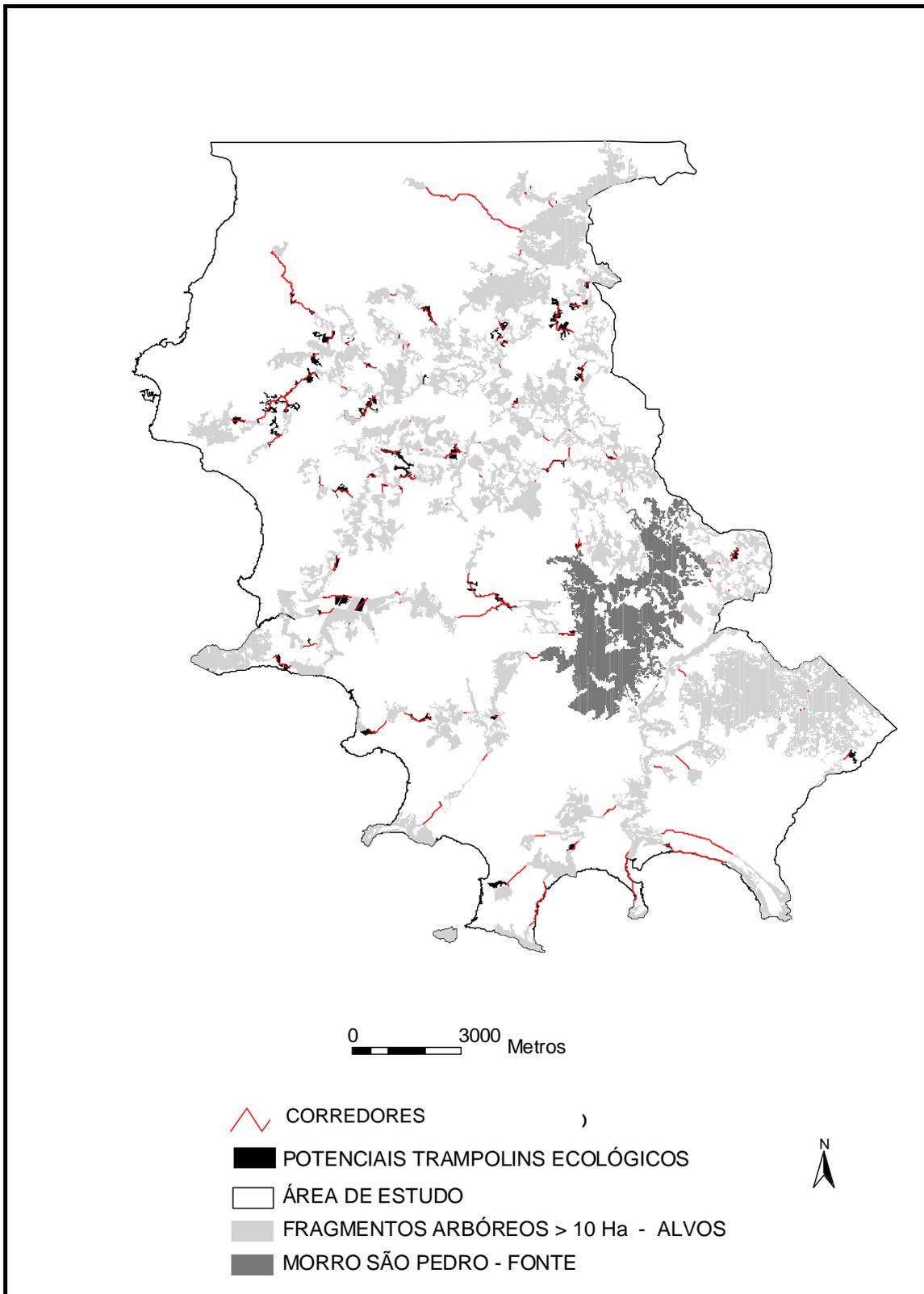


Figura 13. Mapa dos corredores e trampolins ecológicos para bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) entre o Morro São Pedro e habitats arbóreos na região centro-sul de Porto Alegre (RS).

O menor corredor tem 4 m de extensão e o maior tem 4.128 m, houve uma grande frequência de corredores considerados curtos (até 50 m) em relação a corredores extensos, maiores do que 1000 m (Figura 14).

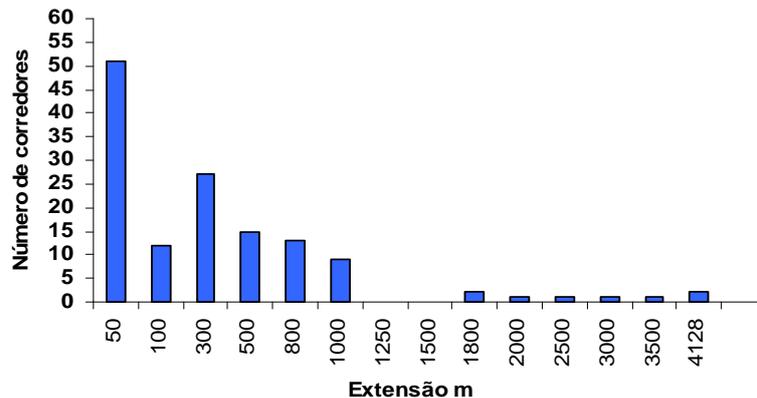


Figura 14. Frequência dos corredores por classe de comprimento (extensão). Há uma grande quantidade de corredores de pequena extensão (até 100 m). Corredores de grande extensão (maior que 1000 m) foram pouco frequentes.

AVALIAÇÃO DOS CORREDORES

a) Trechos vulneráveis à ruptura em função da antropização do entorno

A presença de um trecho crítico de vulnerabilidade (antropização) ao longo de um corredor indica o potencial de que este corredor seja fracionado em duas ou mais partes. Logo, quanto mais trechos críticos, maior o número de frações potenciais do corredor e, conseqüentemente, menor será o potencial de persistência.

A análise de potencial de persistência dos corredores resultou em uma área de 82,1% (115,6 ha) em relação ao total com uma área média de 0,85 ha por corredor. A análise de continuidade (ou fracionamento) identificou 73 corredores contínuos (Figura 15). Trinta e quatro corredores não possuem *pixels* das classes que oferecem risco à persistência (valor de antropização inferior a 4) e, portanto, além de íntegros (ou de boa qualidade), são contínuos.

No sistema de corredores potenciais modelado para a área de estudo, observou-se um limiar de extensão em que corredores com extensão superior a 1000 m tendem a um número elevado de frações (Figura 16).

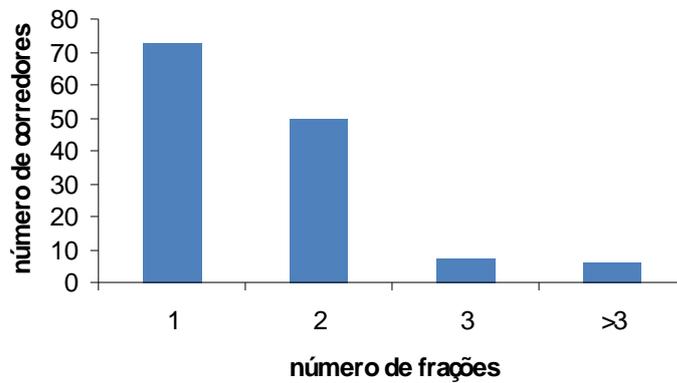


Figura 15. Números de frações dos corredores em relação à presença de *pixels* considerados de alta antropização do entorno. A maioria dos corredores são íntegros, apesar de existir uma grande número de corredores com duas frações.

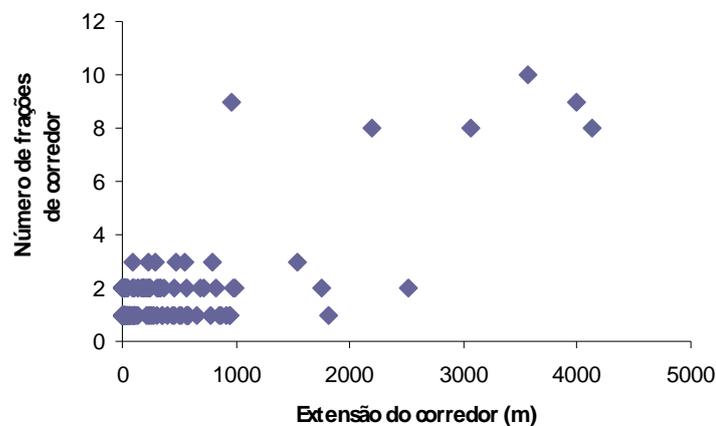


Figura 16. Relação entre extensão do corredor e o número de frações em corredores, conforme definidas pela análise de fracionamento em função da antropização. Corredores com uma fração são corredores não-interrompidos. Observa-se que corredores com mais de 1000 m de extensão tendem a ser potencialmente mais fracionados.

b) Trechos críticos ao deslocamento do organismo

Do ponto de vista da espécie-focal, a análise da qualidade de hábitat efetivo (classes com atrito menor ou igual a 8) para o deslocamento da espécie representa uma avaliação da

qualidade interna do corredor. Como resultado da área total dos corredores ocorreu uma redução para 82 ha e a área média para 0,6 ha para cada corredor. Portanto, observa-se que internamente os corredores apresentam um déficit global de hábitat (área arbórea e/ou arbustiva) de 41,4%. Ou seja, embora tenhamos alargado os caminhos de menor custo (4 m de largura) para constituir corredores potenciais com 28 m de largura, observa-se que há uma grande porção de área dos corredores que não possui hábitat favorável para o deslocamento dos bugios.

Da maneira semelhante ao grau de antropização, relacionando o número de frações com a extensão dos corredores fica evidente que corredores menores que 1000 m tendem a ter menos interrupções (Figura 17).

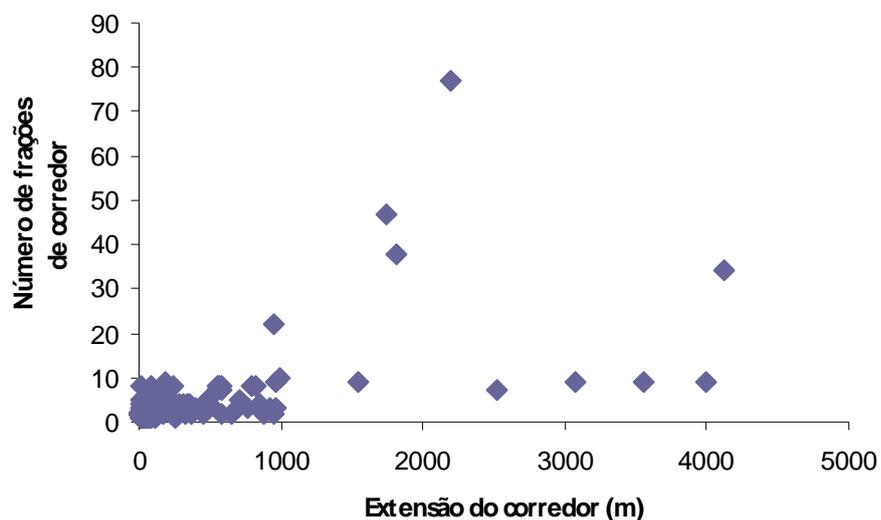


Figura 17. Relação entre extensão do corredor e o número de frações potenciais em corredores, conforme definidas pela análise do fracionamento em função do atrito. Observa-se que corredores com mais de 1000 m tendem a ser potencialmente mais fracionados.

A análise de fracionamento identificou que apenas 16 (11%) dos corredores são contínuos, sendo a extensão média de 74,3 m e máxima de 261 m. Destes, apenas oito são de boa qualidade (além de contínuos), ou seja, são corredores compostos exclusivamente por *pixels* considerados efetivos (classes de vegetação arbórea e/ou arbustiva) ao deslocamento do bugio-ruivo. Conseqüentemente, apenas oito corredores podem ser considerados como corredores lineares de hábitat contínuo (conectividade estrutural na paisagem). A maioria dos corredores (120) é descontínua e, portanto, depende de uma perspectiva de conectividade funcional da paisagem (Figura 18).

Essa perspectiva funcional da dispersão dos bugios dependerá que seja garantida ou aumentada a permeabilidade da paisagem sem pressupor que haja continuidade de hábitat florestal. Assim, ações de gestão do espaço na cidade, especialmente dos setores ao longo dos corredores potenciais, poderiam levar em conta a manutenção da conectividade para bugios.

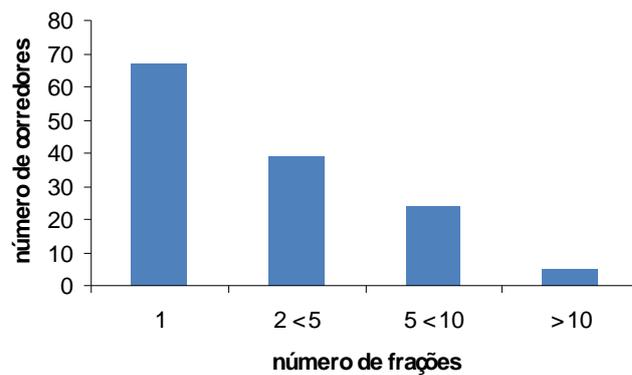


Figura 18. Frequência de corredores em relação ao número de potenciais rupturas em decorrência da presença de *pixels* de hábitat não efetivo ao deslocamento da espécie. Nota-se um alto número de corredores contínuos.

c) Avaliação da qualidade global dos corredores

Dos 136 corredores gerados, 44 (32%) foram classificados como bons e 22 (16,2%) como ruins (Tabela 7). Setenta corredores (51%) são medianos e, portanto, são ruins em pelo menos um critério. Apenas dois corredores possuem a pior nota (3), enquanto 17,6% (24) corredores têm a nota máxima e, dessa maneira, são em tese mais efetivos para o deslocamento do bugios e possuem um maior potencial de persistência.

Tabela 7. Avaliação global da qualidade de todos os corredores com a nota final considerando os três critérios de avaliação: número de frações de atrito, número de frações de antropização e porcentagem de hábitat efetivo no corredor.

Qualidade corredor	Nota final	Número de corredores	Características
Ruim	3	2	Ruim em pelo menos um critério e bom em no máximo um critério
	4	6	
	5	14	
Intermediário	6	25	Ruim em um critério, mesmo que bom nos demais; ou intermediário em dois critérios
	7	45	
Bom	8	20	Será sempre bom em dois critérios, e jamais será ruim em qualquer critério

Qualidade corredor	Nota final	Número de corredores	Características
	9	24	

Os corredores gerados neste estudo conectam todos os fragmentos arbóreos com presença de bugio a outros fragmentos arbóreos com e sem a presença da espécie. Também fica evidente que trampolins ecológicos fornecem conexão entre os fragmentos com presença e os sem presença, com presença e sem dados. A conexão entre os fragmentos com presença e os demais deve ser avaliada em campo caso a caso para se verificar a possibilidade êxito na implementação (Figura 19).

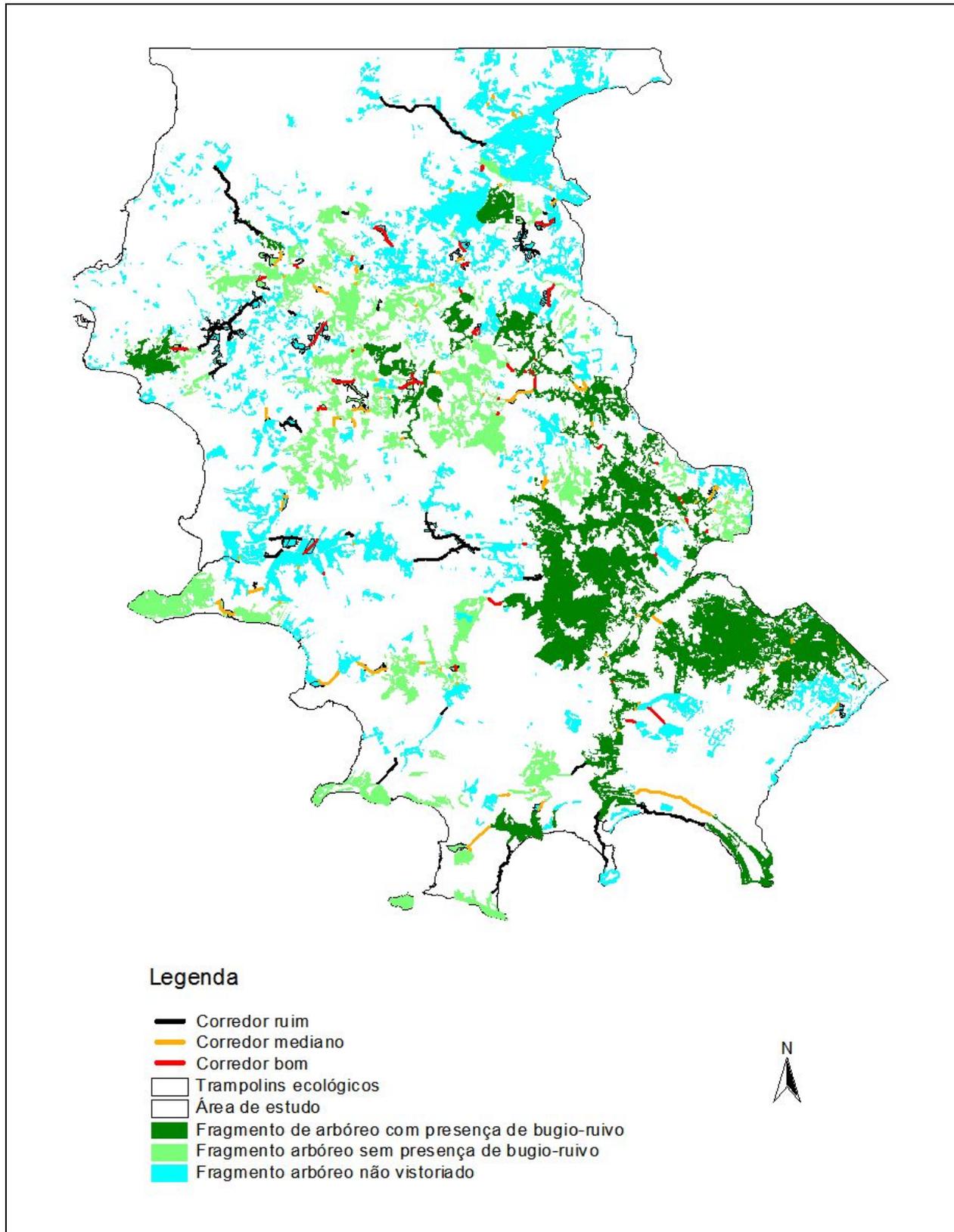


Figura 19. Mapa dos fragmentos com presença (verde-escuro) e ausência (verde-claro) de bugios-ruivos, fragmentos não-vistoriados (azul-ciano) e os 136 corredores com a qualidade geral, sendo os corredores vermelhos os bons, laranja os medianos e preto os ruins. Polígonos com bordas acentuadas em preto representam os trampolins ecológicos.

DISCUSSÃO

A relação entre conectividade estrutural e a probabilidade de presença em fragmentos já foi identificada para a espécie (Ribeiro & Bicca-Marques, 2005; Printes *et al.* no prelo). Em Porto Alegre, variáveis como distância do fragmento mais próximo, fisionomia da floresta e altitude contribuíram para essa relação, sendo os dois últimos os preditores mais importantes (Printes *et al.* no prelo). Segundo os autores, isto pode ser explicado devido à ocupação humana preferir áreas planas e pelo fato da diversidade de espécies vegetais ser maior e também a estrutura ser mais complexa nas encostas do que em floresta de planície (Fialho, 2000).

Neste estudo, além da conectividade estrutural, a conectividade funcional potencial também teve relação com a probabilidade de presença (Tabela 4). De acordo com a figura 8, todos os fragmentos com ausência obtiveram valores baixos de dIPC (<10), enquanto os fragmentos com presença tiveram valores baixos e altos. Fragmentos com presença e baixa conectividade podem refletir grupos remanescentes que ficaram isolados e ainda persistem devido à boa capacidade de adaptação em áreas pequenas e dieta folívora-frugívora (Bicca-Marques, 2003). No entanto, a matriz pode desempenhar um papel determinante neste caso, pois a espécie tem capacidade de dispersar por ambientes abertos (Figura 2 A, C e E) e alterados (Figuras 1 A e 2 D), podendo utilizar inclusive estruturas artificiais para auxiliar a travessia (Figuras 2 B e C). Portanto, a presença de bugios em fragmentos de baixo valor de conectividade funcional pode ser explicada por eventos de recolonização ou migração de indivíduos de oriundos de fragmentos-fonte.

Estudos identificaram que macacos do gênero *Alouatta* utilizam as feições da matriz rural de diferentes formas, como área para deslocamento entre fragmentos através do solo (Clarke *et al.*, 2002; Bicca-Marques, 2003) ou utilizando cercas-vivas (Estrada & Coastes Estrada, 1996), árvores isoladas servindo de “trampolins ecológicos” e pomares e lavouras para suplementação da dieta (Asensio *et al.*, 2009). Em vista disso, esses elementos da matriz podem ser considerados como potencial extensão da área de vida (Asensio *et al.*, 2009). Todavia, matrizes rurais tendem a ser mais homogêneas que matrizes urbanas (Cox *et al.*, 2004) e existem poucos estudos avaliando como as diferentes feições influenciam na conectividade funcional e, por consequência, no potencial de persistência das espécies neste tipo de matriz (Collins *et al.*, 2000).

O PC é um índice que leva em consideração a disponibilidade de hábitat presente em toda a paisagem numa mesma medida (Saura e Pasqual-Hortal, 2007). Em virtude disso, este índice associado a outras características é sensível o suficiente para detectar diferentes tipos de

mudanças relevantes no mosaico da paisagem a tal ponto de identificar o elemento mais crítico responsável por manter toda conectividade da paisagem (Saura e Pasqual-Hortal, 2007). Por essa razão, acredita-se que PC é um índice apropriado para tomada de decisão em planos de conservação da paisagem e análise de mudança na paisagem, em que a conectividade deve ser quantificada (Saura e Pasqual-Hortal, 2007). O baixo valor do índice PC (0,01) encontrado para a região de estudo em Porto Alegre sugere que o conjunto total de fragmentos arbóreos está pouco conectado. Isto pode ser em função da matriz estar pouco permeável para a espécie principalmente no setor oeste da cidade onde se concentra boa parte da urbanização. Porto Alegre tem 1.420.667 habitantes (IBGE, 2007) e um déficit habitacional de 106.010 habitações (Maricato & Tanaka, 2006), fatores que fomentam a especulação imobiliária na zona sul da cidade, justamente onde se localiza a matriz rural.

Os resultados dos seis maiores fragmentos com valor de importância para a conectividade (dIPC) (Tabela 5) refletem a importância destas áreas para a conservação da espécie. O morro da Extrema e São Pedro são considerados áreas núcleo de populações de bugios (Jardim, 2005) e os fragmentos de mata do arroio Lami como potencial corredor de hábitat entre esses dois morros e demais fragmentos na planície (Printes et al., 2010). A escolha do morro São Pedro como fonte foi considerada adequada, pois além de ser o fragmento de maior importância para a conectividade funcional da espécie (54,2%) também é o maior fragmento de mata nativa de Porto Alegre (1224,2 ha), a região com maior número de quadrículas com presença de bugios no município (Romanowski *et al.* 1998) e densidade populacional elevada para a espécie (Alonso, 2004).

Ressalta-se que o cálculo dos índices de conectividade funcional necessita que se utilize uma distância que represente o limite da capacidade de deslocamento da espécie. Neste caso foi utilizado o parâmetro de 100 m estimado para *A. paliatta* numa matriz rural no México (Mandujano *et al.*, 2004). Portanto o resultado gerado nesta análise não leva em consideração a matriz urbano-rural de Porto Alegre e deve ser interpretado com cautela.

Por não existirem estudos de deslocamento e comportamento de *A. clamitans* pela matriz, as estimativas de atrito foram baseadas na opinião de especialistas, o que é comum em estudos de conectividade funcional. Porém, o mais recomendado é ter uma estimativa mais precisa deste parâmetro e para isso são necessários estudos de telemetria e de avaliação da capacidade perceptual do bugio-ruivo na matriz de Porto Alegre. A conectividade funcional da paisagem também é determinada pela capacidade perceptual das espécies (Lima & Zollner, 1996) e influencia diretamente na dinâmica da população em ambientes fragmentados (Zollner & Lima, 1999). O mesmo se recomenda para as estimativas feitas para o grau de antropização,

em que a subjetividade dos especialistas pode causar ruídos nas análises.

Outra questão a ser considerada é quanto à forma que o algoritmo de menor custo opera, considerando apenas uma fonte para diversos alvos. Esta é uma maneira simplificada de estabelecer relações entre os fragmentos. Normalmente os animais não possuem uma simples rota ótima para se deslocarem (Driezen *et al.*, 2007), desta forma apenas levar em consideração o CMC pode levar a uma equivocada interpretação dos melhores corredores a serem escolhidos. Tendo isto em vista, a implementação dos corredores gerados neste estudo só é recomendada diante de uma verificação em campo para a confirmação do uso pelos bugios. A escolha de outros programas que utilizam análises pareadas “todas manchas contra todas manchas” (e.g. teoria de grafos) utilizando imagem (e.g. *circuitscape*) normalmente demandam alta tecnologia de processamento de dados, o que não foi possível neste caso. Ainda assim, o método de CMC é considerado eficiente para detectar potenciais rotas de dispersão (LaRue *et al.*, 2008).

De acordo com o estudo da dinâmica populacional de 10 grupos de bugios, parte destes localizados em dois importantes fragmentos para a conservação em POA, detectou-se um aumento nas taxas de natalidade e também no número de indivíduos por grupo (Jardim, 2005). Uma vez assumindo que os bugios em Porto Alegre têm uma organização do tipo metapopulação (Printes *et al.*, 2010) e que a população em fragmentos mais conservados e menos suscetíveis a alterações antrópicas está aumentando, a seguir será analisada a estratégia de avaliação da qualidade dos 136 corredores gerados para conectar estas populações.

As análises de fracionamento tanto para potencial de persistência quanto para qualidade do hábitat foram claras ao evidenciar que corredores com extensão maior que 1000 metros são mais vulneráveis a se romperem. De maneira geral, do ponto de vista de implementação e gestão, corredores acima de 1000 m não são recomendados, uma vez que podem demandar mais recursos para restauração.

O potencial de persistência é um método promissor de avaliar o potencial de alteração que o entorno tem em relação ao corredor. Fatores com alteração da qualidade e perda do hábitat revelam o potencial de ruptura dos corredores. Outros fatores associados à presença humana, como animais domésticos, caça ou maus tratos, poluição química e agentes patogênicos, também são levados em consideração nesta análise e resultam em ameaça não só aos corredores mas também aos bugios.

A análise de qualidade de hábitat é importante, pois quantifica a área efetiva de hábitat para o deslocamento da espécie que correspondem a *pixels* de baixo atrito ou às classes arbóreo-arbustiva. Também se mostrou eficiente para identificar os corredores lineares de

hábitat ou íntegros para a espécie, que são aqueles compostos somente por *pixels* arbóreo-arbustivos e por consequência não necessitam manejo. Através desta análise também é possível identificar visualmente os trechos onde são necessárias ações de manejo, tais como restauração do hábitat ou da conectividade estrutural através de corredores lineares artificiais, como as pontes de corda (Figura 20). Esta estratégia de manejo é adotada pelo Programa Macacos Urbanos para evitar atropelamentos em vias e/ou acidentes com a rede de energia. Trata-se de um manejo considerado eficiente para a restauração da conectividade funcional da espécie (Printes, 1999, Lokschin *et al.*, 2007).

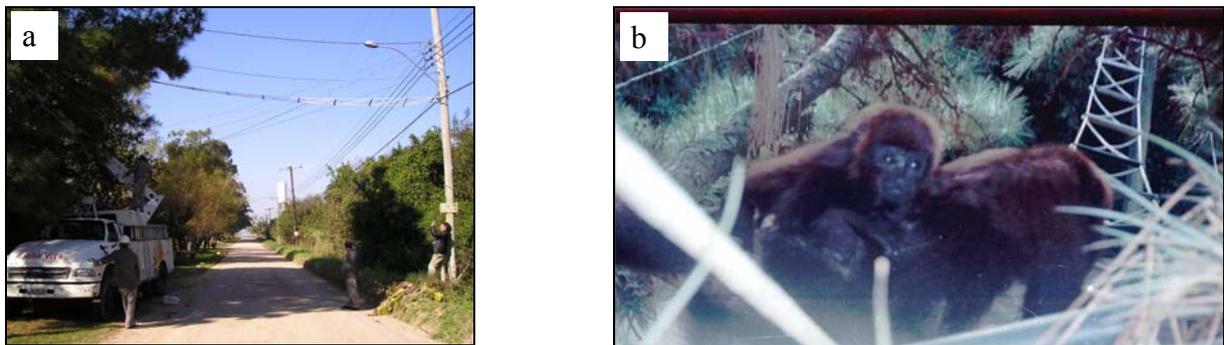


Figura 20. Ponte de corda instalada na frente da Reserva Biológica do Lami, zona extremo-sul de Porto Alegre (a), fêmea adulta com filhote atravessando uma ponte de corda instalada no bairro Lami, zona extremo-sul de Porto Alegre (b).

A inspeção visual do grau de antropização e qualidade de hábitat ao longo dos corredores (Apêndices 2 e 3) também permite identificar trechos críticos em termos de vulnerabilidade, indicados por estreitamentos ao longo do corredor e hábitats desfavoráveis ao deslocamento da espécie. É uma maneira eficiente para ajudar na gestão interna dos corredores, pois localiza os trechos onde são necessárias ações de manejo e restauração de hábitat a fim de tornar o corredor mais efetivo ao deslocamento da espécie.

Por exemplo, o corredor 68 é considerado bom do ponto de vista de qualidade de hábitat e de potencial de persistência, mas apresenta duas frações para ambos critérios e também perda de conectividade estrutural no mesmo local, causada por uma rua (Apêndice 2). Neste caso, o manejo indicado seria instalar uma ponte de corda, atuando como um corredor linear artificial. Também é eficiente para direcionar políticas públicas e ações educativas em regiões externas aos corredores onde fatores de perturbações antrópicas ameaçam a persistência dos corredores Este seria o caso do corredor 132, localizado na zona extremo-sul de Porto Alegre que foi considerado bom no quesito potencial de persistência e mediano para a

qualidade de hábitat (Apêndice 3). Apesar de fracionado em três partes em função de habitats desfavoráveis a dispersão (campo e vias), ele é íntegro quanto ao potencial de persistência, justamente por estar inserido numa matriz rural. Desta maneira é recomendada a manutenção deste tipo de matriz através de políticas públicas, uma vez que oferecem menor risco à integridade e a qualidade ambiental em relação à matriz urbana. No caso da interrupção causada pela via, uma opção é a ponte de corda. Já a interrupção causada pela presença do campo pode ser avaliada de duas maneiras: no caso da distância ser superior a 100 m é recomendada a restauração florestal, enquanto em distâncias inferiores deve-se avaliar o potencial de fatores de risco ao deslocamento do entorno. A dispersão pelo solo é um evento arriscado para primatas arborícolas, pois ficam mais susceptíveis aos ataques de cães, atropelamentos e caça (Bicca-Marques, 2003), todos casos já registrados em Porto Alegre (Printes, 1999; Lokschin *et al.*, 2007).

Logo, pode-se claramente identificar prioridades de ação em um sistema de corredores, identificando-se conjuntos de corredores cuja demanda por ações de manejo e proteção sejam menores (por já não apresentarem pontos críticos de vulnerabilidade ou de atrito) em contraste com corredores que apresentam pequeno número de trechos críticos e por conjuntos com grande número de trechos críticos. Já nas situações em que os corredores modelados apresentam muitos trechos críticos, as ações de implementação da conectividade entre as manchas de hábitat serão mais complexas e de maior custo, talvez até mesmo impossibilitando a implementação do corredor. Nesse caso, pode-se pelo menos ter uma indicação de que seria muito alto o custo-benefício para investir em gestão e manejo.

Considerações Finais

Os resultados obtidos da análise global da qualidade dos corredores apontam que todo corredor ruim do ponto de vista do potencial de persistência obrigatoriamente também é ruim para o deslocamento dos bugios, porém o contrário não acontece, podendo ser bom ou mediano. Todo corredor mediano do ponto de vista do potencial de persistência nunca será ruim para o deslocamento da espécie. Todo corredor bom do ponto de vista do deslocamento é obrigatoriamente bom do ponto de vista de persistência. Todo corredor mediano do ponto de vista de deslocamento nunca será ruim do ponto de vista do potencial de persistência.

Portanto, é pior um corredor ser classificado como ruim no potencial de persistência do que no critério qualidade de habitat para deslocamento. Isto porque o grau de antropização reflete o potencial de alteração que o entorno oferece ao corredor, podendo ter como consequência a alteração da qualidade do hábitat ou perda e consequente interrupção, enquanto

o critério qualidade diz respeito apenas a habitats mais ou menos favoráveis ao deslocamento.

Para o melhor direcionamento das ações de manejo dos corredores é necessário avaliar ou medir a frequência e distância com que os indivíduos transitam entre os fragmentos e quais categorias de uso da terra são mais utilizadas durante essa travessia. Investigar a capacidade de percepção do bugio-ruivo é de fundamental importância para a determinação da conectividade funcional real. Outro fator importante a se investigar é se existe diferença na frequência de machos e fêmeas dispersando pela matriz. O potencial de colonização de uma mancha pode estar comprometido quando apenas os machos dispersam como é o caso do marsupial *Micoureus demerareae* (Pires e Fernandez, 1999; Pires *et al.*, 2003), uma vez que apenas machos não conseguem fundar uma nova população. No caso do bugio, tanto machos quanto fêmeas dispersam, porém existe uma tendência de machos dispersarem mais, em decorrência do sistema social da espécie ser de machos dominantes (Bicca-Marques, 2003).

A relação positiva entre a conectividade funcional potencial e a presença de *A. clamitans* nos permite inferir que a permeabilidade da matriz atua como fator importante para a manutenção de populações remanescentes em sistemas metapopulacionais. Também evidencia a necessidade de se investir em planejamento em nível regional e implementação de estratégias para conservar ou aumentar a conectividade entre fragmentos.

A análise de fracionamento baseada na qualidade de habitat e do potencial de persistência dos corredores ainda não tinham sido avaliadas no delineamento de corredores e parecem ser uma abordagem promissora para análise de corredores assim como ferramenta de gestão e manejo.

Existem três elementos necessários para o sucesso da conservação de um sistema de corredores. O primeiro elemento é a presença de áreas protegidas que contemple a espécie-focal, que devem possuir área suficiente para uma persistência em longo prazo e, claro, devem estar conectadas com o restante da rede. O segundo elemento é que a rede biológica de corredores e trampolins ecológicos permita que as dinâmicas temporais e espaciais aconteçam em grande escala. E o terceiro e último é que o uso da terra seja compatível com os corredores, ou seja, de “baixo impacto”, permitindo assim populações viáveis em longo prazo (Sanderson *et al.*, 2006). Transpondo esses três elementos para a realidade de Porto Alegre, pode-se dizer que o primeiro elemento é possível de se atingir, uma vez que áreas grandes com populações provavelmente viáveis e conectadas existem (*e.g.* morro São Pedro, morro Extrema). Já o segundo elemento é mais difícil, uma vez que a matriz mais favorável para que a dinâmica temporal e espacial ocorra em grande escala encontra-se reduzida a um terço (matriz rural) da área da cidade. E o terceiro elemento poderia se dizer que ainda existe uma chance pequena

dele existir, em virtude dos corredores lineares multi-hábitat contemplarem diferentes usos da terra, serem pouco extensos, e não possuírem área grande, portanto sendo compatíveis com o cenário de uma grande cidade.

Referências bibliográficas

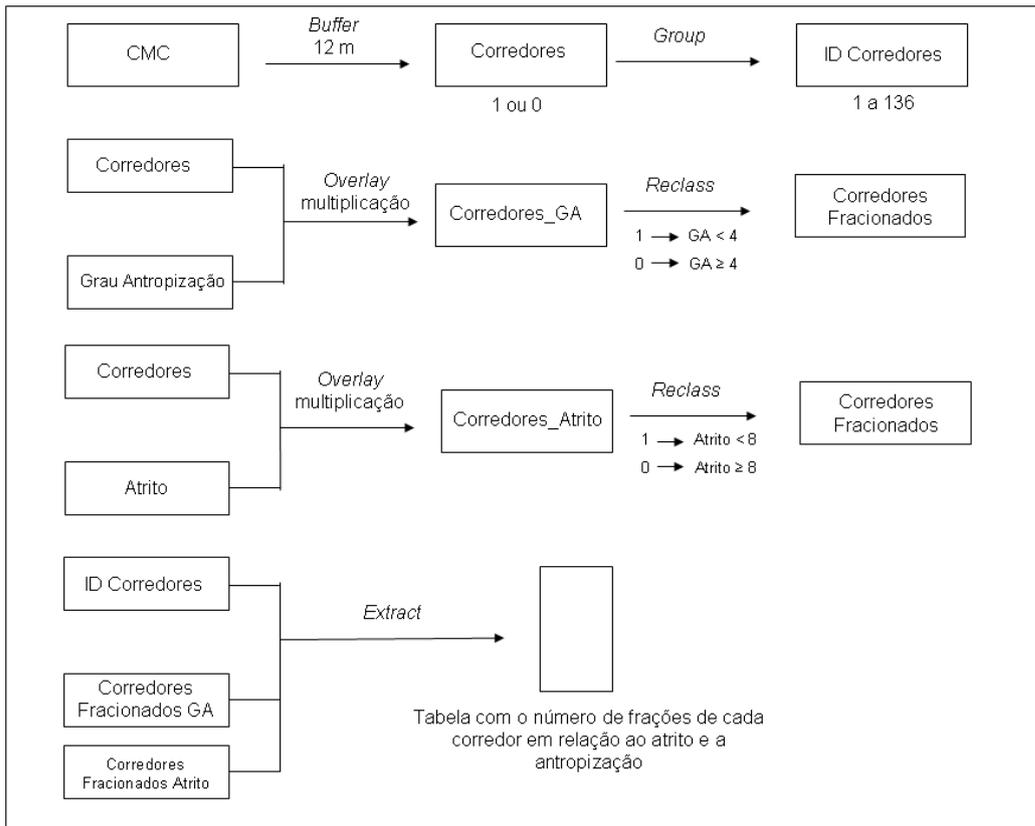
- Aberg, J.; Jansson, G.; Swenson, J.E.; Angelstam, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasia bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103, 265-269.
- Alonso, A.C. 2004. Estimativa de densidade de Bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*, Cabrera, 1940), na Reserva Ecológica Econsciência- Morro São Pedro, Porto Alegre, RS. Monografia de Bacharelado. Departamento de Zoologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. 16 p.
- Anderson, A. B. & Jenkins, C. N. 2003. *Applying Nature's Design Corridors as a Strategy for Biodiversity Conservation*. Ed. Columbia. EUA. 213 p.
- Anzures-Dadda, A. & Manson, H.R. 2007. Patch-and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*. 69-76 p.
- Austin, M. P. 1999. A silent clash of paradigms: some inconsistencies in community ecology. *Oikos*, 86, 170-178.
- Asensio, N.; Arroyo-Rodriguez, V.; Dunn, J., C.; Cristóbal-Azkarate, J. 2009. Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. *Biotropica* 41 (6): 768-773.
- Bennett, A. F. 1999. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. Gland, Switzerland/Cambridge, UK: IUCN. 254 p.
- Bicca-Marques, J. C. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in fragments: ecology and conservation*, Marsh, L. K. (Ed.), 283-303 p. Kluwer Academic/Plenum Publishing. New York.
- Brotons, L.; Monkkonen, M.; Martin, J. L. 2003. Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. *Am Nat.* 162:343–357.
- Buss, G. 1996. Urban Monkeys – *Alouatta fusca* in the municipality of Porto Alegre. *Neotrop. Primates* 4(2): 61 – 62.
- Buss, G. 2001. Densidade populacional do bugio-ruivo nas formações florestais do morro do Campista, Parque Estadual de Itapuã. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. 90 p.
- Bunn, A. G.; Urban, D. L.; Keitt, T. H. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59 (4), 265-278.
- Clarke, M. R.; Collins, D. A.; Zucker, E. L. 2002. Responses to deforestation in a group of mantled howlers (*Alouatta palliata*) in Costa Rica. *Int. J. Primatol.* 23: 365-381.
- Collins, J. P.; Kinzig, A.; Grimm, N. B.; Fagan, W. F.; Hope, D.; Wu, J.; Borer, E. T. 2000. A New Urban Ecology. *Am Sci.* 88:416–425.
- Cox, M. P.; Dickman, C. R.; Hunter, J. 2004. Effects of rainforest fragmentation on non-flying mammals of the Eastern Dorrigo Plateau, Australia. *Biol Conserv.* 115:175–189.
- Crooks, K. R. & Sanjayan, M. 2006. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 730p.

- Driezen, K.; Adriaesen, F.; Rondinini, C.; Doncaster C.P.; Matthysen, E. 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: a case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecol Model* 209:314–322.
- Estrada, A.; & Coates-Estrada, R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, México. *In. J. Primatol.* 17: 759–783.
- Eastman, J. R. 2003. IDRISI Kilimanjaro. *Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, 328 p.
- Farina, A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. London: Chapman & Hall, 235p.
- Fernandes, R. V.; Rambaldi, D. M.; Teixeira, G. A. M. 2008. Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs. In: *Conservação do mico-leão-dourado – enfrentando desafios de uma paisagem fragmentada*, Oliveira, P.P., Gravitol. A. D., Miranda, C. R. R (Orgs.), 160-168 p. Ed. UENF. Campo dos Goytacazes, RJ. 199 p.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100:125-136.
- Fialho, M. de S. 2000. Ecologia de *Alouatta guariba* em floresta de encosta e de restinga no sul do Brasil. Tese de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Ecologia, UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.
- FitzGibbon, S. I.; Putland, D. A. & Goldizen, A. W. 2007. The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian Landscape. *Landscape Ecology*. 22: 1513-1525.
- Franklin, A. B.; Noon, Barry R. & Gerge, T. Luke. 2002. What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*. v. 25:20-29.
- Goodwin, B. J.; Fahrig, L. 2002. Effect of landscape structure on the movement behaviour of a specialized goldenrod beetle, *Trrihabda borealis*. *Canadian Journal of Zoology-Reveu Canadienne De Zoologie* 80, 24-35.
- Gregorin, R. 2006. Taxonomia e variação das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (1):64-114.
- Gross, J. & Yellen, J. 1999. *Graph Theory and Its Applications*. Florida: CRC Press.
- Güntzel A.; Freitas, A.L.; Tedesco, C.; Schirmer, C.; Mondin, C.; Pinheiro, C.; Vélez, E.; Landau, E.C.; Leite, F.; Becker, F.; Rodrigues, G.; Meira, J.R.; Konrath, J.; Copertino, M.; Bendati, M.M.; Haas, S.; Prochnow, T.R.1994. Avaliação dos Morros de Porto Alegre, RS, com base no uso do solo. Relatório da Disciplina de Estágio Integrado, PPG Ecologia, UFRGS. Porto Alegre, RS. 37p.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. 1997. *Metapopulation Biology*. San Diego, CA: Academic Press.
- Hasenack, H. (coord). 2008. Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre: geologia, solos, drenagem, vegetação, ocupação e paisagem. Porto Alegre- Secretaria Municipal do Meio Ambiente. 88 p.
- Hilty, J. A.; Lidicker, W. Z. Jr.; Merenlender, A. M. 2006. *Corridor Ecology - The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Ed. Island Press. Washington, EUA. 323 p.

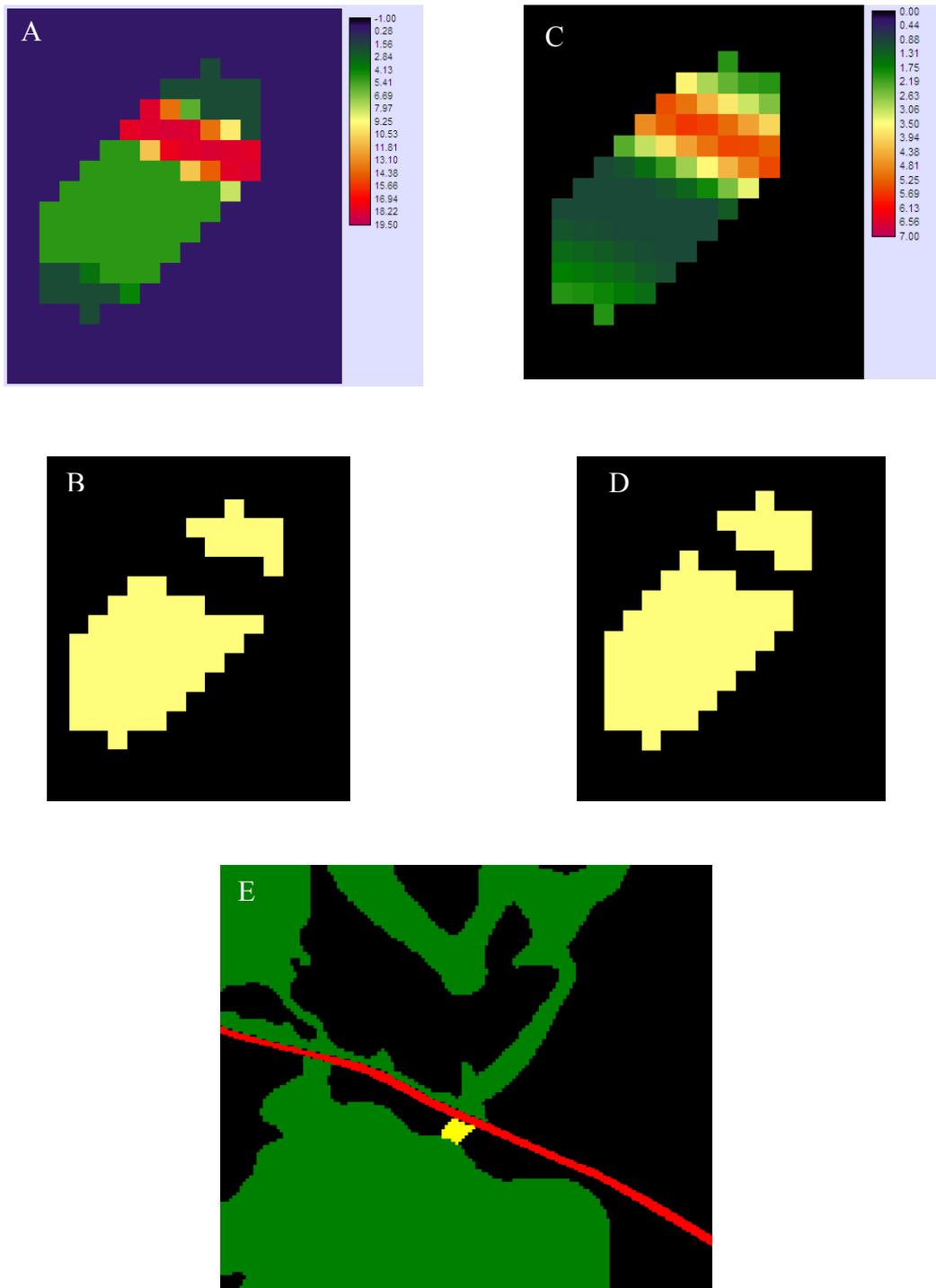
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. 1989. *Applied Logistic Regression*. John Wiley & Sons, Inc., USA.
- IBGE, 2007. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso: Março 2007.
- Jardim, M. M. de A. 2005. Ecologia populacional do bugio-ruivo nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Programa de Pós Graduação em Ecologia, UNICAMP, Campinas, SP - Brasil. 124p.
- Jongman, R.H.G. (2008). Ecological Networks are an Issue for all of us. *Journal of Landscape Ecology* 1 (1). - p. 7 - 13.
- Kaiser, J. 2001. Bold corridor Project confronts political reality. *Science* 293:2196-2199.
- Laurence, W. F. & Williamson, G. B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the amazon. *Conservation Biology*. 15:1529-1535.
- Larkin, J. L.; Maehr, D. S.; Hootor, T. S.; Orlando, M.A.; Whitney, K. 2004. Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida. *Anim. Cons.* 7, 23–34.
- LaRue, M. A. & Nielsen, C. K. 2008. Modelling potential dispersal corridors for cougars in Midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling* 212:372-381.
- Lidicker, W. Z. Jr. 1999. Responses of mammals to habitat edges: An overview. *Landscape Ecology* 14:333-343.
- Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: an Ecological and Conservation Synthesis*. Ed. Island Press. Washington, EUA. 328 p.
- Lokschin, L. X.; Printes, R. C.; Buss, G.; Cabral, J. N. H. 2007. Power lines and howler's conservation (*Alouatta guariba clamitans*; Cabrera, 1940) in urbanizing areas, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. *Neotropical Primates*. Vol. 14 (2): 76-80.
- Maricato, E. & Tanaka, G. 2006. O planejamento urbano e a questão fundiária. *Ciência Hoje* 38 (227): 16-23.
- Magnusson, W. E. & Mourão, G. 2005. *Estatística sem matemática – A ligação entre as questões e a análise*. Londrina: Planta, 138 p.
- Mandujano, S.; Escobedo-Morales L. A.; Palácios-Silva, R. 2004. Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, México. *Neotropical Primates*. Vol 12 (3): 126-131.
- Marques, A. A. 2003. Primatas. In: *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Estado do Rio Grande do Sul*, Fontana, C; Bencke, G. & Reis, R. E. (org.), 502-503 p. Porto Alegre, RS. Ed: Edipucrs. 632 p.
- Marsh, L. K. 2003. The nature of fragmentation. In: *Primates in fragments: ecology in conservation*, Marsh, L. K. (Ed.), 1-10 p. New York: Kluwer Academic/ Plenum publisher.
- Menegat, R. 1998 (Coord.) *Atlas Ambiental de Porto Alegre*: 62-63p. UFRGS/PMPA/INPE, Porto Alegre, RS. 228p.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA. 508 p.

- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecology and Evolution*. Vol. 10. 58-62 p.
- Noss, R. F. 1987. Protecting natural areas in fragmented landscapes. *Natural Areas Journal* 7:2-13.
- Oliveira, P. P.; Gravitol, A. D.; Miranda, C. R. R. (Orgs.). 2008. Conservação do mico-leão-dourado – enfrentando desafios de uma paisagem fragmentada. Ed. UENF. Campo dos Goytacazes, RJ. 199 p.
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21 (7): 959-967.
- Pires, A. S. & Fernandez, F. A. S. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 15: 279-290.
- Pires, A. S.; Lira, P. K.; Fernandez, F. A. S.; Schittini, G. M.; Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108(2): 229-237.
- Printes, R. C. 1999. The Lami Biological Reserve, Rio Grande do Sul, Brazil and the danger of power lines to howlers in urban reserves. *Neotrop. Primates* 7(4): 135 –136.
- Printes, R. C.; Buss, G.; Jardim, M. M. de A.; Fialho, M. de S.; Dornelles, S. da S.; Perotto, M.; Brutto, L. F. G.; Girardi, E.; Jersusalinsky, L.; Liesenfeld, M. V. A.; Romanowski, H. P. 2010 The urban monkeys program: a survey of *Alouatta clamitans* (Cabrera, 1940) in the south area from Porto Alegre and its influence over the politics for land occupation between 1997 and 2007. *Primate Conservation*.
- Rodriguez-Toledo, E. M.; Mandujano, S.; Garcia-Orduña, F. 2003. Relationships between characteristics of forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in southern Veracruz, México. In: *Primates in fragments: ecology in conservation*, Marsh L. K. (Ed.), 79-97 p. New York: Kluwer Academic/ Plenum publisher.
- Romanowski, H.P.; Dornelles, S. da S.; Buss, G.; Brutto, L. F. G.; Jardim, M. M. de A.; Printes, R. C.; Fialho, M. de S. 1998. Bugio-ruivo: o ronco ameaçado. In: Atlas Ambiental de Porto Alegre, Menegat, R. 1998 (Coord.), 62-63 p. UFRGS/PMPA/INPE, Porto Alegre, RS.
- Sanderson, J.; Fonseca, G. A. B.; Galindo-Leal, C.; Alger, K.; Inchausti, V. H.; Morrison, K.; Rylands, A. 2006. Escaping the minimalist trap: design and implementation of large-scale biodiversity corridors. In: *Connectivity Conservation* Crooks, K. R. & Sanjayan, M., 620-648 p. Cambridge University Press, Cambridge.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*. 5 (1), 18-32.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83 (2-3): 91-103.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2008. Conefor Sensinode 2.2, User's Manual – Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. University of Lleida, 56 p.

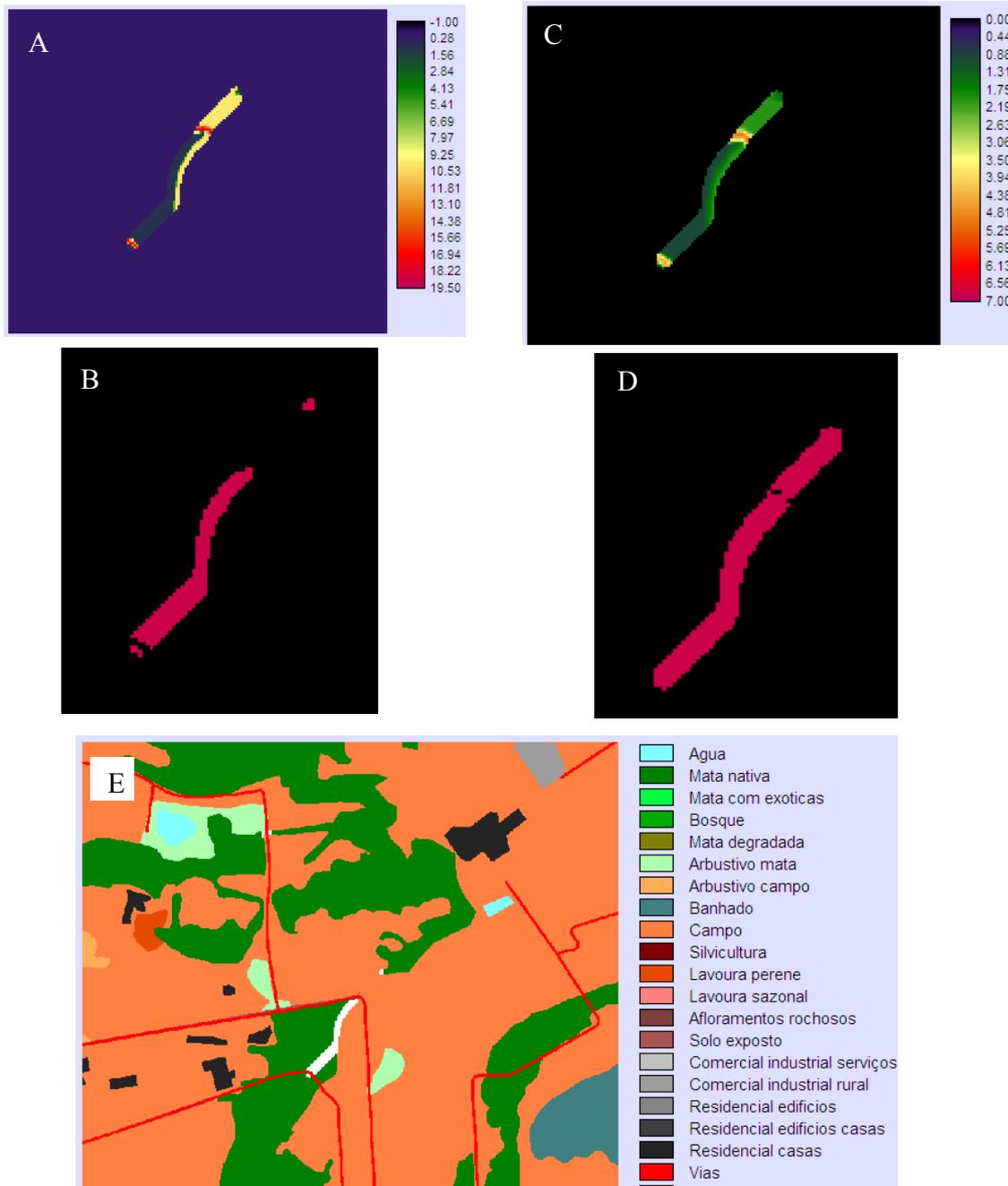
- Simberloff, D. & Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1: 63-71.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L., Henein, K.; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573.
- Theobald, D. M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks In: *Connectivity Conservation* Crooks, K. R. & Sanjayan, M., 416-443 p. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19.
- Tischendorf, L.; Bender, D. J.; Fahrig, L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landsc. Ecol.* 18:41–50.
- Trexler, J. C. & Travis, J. 1993. Nontraditional Regression Analyses. *Ecology* 74(6): 1629-1637.
- Uezu, A.; Beyer, D. D.; Metzger, J. P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers. Conserv.* 17:1907–1922.
- Umetsu, F.; Metzger, J. P.; Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*. 000:000-000.
- Urban, D. L. & Keitt, T. H. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5): 1205-1218.
- Valladers, G.; Salvo, A.; Cagnolo, L. 2006. Habitat Fragmentation Effects on Trophic Processes of Insect-Plant Food Webs. *Conservation Biology*. 20:1, 212-217.
- Werner, C. 1968. The law of refraction in transportation geography: its multivariate extension. *Canadian Geographer* 7:28-40.
- Wrbka, T.; Szerencsits, E.; Reiter, K.; Plutzer, C. 1999. Which attributes of landscape structure can be used as indicators for sustainable land-use as indicators for sustainable land use? In: *Nature and Culture in Landscape Ecology – Experiences for the Third Millennium* Kovár, P. (Ed.), 80-94 p. The Karolinum Press, Prague.
- Zollner, P. A. & Lima, S. L. 1997. Landscape-level perceptual abilities in white-footed mice: perceptual range and the detection of forested habitat. *Oikos*, 80: 51-60.
- Zollner, P. A. & Lima, S. L. 1999. Illumination and the perception of remote habitat patches by white-footed mice. *Animal Behaviour*, 58: 489-500.



Apêndice 1. Sequência de procedimentos de geoprocessamento para realizar as análises de fracionamento da qualidade de hábitat e do potencial de persistência dos corredores.



Apêndice 2. Corredor 68 de 33,9 m de extensão e área total de 0,12 ha com os valores de atrito (A), qualidade de hábitat do corredor 68 considerado bom (duas frações), perda de 0,02 ha (B), corredor 68 com valores do grau de antropização (C), potencial de persistência do corredor 68 considerado bom (duas frações) e perda de 0,01 ha, mapa de localização do corredor 68 (amarelo), com a via (em vermelho) interceptando o corredor e os fragmentos arbóreos (verde) (E).



Apêndice 3. Corredor 132 de 312,4 m de extensão e área total de 0,81 ha com valores de atrito (A), qualidade de hábitat do corredor 132 considerado mediano (três frações) e perda de 0,35 ha (B), corredor 132 com valores do grau de antropização (C), potencial de persistência do corredor 132 considerado bom (uma fração) e perda de 0,006 ha, mapa de localização do corredor 132 de qualidade de hábitat (em branco). Perceba que ele está interceptado por duas vias e pelo campo (E).