



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**DINÂMICA DA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NA MATA ATLÂNTICA**

Por

**HENRIQUE YUGO SHIRAI**

**NAZARÉ PAULISTA, 2019**



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**DINÂMICA DA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM EM ECOSSISTEMAS  
FRAGMENTADOS: CASO DA MATA ATLÂNTICA**

Por

HENRIQUE YUGO SHIRAI

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

ALEXANDRE UEZU  
ALEXANDRE CAMARGO MARTENSEN  
CLINTON N. JENKINS

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS  
NAZARÉ PAULISTA, 2019

## **Ficha Catalográfica**

Sobrenome, Nome

Título, Ano. XX pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de  
Pesquisas ecológicas

1. Palavra chave 1
2. Palavra chave 2

## **BANCA EXAMINADORA**

LOCAL E DATA

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

Aos que lutam pelos avanços na ciência e educação para que o mundo se torne um lugar mais justo para se viver.

## AGRADECIMENTOS

Ao grande amigo Victor Ranieri por me apresentar o IPÊ e dar início a toda essa empreitada.

À figura inspiradora Suzana Padua, que com toda humildade me trouxe o primeiro contato com essa instituição apaixonante e me motivou a iniciar esse mestrado transformador.

Aos colegas de OSG, Edmundo Fabricio, Eduardo Doi, James Reis, Thomas Prado e Tiago Soglia, que me incentivaram a buscar meus sonhos.

À minha irmã Sincya Shirai, por todo carinho e apoio durante a realização desse mestrado.

Aos colegas do projeto de Áreas Prioritárias da Mata Atlântica, Semeando Água e Plano Operacional para Conectividade do Oeste Paulista por todos os incentivos, apoios e aprendizados ímpares.

Ao grande amigo Arthur Fendrich, pela atenção, paciência e colaboração.

Aos professores e colegas da ESCAS por todos os riquíssimos aprendizados dentro e fora da sala de aula.

A toda família do IPÊ, que tanto admiro e me espelho, pelos exemplos de trabalho e formação pessoal.

Muito obrigado!

## SUMÁRIO

### Conteúdo

AGRADECIMENTOS.....	v
LISTA DE FIGURAS .....	3
RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	8
1. INTRODUÇÃO .....	10
2. OBJETIVOS.....	11
2.1 - Objetivo geral .....	11
2.2 - Objetivos específicos .....	11
3. REFERENCIAL TEÓRICO .....	12
3.1 Perda e fragmentação de hábitat .....	12
3.2 Conectividade.....	14
3.3 Enfoques e metodologias de análise de conectividade .....	17
3.4 Estudo de caso: Mata Atlântica.....	21
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
4.1 Área de estudo .....	23
4.2 Cálculo das métricas de conectividade .....	24
4.3 Evolução temporal por fitofisionomia .....	28
5. RESULTADOS.....	29
5.1 Superfícies de conectividade .....	29
5.2 Áreas prioritárias para restauração da conectividade .....	35
5.3 Análises temporais .....	39
5.4 Análises por fitofisionomia .....	43
6. DISCUSSÃO .....	47
6.1 Áreas prioritárias para restauração da conectividade .....	48
6.2 Análise temporal: fatores econômicos que causaram essas modificações.....	49
6.3 Análise temporal: tendências.....	52
6.4 Configuração da conectividade da paisagem da Mata Atlântica .....	53
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	57
8. REFERÊNCIAS.....	58
ANEXO A – Variação do Índice Integral de Conectividade por fitofisionomia .....	75
ANEXO B – Frações da variação do Índice Integral de Conectividade .....	83
ANEXO C – Mapas de apoio na análise dos resultados.....	87



## LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1. Padrão espacial de perda de habitat e fragmentação. Adaptado de (FAHRIG, 2017) .....	13
Figura 2. Representação da quantidade de dados requeridos e nível de detalhamento dos resultados dos diferentes métodos de quantificação da conectividade. Adaptado de (DE LA CRUZ; MAESTRE, 2013) .....	19
Figura 3. Limite da área de estudo (MAPBIOMAS, 2019) .....	24
Figura 4. Malha de hexágonos sobre a cobertura da Mata Atlântica. Na análise os hexágonos representam os nós e a área do maior fragmento que se sobrepõe a ele, o seu atributo. ....	25
Figura 5. Procedimento de deslocamento da malha de hexágonos. A malha foi deslocada para 4 direções e calculado a média dos valores dos índices nas sobreposições de hexágonos para criar um gradiente de valores de conectividade. ....	27
Figura 6. Fitofisionomias da Mata Atlântica (IBGE, 2017) .....	29
Figura 7. Valor absoluto do Índice Integral de Conectividade (IIC) .....	31
Figura 8. Porcentagem da contribuição da fração <i>intra</i> no Índice Integral de Conectividade (IIC).....	32
Figura 9. Porcentagem da contribuição da fração <i>flux</i> no Índice Integral de Conectividade (IIC).....	33
Figura 10. Porcentagem da contribuição da fração <i>connector</i> no Índice Integral de Conectividade (IIC).....	34
Figura 11. Valor absoluto do IIC fora das áreas vegetadas para o ano de 2017. ....	36
Figura 12. Áreas sem vegetação com maiores valores do IIC no ano de 2017 .....	38
Figura 13. Variação normalizada do Índice Integral de Conectividade .....	40
Figura 14. Quantidade de áreas com perdas e ganhos na Mata Atlântica .....	41
Figura 15. Variação do Índice Integral de Conectividade entre o primeiro e último ano (1987 – 2017) .....	42
Figura 16. Quantidade de áreas de Formações Pioneiras com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	44

Figura 17. Quantidade de áreas de Tensão Ecológica com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	44
Figura 18. Quantidade de área de Floresta Estacional Decidual com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	45
Figura 19. Quantidade de área de Floresta Estacional Semidecidual com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	45
Figura 20. Quantidade de área de Floresta Ombrófila Aberta com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	46
Figura 21. Quantidade de área de Floresta Ombrófila Densa com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	46
Figura 22. Quantidade de área de Floresta Ombrófila Mista com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais .....	47
Figura 23. Variação do IIC em áreas de Formações Pioneiras .....	76
Figura 24. Variação do IIC em áreas de Tensão Ecológica.....	77
Figura 25. Variação do IIC em áreas de Floresta Estacional Decidual .....	78
Figura 26. Variação do IIC em áreas de Floresta Estacional Semidecidual .....	79
Figura 27. Variação do IIC em áreas de Floresta Ombrófila Aberta .....	80
Figura 28. Variação do IIC em áreas de Floresta Ombrófila Densa .....	81
Figura 29. Variação do IIC em áreas de Floresta Ombrófila Mista .....	82
Figura 30. Variação normalizada da fração <i>intra</i> do Índice Integral de Conectividade .	84
Figura 31. Variação normalizada da fração <i>flux</i> do Índice Integral de Conectividade ...	85
Figura 32. Variação normalizada da fração <i>connector</i> do Índice Integral de Conectividade .....	86
Figura 30. Remanescentes de vegetação no bioma Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2019).....	88
Figura 31. Cobertura e uso do solo no bioma Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2019) ....	89

## LISTA DE ABREVIações

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IIC	Índice Integral de Conectividade

## RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

### DINÂMICA DA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NA MATA ATLÂNTICA

Por

Henrique Yugo Shirai

Julho, 2019

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu

A perda e fragmentação de habitats são as principais ameaças às espécies no mundo. A crescente crise de biodiversidade exige com urgência que sejam tomadas medidas para aumentar a resiliência dos ecossistemas. Para o sucesso da gestão da conservação da biodiversidade é fundamental que se compreenda como a configuração atual da paisagem foi formada, identificação de áreas mais importantes e tendências, para se traçar estratégias adequadas para o planejamento de ações. A análise temporal da conectividade é uma ferramenta capaz de descrever espacialmente como os vetores de transformação do uso do solo afetam na dinâmica da paisagem, indicando áreas importantes para a conectividade global da paisagem com parâmetros de fácil acesso. Analisamos a evolução temporal de um bioma altamente fragmentado de relevância global: a Mata Atlântica. Através do cálculo do Índice Integral de Conectividade (IIC) para os fragmentos dos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, caracterizamos a conectividade da paisagem do bioma, identificando áreas importantes para a restauração da conectividade, áreas fundamentais para sua manutenção e tendências nas suas fitofisionomias. Esse estudo mostrou uma análise capaz de nortear intervenções necessárias não apenas para a conservação da biodiversidade, mas fundamentais também para a sustentabilidade das sociedades humanas.



## **ABSTRACT**

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

### **DYNAMICS OF LANDSCAPE CONNECTIVITY IN THE ATLANTIC FOREST**

By

Henrique Yugo Shirai

July, 2019

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

Habitat loss and fragmentation are the main threats to species survival worldwide. The ongoing biodiversity crisis demands urgent actions to improve ecosystem's resilience. It is fundamental for the success of conservation management that we understand how the actual configuration of the landscape was formed, the identification of the most important areas and the tendencies for the future. This information is the basis to build suitable strategies for conservation planning. The temporal analysis of connectivity is a fundamental tool capable of describing how the land cover changes drive the landscape dynamics, highlighting important areas for landscape connectivity with accessible parameters. We analyzed the temporal evolution of a highly fragmented biome of global relevance: the Brazilian Atlantic Forest. We used the Integral Index of Connectivity (IIC) to describe the configuration of the forest fragments of the years 1987, 1997, 2007 and 2017. We identified priority areas for restoring connectivity, important areas for its maintenance and temporal tendencies of its phytophysiognomies. This study describes an analysis capable of guiding the necessary interventions not only for biodiversity protection but fundamental to the sustainability of human societies as well.



## 1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem havido em nosso planeta uma grave crise de perda de biodiversidade (RANDS et al., 2010; STEFFEN et al., 2007). Indicadores do estado da biodiversidade mostram uma tendência de redução ao passo que a pressão sobre ela aumenta (BUTCHART et al., 2010). Mais de um terço das florestas originais já foi perdido, sendo que as perdas em florestas tropicais nos anos recentes chegam a 50% das perdas globais (HANSEN et al., 2013). A taxa de extinção de espécies devido às ações humanas é estimada em 1000 vezes mais do que a esperada por processos naturais (BROOKS et al., 2006; PIMM et al., 2014). Estudos indicam que essa crise preocupa não apenas pela manutenção dos ecossistemas, mas também pela sua capacidade de prover serviços ecológicos fundamentais para as sociedades humanas (RANDS et al., 2010).

As principais causas dessas extinções são a perda e fragmentação de habitats naturais (PEREIRA et al., 2010; PIMM et al., 2014; RANDS et al., 2010). Mudanças no uso do solo, pressão por recursos naturais, expansão de infraestruturas, agricultura e pastagem são alguns dos vetores que alteram a configuração da paisagem natural ameaçando a sua sustentabilidade (ARMENTERAS et al., 2017). Os processos relacionados a fragmentação de habitats (diminuição de área, aumento do isolamento e o efeito de borda) causam fortes impactos nas populações de forma consistente e cumulativa (HADDAD et al., 2015). Eles são capazes, por exemplo, de afetar o movimento entre fragmentos, e conseqüentemente, a recolonização após extinções locais (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015), o que pode levar a grandes perdas de espécies.

Ambientes fragmentados possuem uma urgência no direcionamento de ações da maneira mais eficiente possível, promoção da restauração e incremento de conectividade (VILLARD; METZGER, 2014). Entender como as dinâmicas espaciais passadas levaram a construção do estado atual de biomas de relevância mundial é muito importante no planejamento dessas ações de conservação e mitigação dos efeitos da fragmentação e perda de habitat (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

Níveis altos de conectividade em paisagens podem atuar como uma importante força de resistência a esses impactos prevenindo extinções (HANSKI et al., 2002; VILLARD; METZGER, 2014). A caracterização da dinâmica de paisagens fragmentadas através de métricas indicadoras de conectividade é um método que evidencia de forma objetiva para os tomadores de decisão uma base norteadora para o planejamento e alocação de recursos de forma eficiente (METZGER et al., 2008), indicando áreas prioritárias para ações de restauração (TAMBOSI et al., 2014). O estudo da evolução temporal do nível de conectividade de paisagens tem o potencial de avaliar padrões e tendências de paisagens dinâmicas inclusive evitando inconsistências comuns em modelos de previsão de perdas de espécies baseados no tamanho dos fragmentos e requerimento da espécie (MARTENSEN et al., 2017).

Nessa perspectiva, o presente trabalho buscou avaliar a evolução temporal da conectividade dos fragmentos através da análise de métricas de conectividade dos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. Utilizamos como estudo de caso a paisagem da Mata Atlântica, um ambiente altamente fragmentado de elevada importância biológica. Estas análises são importantes na identificação de prioridades para ações de restauração, tendências espaciais, áreas chave para conectividade, ameaças e impactos de mudanças no uso do solo, podendo ser aplicadas na definição de estratégias e planejamento de ferramentas de conservação.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 - Objetivo geral**

Avaliar a evolução do estado de conectividade das paisagens da Mata Atlântica

### **2.2 - Objetivos específicos**

2.2.1 Identificar prioridades de restauração da conectividade

- 2.2.2 Comparar as mudanças ocorridas após os intervalos de tempo
- 2.2.3 Caracterizar a configuração da conectividade da paisagem
- 2.2.4 Identificar tendências de incremento e decréscimo de conectividade

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Perda e fragmentação de hábitat

A perda e a fragmentação de hábitat são atualmente as principais ameaças à conservação da biodiversidade (HANSKI, 2005; HENGEVELD; HEYWOOD, 1996; PIMM et al., 2014; WILCOX; MURPHY, 1985). Apesar de relacionados e muitas vezes ocorrerem juntos, são conceitos que diferem tanto em relação aos efeitos quanto a mitigação (FAHRIG, 2017).

Perda de hábitat se refere a diminuição em área de hábitat, sem necessariamente ocorrer perda de contiguidade (FAHRIG, 2017). Ela causa a diminuição do tamanho das populações viáveis dentro dos fragmentos, aumenta o isolamento, afeta o fluxo entre eles e conseqüentemente, a recolonização pós extinções locais (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015). Ela impacta diretamente na riqueza de espécies (STEFFAN-DEWENTER et al., 2002), abundância e distribuição populacional (BEST et al., 2007), diversidade genética (GIBBS, 2001) e em medidas indiretas de biodiversidade como taxas de crescimento populacional (BASCOMPTE et al., 2002).

A fragmentação se refere a divisão de ecossistemas contíguos em áreas menores separadas entre si por outros tipos de coberturas denominadas fragmentos. Ela impacta principalmente na manutenção de espécies com grandes requisitos de área, baixas capacidades de dispersão e especialistas, devido ao isolamento dos fragmentos e aumento do efeito de borda (FAHRIG, 2003).

Esses fenômenos podem ocorrer de distintas formas. Eles podem ser eventos isolados, podem ocorrer de forma agregada com o isolamento de pequeno número de grandes fragmentos (*land sparing*) ou ainda dispersa com o isolamento de

grande número de fragmentos menores (*land sharing*) (GREEN, 2005). Os efeitos na biodiversidade desses processos ainda não estão completamente compreendidos, mas sabe-se que eles variam conforme o tipo e intensidade do uso do solo (SOGA et al., 2014). A figura 1 ilustra as possibilidades de formas em que se dá os processos de fragmentação e perda de hábitat.

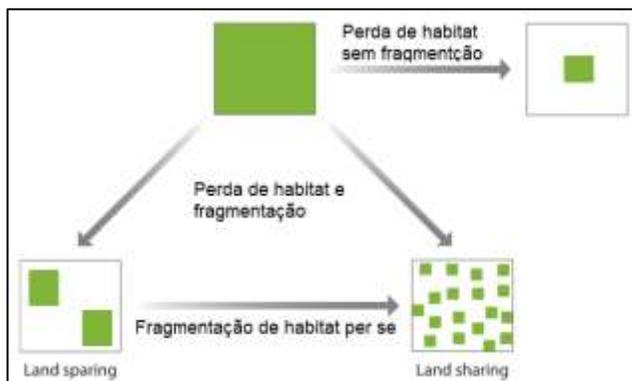


Figura 1. Padrão espacial de perda de hábitat e fragmentação. Adaptado de (FAHRIG, 2017)

Os processos relacionados a fragmentação de habitats (diminuição de área, aumento do isolamento e borda) causam fortes impactos nas populações, de forma consistente e cumulativa (HADDAD et al., 2015). Ela é responsável por degradar ecossistemas, reduzir a capacidade de sobrevivência das espécies e retenção de nutrientes, dinâmicas tróficas e diminuir o fluxo entre fragmentos (HADDAD et al., 2015). Alguns modelos demonstram que, comparando paisagens com mesmas áreas, ambientes fragmentados tem menor riqueza que habitats contínuos (RYBICKI; HANSKI, 2013). A fragmentação de habitats também afeta seletivamente diferentes espécies (EWERS; DIDHAM, 2006), pode desequilibrar a razão sexual das populações (YU; LU, 2011), influenciar na cadeia trófica de comunidades (HADDAD et al., 2015) e dinâmicas de extinção pós fragmentação (UEZU; METZGER, 2016).

Experimentos conduzidos em nível de paisagem evidenciaram respostas negativas das populações à processos de fragmentação como: a redução geral na abundância e riqueza de animais e plantas, alterando a composição das comunidades; prejuízos em funções ecológicas como a retenção de carbono e nitrogênio, produtividade e polinização; mudanças microclimáticas que favorecem plantas pioneiras em detrimento das mais maduras; redução da predação de sementes e herbivoría e diminuição da fertilidade de aves (HADDAD et al., 2015, 2017a, 2017b).

No entanto, ainda existem incertezas de como ocorre a extinção de espécies devido a fragmentação (FAHRIG, 2017; TURNER, 1996), principalmente em regiões tropicais (MARTENSEN, 2017; WHITMORE; SAYER, 1992). São poucos os estudos indicando com clareza essa relação (FLETCHER et al., 2018; SODHI et al., 2010). As metodologias mais difundidas para prever extinções estão baseadas na relação espécie-área assumindo que a mudança do uso do solo é o principal preditor de perda de biodiversidade (PIMM et al., 2014). Porém o que é observado nos estudos é que há uma inconsistência entre as extinções previstas e as observadas (BANKS-LEITE et al., 2012; GIBSON et al., 2013; HANSKI et al., 2013; HE; HUBBELL, 2013).

### **3.2 Conectividade**

A extinção de espécies é influenciada pelo equilíbrio de forças de perturbação e resistência (HANSKI et al., 2002). Níveis altos de conectividade em paisagens fragmentadas atuam como uma importante força prevenindo extinções (HANSKI et al., 2002; VILLARD; METZGER, 2014). Ou seja, o nível de conectividade de uma paisagem está altamente relacionado com a sua resiliência (TAMBOSI et al., 2014).

A conectividade pode ser definida como o grau em que uma paisagem facilita o fluxo pela paisagem (TAYLOR et al., 1993). Ou ainda a relação funcional entre fragmentos de habitat devido à movimentação que os organismos fazem em resposta a estrutura e disposição espacial dos fragmentos (WITH et al., 1997). Os ecologistas distinguem dois tipos de conectividade que caracterizam esses aspectos do fluxo das espécies dentro da paisagem: estrutural e funcional (UEZU et al., 2005). A conectividade estrutural está relacionada a contiguidade de habitat e é medida por sua estrutura, independente das características das espécies de interesse (COLLINGE; FORMAN, 2006). Já a conectividade funcional considera as respostas biológicas dos organismos aos diferentes elementos da paisagem (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Essa distinção é importante, uma vez que uma mesma paisagem pode ser considerada conectada do ponto de vista estrutural mas não do funcional a depender da espécie de interesse (WITH et al., 1997).

Considerando essa grande influência da conectividade em ambientes fragmentados, três processos de dinâmica da paisagem podem ajudar a explicar a defasagem entre as perdas de espécies observadas e previstas pelos modelos baseados na área de habitat: complementação e suplementação de habitats, processos de extinção não lineares e tempo de relaxamento (JOLY et al., 2014).

A complementação e suplementação de habitats se referem a movimentação de indivíduos entre diferentes tipos de ambientes para obtenção de recursos substituíveis e não-substituíveis (DUNNING et al., 1992). Estudos indicam que a permeabilidade da matriz pode ser mais importante para determinar a presença de espécies do que outras variáveis paisagísticas como a porcentagem de cobertura florestal (BARBOSA et al., 2017; GIUBBINA et al., 2018; UEZU et al., 2008). Fragmentos pequenos bem conectados podem conter um elevado número de espécies e indivíduos já que funcionalmente eles utilizam uma área maior do que a dos fragmentos individuais (MARTENSEN et al., 2008). Ou seja, esses fragmentos têm grande importância para a manutenção de espécies atuando como trampolins ecológicos, permitindo a sobrevivência de espécies com grandes requisitos de área em paisagens fragmentadas (SAURA et al., 2014).

O contexto da paisagem deve ser considerado principal antes do nível de fragmentos já que a extinção de uma espécie ocorre apenas se ela não ocorrer localmente ao mesmo tempo em todos os fragmentos (JOLY et al., 2014). Em estudo realizado com mamíferos, um modelo conceitual proposto encontrou fortes evidências de que o tamanho dos fragmentos, relacionado a disponibilidade de recursos, define os riscos de extinções locais ao passo que a cobertura vegetal da paisagem e permeabilidade da matriz conduzem as taxas de imigração e recolonização (PARDINI et al., 2010). Isso mostra que não apenas o tamanho do fragmento, mas a quantidade de habitat disponível para uma escala apropriada pode ser o fator que melhor explica a ocorrência e abundância de espécies (FAHRIG, 2013). A perspectiva é de que exista um limiar de extinção, ou seja, uma cobertura mínima necessária para manter as espécies (FAHRIG, 1997). Esse limiar foi encontrado em diversos estudos na Mata Atlântica como por volta de 30% da cobertura original (MARTENSEN et al., 2012; MORANTE-FILHO et al., 2015; PARDINI et al., 2010). Ele ocorre porque a relação

entre conectividade e cobertura não é linear (JOLY et al., 2014). Assim, para uma cobertura intermediária (30-50%) há uma redução abrupta no tamanho médio e aumento do isolamento entre fragmentos, o que acelera drasticamente os efeitos da fragmentação sobre as espécies (FAHRIG, 1997). Nesse estado o risco de extinção aumenta drasticamente, evidenciando a urgência de ações de conservação e restauração na paisagem (JOLY et al., 2014).

A teoria mais aceita para explicar a diferença entre as extinções previstas segundo os modelos espécie-área e as extinções observadas é a existência do chamada tempo de relaxamento (BROOKS et al., 1999; JOLY et al., 2014). Ele é definido como o tempo necessário para que a espécie encontre um novo estado de equilíbrio após as mudanças na paisagem (DIAMOND, 1972). Esse tempo existe porque as perdas de espécies não são instantâneas com a fragmentação, mas aumentam de maneira progressiva, levando a uma postergação em eventos de extinção (KUUSSAARI et al., 2009). Estudos demonstram que basicamente todos os grupos respondem a dinâmicas da paisagem apresentando um tempo de relaxamento distintos à diferentes medidas de conectividade (METZGER et al., 2009), podendo ser bastante alto para espécies de vida longa (JOLY et al., 2014). Para espécies de aves da Mata Atlântica esse tempo pode chegar a 25 anos dependendo da sua sensibilidades a fragmentação (UEZU; METZGER, 2016). A sua consideração é um fator importante para gestores da conservação já que os efeitos de perda de biodiversidade podem não ser diretamente observados imediatamente e nem muito tempo após os eventos de alteração da paisagem já que as extinções já terão sido completadas (HALLEY et al., 2016). A existência do tempo de relaxamento evidencia que apesar da relativa alta biodiversidade de matas secundárias, o histórico de evolução da paisagem deve afetar a distribuição atual e futura das espécies (BOMMARCO et al., 2014; METZGER et al., 2009). Essa consideração é fundamental no direcionamento de ações de restauração e investimentos para evitar extinções em ambientes fragmentados (NEWMARK et al., 2017).

Esses processos sugerem que a biota na escala do bioma responde de forma diferente do inferido por escalas locais ou paisagens particulares, ao mesmo tempo que podem ser maiores os prejuízos da fragmentação em longo prazo (JOLY et

al., 2014). A manutenção de áreas de alta conectividade é consensualmente uma forma de mitigar os impactos da fragmentação e perda de habitat (VILLARD; METZGER, 2014). Na ausência de dispersão, a diversidade local diminui e a manutenção dos ecossistemas se torna dependente apenas da sua capacidade de manter as espécies já presentes (THOMPSON et al., 2017). Paisagens mais conectadas são mais resilientes a esses efeitos (TAMBOSI et al., 2014). A conexão dos fragmentos também é importante para mitigar os efeitos das mudanças climáticas nas espécies e ecossistemas (LEMES; LOYOLA, 2013). Conforme eles se intensificarem, os ambientes com condições adequadas para as espécies serão alterados geograficamente, forçando-as a ou se adaptarem localmente, ou como já tem ocorrido, alterarem sua área de distribuição em busca de locais mais adequados para a espécie (PARMESAN; YOHE, 2003; PERRY et al., 2005). Manter altos níveis de conectividade na paisagem é fundamental para que as espécies consigam buscar ambientes mais adequados ao seu desenvolvimento, caso contrário ficarão restritas a ambientes com condições climáticas desfavoráveis ao seu desenvolvimento (BELLARD et al., 2012).

Identificar de que forma as dinâmicas espaciais passadas levaram a construção do estado atual de biomas de relevância mundial é essencial no planejamento de ações de conservação (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). O estudo da evolução temporal do nível de conectividade de paisagens tem o potencial de avaliar padrões e tendências de paisagens dinâmicas evitando as inconsistências dos modelos de previsão de perdas de espécies (MARTENSEN et al., 2017). Nessas escalas é comum a utilização de indicadores não-biológicos como parâmetros de estrutura da paisagem para definição de estratégias de conservação, já que dados biológicos adequados em quantidade suficiente em geral estão disponíveis apenas para escalas menores (METZGER et al., 2008). Esses dados podem ser usados para identificar áreas mais importantes para a conectividade e direcionar ações de restauração (TAMBOSI et al., 2014).

### **3.3 Enfoques e metodologias de análise de conectividade**

Apesar da definição original de conectividade considerar explicitamente o caráter da dependência nas espécies de estudo, do ponto de vista operacional ainda existe uma incompatibilização entre as metodologias e informações disponíveis (GROVES, 2008). Dentro da grande variedade de enfoques disponíveis para quantificação da conectividade de paisagens, é possível identificar três linhas principais (DE LA CRUZ; MAESTRE, 2013):

- Índices espaciais simples: são índices como distância média entre habitats, distância ao fragmento mais próximo e índice de coesão. Estes índices são de fácil obtenção e podem ser calculados diretamente através de programas de SIG ou outros amplamente difundidos como *Fragstats* (MCGARIGAL et al., 2002) e *Patch Analyst* (ELKIE et al., 1999).
- Estrutura de grafos: um grafo é uma estrutura matemática representada por um conjunto de nós (ou vértices) e ligações, no qual cada ligação conecta dois nós. Essa abordagem descreve a paisagem como um conjunto de elementos interconectados no qual os nós representam os fragmentos utilizados pelas espécies dentro de uma matriz de não-habitat (URBAN; KEITT, 2001). Essa estrutura possibilita quantificar a importância individual de cada elemento para a conectividade e por isso é amplamente utilizada no planejamento de paisagens e tomadas de decisão (KEITT et al., 1997; MINOR; URBAN, 2007).
- Modelos populacionais: esses modelos utilizam informações relacionadas a processos de crescimento demográfico, natalidade, mortalidade, migração e emigração em função da conectividade entre fragmentos para caracterizar fenômenos de metapopulações. Através deles é possível determinar por exemplo, a persistência ou extinção de uma espécie em um horizonte temporal (DE LA CRUZ; MAESTRE, 2013).

Idealmente, para caracterizar a conectividade funcional de determinada paisagem, seria necessário criar diferentes modelos para cada uma das espécies que ocorrem nela, refletindo seu comportamento único frente as características da paisagem (THEOBALD et al., 2011). Entretanto, esse é um dado difícil de parametrizar

mesmo para espécies bem estudadas. Considerando que um grande número de espécies potencialmente pode ocorrer dentro de uma paisagem, quantificar a conectividade de uma paisagem modelando individualmente segundo as características de cada espécie torna-se um grande desafio (FAGAN; CALABRESE, 2006). A grande variedade de ecossistemas, conflitos entre grupos de interesse, prioridades de conservação, grandes quantidades de dados a serem processados e limitações computacionais, são apenas alguns exemplos das dificuldades da aplicação desses estudos (THEOBALD et al., 2011).

Como consequência, muitos estudos passaram a utilizar metodologias baseadas em teorias dos grafos para quantificar a conectividade da paisagem. Esses métodos possuem a vantagem de encontrar um equilíbrio razoável entre aspectos de conectividade funcional reconhecendo as limitações práticas de disponibilidade de dados (CALABRESE; FAGAN, 2004), como é representado na figura 2:

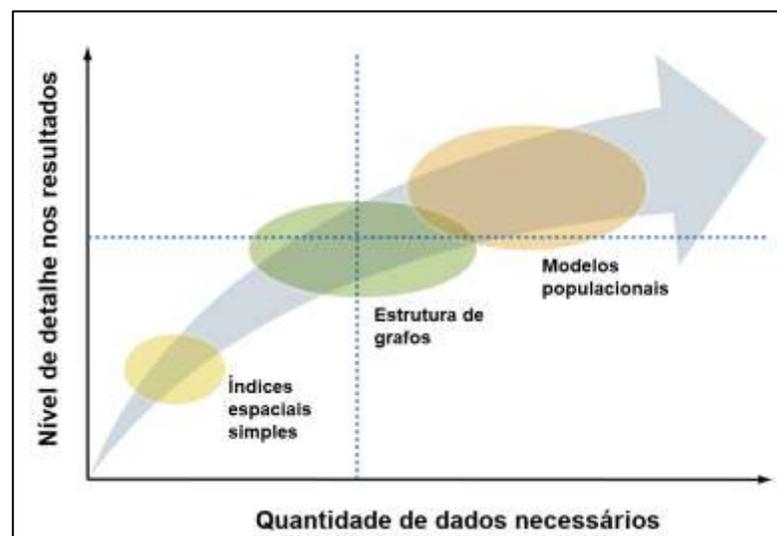


Figura 2. Representação da quantidade de dados requeridos e nível de detalhamento dos resultados dos diferentes métodos de quantificação da conectividade. Adaptado de (DE LA CRUZ; MAESTRE, 2013)

Uma métrica bastante difundida para a avaliação de conectividade é o Índice Integral de Conectividade (IIC), desenvolvido por Josep Torné e Santiago Saura da Universidade de Lleida (Espanha). Comparado com os índices mais difundidos na literatura, o IIC possui boa sensibilidade a mudanças na paisagem e considera em seu cálculo a disponibilidade de habitat, evidenciando a importância do atributo do fragmento. (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Isso é bastante adequado para o planejamento da conservação considerando que outros índices comumente difundidos

na literatura indicam aumento de conectividade com o aumento da fragmentação, resultando em conectividade zero em paisagens contendo apenas um fragmento de habitat; além de não detectarem perda de fragmentos isolados (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007b).

O índice tem suas bases na Teoria dos Grafos e disponibilidade de habitats (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007a). Cada nó é caracterizado por um atributo (em geral a área do hábitat) e as conexões entre eles são determinadas seguindo um critério determinado (distância entre nós, disponibilidade de hábitat, etc.). O índice é binário, ou seja, considera a existência ou não de dispersão entre fragmentos, o que simplifica a sua operacionalização. O IIC é dado pela equação 1 (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006):

$$IIC = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \times a_j}{1 + nl_{ij}} \quad (1)$$

No qual  $a_i$  e  $a_j$  representam os atributos de cada nó e  $nl_{ij}$  é o número de ligações de menor distância entre os nós  $i$  e  $j$ .

É fundamental para a conservação que essa quantificação utilize métricas sensíveis à conexão e capazes de produzir métodos de avaliação da importância de cada elemento constituinte da paisagem (JORDÁN et al., 2003). O IIC utiliza a remoção dos nós na paisagem para identificar a importância de cada elemento para a conectividade total da paisagem. Muitos métodos disponíveis na literatura geram um índice único geral de conectividade que descreve o grau de conectividade de toda a paisagem. Esse tipo de caracterização propõe uma ideia geral do status da paisagem, porém é uma descrição simples que tem pouco valor para gestores da conservação. Por outro lado, uma operação de análise da conectividade deveria buscar os locais onde estão os elementos mais críticos para a manutenção da conectividade da paisagem (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). A importância relativa dos nós em um índice é dada pela equação 2 (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007b):

$$dI(\%) = \frac{I - I'}{I} \times 100 \quad (2)$$

No qual  $dI$  representa a porcentagem de importância de um elemento individual,  $I$  o índice calculado com a paisagem intacta e  $I'$  o índice calculado com a

remoção do elemento. Esse número permite ranquear os elementos da paisagem pela sua contribuição para a conectividade de toda a área de estudo, o que possibilita identificar as áreas mais críticas para o planejamento (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007a). Essa remoção explicita a perda de hábitat, perda de conectividade ou ambos para todos os elementos da paisagem devido às três frações que compõem o cálculo do IIC (intra, *flux* e connector). Essas frações indicam respectivamente a importância da contiguidade dos fragmentos, o grau de conexão com outros fragmentos e sua utilização como trampolins ecológicos (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006).

Além disso sua flexibilidade na definição dos nós e atributos dos elementos da paisagem permite que as paisagens focais sejam malhas geométricas regulares (GIANNINI et al., 2015; RAPPAPORT et al., 2015; TAMBOSI et al., 2013, 2014) e não necessariamente fragmentos ou manchas de hábitat, como em outras métricas de paisagem. Essa característica possibilita a identificação de áreas importantes em locais sem vegetação, necessários por exemplo, para definir prioridades restauração.

### **3.4 Estudo de caso: Mata Atlântica**

Um exemplo de um ambiente altamente fragmentado de elevada importância biológica é a Mata Atlântica. Com uma área de 1.481.946 km<sup>2</sup> (aproximadamente 17,4% do território brasileiro), ela cobre uma variedade de fitofisionomias e composições bastante heterogêneas. Possui mais de 3.300 km de costa Atlântica, da latitude 3°S até 31°S e longitude 35°O a 60°O (RIBEIRO et al., 2009), do nível do mar até altitudes de 2700 m (METZGER, 2009). A considerável extensão longitudinal favorece a formação de um gradiente pluviométrico, variando entre 1000 mm/ano nas florestas de interior até 4000 mm/ano na costa (PINTO et al., 2016). Essas características geográficas favoreceram o desenvolvimento de uma alta diversidade na composição das florestas, com elevados números de espécies endêmicas (MITTERMEIER et al., 2011).

Estudos indicam que a Mata Atlântica possui uma diversidade biológica maior do que a existente na Floresta Amazônica (COLOMBO; JOLY, 2010). É

classificada como um dos mais importantes *hotspot* do mundo pela sua concentração excepcional de espécies endêmicas e ao mesmo tempo por apresentar grandes perdas de habitat, ocupando a 4ª posição em relação a conjuntos de endemismos de espécies de plantas e vertebrados, espécies endêmicas por área e porcentagem de vegetação remanescente (MYERS et al., 2000). Estima-se que em termos de endemismo existam 8000 espécies de plantas, 323 de anfíbios, 148 de aves, 133 de peixes de água doce, 94 de répteis e 48 de mamíferos (MITTERMEIER et al., 2011).

Considerada a floresta mais antiga do Brasil (COLOMBO; JOLY, 2010), ela possui um histórico de intensa ocupação, em grande parte negligenciando a preservação ambiental. Milênios de uso da terra por povos indígenas para agricultura de subsistência, intensificado com a chegada dos colonizadores europeus, industrialização acelerada e contínua busca por desenvolvimento econômico de modo irresponsável foram fatores que geraram grande desmatamento e a consequente perda de recursos naturais (DEAN, 1996). Cultivos de cana-de-açúcar, café, capim para a pecuária, cacau e *Eucalyptus* foram ao longo dos anos substituindo as densas florestas. Hoje, cerca de 125 milhões de pessoas (60% da população brasileira) habitam os seus limites, onde é produzido 70% do PIB brasileiro (FOLLADOR et al., 2018). A pecuária e a agricultura são os usos que ocupam a maior parte da sua extensão: 69% da área (MAPBIOMAS, 2019). Isso configura uma grande ameaça para a persistência dos remanescentes de vegetação nativa, que hoje é estimada entre 11,4% a 16% da cobertura original do bioma (RIBEIRO et al., 2009).

Esse histórico gerou condições para uma configuração de mata altamente degradada, fragmentada e com baixa conectividade. Pequenos fragmentos, menores de 50 ha, correspondem a 83,4% (204469 fragmentos) do número total de fragmentos ocupando 20,2% (3,178,030 ha) em área (RIBEIRO et al., 2009). Estes possuem um alto grau de isolamento e são compostos basicamente por florestas secundárias e em estágios primários a intermediários de sucessão (VIEIRA et al., 2009). Esse cenário é altamente prejudicial para a persistência das espécies, principalmente aquelas com grandes requisitos de área. A degradação de uma grande extensão de habitat aliada à severa fragmentação dos remanescentes provocam a perda de espécies devido ao seu isolamento, e consequente perda de diversidade genética, o que torna as espécies

mais suscetíveis a doenças e pragas (HAAG et al., 2010). Os efeitos esperados da fragmentação são ainda piores do que o demonstrado, já que é demonstrado que algumas espécies respondem a eles após longos intervalos de tempo (BROOKS; BALMFORD, 1996; UEZU; METZGER, 2016).

Em contrapartida, nas últimas décadas foram conquistados avanços bastante expressivos para a conservação do Bioma. Pode-se citar a promulgação da Lei 11.428/06, a Lei da Mata Atlântica, que tem como objetivo regular o uso dos remanescentes de Mata Atlântica. É importante destacar também o substancial aumento da cobertura de áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2013).

Ainda assim, as ações de conservação promovidas na Mata Atlântica são bastante deficitárias. Apenas 9% da cobertura florestal remanescente se encontra dentro de áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009), sendo que estas não correspondem de fato a áreas de remanescentes de vegetação. Quase dois terços estão em unidades de uso sustentável, o que incluiu usos pouco restritivos como pastagens, agricultura e zonas urbanas (CUNHA; GRELE, 2008). Além disso, muitas dessas áreas são geralmente estabelecidas baseadas em intenções políticas oportunistas (TSIANOU et al., 2013), o que traduz na baixa efetividade na conservação e na necessidade de aumentar o embasamento científico na busca de soluções e melhores planejamentos de estratégias de conservação.

## **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 Área de estudo**

A área de estudo foi o limite da Mata Atlântica utilizado no mapeamento de uso do solo da coleção 3.1 do projeto MapBiomas, em escala 1:1.000.000 (<[http://mapbiomas.org/pages/database/reference\\_maps](http://mapbiomas.org/pages/database/reference_maps)>). O mapa é resultante de uma combinação entre o mapa de biomas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em escala 1:5.000.000 com o mapa de vegetação do Brasil em escala 1:250.000. A figura 3 ilustra a delimitação:

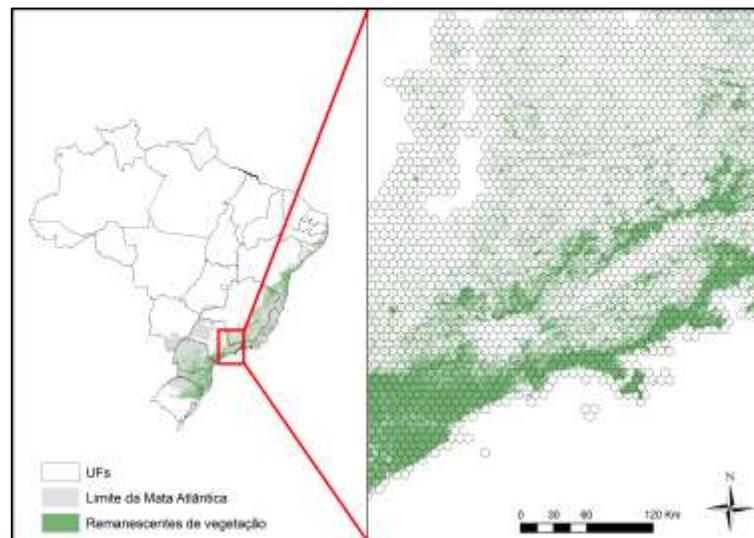


Figura 3. Limite da área de estudo (MAPBIOMAS, 2019)

## 4.2 Cálculo das métricas de conectividade

A metodologia da avaliação do estado da conectividade da Mata Atlântica foi baseada no cálculo do Índice Integral de Conectividade (IIC) (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Foi utilizado para o cálculo o *software Conefor 2.6*. Ele utiliza como entradas dois conjuntos de informações: os atributos de cada nó e a existência de conexão entre os pares de nós. Os nós foram definidos como uma malha de hexágonos regulares de 5000 ha (figura 4) na extensão da área de estudo. A forma

hexagonal das unidades foi escolhida porque como demonstrado em outros estudos, as suas seis bordas permitem a dispersão em seis direções, o que se aproxima mais da realidade do que células quadradas (PULLIAM et al., 1992; TAMBOSI et al., 2013). Além disso, as características geométricas do hexágono como a simetria entre vizinhos mais próximos e menor relação área-perímetro em comparação com quadrados são desejáveis na representação da vizinhança mais próxima, o que é importante em simulações no campo da ecologia de movimento ou conectividade entre fragmentos (BIRCH et al., 2007). Essa malha foi sobreposta com o mapeamento de remanescentes de vegetação do MapBiomas coleção 3.1 (MAPBIOMAS, 2019) dos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. Para cada hexágono, a área (em m<sup>2</sup>) do maior fragmento que se sobrepunha a ele descreveu o seu atributo.



**Figura 4. Malha de hexágonos sobre a cobertura da Mata Atlântica. Na análise os hexágonos representam os nós e a área do maior fragmento que se sobrepõe a ele, o seu atributo.**

Idealmente, o tamanho da paisagem focal deve considerar o contexto particular do estudo, refletindo uma área que exerça influencia na persistência da biodiversidade do local. Estudos sugerem que a paisagem deve ter um raio entre 4 e 9 vezes a distância de dispersão média ou entre 0,3 e 0,5 vezes a distância de dispersão máxima (JACKSON; FAHRIG, 2012). Porém, esse dado ainda é pouco disponível principalmente em estudos envolvendo paisagens tropicais (TAMBOSI et al., 2014). Na Mata Atlântica algumas espécies são influenciadas por paisagens variando desde 315 ha (BOSCOLO; METZGER, 2009, 2011) até 10.000 ha (BANKS-LEITE et al., 2011;

MARTENSEN et al., 2008, 2012; METZGER et al., 2009; PARDINI et al., 2010). No presente estudo, adotamos paisagens de 5.000 ha de área para representar um tamanho médio para espécies baseado em estudos que usaram metodologias semelhantes (GIANNINI et al., 2015; RAPPAPORT et al., 2015; TAMBOSI et al., 2013, 2014).

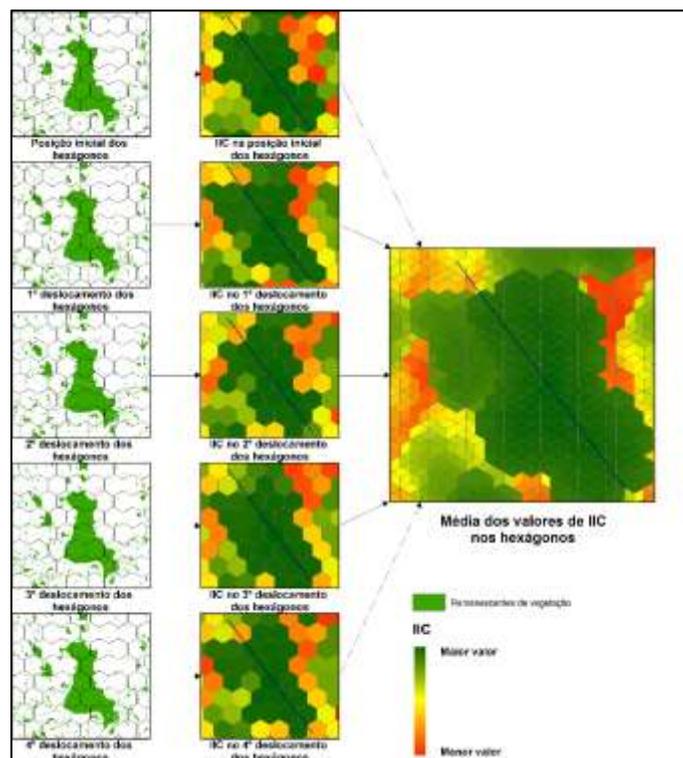
Essa análise baseada em paisagens focais na forma de hexágonos tem como objetivo hierarquizar e identificar áreas importantes não apenas onde estão os fragmentos atuais, mas também nas áreas onde existe um potencial para aumento da conectividade geral da paisagem. Consideramos que locais com níveis intermediários de conectividade têm uma melhor relação custo benefício em ações de restauração, devendo ter prioridade nos planejamentos voltados à conservação (TAMBOSI et al., 2014).

A matriz de conectividade foi dada primeiramente filtrando os hexágonos com um mínimo de 50% de área de remanescentes de vegetação. Esse limiar foi considerado um mínimo de área de hábitat para que houvesse possibilidade de conexão entre os hexágonos. Também atribuímos uma distância de dispersão máxima de 15,2 km, o que significa a possibilidade de dispersão entre pares de hexágonos separados por até um hexágono.

No programa Conefor, usando esses dados de entrada foi calculado para cada hexágono o IIC – Índice Integral de Conectividade, dado pela equação 1 (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Foi analisado o valor absoluto da métrica e não o valor de importância relativo à paisagem, de modo que se chegasse a um valor comparável entre os anos. Analisamos também a contribuição das frações *intra*, *flux* e *connector* do índice a fim de especializar o fator mais importante para a conectividade da paisagem.

Foi feita uma análise *moving windows* para o índice. Esse tipo de análise é utilizado para representar as variações dos padrões espaciais da paisagem através da perspectiva de gradiente, aproximando-a a uma superfície contínua (HAGEN-ZANKER, 2016). Essa abordagem, no qual o entorno do ponto focal influencia no seu valor, é desejável já que é dessa forma que os organismos e processos ecológicos respondem à maioria das variáveis ambientais (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2005). Isso

foi feito utilizando como janela a malha de hexágonos sobre a cobertura da Mata Atlântica. Na posição inicial calculamos um valor do IIC para cada hexágono. No primeiro deslocamento movemos a malha a uma distância equivalente à metade do diâmetro de um hexágono no sentido leste e calculado novamente o valor do índice. O mesmo foi feito nos sentidos norte, nordeste e noroeste, atribuindo um valor da métrica a cada hexágono na nova posição. Nas sobreposições, foi calculada a média dos valores de IIC atribuídos aos hexágonos resultando em uma superfície com maiores gradientes, já que são atribuídos valores individuais a unidades de área que resumem os atributos dos hexágonos em diferentes posições no seu entorno. A figura 5 ilustra esse processo destacando a suavização na transição no limite das bordas dos hexágonos.



**Figura 5. Procedimento de deslocamento da malha de hexágonos. A malha foi deslocada para 4 direções e calculado a média dos valores dos índices nas sobreposições de hexágonos para criar um gradiente de valores de conectividade.**

Para a análise temporal dos dados, calculamos em cada área a diferença entre os valores dos índices para o ano anterior, ou seja, 1997-1987, 2007-1997 e 2017-2007. Esses valores foram normalizados para que obtivéssemos um gradiente de valores entre -1 e 1. Assim, valores positivos indicam áreas com um aumento de

conectividade no intervalo de 10 anos e valores negativos indicam perda de conectividade. Foram feitas duas normalizações: uma dividindo a diferença pela maior diferença absoluta entre pares do índice (equação 2), destacando as áreas com as mudanças mais importantes em cada janela e outra dividindo a diferença pelo maior valor absoluto entre cada par (equação 3), destacando as áreas em que proporcionalmente foram maiores as mudanças.

$$IIC_{norm} = \frac{IIC_i - IIC_{i-10}}{abs[max(IIC_i - IIC_{i-10})]} \quad (2)$$

$$IIC_{norm} = \frac{IIC_i - IIC_{i-10}}{abs[max(IIC_i, IIC_{i-10})]} \quad (3)$$

Onde:

*i*: último ano da janela de comparação

### 4.3 Evolução temporal por fitofisionomia

Analisamos a evolução temporal da conectividade também separados por fitofisionomia. Para isso utilizamos o mapeamento de tipos de vegetação nativos da Mata Atlântica derivados do mapa de vegetação do Brasil produzido pelo IBGE ([ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes\\_ambientais/vegetacao/vetores/escala\\_1000\\_mil\\_radambrasil/Vegetacao\\_radambrasil.zip](ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_1000_mil_radambrasil/Vegetacao_radambrasil.zip)). Foram consideradas as seguintes fitofisionomias dentro da área de estudo: Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa, Área das Formações Pioneiras e Área de Tensão Ecológica. A figura 6 ilustra esse mapeamento:

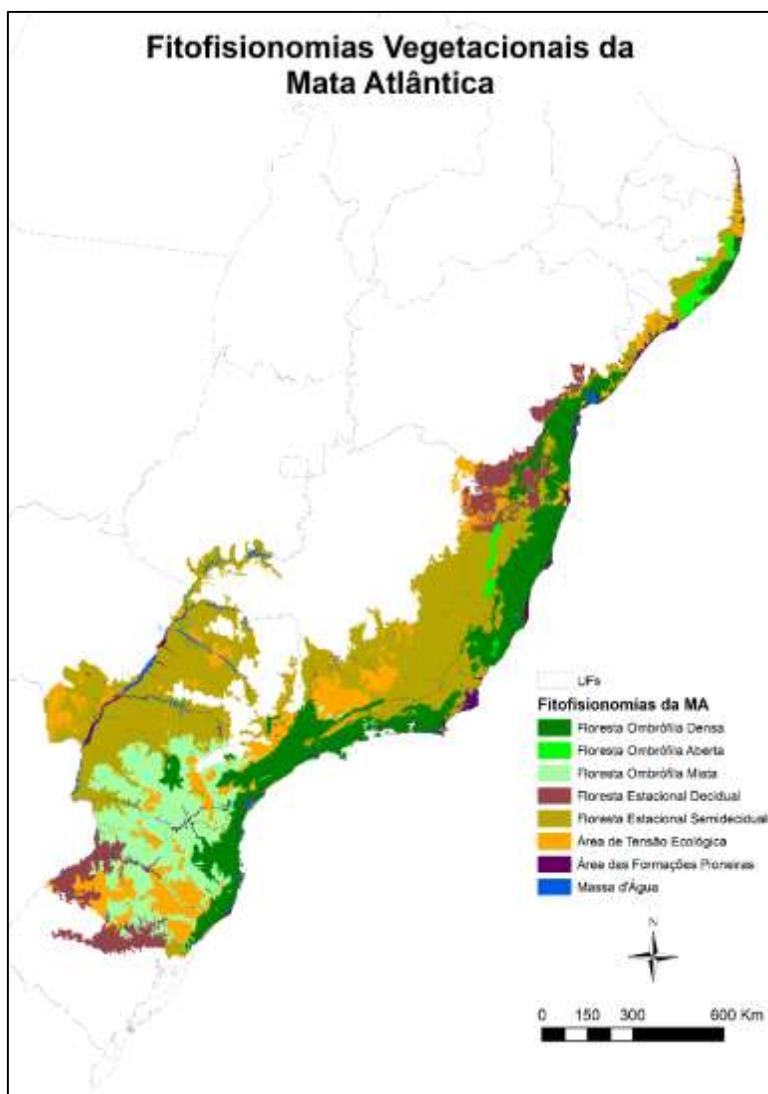


Figura 6. Fitofisionomias da Mata Atlântica (IBGE, 2017)

Para cada fitofisionomia calculamos a porcentagem de área em que houve aumento e diminuição da conectividade.

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Superfícies de conectividade

A figura 7 ilustra as superfícies geradas pelo cálculo do IIC para os 4 anos (1987, 1997, 2007 e 2017). Os tons mais escuros de verde representam áreas com

maior importância para a conectividade e tons mais próximos de vermelho áreas menos importantes. As figuras 8 a 10 representam a contribuição em porcentagem de cada fração do IIC (*intra*, *flux* e *connector*) para o valor do Índice Integral de Conectividade.

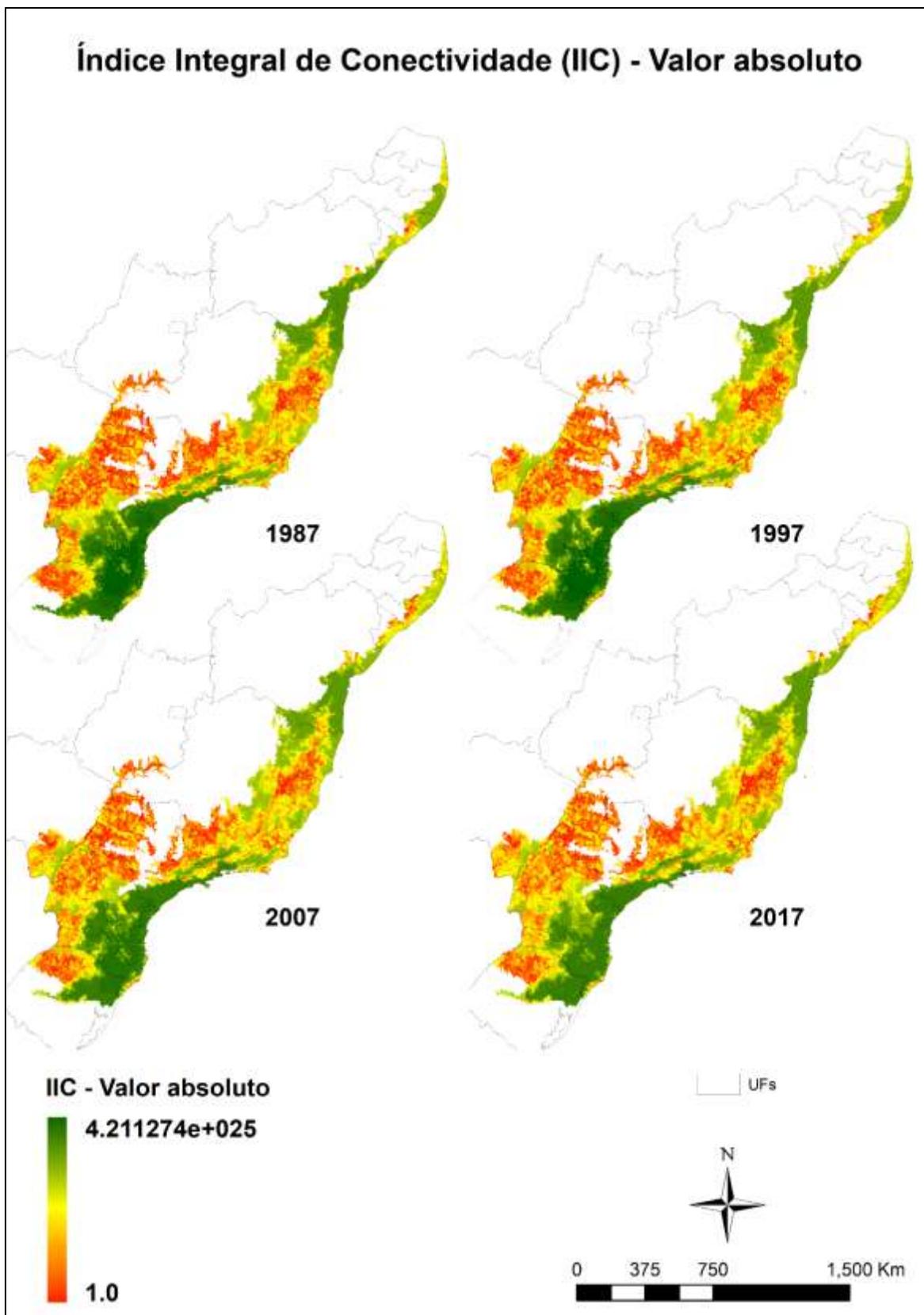


Figura 7. Valor absoluto do Índice Integral de Conectividade (IIC)

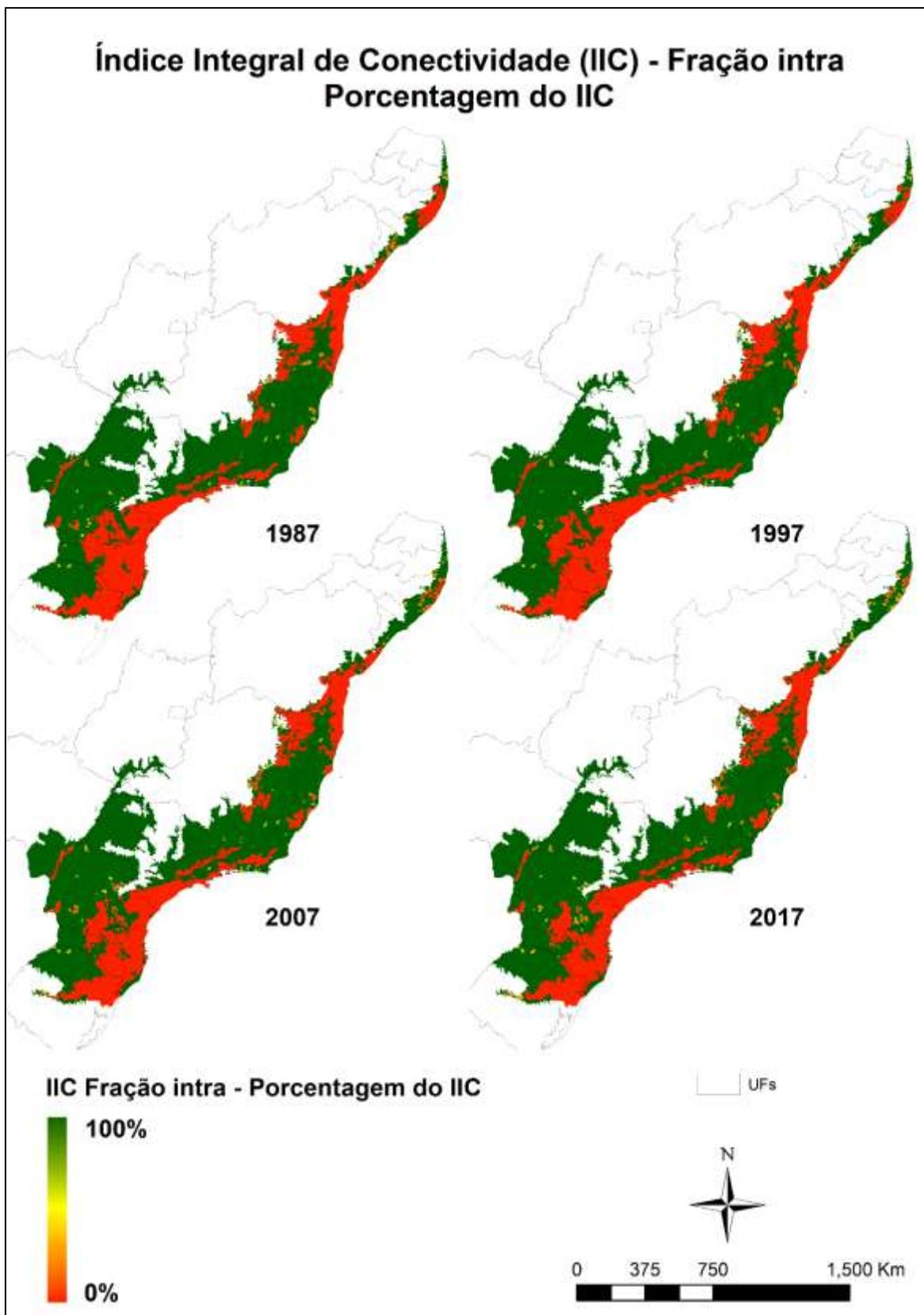


Figura 8. Porcentagem da contribuição da fração *intra* no Índice Integral de Conectividade (IIC)

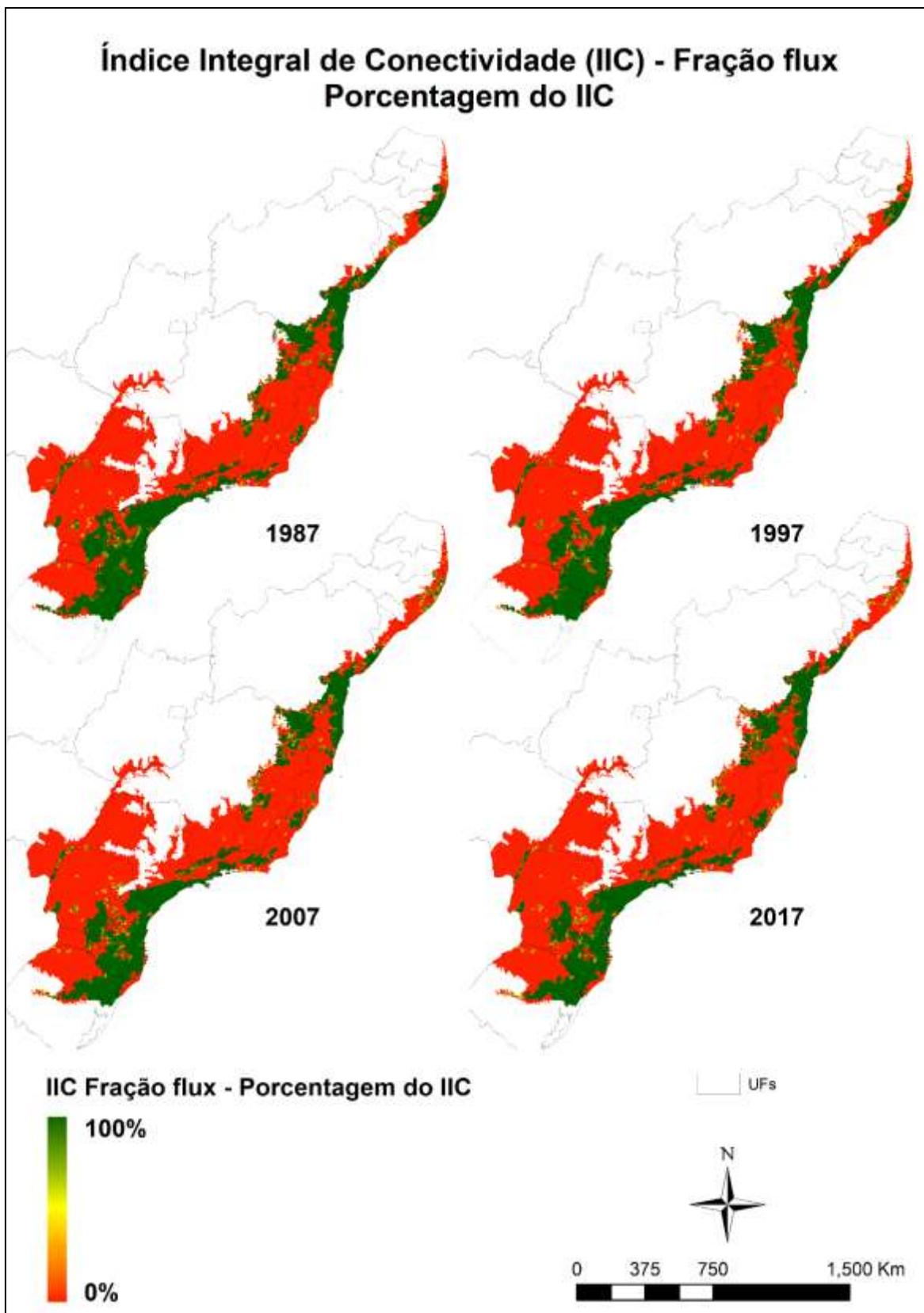


Figura 9. Porcentagem da contribuição da fração *flux* no Índice Integral de Conectividade (IIC)

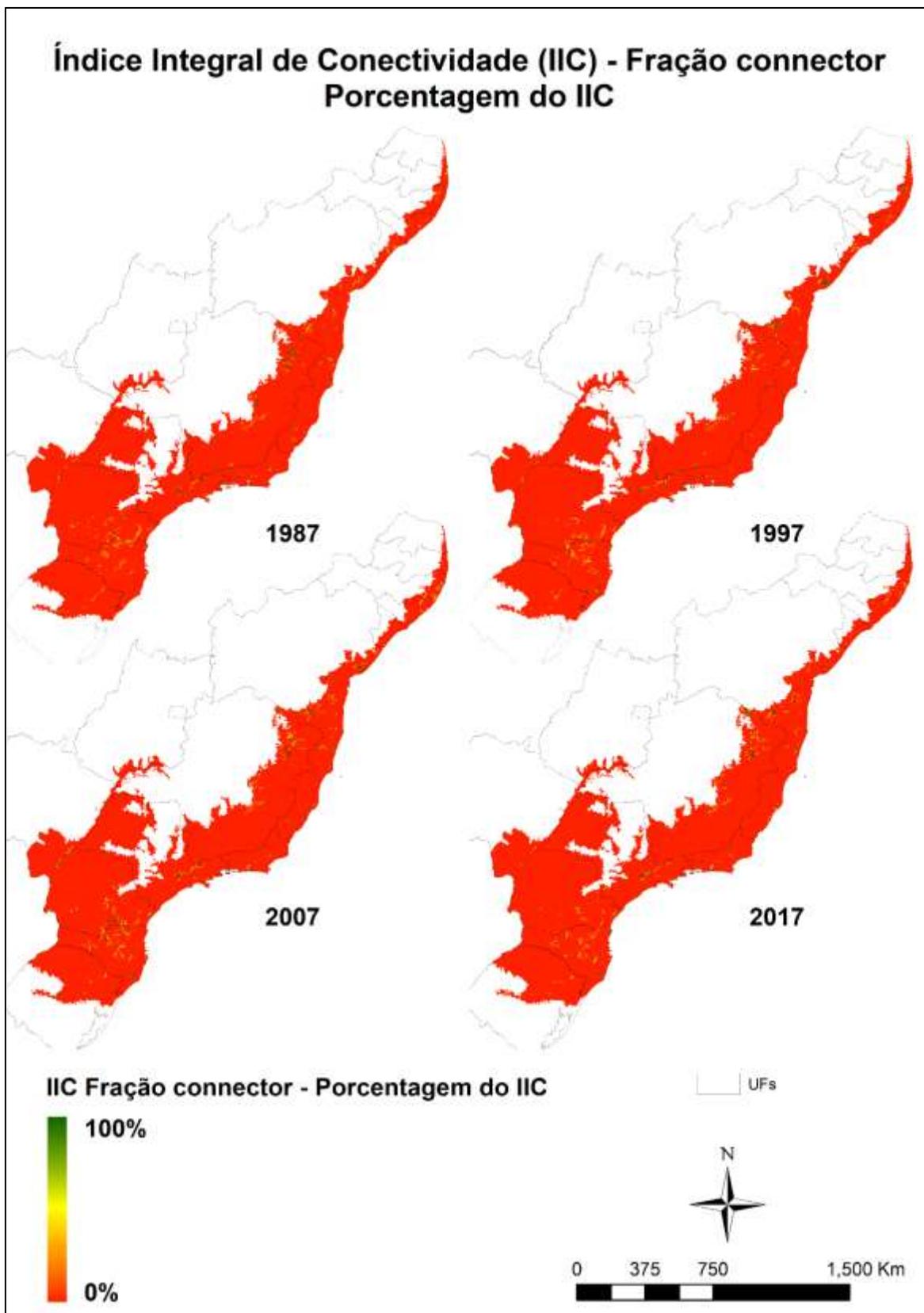


Figura 10. Porcentagem da contribuição da fração *connector* no Índice Integral de Conectividade (IIC)

Da análise dessas superfícies, destacamos os seguintes resultados:

- Existe uma tendência de diminuição da conectividade global do bioma;
- A maior parte do bioma possui valores extremamente baixos das frações *flux* e *connector*, o que indica uma baixa conectividade dos fragmentos e grande importância dos fragmentos de mata contínuos;
- Podemos destacar 3 áreas de maior importância para a conectividade: as Florestas Costeiras da Bahia, as Florestas Costeiras de Pernambuco e os fragmentos que compreendem as Florestas da Serra do Mar e a Mata de Araucária.

## **5.2 Áreas prioritárias para restauração da conectividade**

A figura 11 apresenta as áreas com maiores valores do IIC fora dos fragmentos do ano de 2017:

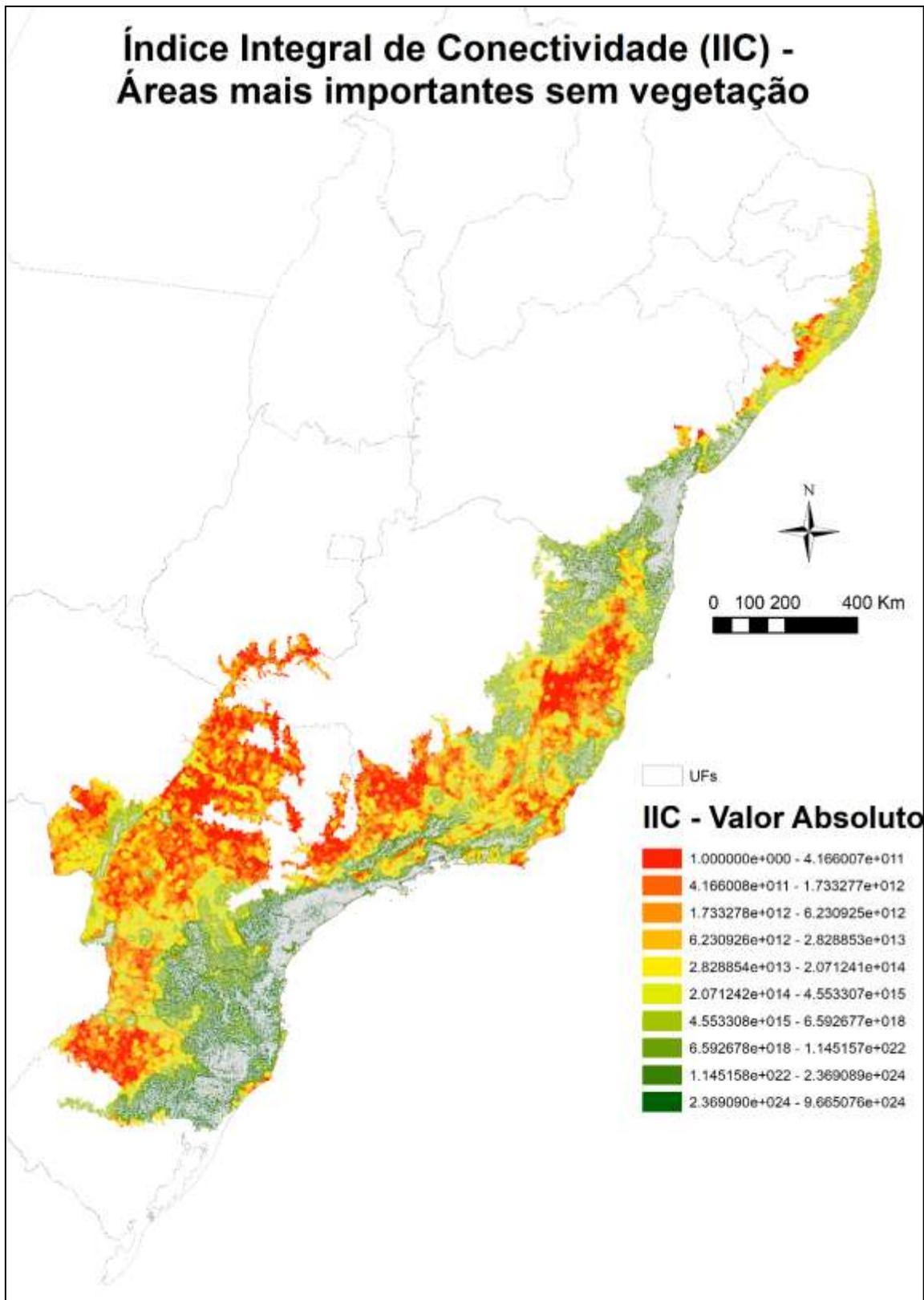


Figura 11. Valor absoluto do IIC fora das áreas vegetadas para o ano de 2017.

Consideramos que áreas com resiliência intermediária que deveriam receber prioridade nas ações de restauração fossem aquelas que além de não estarem no interior de grandes fragmentos tivessem valores de IIC maiores que o sexto quantil dos valores restantes, ou seja, IIC maiores ou iguais a  $4,55e+18$ . Através desse recorte, identificamos 5 regiões com um grande potencial para incremento da conectividade global do bioma (figura 12):

1. Região da Serra do Mar e Floresta de Araucária
2. Região das Florestas Costeiras da Bahia
3. Região das Florestas Costeiras nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro e Florestas de Interior de Minas Gerais
4. Região das Florestas Costeiras de Pernambuco
5. Região das Florestas do Alto Paraná

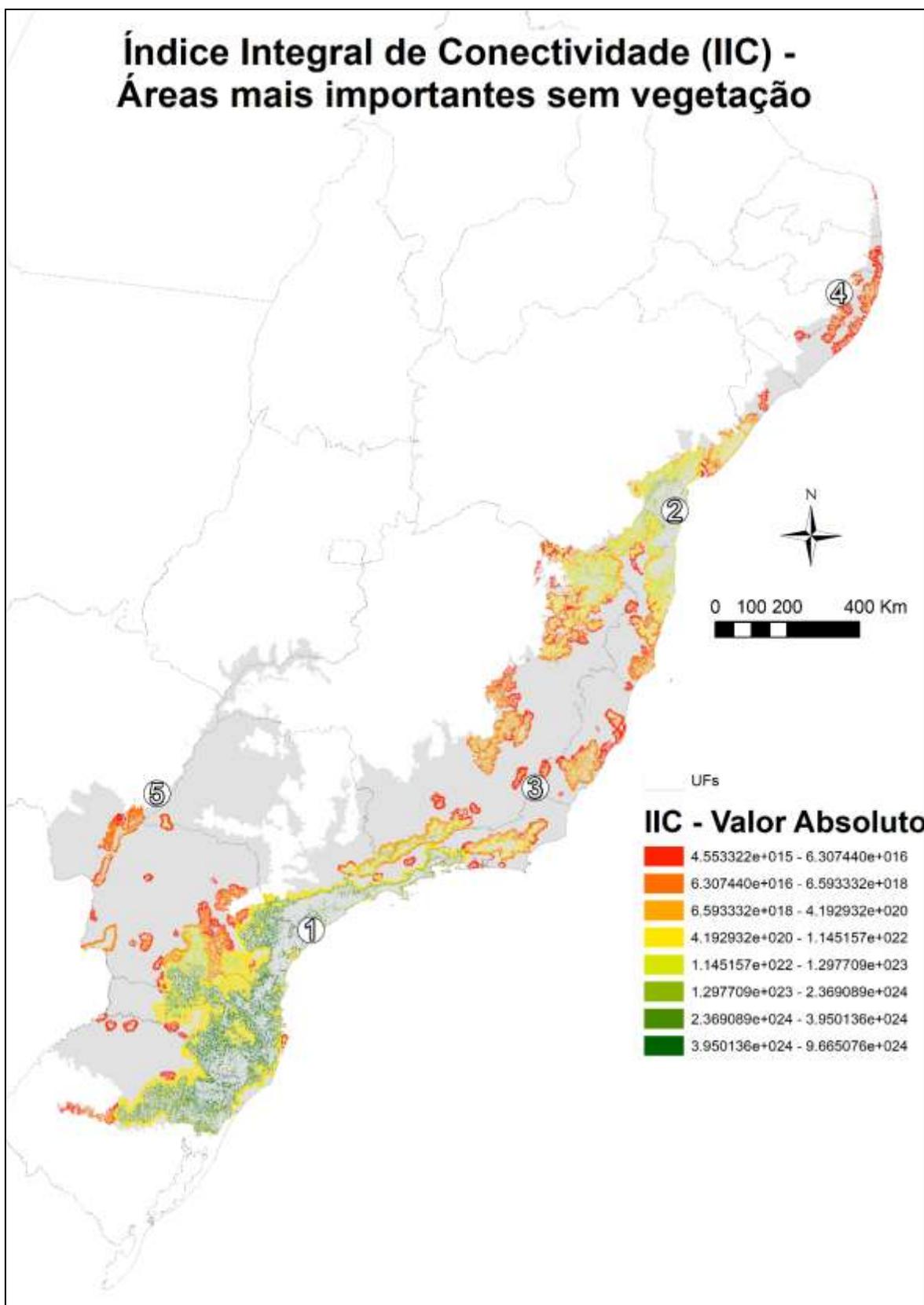


Figura 12. Áreas sem vegetação com maiores valores do IIC no ano de 2017

### 5.3 Análises temporais

Para as análises temporais classificamos separadamente os valores do IIC em conjuntos de valores positivos e negativos e normalizamos dividindo as diferenças pelo valor da maior diferença absoluta entre os anos. Assim, as maiores variações ganham destaque na visualização, porém as cores não refletem simetria entre valores de ganhos e perda de conectividade. A figura 13 representa as variações para as 3 janelas temporais (1987-1997, 2007-1997 e 2017-2007). O gráfico da figura 14 representa a quantidade de áreas com ganhos e perdas de conectividade no bioma.

A figura 15 mostra a variação para o primeiro e último ano da análise normalizado pelo maior valor em cada par, ou seja, destacando áreas que proporcionalmente tiveram maior mudanças.

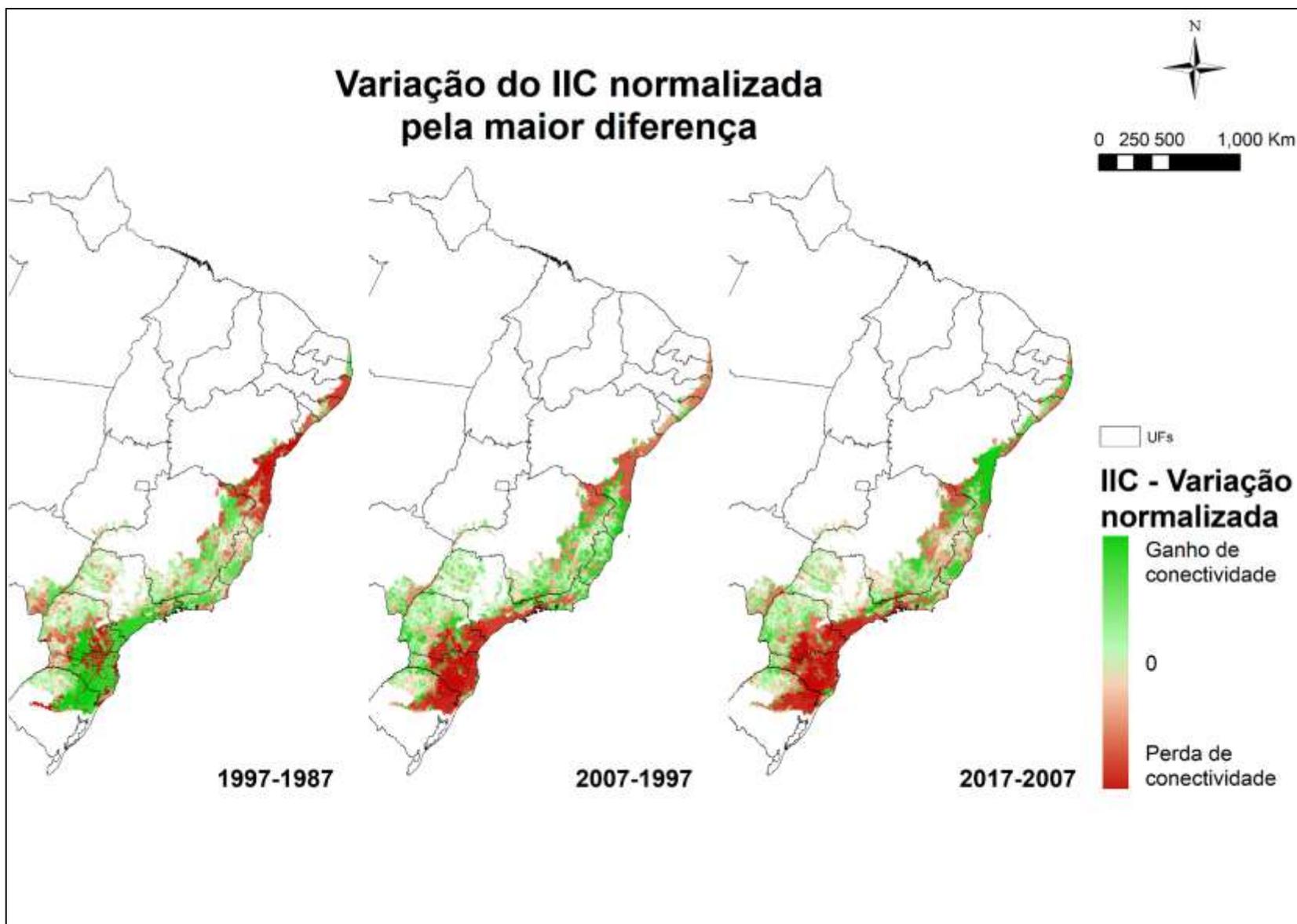
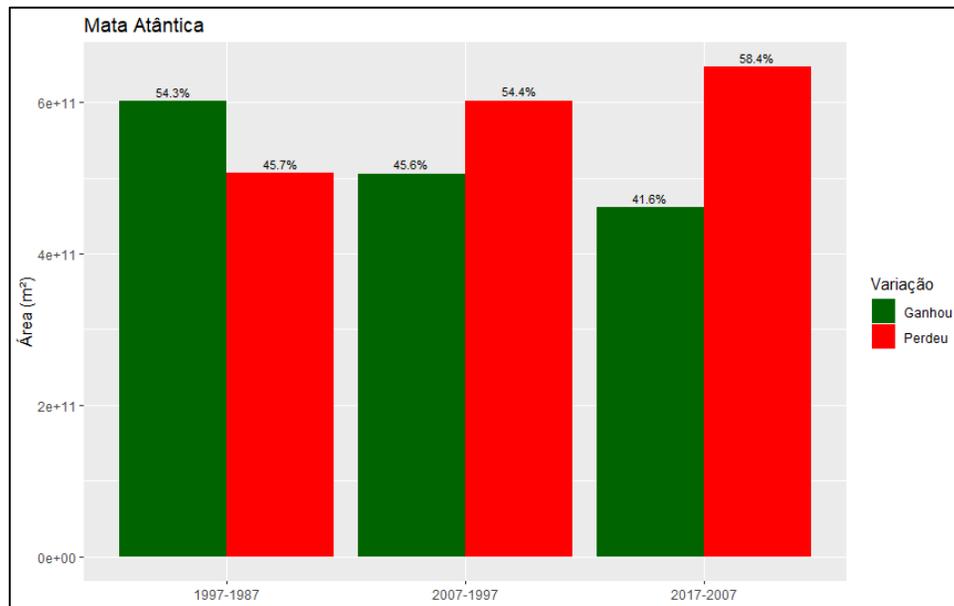


Figura 13. Variação normalizada do Índice Integral de Conectividade



**Figura 14. Quantidade de áreas com perdas e ganhos na Mata Atlântica**

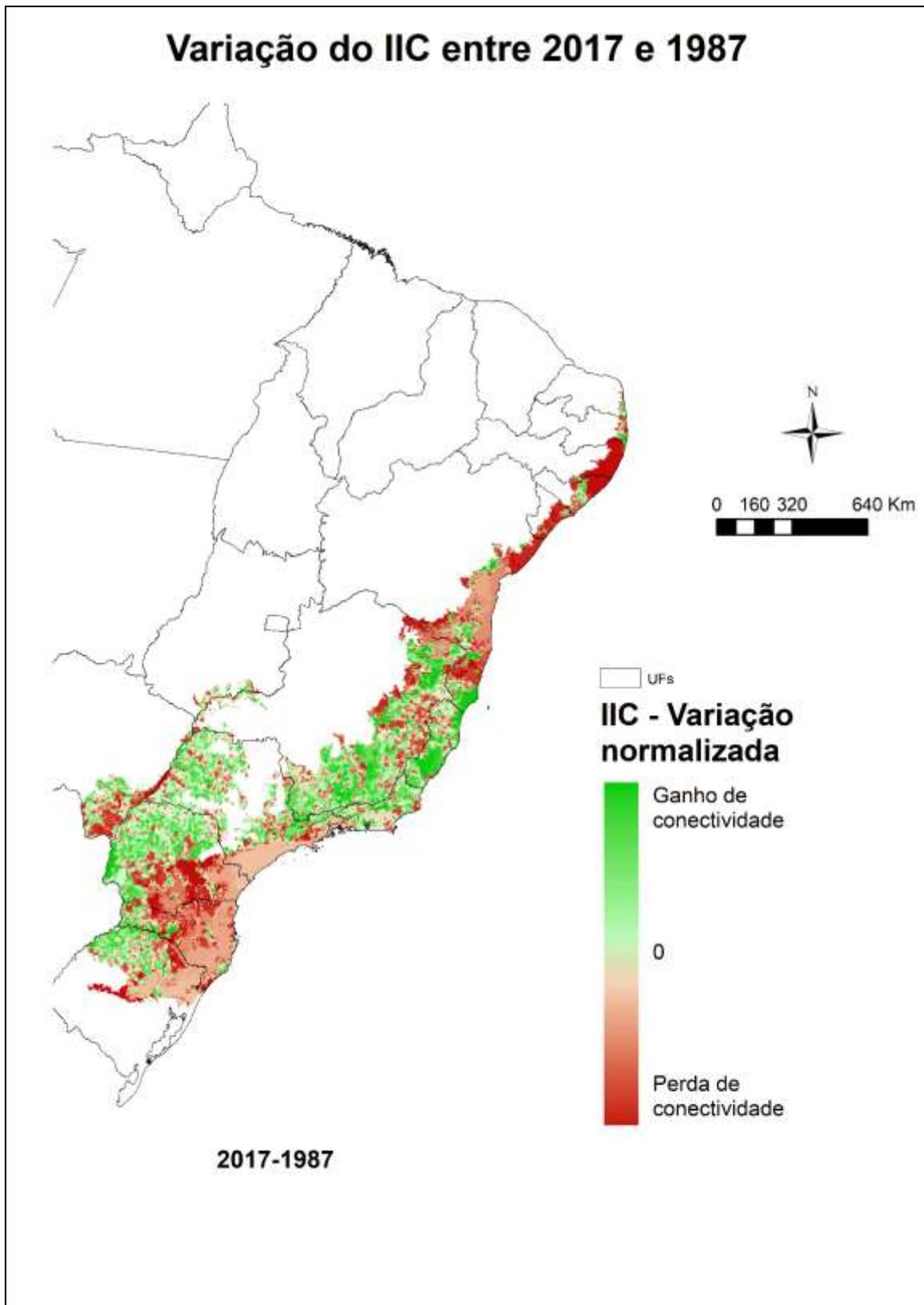


Figura 15. Variação do Índice Integral de Conectividade entre o primeiro e último ano (1987 – 2017)

Da análise temporal da evolução da conectividade, destacamos os seguintes resultados:

- Há uma tendência crescente de aumento de áreas com perda de conectividade em toda extensão do bioma;
- As mudanças mais significativas estão concentradas nos fragmentos das Florestas Costeiras da Bahia, Florestas Costeiras de Pernambuco, Florestas da Serra do Mar e Mata de Araucária;
- Entre 1987 e 2007 houve grande perda de conectividade nos fragmentos das Florestas Costeiras da Bahia e Pernambuco e aumento entre 2007 e 2017;
- Entre 1987 e 1997 houve aumento da conectividade nas Florestas da Serra do Mar e Mata de Araucária. Entre 1997 e 2007 houve perda nessas áreas e a partir de 2007 essa perda avançou para áreas no interior da Mata de Araucária;
- Nas Florestas de interior as maiores perdas de conectividade estão no centro-norte de Minas Gerais e no sul do Mato Grosso do Sul.

#### **5.4 Análises por fitofisionomia**

Os gráficos das figuras 16 a 22 indicam a quantidade de área em que houveram ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais em cada fitofisionomia:

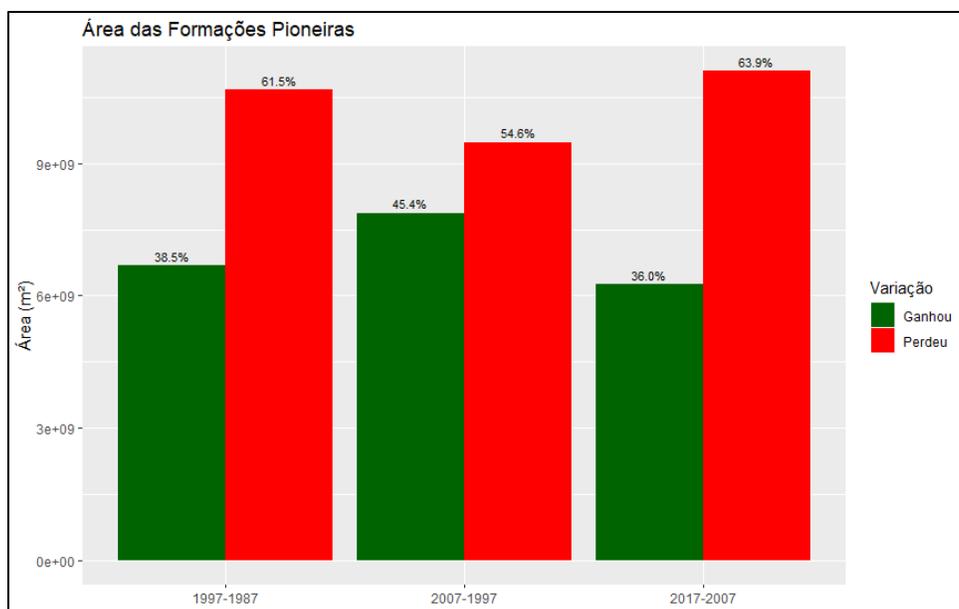


Figura 16. Quantidade de áreas de Formações Pioneiras com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais

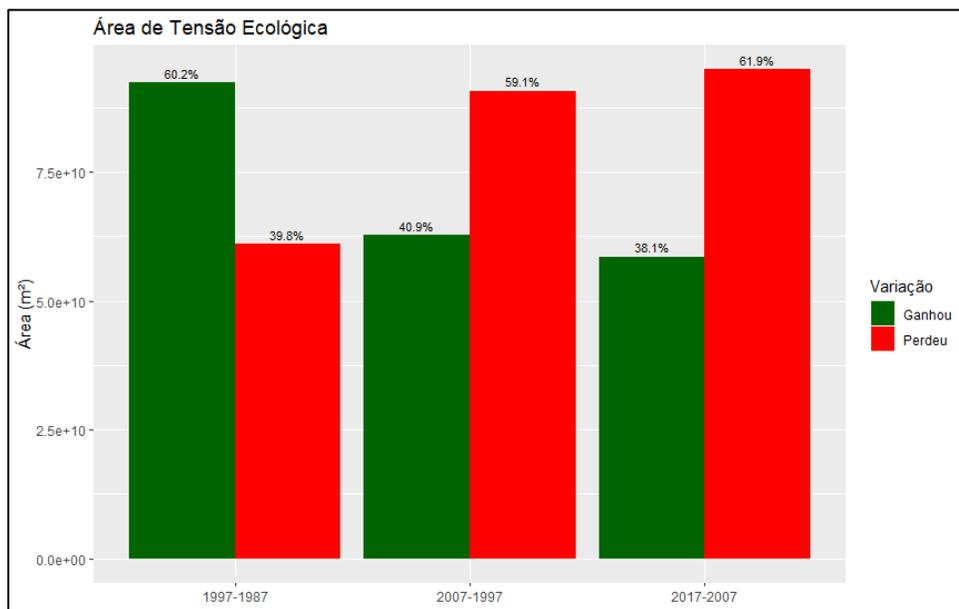


Figura 17. Quantidade de áreas de Tensão Ecológica com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais

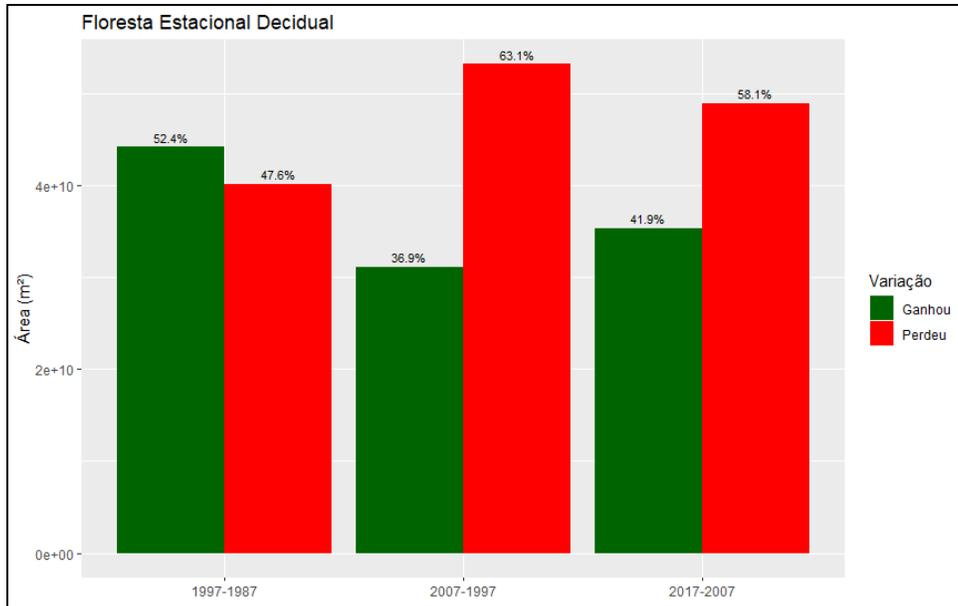


Figura 18. Quantidade de área de Floresta Estacional Decidual com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais

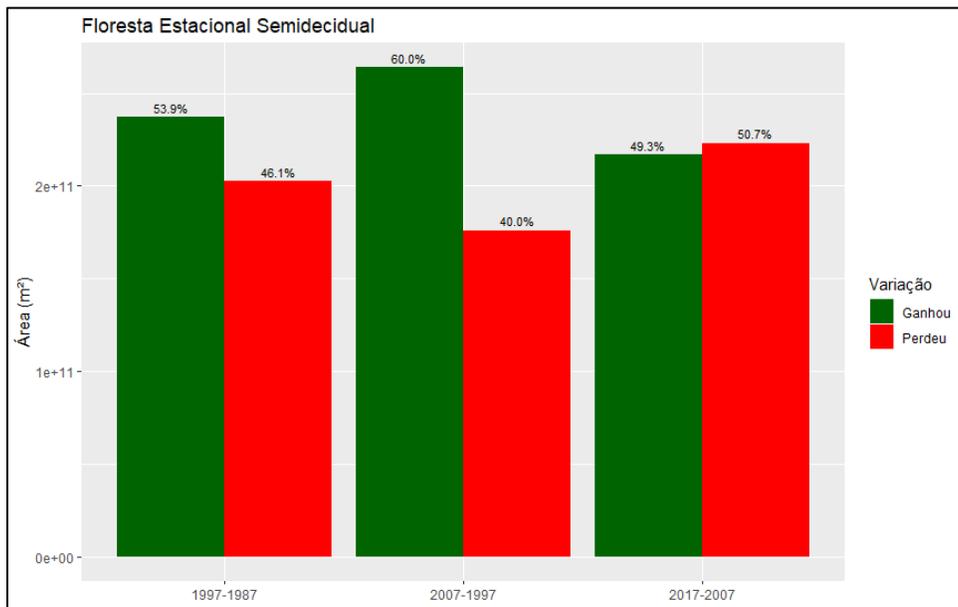


Figura 19. Quantidade de área de Floresta Estacional Semidecidual com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais

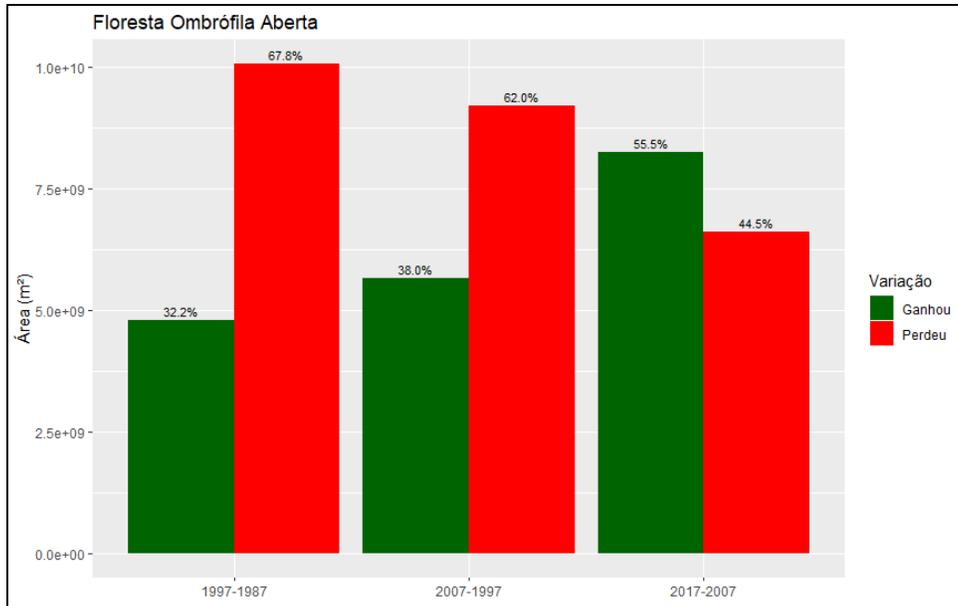


Figura 20. Quantidade de área de Floresta Ombrófila Aberta com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais

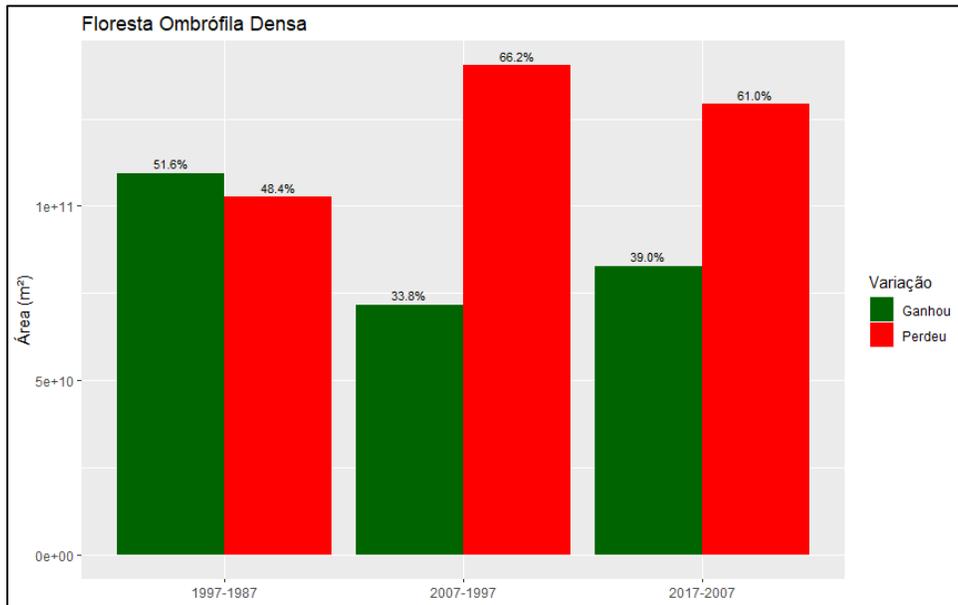
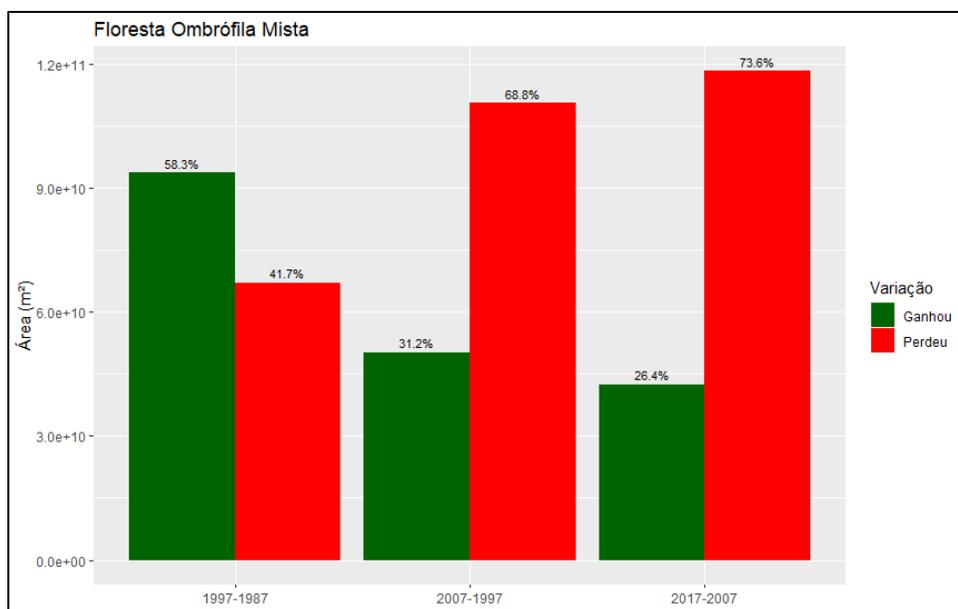


Figura 21. Quantidade de área de Floresta Ombrófila Densa com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais



**Figura 22. Quantidade de área de Floresta Ombrófila Mista com ganhos e perdas de conectividade nas janelas temporais**

A espacialização dessas variações está nas figuras 23 a 29 do Anexo A. Da análise temporal da evolução da conectividade por fitofisionomia, destacamos os seguintes resultados:

- Nas Áreas de Formações Pioneiras e Floresta Estacional Semidecidual há uma tendência de aumento de áreas com ganhos de conectividade até 2007 que decai a partir desse ano;
- Nas Áreas de Tensão Ecológica e Floresta Ombrófila Mista há uma tendência de aumento de áreas com perda de conectividade, seguindo o padrão do bioma;
- Na Floresta Estacional Decidual e na Floresta Ombrófila Densa há uma tendência de diminuição das áreas com ganhos até 2007 e aumento a partir desse ano;
- Na Floresta Ombrófila Aberta há uma tendência de aumento de áreas com ganho de conectividade;

## 6. DISCUSSÃO

## 6.1 Áreas prioritárias para restauração da conectividade

Devido aos recursos escassos é fundamental que as ações de restauração e conservação sejam alocados nas áreas com melhores relações de custo-benefício (MARGULES; PRESSEY, 2000). O planejamento de qualquer ação de conservação deve ter como base de sua estratégia tornar o processo mais eficiente possível dentro de uma área restrita com limitações sociais e econômicas (POSSINGHAM et al., 2000). Para se atingir esse objetivo é necessário identificar áreas mais importantes e que possam trazer maiores benefícios com relação a conservação e priorizá-las (BOTTRILL et al., 2008). Analisando a configuração atual da conectividade da paisagem identificamos 5 áreas que devem ser consideradas como prioridades nas ações de restauração:

1. Região da Serra do Mar e Floresta de Araucária
2. Região das Florestas Costeiras da Bahia
3. Região das Florestas Costeiras nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro e Florestas de Interior de Minas Gerais
4. Região das Florestas Costeiras de Pernambuco
5. Região das Florestas do Alto Paraná

Essas áreas foram escolhidas por não apresentar vegetação e possuírem valores de IIC maiores ou iguais a  $4,55e+18$ . São regiões que se encontram próximas a áreas com níveis elevados de conectividade, o que indica importância na manutenção da biodiversidade (METZGER et al., 2008). Esses critérios foram utilizados por considerarmos que assim destacaríamos áreas com níveis intermediários de conectividade e resiliência, indicando um potencial para ações de restauração mais eficientes (TAMBOSI et al., 2014). Nas áreas onde estão concentrados os maiores fragmentos ações de baixo custo com um nível de proteção adequado que permita a regeneração natural podem ser suficientes para a manutenção do ecossistema (RODRIGUES et al., 2009). Por outro lado, em áreas onde os fragmentos estão extremamente isolados seria necessário um esforço muito grande para se obter relativamente poucos benefícios para a conservação da biodiversidade (HOBBS et al., 2009). Paisagens com níveis intermediários de resiliência ainda concentram um nível

alto de biodiversidade vulnerável a extinções locais (TAMBOSI et al., 2014). Priorizar ações em ambientes com essas características tem o potencial de evitar essas perdas e facilitar a recolonização de áreas regeneradas naturalmente (PARDINI et al., 2010; TAMBOSI et al., 2014).

Entretanto, alguns autores sugerem que paisagens com maiores níveis de fragmentação teriam maiores benefícios com relação a serviços ecossistêmicos providos pela restauração de ambientes degradados (CROSSMAN; BRYAN, 2009). Essas áreas podem ser bastante importantes para a regulação hídrica, redução de processos erosivos, ciclagem de nutrientes e emissão de gases estufa (TAMBOSI et al., 2014).

## **6.2 Análise temporal: fatores econômicos que causaram essas modificações**

Explicar os fatores que causaram as mudanças na paisagem não é uma tarefa simples. A dinâmica de uma realidade complexa envolve diversos fatores que na maioria das vezes não atuam de forma independente e é impossível considerar o efeito delas isoladamente. O que existe é uma “rede de relações” com efeitos diretos e indiretos nos processos de desmatamento (ALVES, 2007). Como já citado, a Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros de ocupação mais antiga. Quase todo o seu domínio passou em maior ou menor grau por diferentes níveis de degradação em algum período da sua história (DEAN, 1996). Procuramos buscar na literatura dos anos recentes os fatores principais que podem ter direcionado a dinâmica da paisagem do Bioma.

Em 1973, o mundo enfrentou a primeira crise do petróleo. Nessa época, o preço do barril do combustível subiu de forma significativa afetando toda economia mundial. Como resposta, o governo brasileiro decretou em 1975 a criação do Programa Nacional do Álcool, o Proálcool, com o objetivo de impulsionar a produção de álcool a partir de cana-de-açúcar como substituto ao petróleo. Isso gerou a expansão dos cultivos de cana-de-açúcar principalmente na região nordeste e nos estados do centro-sul para suprir tanto a demanda dos mercados internos quanto externos

(GOLDEMBERG et al., 2008). Uma análise dos remanescentes da região de Pernambuco entre 1975 a 2005 mostrou que esses cultivos aumentaram os níveis de fragmentação da região, elevando o número de pequenos e médios fragmentos e diminuindo o número de grandes fragmentos (TRINDADE et al., 2008). Nos estados do centro-sul, ocorreu um grande aumento particularmente nos estado de São Paulo e Paraná (DIAS et al., 2016). Em São Paulo, essa expansão ocorreu tanto em regiões tradicionais de produção de cana-de-açúcar no centro do estado, como Ribeirão Preto e Franca, como tem avançado também para oeste do estado, muito devido ao aumento da demanda por etanol após a consolidação dos carros *flex* no Brasil a partir de 2002 (RUDORFF et al., 2010).

A região sul-sudeste também sofreu com o impacto das crescentes demandas energéticas no país. Centenas de represas foram construídas para produção de energia elétrica e também servindo a outros usos como armazenamento de água e controle de inundações. Além da grande perda de hábitat causada pela inundação de enormes áreas, elas impactam no movimento e migrações de espécies tanto aquáticas como terrestres (FAHEY; LANGHAMMER, 2005). Um exemplo é a hidrelétrica de Porto Primavera em 1998, no rio Paraná, que inundou mais de 2.200km<sup>2</sup> de hábitat (MOURÃO; CAMPOS, 1995), causando uma grande perda de espécies e conectividade na região.

A região do sul da Bahia, tradicionalmente uma das grandes produtoras mundiais de cacau, enfrentou uma crise dessa *commoditie* durante a década de 90 que causou fortes impactos ambientais. O modo predominante de produção era o sistema agrossilvopastoril denominado cabruca, no qual o cacau era cultivado na sombra do dossel da floresta. Apesar de manter menores níveis de biodiversidade do que em áreas menos perturbadas (ROLIM; CHIARELLO, 2004), estudos indicam que ela pode manter uma variedade de espécies e favorecer a conexão de fragmentos (CASSANO et al., 2009). Naquele período, os baixos preços no mercado de exportação aliados a chegada do fungo causador da vassoura-de-bruxa (*Crinipellus perniciosus*) fizeram com que muitos fazendeiros abandonassem as plantações de cacau, desmatando grandes áreas para aproveitamento da sua madeireira e conversão em pastagens e cultivos de café (SAATCHI et al., 2001). Aliado a isso, a partir da década de 90, a silvicultura de

eucalipto inicialmente implantada no norte do Espírito Santo, avançou na direção norte com o objetivo de atender as demandas da indústria de papel e celulose (AMORIM; OLIVEIRA, 2007).

No estado de Minas Gerais, entre 1990 e 2010 foi observado uma queda nos cultivos de milho que ocupavam o sul e leste do estado ao passo que houve um avanço da soja na região oeste (DIAS et al., 2016). Na região do quadrilátero ferrífero, entre 1997 e 2007, foram registradas perdas de vegetação, crescimento de cultivos de eucalipto e atividade mineradora (SONTER et al., 2014a). A atividade mineradora na região gerou perdas de conectividade no seu entorno devido a expansão dos cultivos pela demanda por carvão (SONTER et al., 2014b).

A região do Vale do Paraíba apresentou grandes perdas de conectividade pela existência de um uso da terra intenso e diversificado, com cultivos de milho, batata, feijão, mandioca e banana (AGUIAR et al., 2005). Apesar disso, o abandono da região pelos grandes fazendeiros a partir da industrialização na década de 50 provocou que em áreas menos acessíveis ocorresse uma regeneração da floresta (BICUDO DA SILVA et al., 2017). Ao mesmo tempo, ainda existe um crescimento nos cultivos de eucaliptos (SILVA et al., 2016), o que acabou gerando um histórico diverso de perdas e ganhos de conectividade.

A região do Vale do Ribeira é uma região de grande importância para a conectividade dos fragmentos da Serra do Mar (AGUIAR et al., 2005). É a região menos urbanizada e de menor densidade demográfica do estado de São Paulo. As suas altas declividades impediram o desmatamento de muitas de suas áreas sendo que onde ele existe, está mais relacionado a condições socioeconômicas de ocupação humana e proximidade a redes viárias e zonas urbanas (ALVES, 2007).

Como em outras regiões do país, no estado de Santa Catarina ocorreu um grande êxodo rural a partir da década de 70. Isso permitiu que entre 1985 e 1995 fosse observado um aumento nas áreas de vegetação devido a regeneração natural e diminuição da área disponível para a agricultura (BAPTISTA, 2008).

Uma das maiores ameaças para a biodiversidade no Brasil foi a expansão dos cultivos de soja (FEARNSIDE, 2001). Nos anos 90, uma série de reformas econômicas, entre elas os subsídios governamentais, redução de tarifas e taxas de

exportação, estabelecimento do Mercado Comum do Sul, incentivaram um grande aumento da produção de *commodities* no Brasil, gerando graves consequências ao meio ambiente (FEARNSIDE, 2001; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). A valorização do dólar a partir de 1995 fez com que os produtores expandissem a produção de produtos comerciáveis internacionalmente, principalmente a soja (RICHARDS et al., 2012), como foi observado nos estados do Paraná e norte do Rio Grande do Sul a partir de 1985 até 2010 (DIAS et al., 2016).

### **6.3 Análise temporal: tendências**

Na comparação do índice entre os intervalos de tempo, observamos que a perda de conectividade na região nordeste foi mais acentuada a partir de 1987 até 2007 enquanto no sul-sudeste foi maior a partir de 1997. Essa observação tem apoio na intensificação da ocupação nos anos recentes, que ocorreu antes na região nordeste. Isso representa uma grande ameaça para as espécies do sul-sudeste já que a região, particularmente o centro de endemismo de Pernambuco, é considerada a mais devastada da Mata Atlântica (GARBINO et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009; TRINDADE et al., 2008). Essa tendência de ameaça de perda de espécies nas regiões sul-sudeste pode não ter ocorrido ainda devido aos diferentes tempos de latências das espécies (METZGER et al., 2009; UEZU; METZGER, 2016) ou a maior resiliência dos fragmentos, que possuem maior área contígua e maior nível de conectividade.

Analisando a variação nos 40 anos (figura 14), vemos que a conectividade geral da Mata Atlântica segue diminuindo. Apesar das leis de proteção, o desmatamento continua acontecendo. O controle e a fiscalização pelos órgãos públicos é bastante deficitário e a diminuição da degradação na Mata Atlântica requer uma maior participação da sociedade civil, a criação de mercados e formas produtivas mais sustentáveis e o desenvolvimento de mecanismos de incentivos viáveis a preservação (HIROTA, 2005). Como exemplos podem-se citar casos bem-sucedidos de integração econômica e ambiental de agricultura agroflorestal (CULLEN et al., 2001) e instrumentos de pagamentos por serviços ambientais (RANDS et al., 2010).

Com relação as fitofisionomias, cabe destacar que as perdas de conectividade observadas nas regiões sul-sudeste se devem principalmente a perdas na Floresta Ombrófila Mista e nas Áreas de Tensão Ecológica (em sua maior parte regiões de cerrado). Essas fitofisionomias estão bastante ameaçadas apresentando uma tendência crescente de aumento das áreas com perda de conectividade. São áreas que contam com um baixo nível de proteção dos seus fragmentos (SILVA; CASTELETTI, 2005) e devem ser consideradas na expansão de áreas protegidas e restauração da conectividade.

Por outro lado, a Floresta Ombrófila Aberta tem uma tendência de aumento de áreas com incremento de conectividade, o que é importante para a proteção de ecossistemas com grande riqueza de espécies.

Nas Áreas de Formações Pioneiras e Floresta Estacional Semidecidual houve a partir de 2007 um aumento das áreas com perda de conectividade. Nessas regiões com baixos níveis de conectividade devem ser consideradas ações de restauração para a conexão de unidades de conservação já existentes.

Na Floresta Estacional Decidual e na Floresta Ombrófila Densa houve um aumento de áreas com ganhos de conectividade desde 2007. Essa tendência deve ser incentivada principalmente considerando o potencial que as florestas costeiras nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro tem na conexão dos fragmentos da Serra do Mar e da região Nordeste (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). É uma região que abriga muitas espécies de distribuição restrita, mas com intenso uso do solo que criou condições de degradação para predominarem valores intermediários de conectividade (AGUIAR et al., 2005).

#### **6.4 Configuração da conectividade da paisagem da Mata Atlântica**

Destacamos três áreas responsáveis por grande parte da conectividade global da Mata Atlântica: as Florestas Costeiras da Bahia, as Florestas Costeiras de Pernambuco e os fragmentos que compreendem as Florestas da Serra do Mar e a Mata de Araucária. Essas áreas apresentaram elevado valor do IIC por conterem os maiores remanescentes contíguos conectando grandes extensões de vegetação. A

tabela 1 apresenta a importância que essas áreas têm para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica (LOYOLA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; SCARAMUZZA et al., 2011; SILVA; CASTELETI, 2005):

Tabela 1. Distribuição, características e endemismos das regiões mais importantes para a conectividade da Mata Atlântica. Adaptado de SILVA, CASTELETI (2005)

Ecorregião	Distribuição	Características	Endemismo
Pernambuco	Abrange 39.567km <sup>2</sup> , do qual resta apenas 12,1% da cobertura original. Inclui toda a Mata Atlântica costeira ao norte do Rio São Francisco	Considerada a ecorregião mais ameaçada da Mata Atlântica, é também a que tem os menores indicadores sociais e econômicos, o que se traduz na baixa proteção dos remanescentes. Os fragmentos que ainda existem são em sua maioria menores que 10ha imersos em uma matriz de cultivos de cana-de-açúcar.	É uma área de endemismo de plantas, borboletas florestais e aves (Muller, 1973; Tyler et al., 1994; Wege e Long, 1995). As espécies endêmicas ameaçadas incluem o lima-folha-do-nordeste ( <i>Phylidor novaesi</i> ), o cara-pintada ( <i>Phylloscartes ceciliae</i> ), o zidedê-do-nordeste ( <i>Terenura sicki</i> ), a choquinha-de-alagoas ( <i>Myrmotherula snowi</i> ) e o pintor-verdadeiro ( <i>Tangara fastuosa</i> ). O mutum-do-nordeste ( <i>Mitu mitu</i> ), atualmente extinto na natureza, era também conhecido apenas nessa sub-região (Sick, 1997).
Bahia	A sub-região Bahia cobre uma área de 120.954km <sup>2</sup> , que se estende de Sergipe ao Espírito Santo. A cobertura remanescente é de 17,7%.	Originalmente mais de 83% da mesma era coberta por floresta ombrófila densa, com pequenas manchas de floresta sazonal semidecídua, pastagens abertas com vegetação baixa e floresta ombrófila aberta. É considerada uma área-chave para a conservação de vertebrados terrestres.	Existem na região ocorrências de espécies endêmicas de diversos grupos de organismos, incluindo vertebrados terrestres (Muller, 1973), borboletas florestais (Tyler et al., 1994) e plantas (Soderstrom et al., 1988). Possui um elevado número de espécies de aves e mamíferos endêmicas ameaçadas, como o acrobata ( <i>Acrobatornis fonsecai</i> ), o papa-taocada-bahia ( <i>Pyriglena atra</i> ), o entufado-baiano ( <i>Merulaxis stresemanni</i> ), o macuquinho-baiano ( <i>Sscytalopus psychopompus</i> ), o macaco-pregode-peito-amarelo ( <i>Cebus apella xanthosternos</i> ) e o mico-leão-de-cara-dourada ( <i>Leontopithecus chrysomelas</i> ).

<p>Floresta de Araucária</p>	<p>Essa sub-região está localizada principalmente no estado do Paraná, com extensões em Santa Catarina e no Rio Grande do Sul. Possui uma área de aproximadamente 238.591km<sup>2</sup>, dos quais apenas 12,6% estão ainda cobertos por florestas.</p>	<p>A vegetação principal é a floresta ombrófila mista, que cobria mais de 70% da área. Pequenas extensões de campo aberto, algumas com vegetação baixa, são encontradas ao sul. As características biológicas dessa sub-região são também encontradas em enclaves nas altas montanhas da Serra do Mar. Do ponto de vista biogeográfico, essa é uma larga área de transição entre a Mata Atlântica e a biota temperada da América do Sul (Leite &amp; Klein, 1990).</p>	<p>Essa sub-região não possui nenhuma espécie endêmica entre seus grupos animais (aves, mamíferos e borboletas).</p>
<p>Serra do Mar</p>	<p>Essa região montanhosa costeira possui a maior extensão de florestas atlânticas remanescentes. Estende-se do Rio de Janeiro à porção norte do Rio Grande do Sul. Cobre uma área de aproximadamente 111.580km<sup>2</sup>, dos quais apenas 36,5% estão agora cobertos por florestas.</p>	<p>Área de relevo escarpado em grande parte imprópria para o desenvolvimento de atividades produtivas. O gradiente altitudinal da região também é um dos principais fatores geradores de diversidade e endemismos pelas distintas características abióticas e restrição a locomoção de diferentes espécies. A complexidade aumenta devido a extensão latitudinal. A vegetação predominante era, anteriormente, a floresta ombrófila densa, que ocupava mais de 95% da área, e o restante era composto por manguezais e banhados.</p>	<p>A Serra do Mar é a sub-região da Mata Atlântica com a maior concentração de espécies de aves endêmicas ameaçadas (Collar et al., 1997). Exemplos de espécies endêmicas ameaçadas são a saudade-de-asa-cinza (<i>Tijuca condita</i>), o tietê-de-coroa (<i>Calyptura cristata</i>), a maria-catarinense (<i>Hemitriccus kaempferi</i>) e a maria-da-restinga (<i>Phylloscartes kronei</i>), entre outras espécies de aves, e, entre os mamíferos, o mico-leão-de-cara-dourada (<i>Leontopithecus rosalia</i>) e o mico-leão-de-cara-preta (<i>Leontopithecus caissara</i>).</p>

Essas três áreas têm sofrido com a mudança do uso do solo, sobretudo o avanço da agricultura. Como elas somam parte importante da área total de vegetação, as suas perdas têm alto impacto na conectividade global do bioma. A perda de área dos grandes fragmentos é uma grande ameaça para a biodiversidade, sobretudo para espécies com grandes requerimentos de área e especialistas (RÖSCH et al., 2015). Sabe-se que fragmentos maiores tem menor propensão a extinção de espécies já que o tamanho está relacionado a condições de habitat mais estáveis, viabilidade de populações maiores e maiores taxas de imigração (MACARTHUR et al., 1967). Essas áreas são muito importantes para manutenção de espécies se considerarmos que no seu entorno existem muitos fragmentos pequenos e, em um modelo de dinâmica de metapopulação continente-ilha, elas servem como fonte de colonizadores para populações menores (HARRISON; HASTINGS, 1996). A diminuição no tamanho dos remanescentes e aumento da fragmentação está também relacionado a uma menor capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos (DOBSON et al., 2006; MITCHELL et al., 2014; RANDS et al., 2010), o que é bastante relevante considerando a sua localização geográfica próxima a áreas densamente ocupadas.

A parte dessas áreas, no restante do bioma predominam pequenos fragmentos isolados com baixa relevância para a conectividade global, como pode ser visto pela quase nula contribuição das frações *IICflux* e *IICconnector* e majoritariamente uma influência da fração *IICintra* (ver figuras 7, 8 e 9 e 30, 31 e 32 do anexo B). Ainda assim, apesar da menor contribuição para a conectividade global, a conservação da biodiversidade requer a gestão tanto de fragmentos grandes quanto pequenos (RÖSCH et al., 2015). Fragmentos pequenos bem conectados podem conter um elevado número de espécies (MARTENSEN et al., 2008), além de serem importantes para que indivíduos mais generalistas se dispersem na paisagem (BARBOSA et al., 2017; GIUBBINA et al., 2018; UEZU et al., 2008).

## **7. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Analisamos a evolução temporal da conectividade através do Índice Integral de Conectividade entre os anos de 1987 e 2017 no bioma da Mata Atlântica.

Considerado um *hotspot*, o bioma tem enorme importância para a biodiversidade mundial e se encontra altamente ameaçado pela transformação do uso do solo, principalmente pelo avanço da agricultura e pecuária (ARMENTERAS et al., 2017). Seus remanescentes de hábitat se encontram em estado de alta fragmentação, o que pode não refletir imediatamente em perdas de espécies, mas deve causar grandes extinções e perdas de funções ecológicas nos ecossistemas em cenários futuros, após o período de latência e agravamento das mudanças climáticas (LEMES; LOYOLA, 2013; METZGER et al., 2009; UEZU; METZGER, 2016). Nesse estudo utilizamos uma metodologia que se mostrou capaz de refletir os efeitos da fragmentação e perda de hábitat na dinâmica de uma paisagem fragmentada. As características peculiares de ambientes tropicais e ainda a falta de consenso com relação aos efeitos da fragmentação evidenciam a importância de estudos como esse. A cada dia aumentam as pressões sobre os habitats naturais e mais espécies são perdidas. É urgente a aplicação de ações que aloquem de forma eficiente os quase sempre escassos recursos destinados a conservação da biodiversidade. A identificação de áreas mais relevantes com potenciais de trazer os maiores retornos e ganhos ambientais são uma importante ferramenta para a mitigação de impactos e aumento da resiliência dos grandes ecossistemas do planeta.

## 8. REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. P. et al. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Eds.). . **Mata Atlântica : biodiversidade, ameaças e perspectivas**. [s.l.] São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005. p. 472.

ALVES, H. P. DA F. Fatores demográficos e sócio-econômicos associados às mudanças na cobertura da terra no Vale do Ribeira: análise integrada de dados censitários e de sensoriamento remoto através de um sistema de informação geográfica. In: HOGAN, D. J. (Ed.). . **Dinâmica populacional e mudança ambiental: cenários para o desenvolvimento brasileiro**. Campinas: Núcleo de Estudos de

População-Nepo/Unicamp, 2007. p. 240.

AMORIM, R. R.; OLIVEIRA, R. C. Degradação ambiental e novas territorialidades no extremo sul da Bahia. **Caminhos de Geografia**, v. 8, n. 22, p. 18–37, 2007.

ARMENTERAS, D. et al. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). **Global Environmental Change**, v. 46, n. September, p. 139–147, set. 2017.

BANKS-LEITE, C. et al. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 706–714, jun. 2011.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, v. 93, n. 12, p. 2560–2569, dez. 2012.

BAPTISTA, S. R. Metropolitanization and forest recovery in southern Brazil: a multiscale analysis of the Florianópolis city-region, Santa Catarina State, 1970 to 2005. **Ecology and Society**, v. 13, n. 2, p. 5, 2008.

BARBOSA, K. V. DE C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, 2017.

BASCOMPTE, J.; POSSINGHAM, H.; ROUGHGARDEN, J. Patchy Populations in Stochastic Environments: Critical Number of Patches for Persistence. **The American Naturalist**, v. 159, n. 2, p. 128–137, fev. 2002.

BELLARD, C. et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p. 365–377, abr. 2012.

BEST, L. B.; BERGIN, T. M.; FREEMARK, K. E. Influence of Landscape

Composition on Bird Use of Rowcrop Fields. **The Journal of Wildlife Management**, v. 65, n. 3, p. 442, 2007.

BICUDO DA SILVA, R. F. et al. Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, v. 69, n. 1, p. 80–93, 2 jan. 2017.

BIRCH, C. P. D.; OOM, S. P.; BEECHAM, J. A. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. **Ecological Modelling**, v. 206, n. 3–4, p. 347–359, 2007.

BOMMARCO, R. et al. Extinction debt for plants and flower-visiting insects in landscapes with contrasting land use history. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 5, p. 591–599, 2014.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 907–918, 14 ago. 2009.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, dez. 2011.

BOTTRILL, M. C. et al. Is conservation triage just smart decision making? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 12, p. 649–654, 2008.

BROOKS, T.; BALMFORD, A. Atlantic forest extinctions. **Nature**, v. 380, n. 6570, p. 115–115, 14 mar. 1996.

BROOKS, T.; J.TOBIAS; A.BALMFORD. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, v. 2, p. 211–222, 1999.

BROOKS, T. M. et al. Global Biodiversity Conservation Priorities. **Science**, v. 313, p. 58–61, 2006.

BUTCHART, S. H. M. M. et al. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 28 maio 2010.

CALABRESE, J. M.; FAGAN, W. F. A Comparison-Shopper's Guide to Connectivity Metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 10, p. 529, dez. 2004.

CASSANO, C. R. et al. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 577–603, 11 mar. 2009.

COLLINGE, S. K.; FORMAN, R. T. T. A Conceptual Model of Land Conversion Processes: Predictions and Evidence from a Microlandscape Experiment with Grassland Insects. **Oikos**, v. 82, n. 1, p. 66, 2006.

COLOMBO, A.; JOLY, C. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 suppl, p. 697–708, out. 2010.

CROSSMAN, N. D.; BRYAN, B. A. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 654–668, 2009.

CULLEN, L. J. et al. Agroforestry benefit zones: A tool for the conservation and management of Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. **Natural Areas Journal**, v. 21, n. 4, p. 346–356, 2001.

CUNHA, A. A.; GRELE, C. E. V. Landscape species for conservation planning: are muriquis good candidates for the Brazilian Atlantic Forest? **Natureza & Conservação**, 2008.

DE LA CRUZ, M.; MAESTRE, F. T. **Avances en el Análisis Espacial de Datos Ecológicos: Aspectos Metodológicos y Aplicados**. Móstoles: ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre, 2013.

DEAN, W. **With broadex and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. Berkeley: University of California Press, 1996.

DIAMOND, J. M. Biogeographic Kinetics: Estimation of Relaxation Times for Avifaunas of Southwest Pacific Islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 69, n. 11, p. 3199–3203, 1 nov. 1972.

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

DOBSON, A. et al. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology**, v. 87, n. 8, p. 1915–1924, 2006.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological populations affect processes that in complex landscapes. **Nordic Society Oikos**, v. 65, n. 1, p. 169–175, 1992.

ELKIE, P. C.; REMPEL, R. S.; CARR, A. P. **Patch Analyst User's Manual: A Tool for Quantifying Landscape Structure**. Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources, 1999.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006.

FAGAN, W. F.; CALABRESE, J. M. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Eds.). . **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 297–317.

FAHEY, C.; LANGHAMMER, P. F. Impactos das represas na biodiversidade da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Eds.). . **Mata Atlântica : biodiversidade, ameaças e perspectivas**. [s.l.] São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005. p. 472.

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

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, set. 2013.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. 1–23, 2017.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23–38, 10 mar. 2001.

FLETCHER, R. J.; REICHERT, B. E.; HOLMES, K. The negative effects of habitat fragmentation operate at the scale of dispersal. **Ecology**, v. 99, n. 10, p. 2176–2186, 2018.

FOLLADOR, M. et al. Modelling Potential Biophysical Impacts of Climate Change in the Atlantic Forest: Closing the Gap to Identify Vulnerabilities in Brazil. In: LEAL FILHO, W.; ESTEVES DE FREITAS, L. (Eds.). . **Climate Change Adaptation in Latin America**. Climate Change Management. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 33–64.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. [s.l.] São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. p. 472.

GARBINO, G. S. T. et al. Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 1, p. 175–184, 2018.

GIANNINI, T. C. et al. Safeguarding ecosystem services: A methodological framework to buffer the joint effect of habitat configuration and climate change. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–19, 2015.

GIBBS, J. P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, v. 100, p. 15–20, 2001.

GIBSON, L. et al. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. **Science**, v. 341, n. 6153, p. 1508–1510, 2013.

GIUBBINA, M. F.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C. Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. **Austral Ecology**, v. 43, n. 5, p. 527–533, ago. 2018.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, n. 6, p. 2086–2097, 2008.

GREEN, R. E. Farming and the Fate of Wild Nature. **Science**, v. 307, n. 5709, p. 550–555, 28 jan. 2005.

GROVES, C. The Conservation Biologist's Toolbox for Planners: Advances, Challenges, and Opportunities. **Landscape Journal**, v. 27, n. 1, p. 81–96, 2008.

HAAG, T. et al. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). **Molecular Ecology**, v. 19, n. 22, p. 4906–4921, nov. 2010.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, mar. 2015.

HADDAD, N. M. et al. Connecting models, data, and concepts to understand fragmentation's ecosystem-wide effects. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 1–8, jan. 2017a.

HADDAD, N. M. et al. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 48–55, jan. 2017b.

HAGEN-ZANKER, A. A computational framework for generalized moving windows and its application to landscape pattern analysis. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 44, p. 205–216, fev. 2016.

HALLEY, J. M. et al. Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups. **Nature Communications**, v. 7, p. 1–6, 2016.

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.

HANSKI, I. The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss. **Excellence in Ecology**, v. 14, n. 4, p. 355–357, 2005.

HANSKI, I. et al. Species-fragmented area relationship. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 31, p. 12715–12720, 2013.

HANSKI, I.; OVASKAINEN, O.; PAPERS, C. Extinction Debt at Extinction Threshold. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 666–673, jun. 2002.

HARRISON, S.; HASTINGS, A. Genetic and evolutionary consequences of metapopulation structure. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 4, p. 180–183, 1996.

HE, F.; HUBBELL, S. Estimating extinction from species–area relationships: why the numbers do not add up. **Ecology**, v. 94, n. 9, p. 1905–1912, set. 2013.

HENGEVELD, R.; HEYWOOD, V. H. Global Biodiversity Assessment. **Biodiversity Letters**, 1996.

HIROTA, M. M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Eds.). . **Mata Atlântica: biodiversidade**,

**ameaças e perspectivas.** [s.l.] São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. p. 472.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 11, p. 599–605, 2009.

IBGE. Vegetação RADAM. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/informacoes\_ambientais/vegetacao/vetores/escala\_1000\_mil\_radambrasil/Vegetacao\_radambrasil.zip>. Acesso em: 27 ago. 2019.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. What size is a biologically relevant landscape? **Landscape Ecology**, v. 27, n. 7, p. 929–941, 6 ago. 2012.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.

JORDÁN, F. et al. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. **Landscape Ecology**, v. 18, n. 1, p. 83–92, 2003.

KEITT, T. H.; URBAN, D. L.; MILNE, B. T. Detecting critical scales in fragmented landscapes. **Ecology and Society**, v. 1, n. 1, p. 1–16, 1997.

KUUSSAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 10, p. 564–571, 2009.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, 2013.

LOYOLA, R. D. et al. Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 8, p. 2017–2031, 2009.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O.; MACARTHUR, W. The Theory of Island Biogeography. **Princeton University Press Princeton USA Major RE Kendal CE**, 1967.

MAPBIOMAS. **Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/map#coverage>>.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 11 maio 2000.

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

MARTENSEN, A. C. Spatio-Temporal Connectivity in Dynamic Tropical Fragmented Landscapes. p. 126, 2017.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.

MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.-J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, out. 2017.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. **Analysis**, 2002.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. The gradient concept of landscape structure. **Issues and Perspectives in Landscape Ecology**, p. 112–119, 2005.

METZGER, J. P. et al. Uso de índices de paisagem para a definição de ações de

conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo. In: RODRIGUES, R. R. et al. (Eds.). . **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, 2008. p. 120–127.

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

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

MINOR, E. S.; URBAN, D. L. Graph Theory As a Proxy for Spatially Explicit Population Models in Conservation Planning. **Ecological Applications**, v. 17, n. 6, p. 1771–1782, 2007.

MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 4, p. 909–918, 2014.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. v. 13p. 3–22.

MORANTE-FILHO, J. C. et al. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, p. e0128923, 17 jun. 2015.

MOURÃO, G.; CAMPOS, Z. Survey of broad-snouted caiman *Caiman latirostris*, marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochaeris hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brazil. **Biological Conservation**, v. 73, n. 1, p. 27–31, 1995.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403,

n. 6772, p. 853- 858., 2000.

NEWMARK, W. D. et al. Targeted habitat restoration can reduce extinction rates in fragmented forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 36, p. 9635–9640, 2017.

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

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, v. 421, n. 6918, p. 37–42, 2003.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, out. 2006.

PEREIRA, H. M. et al. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. **Science**, v. 330, n. 6010, p. 1496–1501, 2010.

PERRY, A. L. et al. Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. **Science**, v. 308, n. 5730, p. 1912–1915, 2005.

PIMM, S. L. et al. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, v. 344, n. 6187, 2014.

PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica brasileira : Os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot. In: **Essências em Biologia da Conservação**. [s.l: s.n.].

POSSINGHAM, H.; BALL, I.; ANDELMAN, S. Mathematical Methods for Identifying Representative Reserve Networks. In: **Quantitative Methods for Conservation Biology**. New York: Springer-Verlag, 2000. p. 291–306.

PULLIAM, H. R.; DUNNING, J. B.; LIU, J. Population Dynamics in Complex Landscapes: A Case Study. **Ecological Applications**, v. 2, n. 2, p. 165–177, maio

1992.

RANDS, M. R. W. et al. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1298–1303, 10 set. 2010.

RAPPAPORT, D. I.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. A landscape triage approach: Combining spatial and temporal dynamics to prioritize restoration and conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 590–601, 2015.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

RICHARDS, P. D. et al. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 454–462, 2012.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROLIM, S. G.; CHIARELLO, A. G. Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 14, p. 2679–2694, 2004.

RÖSCH, V. et al. Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. **Oecologia**, v. 179, n. 1, p. 209–222, 2015.

RUDORFF, B. F. T. et al. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057–1076, 2010.

RYBICKI, J.; HANSKI, I. Species-area relationships and extinctions caused by

habitat loss and fragmentation. **Ecology Letters**, v. 16, n. SUPPL.1, p. 27–38, 2013.

SAATCHI, S. et al. Examining Fragmentation and Loss of Primary Forest in the Southern Bahian Atlantic Forest of Brazil with Radar Imagery. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 867–875, 3 ago. 2001.

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M.-J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, fev. 2014.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. **CONEFOR SENSINODE 2 . 2: Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices** Universidad de Lleida, España, 2007a.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. 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**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 12 nov. 2007b.

SCARAMUZZA, C. A. DE M. et al. **Visão da Biodiversidade da Ecorregião Serra do Mar: domínio biogeográfico Mata Atlântica**. Brasília: [s.n.].

SILVA, J. M. C. DA; CASTELETI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Eds.). . **Mata Atlântica : biodiversidade, ameaças e perspectivas**. [s.l.] São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005. p. 472.

SILVA, R. F. B. D.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133–144, 2016.

SODHI, N. S. et al. Deforestation and Avian Extinction on Tropical Landbridge Islands. **Conservation Biology**, v. 24, n. 5, p. 1290–1298, 24 mar. 2010.

SOGA, M. et al. Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 5, p. 1378–1386, out. 2014.

SONTER, L. J. et al. Processes of land use change in mining regions. **Journal of Cleaner Production**, v. 84, n. 1, p. 494–501, 2014a.

SONTER, L. J. et al. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle. **Global Environmental Change**, v. 26, n. 1, p. 63–72, 2014b.

STEFFAN-DEWENTER, I. et al. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**, 2002.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, 2007.

TAMBOSI, L. R. et al. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. In: CUNHA, A. .; GUEDES, F. B. (Eds.). . **Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2013. p. 33–61.

TAMBOSI, L. R. et al. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, mar. 2014.

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

THEOBALD, D. M.; CROOKS, K. R.; NORMAN, J. B. Assessing effects of land use on landscape connectivity: Loss and fragmentation of western U.S. forests.

**Ecological Applications**, v. 21, n. 7, p. 2445–2458, 2011.

THOMPSON, P. L.; RAYFIELD, B.; GONZALEZ, A. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 98–108, 2017.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, jul. 2000.

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic rainforest in the northern coastal region of Pernambuco, Brazil: recent changes and implications for conservation. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, p. 5–13, 2008.

TSIANOU, M. A. et al. Identifying the criteria underlying the political decision for the prioritization of the Greek Natura 2000 conservation network. **Biological Conservation**, v. 166, p. 103–110, out. 2013.

TURNER, I. M. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. **The Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200, abr. 1996.

UEZU, A. et al. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. **PLOS ONE**, v. 11, n. 1, p. e0147909, 28 jan. 2016.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, 2005.

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

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, 2014.

WHITMORE, T. C.; SAYER, J. A. **Tropical Deforestation and Species Extinction**. London: Chapman & Hall, 1992.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. **The American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 879–887, 1985.

WITH, K. A.; GARDNER, R. H.; TURNER, M. G. Landscape Connectivity and Population Distributions in Heterogeneous Environments. **Oikos**, v. 78, n. 1, p. 151, 1997.

YU, L.; LU, J. Does landscape fragmentation influence sex ratio of dioecious plants? a case study of pistacia Chinensis in the Thousand-Island lake region of China. **PLoS ONE**, v. 6, n. 8, 2011.

## **ANEXO A – Variação do Índice Integral de Conectividade por fitofisionomia**

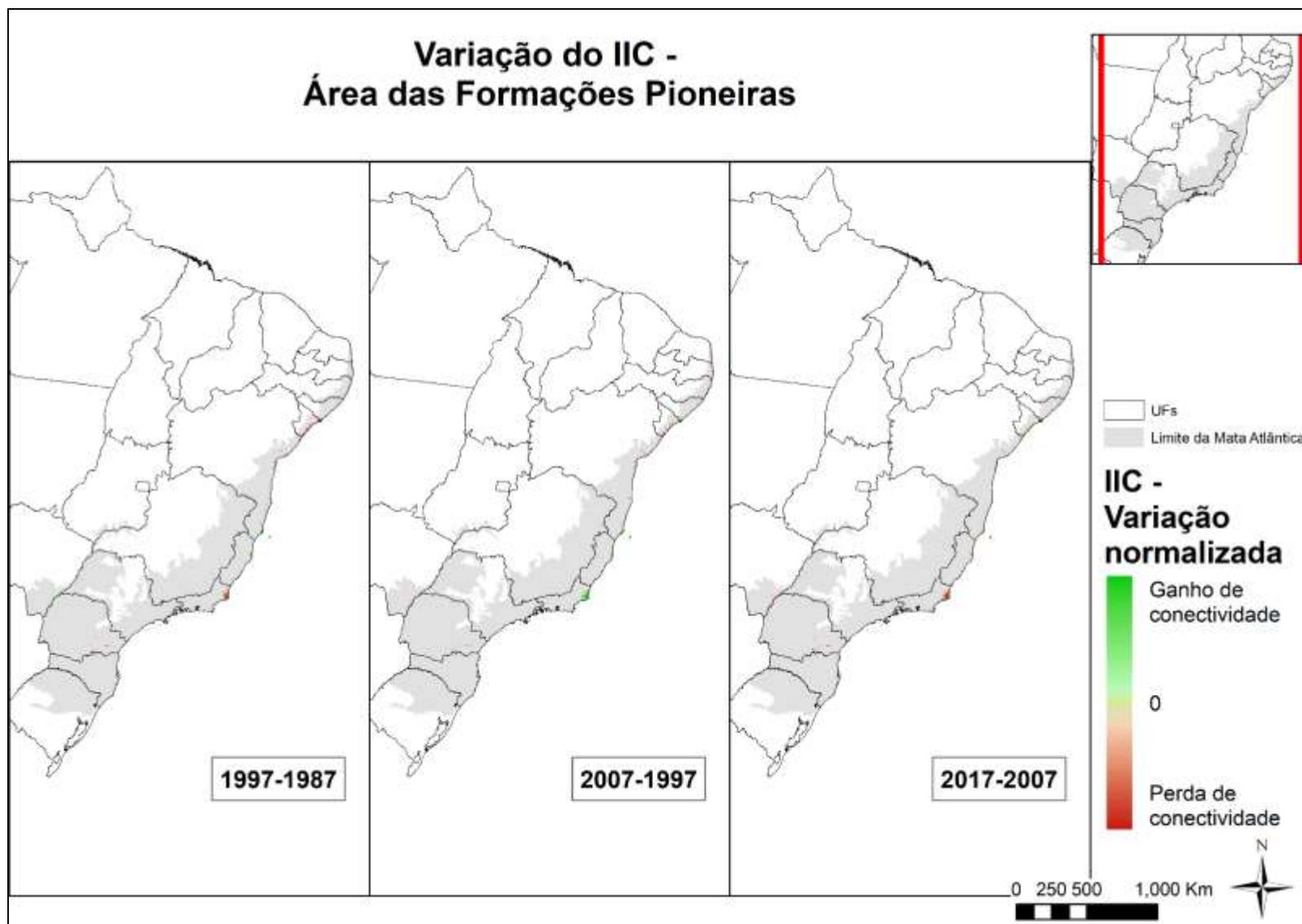


Figura 23. Variação do IIC em áreas de Formações Pioneiras

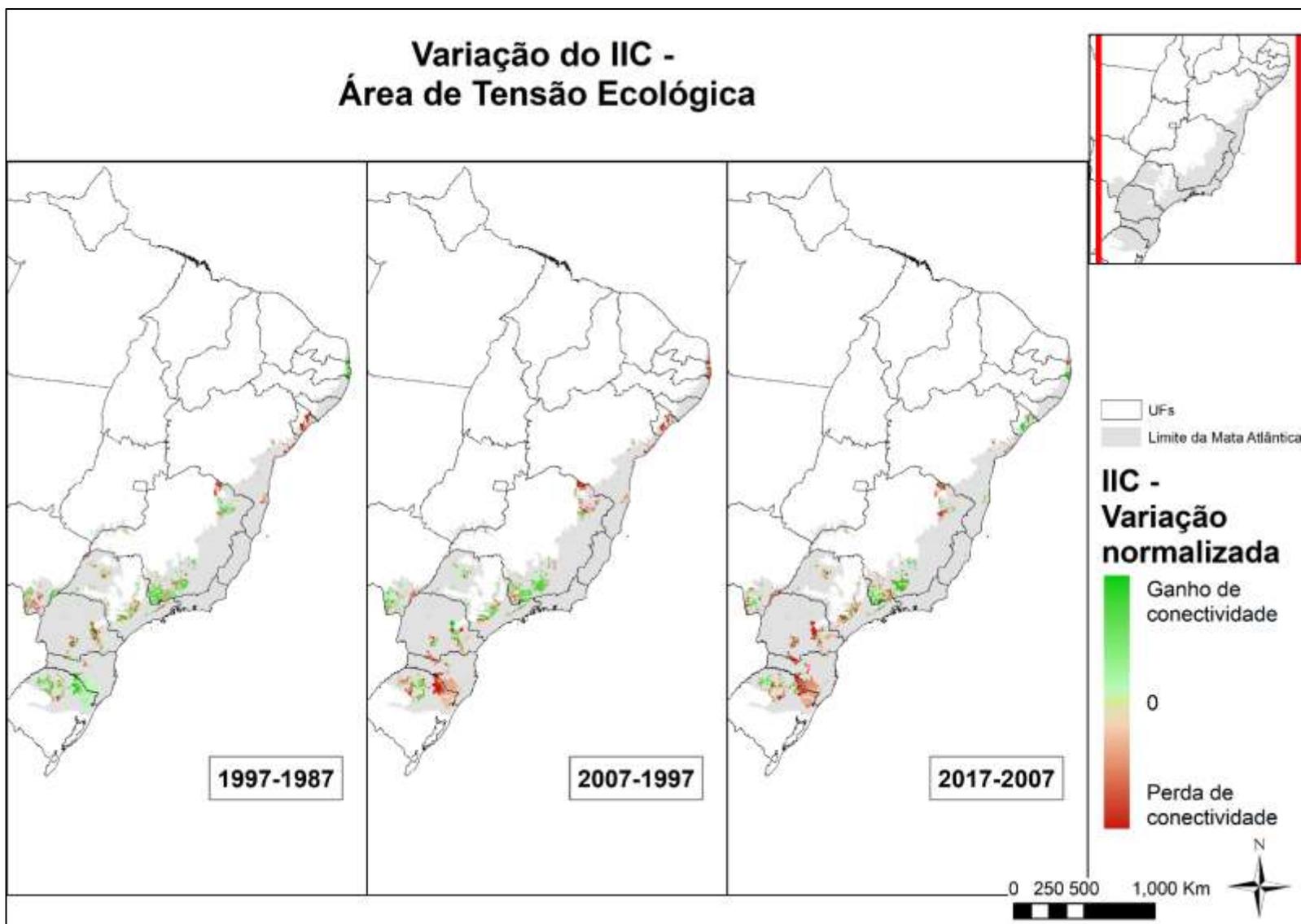


Figura 24. Variação do IIC em áreas de Tensão Ecológica

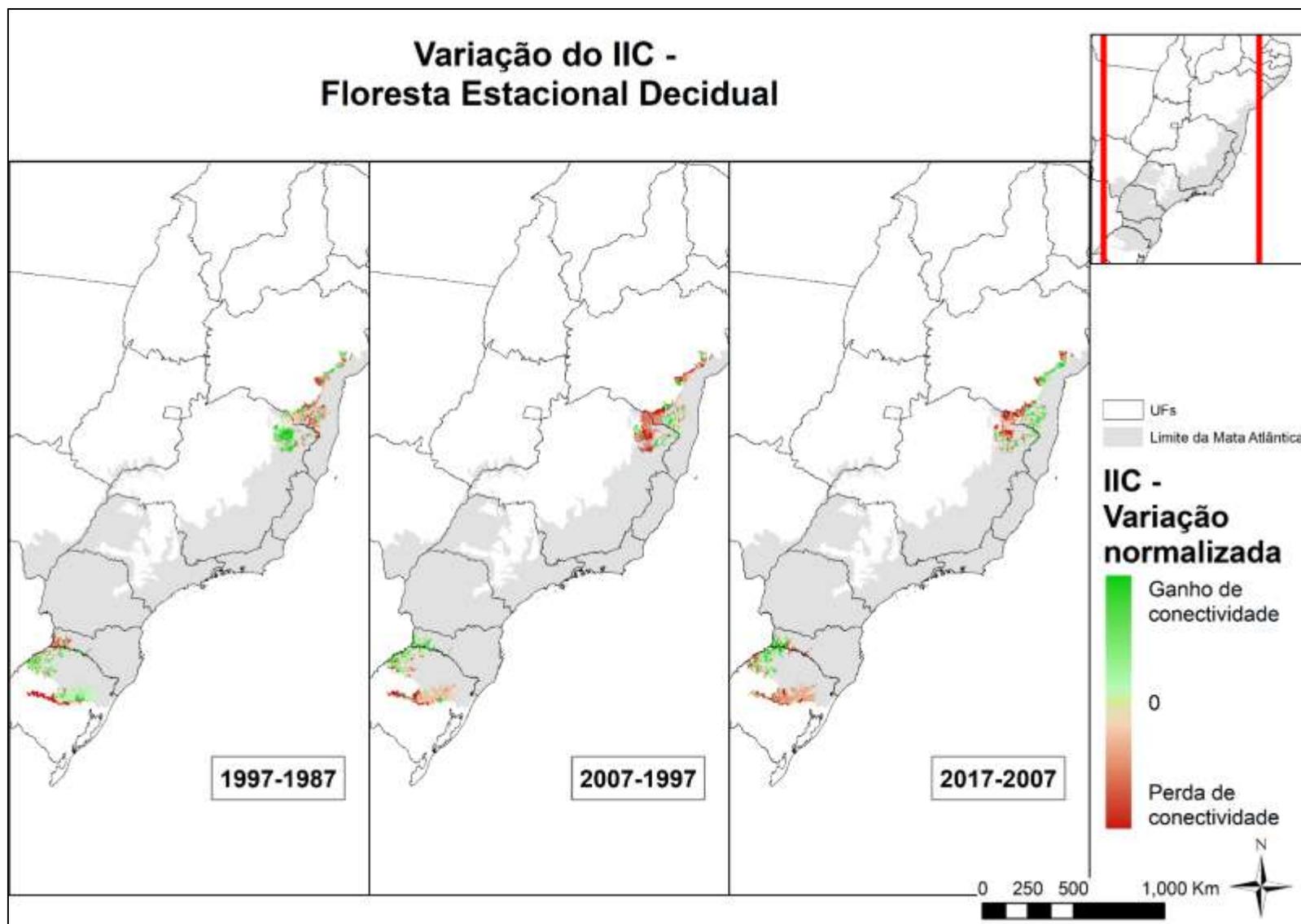


Figura 25. Variação do IIC em áreas de Floresta Estacional Decidual

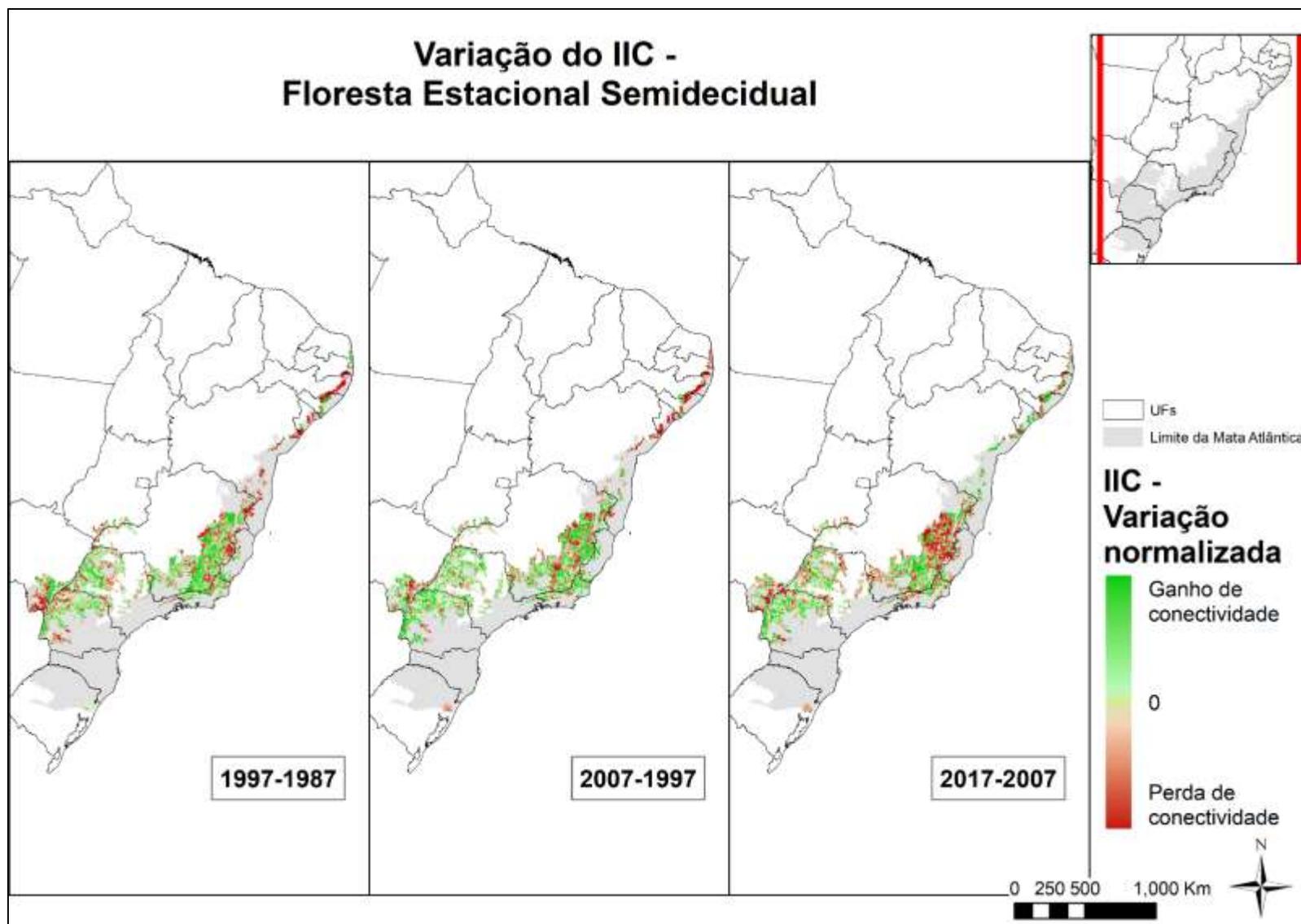


Figura 26. Variação do IIC em áreas de Floresta Estacional Semidecidual

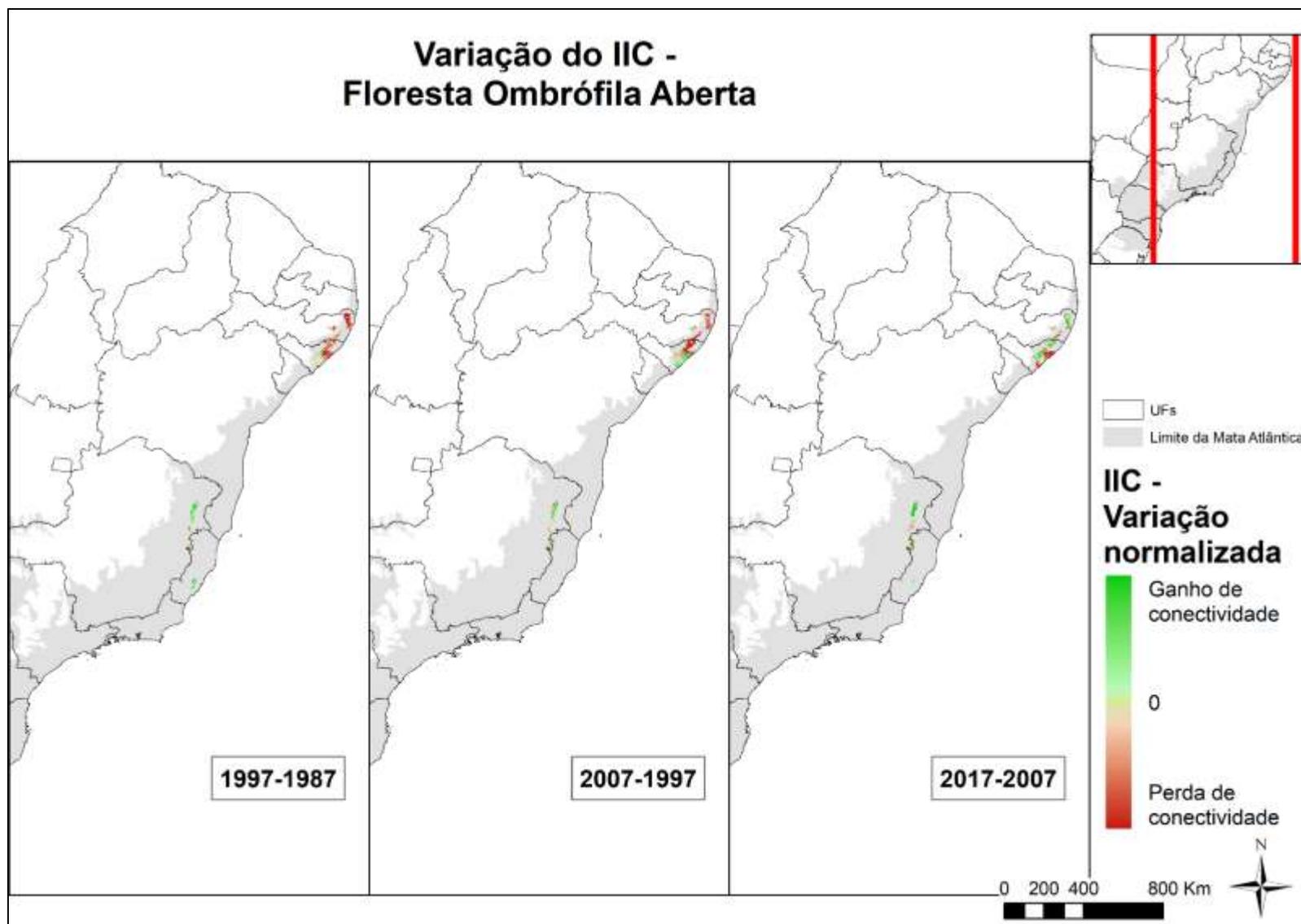


Figura 27. Variação do IIC em áreas de Floresta Ombrófila Aberta

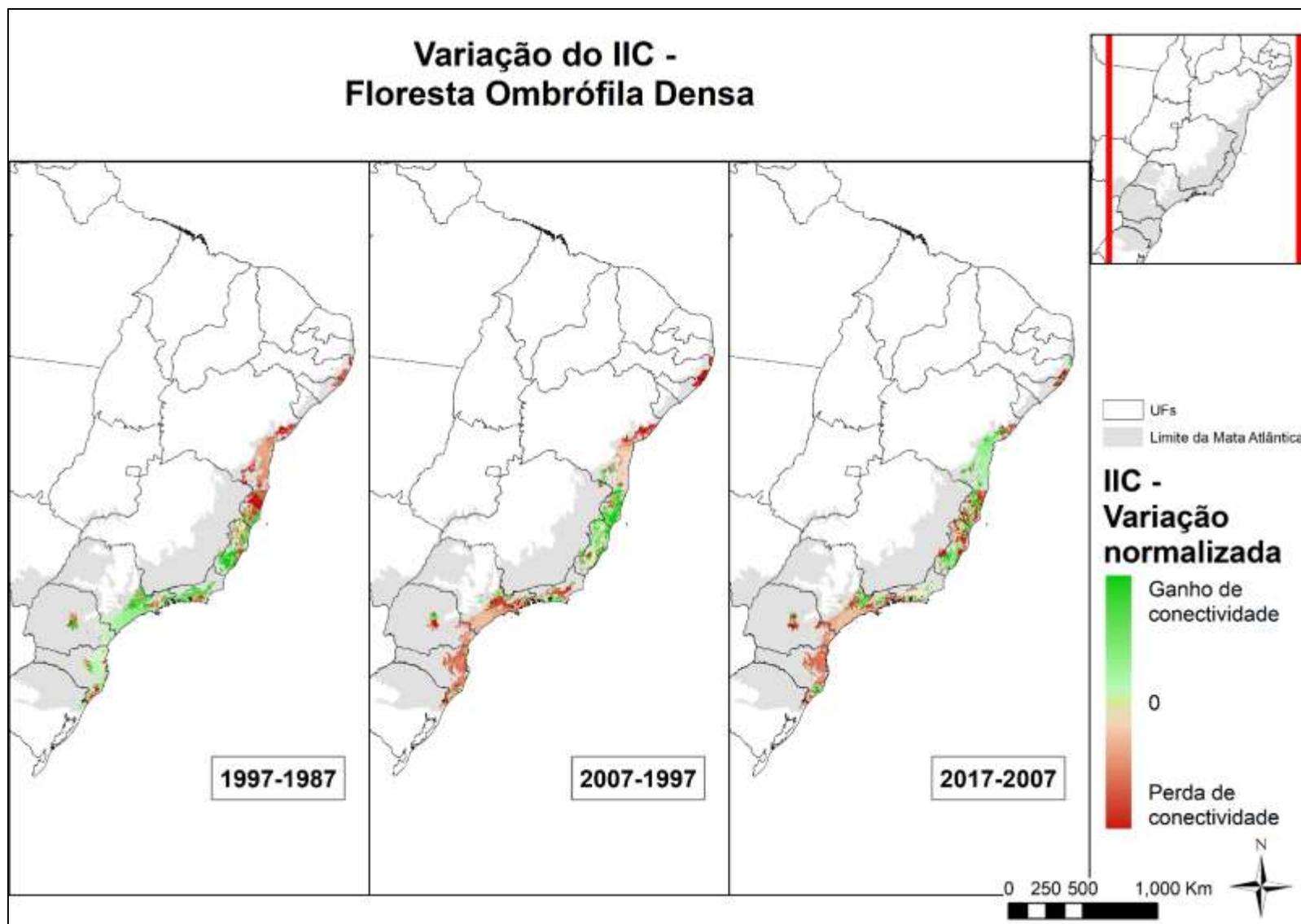


Figura 28. Variação do IIC em áreas de Floresta Ombrófila Densa

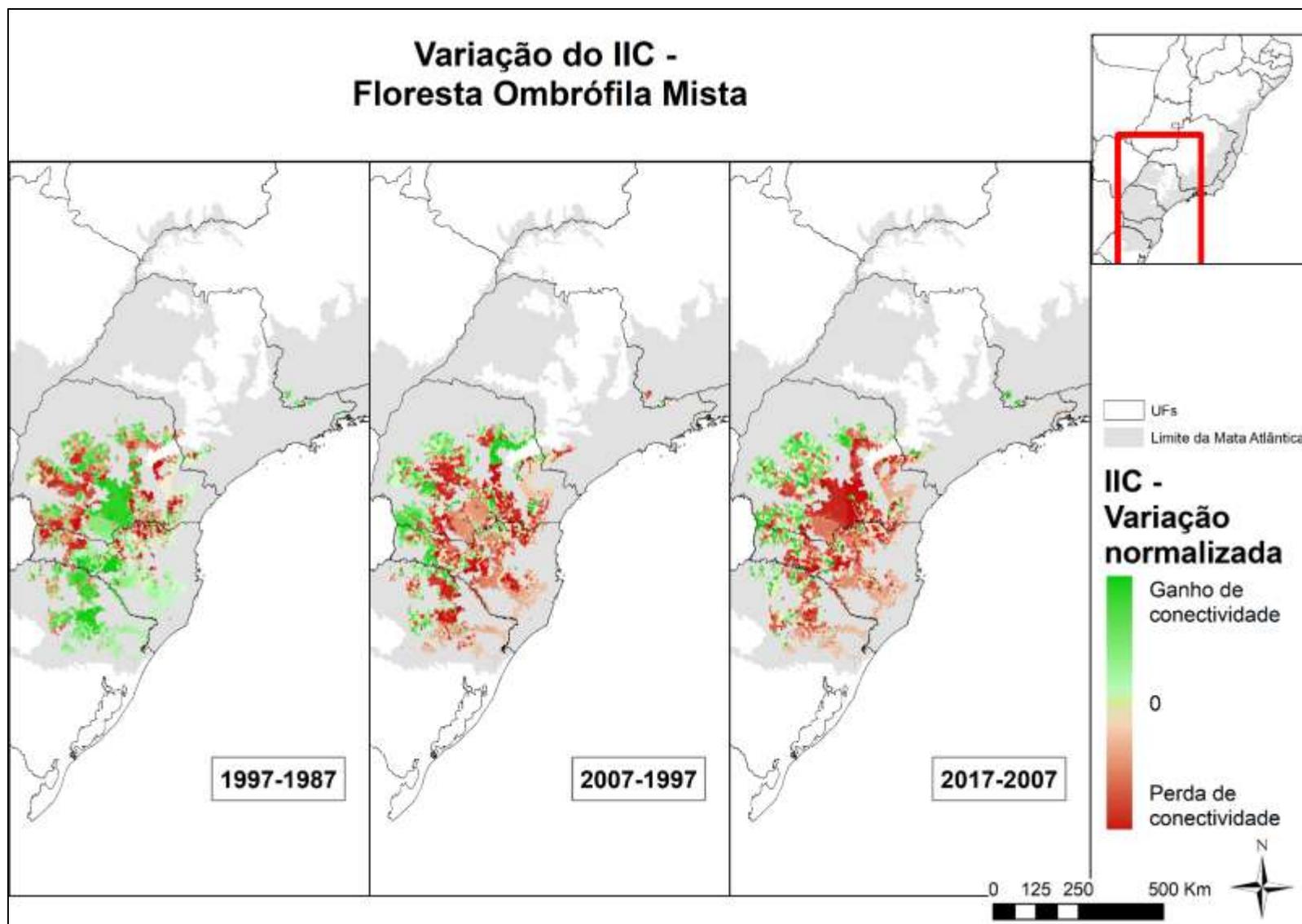


Figura 29. Variação do IIC em áreas de Floresta Ombrófila Mista

## **ANEXO B – Frações da variação do Índice Integral de Conectividade**

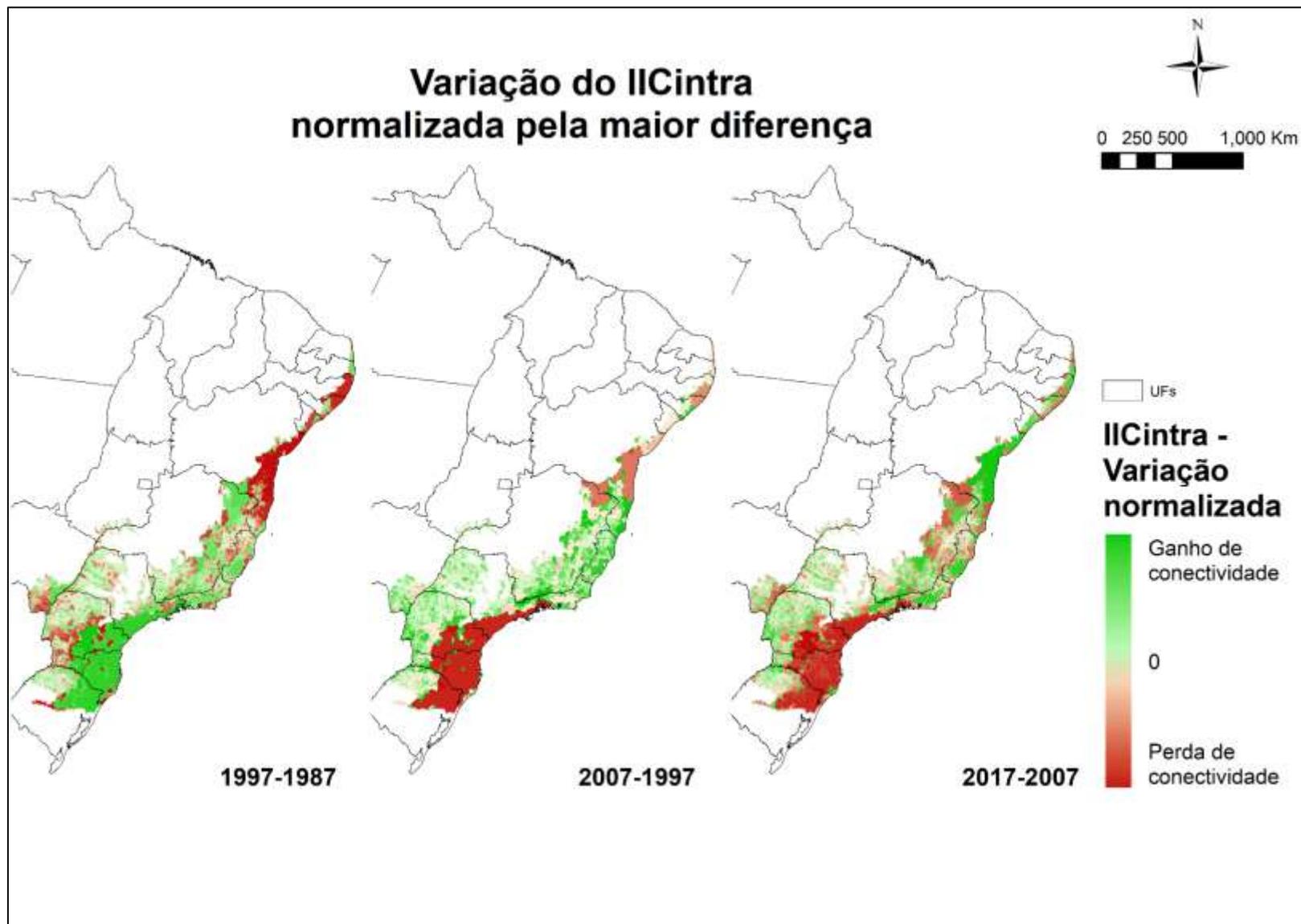


Figura 30. Variação normalizada da fração *intra* do Índice Integral de Conectividade

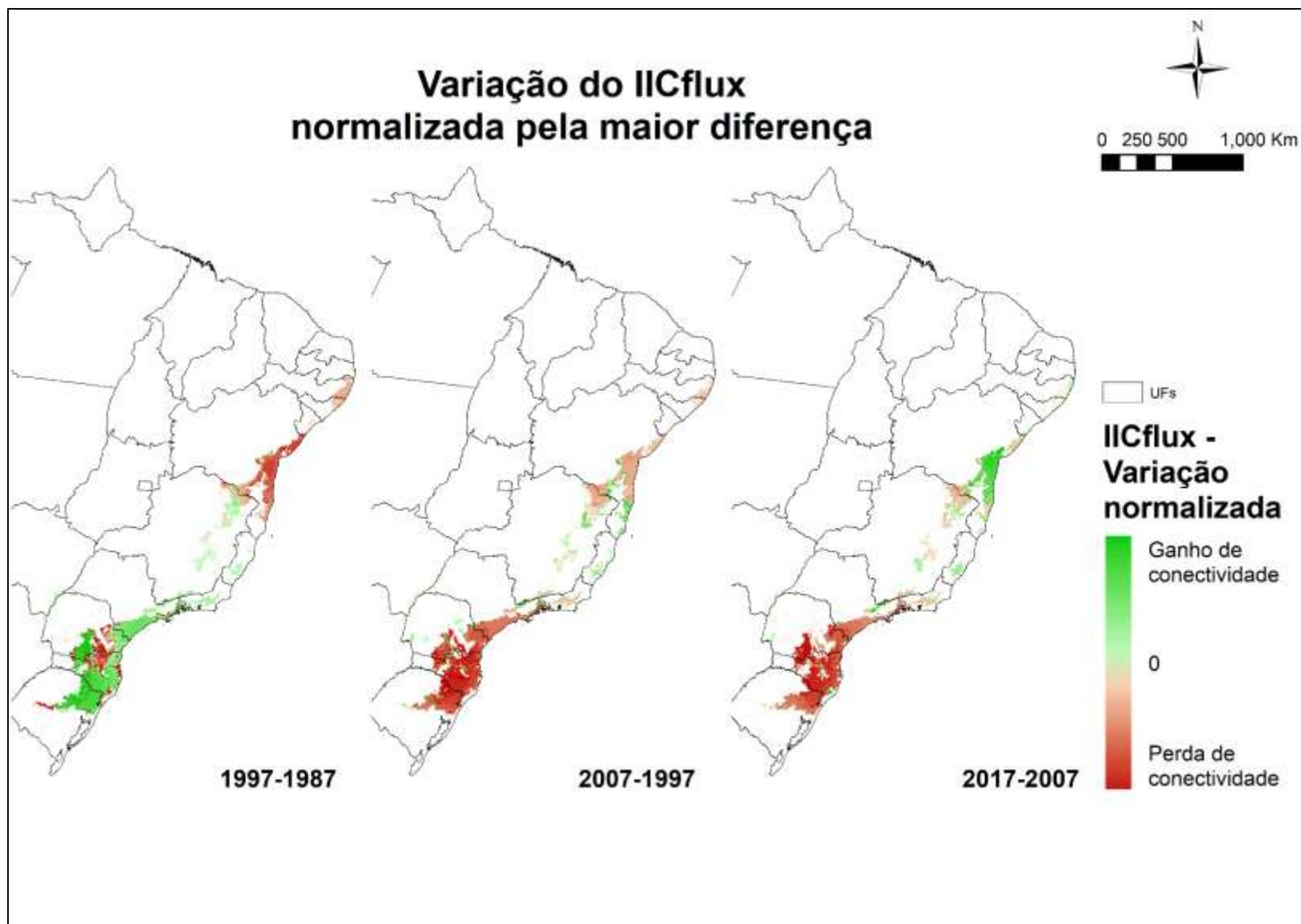


Figura 31. Variação normalizada da fração *flux* do Índice Integral de Conectividade

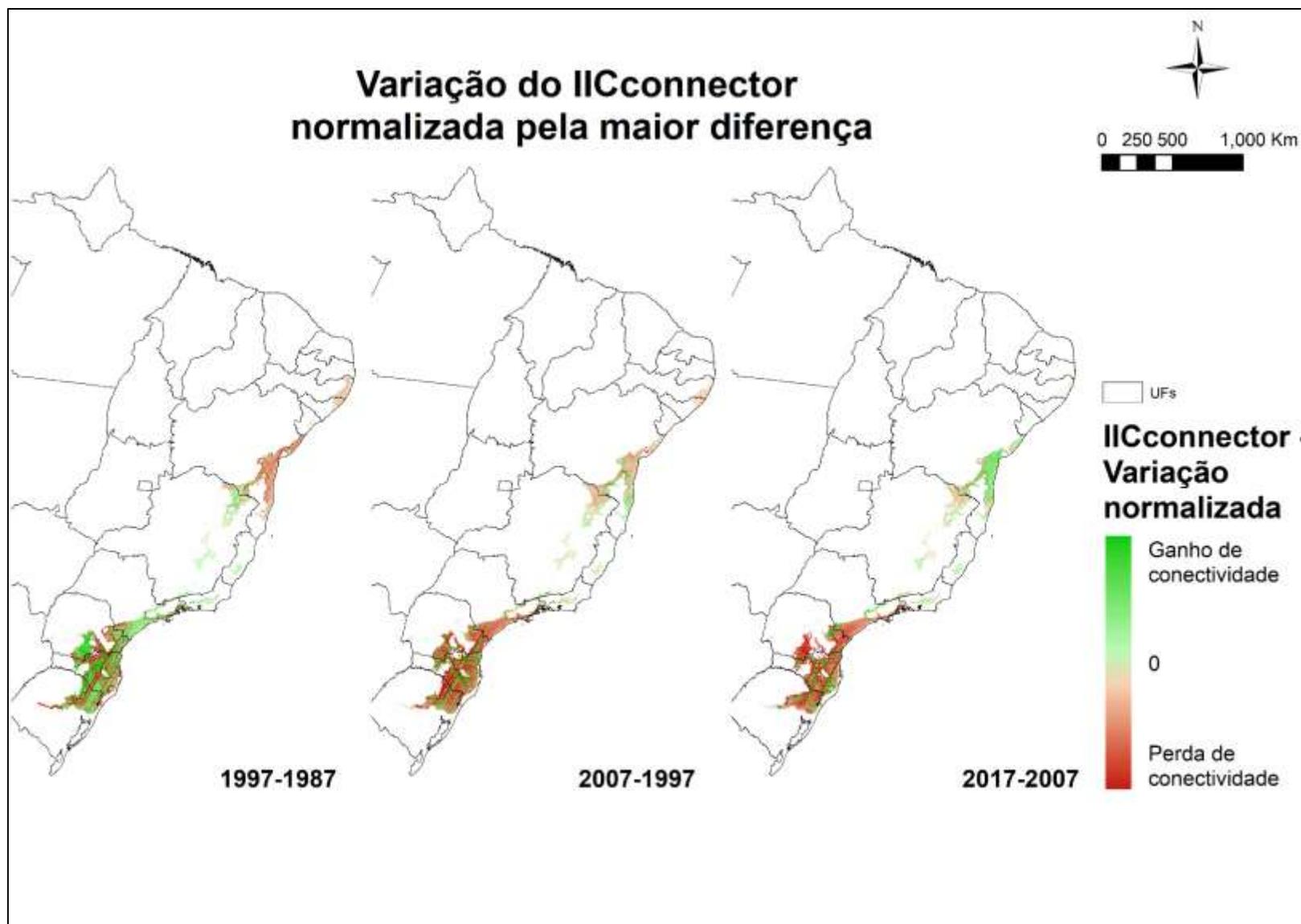


Figura 32. Variação normalizada da fração *connector* do Índice Integral de Conectividade

## **ANEXO C – Mapas de apoio na análise dos resultados**

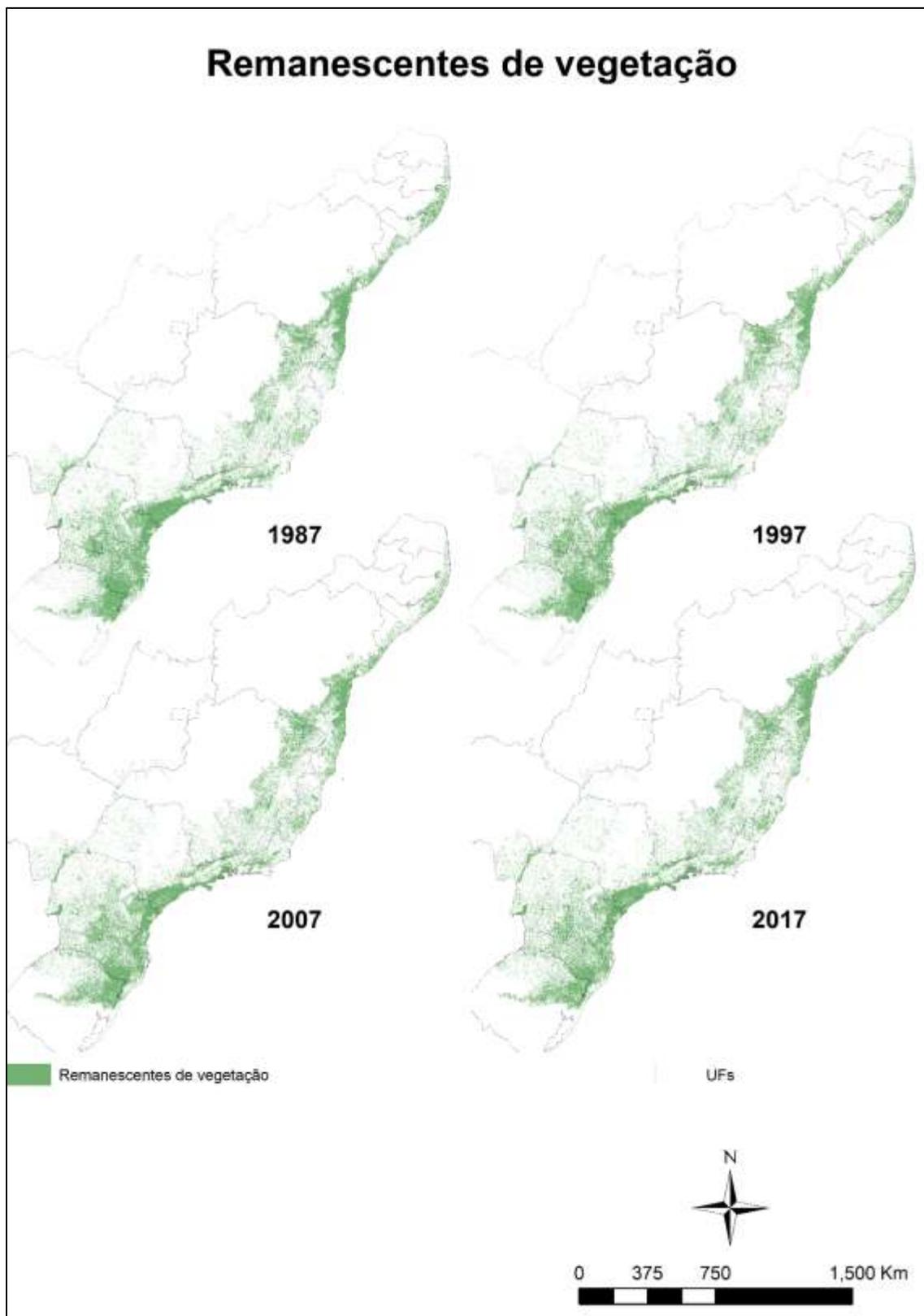


Figura 33. Remanescentes de vegetação no bioma Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2019)

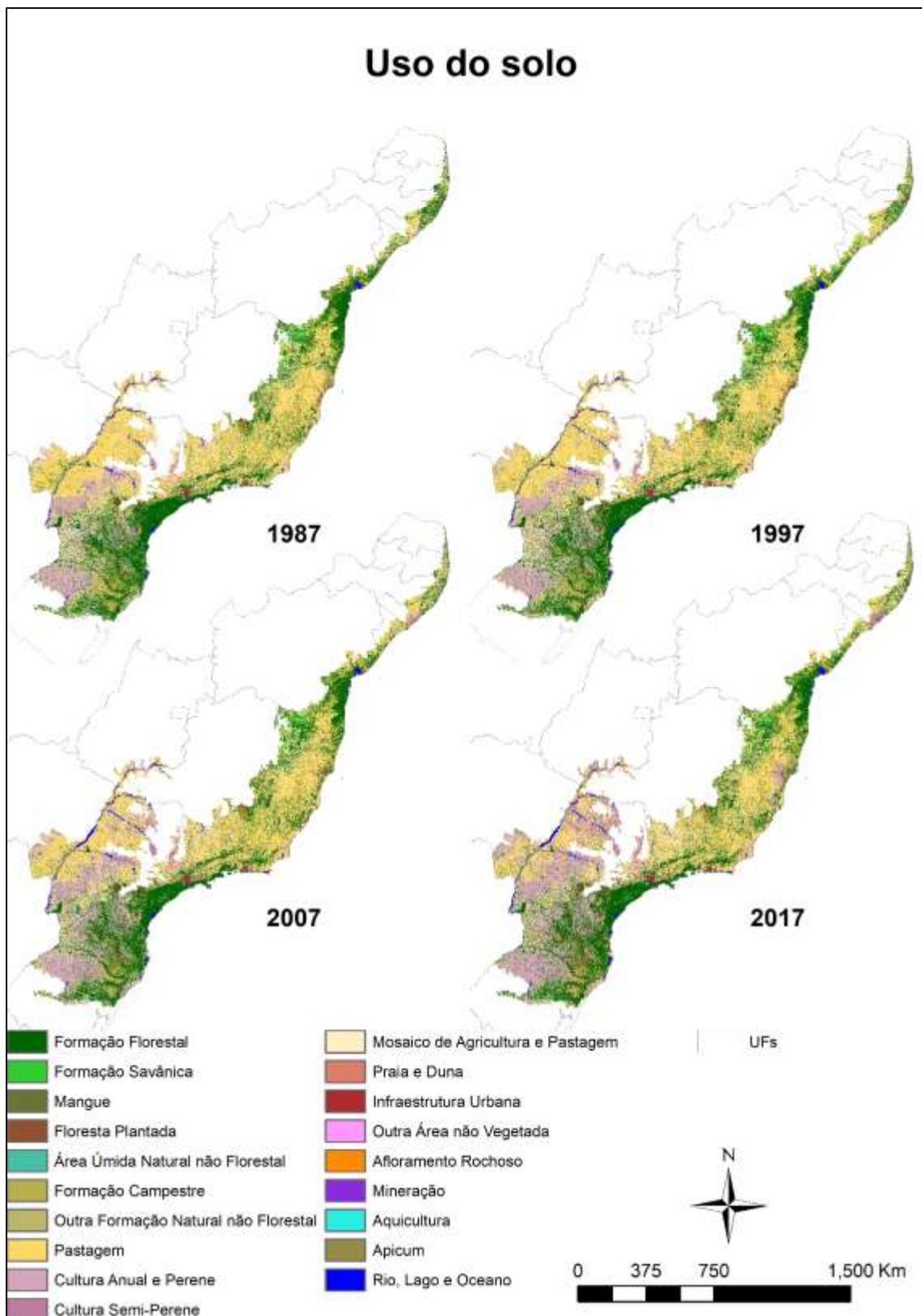


Figura 34. Cobertura e uso do solo no bioma Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2019)