

IMPACTO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA DINÂMICA DA PAISAGEM DA USINA HIDRELÉTRICA DA ITAIPU BINACIONAL

Leandro Reverberi Tambosi^{1,2}, Rozely Ferreira dos Santos³, Douglas Stefanello Facco¹, Victor Mateus Prasniewski⁴, Adriane Calaboni¹, Veridiana Araujo Alves da Costa Pereira⁵, Liziane Kadine Antunes de Moraes Pires⁵, Flávia Heloísa Rodriguez⁶

¹Universidade Federal do ABC, Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas

²Universidad de Alicante, Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio Ramon Margalef

³Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia

⁴Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Realeza; Programa de Pós Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Estadual do Oeste do Paraná

⁵ITAIPU Binacional, Divisão de Áreas Protegidas – MARP.CD

⁶Fundação Parque Tecnológico Itaipu, Centro de Competência em Inteligência e Gestão Territorial, Núcleo de Inteligência Territorial

Resumo

Nos últimos 45 anos a Itaipu Binacional tem atuado em ações de proteção e restauração da vegetação nativa nas áreas de influência do reservatório, na perspectiva de induzir cenários de conservação, seja a favor da biodiversidade, da água ou do clima. Por ora, é vital avaliar o desempenho desse esforço, não só pela ação em si mesma, mas pela sua contribuição fluída em uma paisagem dinâmica, cujas atividades humanas atuam descompassadamente, ora desmatando, ora permitindo a recuperação de fragmentos de vegetação nativa. Essas respostas são imprescindíveis para formular medidas de adequação das ações pretéritas e incrementar as chances de planejar a região com sustentabilidade. Além de elencar, é necessário priorizar as ações previstas que dependem da investigação de possíveis cenários, cada qual representando uma combinação de condições plausíveis no ambiente planejado. Para responder a essas alegações, instituiu-se uma parceria entre Itaipu Binacional, Fundação Parque Tecnológico Itaipu, Núcleo de Inteligência Territorial e Universidade Federal do ABC, que definiu uma estratégia amparada em análise espacial para (i) quantificar os benefícios da restauração e recuperação florestal na estrutura da paisagem nos últimos 35 anos; (ii) avaliar os efeitos combinados entre mudanças na dinâmica dos fragmentos florestais e de recuperação florestal sob enfoque da conectividade funcional, cujas métricas espaciais mostram-se apropriadas para observação de um contexto mais amplo da conservação da paisagem; e (iii) avaliar corredores ecológicos em paisagens pretéritas e simular cenário de restauração florestal em áreas de preservação permanente. Os principais resultados revelaram que, apesar da paisagem agrícola ter ultrapassado o limiar de extinção, houve um aumento de cobertura florestal, de áreas nucleares, de corredores ecológicos, resultando em aumento da conectividade funcional e redução de custos de deslocamento entre fragmentos chave da paisagem. Tais benefícios foram resultantes da recuperação florestal nativa que, apesar de ter sido capaz de promover melhorias na estrutura da paisagem, teve seus efeitos reduzidos pela supressão de vegetação nativa na região. Além disso, os resultados demonstram que, apesar dos ganhos obtidos nas últimas décadas, existe um grande potencial de melhoria na conectividade da paisagem e na proteção dos recursos hídricos por meio da recuperação florestal em áreas de preservação permanente.

Introdução

À medida que habitats naturais são degradados ou convertidos para diferentes atividades humanas como agricultura, pecuária e urbanização os impactos negativos sobre a biodiversidade, água e saúde são inevitáveis (Banks-Leite et al., 2014; Fastré et al., 2020, Vörösmarty et al., 2016). É nesse momento que a recuperação de áreas naturais é vista como uma alternativa propícia para evitar os efeitos deletérios aos seres vivos e promover, simultaneamente, a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos que estão associados e são dependentes dela (MA, 2005; Brockerhoff et al., 2017).

O processo de recuperação de vegetação florestal envolve técnicas de restauração dessas formações vegetais, visando restabelecer a estrutura e a funcionalidade o mais próximo possível do sistema original. Estas técnicas variam desde a simples proteção de uma área para permitir a regeneração natural, como cercamento para remoção do gado, redução de processos erosivos, até ações como semeadura ou plantio de árvores (Brancaion et al., 2015). Estas abordagens têm como objetivo beneficia a flora e a fauna locais, proporcionando-lhes um habitat estável e recursos alimentares, mas também contribuem para a melhoria da qualidade de água e para a regulação do clima através do sequestro de carbono. Em síntese, não só mitiga impactos ambientais adversos, mas também serve como uma estratégia efetiva para a sustentabilidade socioambiental em longo prazo.

Sob esses pressupostos e, por princípio, considerando a intrínseca relação entre recursos hídricos e a presença de florestas nas bacias, não só em quantidade, mas também em qualidade (Mello et al., 2018; Ferraz et al., 2014), a Usina Hidrelétrica de Itaipu desde sua criação contou com documentos norteadores como o Plano Básico de Política Ambiental e Conservação de 1975 e o Plano Diretor para a Área do Reservatório de 1982, visando a adoção de ações voltadas para a proteção e recuperação da vegetação nativa. Em 1979 foram realizados os primeiros plantios na borda do reservatório e em áreas próprias de Itaipu. Em 2003 houve a expansão de ações socioambientais para o território da Bacia do Paraná 3 (BP3), com o propósito de viabilizar o uso sustentável dos recursos naturais, do solo e da água, consolidando parcerias com os 27 municípios da BP3 e expandindo a atuação para ações de readequação e manutenção de estradas, conservação de solos com técnicas de terraceamento, implantação e reparação de cercas no entorno das áreas de preservação permanente (APP) e plantio de mudas florestais nativas, sendo que em 2021 foi atingida a marca de 24 milhões de árvores plantadas. Os esforços ao longo de 45 anos de programas ambientais da ITAIPU têm o potencial de promover mudanças significativas na paisagem, gerando benefícios para a biodiversidade, para os recursos hídricos, para a regulação do clima e para outros serviços ecossistêmicos.

A recente preocupação é reconhecer se, após esses anos de investimentos, ocorreu, de fato, a recuperação dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela recuperação florestal, seja pela sua atuação como provedoras ou mantenedoras da biodiversidade, pela sua capacidade de prevenir processos erosivos, reduzir o aporte de sedimentos e contaminantes, na manutenção da recarga de aquíferos, ou dotação de segurança hídrica, com garantia de quantidade e qualidade suficiente de água, tanto para sua própria sobrevivência quanto para a população lindeira ao reservatório. No entanto, essas medidas não são simples, porque são dependentes não apenas da quantidade e qualidade dos plantios de restauração, mas também da ocorrência e das condições dos fragmentos adjacentes, da localização geográfica das florestas, do grau de conectividade entre os habitats florestais, ou dos tipos e intensidade de usos do solo ao redor delas, entre outros fatores. Além disso, a estrutura e configuração de uma paisagem mudam ao longo do tempo, promovendo oscilações na disponibilidade dos serviços e dificultando a interpretação tanto do valor ecológico como da contribuição final dos serviços ecossistêmicos.

Uma das formas de avaliar o impacto destas ações é quantificar as mudanças que ocorreram na paisagem ao longo das últimas décadas através de indicadores robustos, que reflitam as características estruturais e funcionais da paisagem, e que possuam capacidades preditivas em ampla escala espacial e temporal (Banks-Leite et al., 2011; Martensen et al., 2017). Para tanto, o Núcleo de Inteligência Territorial (NIT) de Itaipu, criado pela ITAIPU Binacional e pela Fundação Parque Tecnológico Itaipu, estabeleceu uma parceria com a Universidade Federal do ABC para avaliar as mudanças promovidas na paisagem da BP3 ao longo das últimas décadas.

A partir dessas considerações, este estudo objetivou quantificar os benefícios das ações de restauração florestal na paisagem ao longo do tempo, sendo as análises divididas sob três temas: (1) identificar o impacto das mudanças de cobertura dos fragmentos florestais e, mais especificamente da recuperação florestal, na a estrutura da paisagem; (2) quantificar os benefícios da restauração florestal através de análises de conectividade funcional da paisagem; e (3) avaliar os principais trajetos dos potenciais corredores ecológicos entre fragmentos florestais de alta relevância na paisagem.

Este estudo foi realizado ao longo dos últimos seis anos e, em virtude da evolução dos objetivos das análises, acompanhada de evolução na qualidade de dados espaciais disponíveis, foram utilizadas diferentes bases de dados para cada um dos objetivos (Figura 1). Portanto, apresentamos os métodos e resultados obtidos para cada um dos temas, para posteriormente apresentarmos uma discussão conjunta dos resultados obtidos.

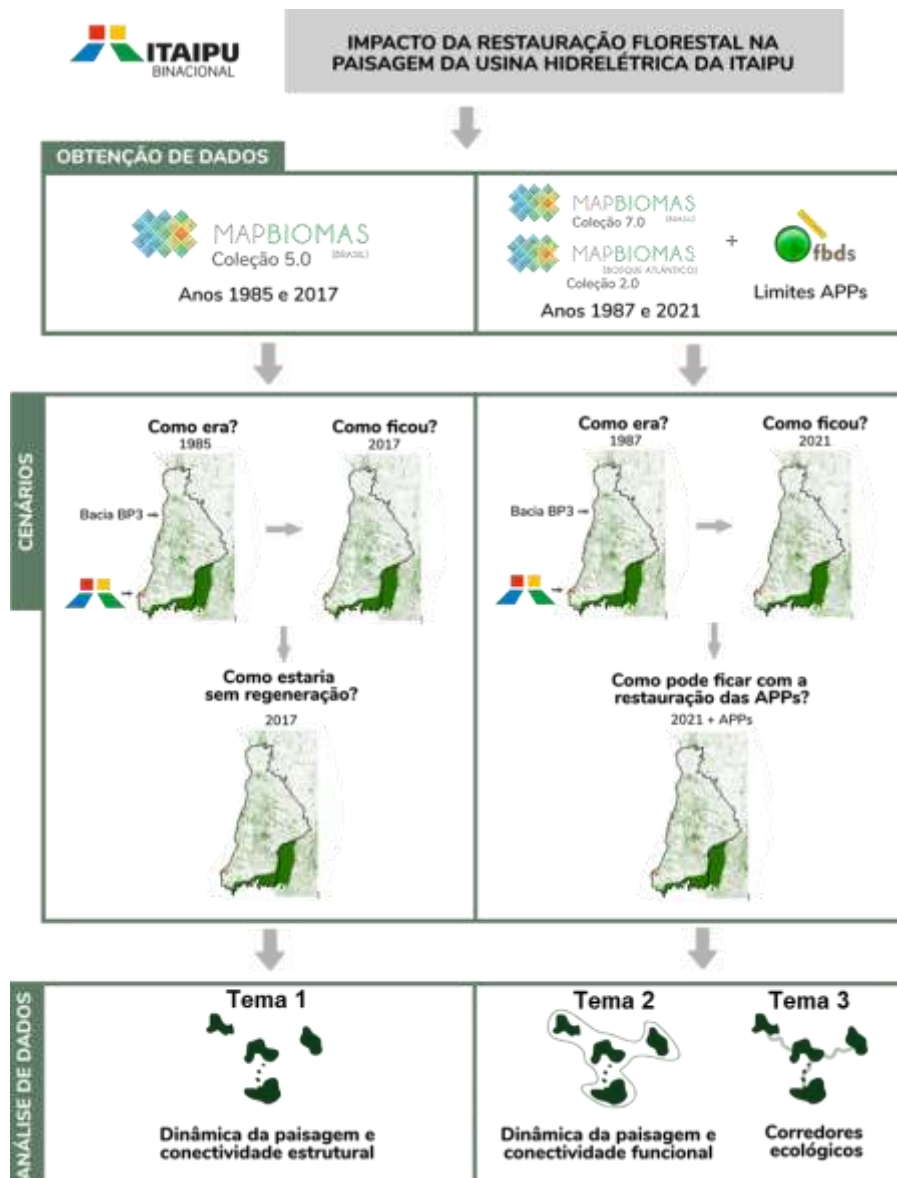


Figura 1: Síntese do fluxo de trabalho, demonstrando as diferentes bases de dados e os cenários analisados para os três temas de análises.

Ao longo de todo o estudo, entendemos como recuperação florestal na paisagem o ressurgimento de manchas de vegetação florestal nativa, podendo ser consequência de abandono de áreas previamente usadas para atividades agropecuárias ou mesmo ações intencionais de restauração realizadas na paisagem não somente por Itaipu, mas por todos atores presentes na região.

Tema 1 - Impacto da restauração e da dinâmica dos fragmentos florestais sobre a conectividade estrutural da paisagem

Nesta etapa do trabalho, o objetivo foi quantificar e qualificar, por meio de métricas de estrutura da paisagem, o impacto das mudanças na paisagem sobre aos fragmentos de

vegetação florestal nativa, com ênfase para os efeitos da recuperação florestal na bacia hidrográfica do Paraná 3 (BP3).

Análise de dados

Para avaliar o impacto das ações de restauração florestal e da dinâmica dos fragmentos florestais na estrutura da paisagem do reservatório de Itaipu foi delimitada a área pertencente aos limites da BP3. Além disso, foram acrescentadas à essa paisagem as microbacias localizadas ao sul da BP3 que compreendem a área entre o Refúgio Biológico Bela Vista e o Parque Nacional do Iguaçu (Figura 2). Tal acréscimo de área se deve ao fato do Parque Nacional do Iguaçu se tratar de uma unidade de conservação de alta relevância para a conservação da biodiversidade, podendo atuar como fonte de biodiversidade, tendo sido alvo de ações voltadas à ampliação de sua conexão com a paisagem do reservatório.

Foram utilizados os dados do mapeamento de uso e cobertura das terras do território brasileiro disponibilizados pela plataforma Mapbiomas (Mapbiomas coleção 5.0) referente aos anos de 1985 e 2017. Os mapas referentes às duas datas foram reclassificados em apenas duas classes: floresta e não floresta. As áreas classificadas como floresta representam todas as fisionomias de vegetação florestal nativa mapeadas pelo Mapbiomas, sendo as demais classes de uso e cobertura das terras classificadas como não floresta.

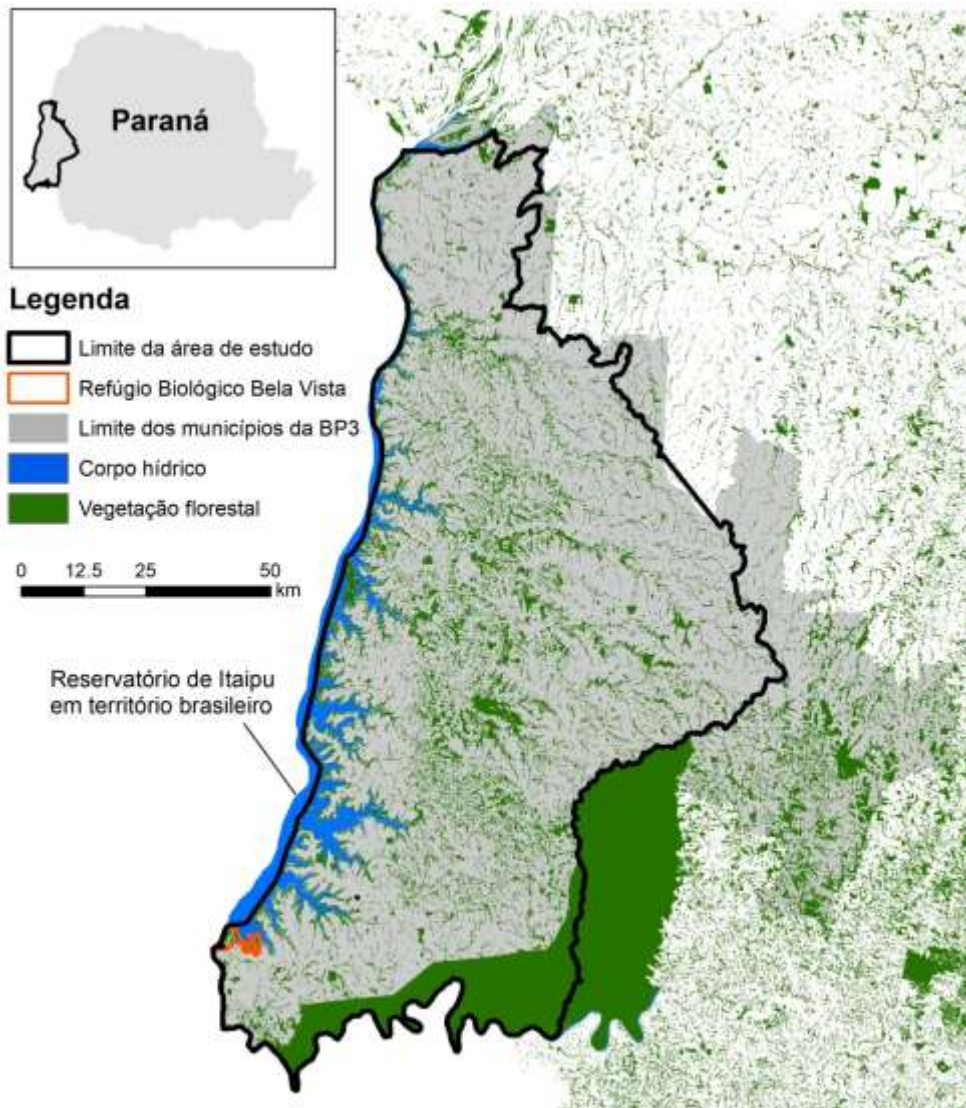


Figura 2: Delimitação da paisagem de estudo, incluindo a Bacia do Paraná 3 (BP3) expandida para compreender as micro bacias entre o Refúgio Bela Vista e o Parque Nacional do Iguaçu.

A fim de avaliar a contribuição da recuperação florestal na estrutura da paisagem foi criado um cenário que reflete qual seria a estrutura da paisagem caso não tivesse ocorrido a recuperação florestal entre os anos de 1985 e 2017. A criação deste cenário é relevante para avaliar os reais benefícios da restauração uma vez que eles podem ser mascarados por desmatamentos que ocorreram após 1985. Estes desmatamentos podem apresentar efeitos negativos e podem ter sido parcialmente revertidos pela recuperação de florestas ocorrida entre esses anos. Neste cenário compreende-se recuperação florestal como qualquer processo que levou ao surgimento de novas florestas, podendo ser restauração ativa ou a regeneração natural de maneira intencional ou decorrente do abandono das terras. Para geração deste cenário foram removidas do mapeamento de 1985 todas as áreas que passaram pelo processo de desmatamento até o ano de 2017, independentemente do fato de terem sido restauradas até 2017. Este cenário será tratado

como 2017 sem restauração. Os três cenários 1985, 2017 e 2017 sem restauração foram analisados no software Fragstats 4.2.1.603 (McGarigal, Cushman & Ene, 2013) para o cálculo da quantidade de floresta na paisagem, o número de fragmentos, o tamanho médio dos fragmentos e a distância média ao vizinho mais próximo, para refletir o isolamento médio dos fragmentos. Também foi utilizado o algoritmo MSPA disponível no software Gidos v 2.5 (Vogt & Riitters, 2017) para classificar os fragmentos florestais nas seguintes classes: área nuclear, área sob efeito de borda ou corredor (Soille & Vogt, 2009). Para a diferenciação entre área nuclear e área sob efeito de borda foi considerado um efeito de borda de 90 metros. Desta forma, áreas nucleares são aquelas que estão mais de 90 m distantes de uma borda do fragmento. Os corredores são áreas que estão sob efeito de borda, mas que conectam duas ou mais áreas nucleares. Em todas as análises foram utilizadas a regra dos oito vizinhos para definir os pixels que compõem uma mesma mancha, sendo consideradas as conexões tanto ortogonais (arestas de pixels adjacentes) quanto diagonais (vértices de pixels compartilhados) para a delimitação dos fragmentos.

A fim de verificar as mudanças no tamanho dos maiores fragmentos em diferentes regiões da paisagem, utilizamos janelas móveis com raio de 3.000 m para calcular o tamanho do maior fragmento dentro destas janelas, gerando uma imagem para 1985 e outra para 2017. Em seguida subtraímos da imagem de 1985 os valores obtidos para 2017, resultando em um mapa com a variação no tamanho do maior fragmento da paisagem entre os dois anos analisados.

Resultados

A paisagem analisada apresentou um ganho de 43.019 ha de florestas nativas entre os anos de 1985 e 2017, passando de 18,2 para 22,3% da área coberta por fragmentos florestais (Tabela 1). Esta mudança promoveu uma redução no número de fragmentos, passando de 17.439 fragmentos em 1985 para 14.584 em 2017. Tal redução não deve ser encarada como um efeito negativo, pois foi promovida pela conexão de fragmentos previamente existentes, associada a um aumento no tamanho médio dos fragmentos que passou de 11 para 16,1 ha entre 1985 e 2017. Este ganho de conexões foi promovido pelo aumento de corredores na paisagem de estudo, o que também levou a um aumento de cerca de 10.500 ha de áreas nucleares, passando de 80.375 ha em 1985 para 90.874 ha em 2017. Os benefícios no aumento do tamanho dos fragmentos (Figura 3) e no surgimento de corredores e aumento de áreas nucleares (Figura 4) podem ser percebidos ao longo do reservatório de Itaipu, promovido pela recuperação da faixa de proteção do reservatório. Além disso, é possível perceber um efeito aditivo no tamanho dos fragmentos, de suas áreas nucleares e aumento de corredores por toda a paisagem analisada.

Tabela 1. Resultados das análises de paisagem para os anos de 1985 e 2017 e para o cenário considerando a paisagem em 2017 caso não houvesse restauração florestal. Valores em porcentagem da cobertura florestal representam a porcentagem da área de estudo coberta por florestas. Os demais valores de porcentagem (destacados em cinza) representam a porcentagem da área de floresta total que foi classificada na categoria especificada (restaurada, área nuclear, área sob efeito de borda ou corredor) em cada ano.

| | 1985 | % | 2017 | % | 2017 sem restauração | % |
|-------------------------------------|-------------|----------|-------------|----------|-----------------------------|----------|
| Cobertura florestal (ha) | 191.564 | 18.2 | 234.583 | 22.3 | 160.869 | 15,3 |
| Floresta restaurada (ha) | - | | 73.714 | 31.4 | 0 | 0.0 |
| Área nuclear (ha) | 80.375 | 42.0 | 90.874 | 38.7 | 73.451 | 45,7 |
| Área sob efeito de borda (ha) | 86.310 | 45.1 | 99.569 | 42.4 | 74.088 | 46,1 |
| Corredor (ha) | 24.879 | 13.0 | 44.139 | 18.8 | 13.330 | 8,3 |
| Número de fragmentos | 17.439 | | 14.584 | | 25.740 | |
| Tamanho médio dos fragmentos (ha) | 11 | | 16,1 | | 6.2 | |
| Isolamento médio dos fragmentos (m) | 144,3 | | 130 | | 125,7 | |

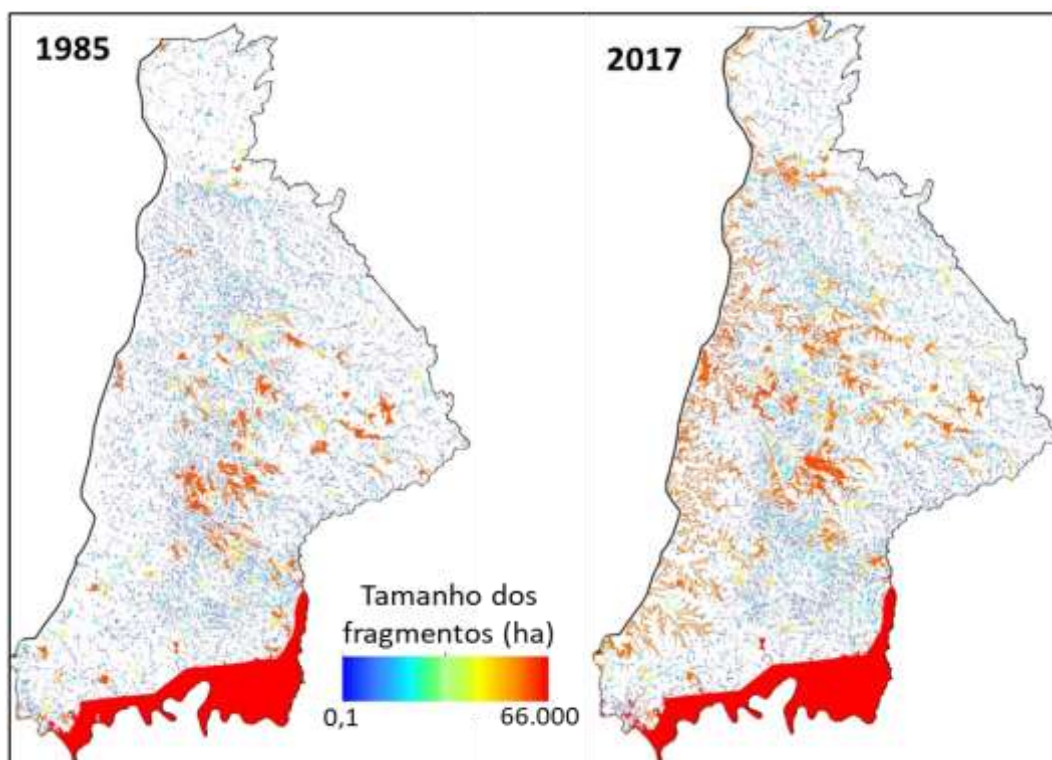


Figura 3: Distribuição dos fragmentos florestais pela paisagem de estudo nos anos de 1985 e 2017, com gradiente de cores em função dos tamanhos dos fragmentos.

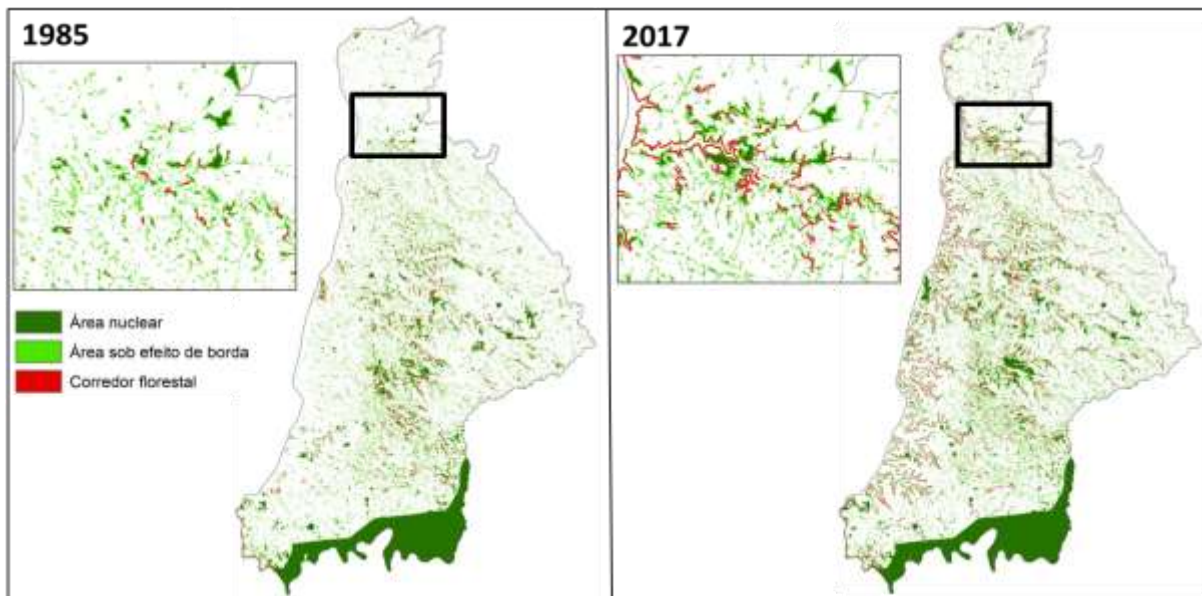


Figura 4: Classificação dos fragmentos de vegetação florestal em área nuclear, área sob efeito de borda e corredor florestal para os anos de 1985 e 2017.

Entretanto, os benefícios promovidos pelas áreas de recuperação florestal vão muito além dos valores apresentados acima, pois são mascarados pelos processos de desmatamento que ocorreram na área de estudo entre 1985 e 2017. As florestas recuperadas na paisagem somam 73.714 ha e representam 31,4% da área de florestas presentes em 2017. Caso a recuperação florestal não tivesse ocorrido, teríamos apenas 15,3% da paisagem coberta por florestas nativas em 2017 (Tabela 1). Além da redução na área total de florestas, a paisagem no cenário de 2017 sem restauração estaria muito mais fragmentada com 1,8 vezes mais fragmentos (25.740 fragmentos em 2017 sem restauração e 14.584 fragmentos em 2017), porém com fragmentos menores (38% do tamanho médio observado em 2017) e, conseqüentemente, com uma redução de 20% no total de áreas nucleares (73.451 ha em 2017 sem restauração).

Apesar da recuperação florestal na paisagem ter evitado grandes perdas e ter promovido ganhos em termos de aumento na área dos fragmentos e de criação de corredores, algumas regiões da paisagem tiveram redução no tamanho do maior fragmento promovido pelos processos de desmatamento que ocorreram entre 1985 e 2017 (Figura 5).

É possível afirmar que os benefícios para a estrutura da paisagem estão distribuídos de maneira heterogênea da paisagem, com grande impacto da recuperação de florestas ao longo do reservatório que, em algumas regiões, se estendem em direção ao leste às regiões centrais da paisagem. Apesar disso, podemos reforçar que os processos de desmatamento reduziram o impacto positivo das ações de recuperação florestal e representam uma ameaça para o sucesso das ações de conservação e restauração implementadas na região.

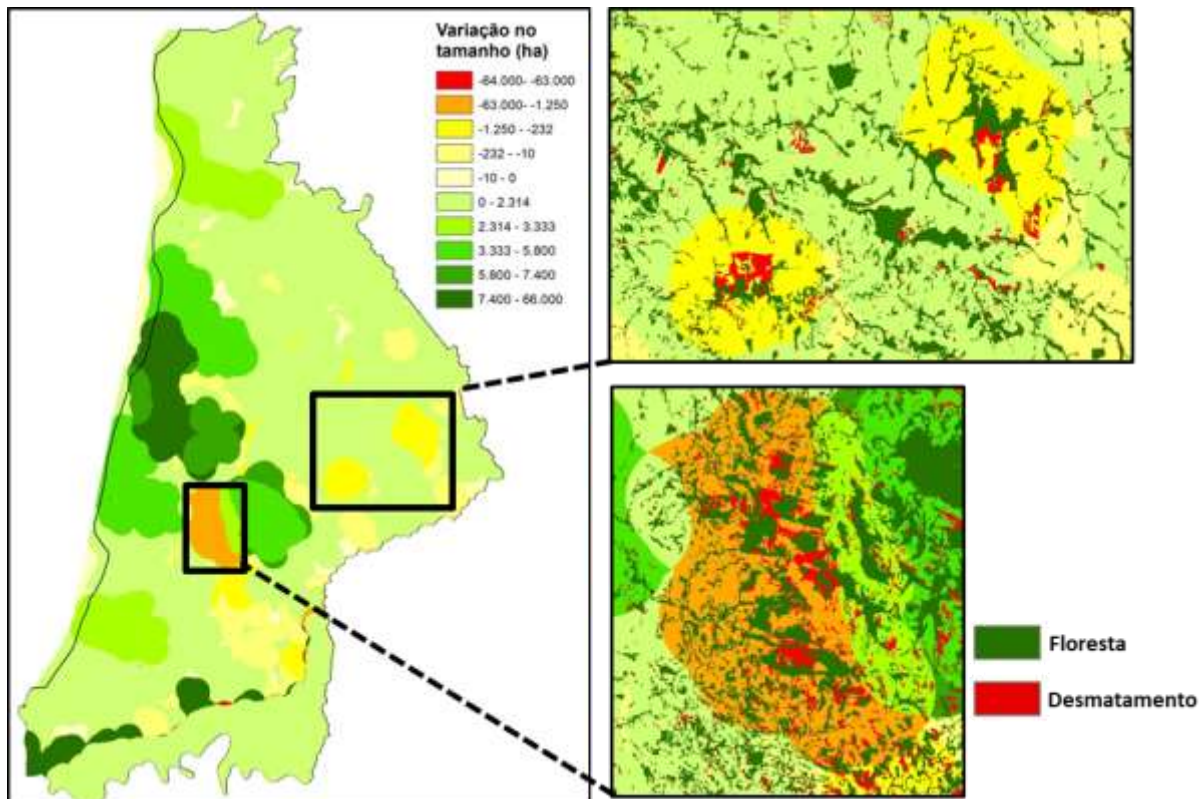


Figura 5: Variação no tamanho do maior fragmento entre 1985 e 2017 ao longo da paisagem, com destaque para duas regiões que apresentam áreas com redução no tamanho do maior fragmento decorrentes do desmatamento ocorrido entre 1985 e 2017. Valores negativos de variação no tamanho indicam perda de área do maior fragmento, enquanto valores positivos indicam aumento na área do maior fragmento entre 1985 e 2017.

Tema 2 - Impacto da dinâmica de cobertura florestal e do potencial da restauração de Áreas de Preservação Permanente sobre a conectividade funcional da paisagem do reservatório de Itaipu

Após constatação das mudanças estruturais da paisagem, foram avaliadas as mudanças na conectividade funcional da paisagem, que indicam o potencial da paisagem em facilitar ou dificultar os fluxos biológicos entre os fragmentos florestais, influenciando na disponibilidade de habitat para as espécies. Além disso, foi incluído um cenário de restauração das APPs a fim de avaliar possíveis benefícios de uma continuidade do programa de incentivo a recuperação florestal focado nas APPs.

Análise de dados

Para estas análises, foi definida como paisagem a área apresentada nas análises do Tema 1, porém foi incluída toda extensão dos municípios que fazem parte da BP3 (destacados em cinza na Figura 2), mesmo que estivessem fora do limite da BP3. Essa inserção de área é devido ao processo de doação de mudas por Itaipu aos municípios, que

podem ter sido plantadas dentro do município, mas fora da BP3, podendo ter um impacto em uma paisagem de maior extensão que a analisada anteriormente.

Em decorrência de melhorias nos dados disponíveis, foi utilizado o mapeamento de uso e cobertura das terras da coleção 7.0 do Mapbiomas (Mapbiomas coleção 7.0) referentes aos anos de 1987 e 2021. Optou-se por utilizar o ano de 1987 ao invés de 1985 pelo fato de recente literatura mostrar que há maior exatidão nos mapeamentos que possuem dois ou mais anos previamente mapeados devido ao uso de um filtro temporal para evitar erros de classificação, especialmente para a classe de cobertura florestal (Rosa et al. 2021). O mapeamento de uso e cobertura das terras foi reclassificado em duas classes: 1- floresta e 2- não floresta. A classe floresta consiste nas classes de uso e cobertura das terras do Mapbiomas referentes a cobertura florestal nativa, enquanto as demais classes foram consideradas não florestais.

Para avaliar o impacto da recuperação das APPs sobre a conectividade funcional foi elaborado um cenário no qual o mapeamento de 2021 foi cruzado com o limite das APPs de recursos hídricos delimitadas pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS, 2015). Todas as classes não florestais localizadas no interior das APPs foram reclassificadas para cobertura florestal nativa para simular o cenário com as APPs restauradas. Não foram reclassificadas como floresta no interior de APPs as áreas cobertas por áreas urbanas e por mineração, que têm baixa probabilidade de conversão em florestas, e por vegetação campestre nativa, que é outra formação de vegetação nativa que deve ser preservada.

As análises de conectividade funcional foram baseadas na teoria dos grafos segundo a qual os fragmentos são considerados nós de um grafo e, caso os fragmentos estejam funcionalmente conectados, os nós deste grafo são conectados por arestas (Urban & Keitt, 2001). Para determinar a presença ou ausência de uma conexão funcional, foi adotada a capacidade de dispersão de 180 m. Desta forma, os fragmentos distantes entre si a menos de 180 m são considerados funcionalmente conectados. Esta capacidade de dispersão está de acordo com valores encontrados para várias espécies da Mata Atlântica (Crouzeilles et al. 2010). A partir destas análises é possível identificar o tamanho dos componentes do grafo, sendo que um componente é formado pelos nós conectados por arestas, ou seja, o tamanho de um componente do grafo representa a quantidade de área florestal funcionalmente conectada para um organismo localizado em qualquer fragmento deste componente. Desta forma é possível ter uma estimativa da quantidade de habitat disponível para um indivíduo que tenha capacidade de deslocamento de 180 m por áreas abertas para sair de um fragmento e chegar em outro fragmento de um determinado componente.

Tais análises foram realizadas no software ArcGis através de operações de dilatação dos fragmentos a partir de suas bordas em um valor equivalente a 3 pixels (90 m). Desta forma, fragmentos que não se tocam após a dilatação estão a mais de 180 m de distância um dos outros (90 m a partir da borda de cada fragmento) e podem ser considerados funcionalmente isolados. Foram realizadas análises para capacidades de deslocamento maiores (270 e 360 m), mas devido às condições da BP3 estas não apresentaram grandes diferenças de conectividade funcional, por aparecerem praticamente todos os fragmentos funcionalmente conectados. Por conta disto e por representarem capacidades de deslocamento de espécies menos sensíveis à fragmentação estes resultados não serão apresentados. Não foram realizadas análises para capacidades de deslocamento inferiores a 180 m, pois representariam processos de dilatação de pixels equivalentes ou inferiores a 2 pixels, ficando muito próximo do limite de detecção de objetos para a resolução do mapeamento utilizado, não sendo recomendada. As análises foram realizadas para os anos de 1987, 2021 e para o cenário de 2021 com as APPs restauradas.

Resultados

Entre os anos de 1987 e 2021, assim como encontrado para a avaliação da conectividade estrutural entre 1985 e 2017, houve uma redução de 2.136 (11%) fragmentos (Tabela 2). O número de fragmentos é maior do que os obtidos nas análises do Objetivo 1, pois a paisagem deste estudo apresenta maior área, por incorporar a totalidade das áreas dos municípios que abrangem a BP3, mesmo que estes estejam fora da BP3.

Além da redução no número de fragmentos, a dinâmica territorial também promoveu uma melhoria da conectividade funcional da paisagem. Isto pode ser ressaltado pelo número de componentes que reduziu cerca de 57% em 34 anos, passando de 6.101 em 1987 para 2.590 e, 2021, indicando que houve redução do isolamento e aumento da conectividade funcional da paisagem. Por conta desta melhoria na conectividade da paisagem, a quantidade de vegetação presente no maior componente passou de pouco mais de 187.000 ha para cerca de 341.000 ha. Este resultado representa um aumento de 84% (154.000 ha) de habitats florestais funcionalmente conectados para os organismos localizados no maior componente da paisagem. Desta maneira, os organismos com capacidade de deslocamento de até 180 m, que em 1987 estavam limitados ao Parque Nacional do Iguazu e a algumas áreas a oeste do parque, passaram a poder utilizar fragmentos localizados em praticamente toda a paisagem de estudo. As pequenas manchas de componentes isolados estão restritas às porções centro e sudoeste e uma maior quantidade de componente isolados nas áreas dos municípios localizados fora da BP3, nas porções norte da área de estudo (Figura 6).

Tabela 2: Resultado da análise de paisagem para os fragmentos florestais mapeados nos anos de 1987, 2021 e 2021 com áreas de preservação permanentes (APPs) restauradas. Para as análises de conectividade funcional foi adotada a capacidade de deslocamento de 180 m por áreas não florestais.

| | 1987 | 2021 | 2021 com APPs restauradas |
|---|--------|--------|---------------------------|
| Número de fragmentos | 19.375 | 17.239 | 9.070 |
| Número de componentes | 6.101 | 2.590 | 1.276 |
| Tamanho do maior componente (em mil ha) | 187,2 | 341,1 | 397,4 |

Apesar dos esforços de restauração e da grande quantidade de florestas recuperadas nas últimas décadas, as análises do cenário de 2021 com APPs restauradas revelam que ainda existe oportunidade de grandes melhorias da paisagem com a restauração das APPs. Essa ação criaria corredores que conectariam os fragmentos florestais existentes, reduzindo em 47% o número de fragmentos (Tabela 2). Conseqüentemente, a conectividade funcional da paisagem também seria muito beneficiada pela recuperação das APPs, passando de 2.590 componentes para 1.276 levando a um aumento de mais de 16% na disponibilidade de habitat do maior componente, chegando a cerca de 390.000 ha. Tais benefícios permitiriam que os organismos com a capacidade de deslocamento simulada pudessem utilizar praticamente todos os fragmentos localizados na BP3 e estariam funcionalmente conectados ao Parque Nacional de Iguçu. Após a restauração das APPs restariam poucos e pequenos componentes isolados a oeste da BP3 (Figura 6). O maior número e os maiores componentes que permaneceriam isolados estão todos localizados no norte e nordeste da área de estudo, fora da BP3.

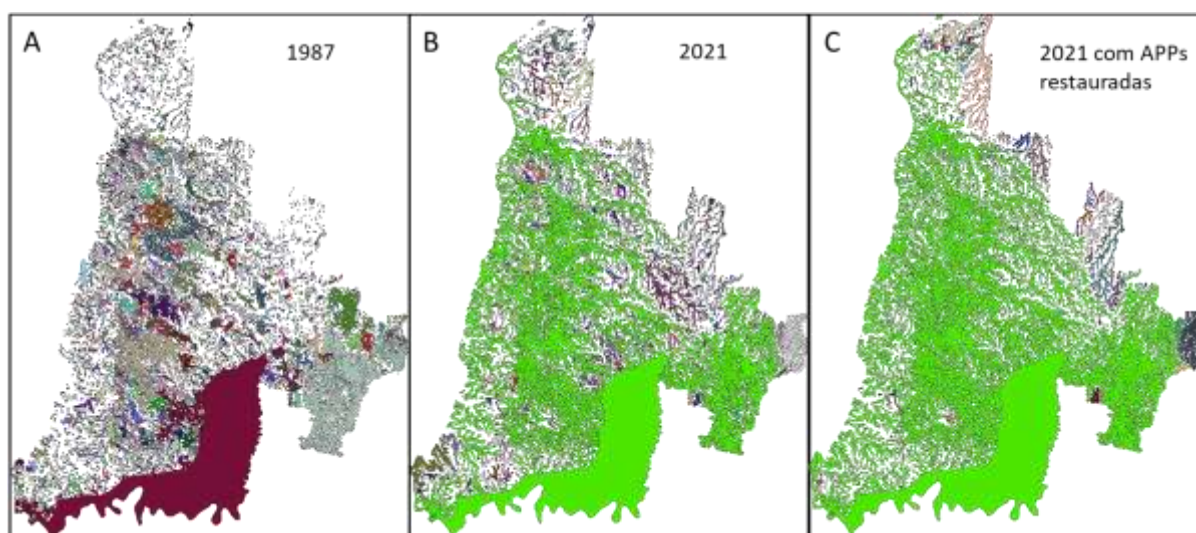


Figura 6: Resultado das análises de conectividade funcional para uma capacidade de dispersão de até 180 m de deslocamento por áreas não florestais, para os anos de 1987 (A), 2021 (B) e para o cenário de 2021 com áreas de preservação permanentes (APPs) restauradas (C). Manchas de diferentes cores representam componentes diferentes que, por sua vez, indicam áreas funcionalmente isoladas entre si.

Tema 3 - Principais corredores ecológicos na paisagem do reservatório de Itaipu entre os anos de 1987-2021 e o potencial da restauração de Áreas de Preservação Permanente

Devido às melhorias estruturais e funcionais detectadas na paisagem nas últimas décadas e visando gerar mais subsídios para a gestão do território e planejamento da restauração e conservação, foram realizadas análises para identificar as mudanças nos traçados de potenciais corredores ecológicos entre os fragmentos de maior relevância na paisagem.

Análise de dados

Para este estudo foi definida como paisagem de estudo a área correspondente aos limites da BP3 mais um buffer de 20 km ao redor destes limites, tanto para o lado do Brasil quanto do Paraguai (Figura 7), com a intenção de permitir que os prováveis corredores pudessem ter trajetos passando por fragmentos além da BP3, caso essas fossem as melhores alternativas. Optou-se por manter como área central de análise a BP3, pelo fato das ações de Itaipu estarem mais concentradas no interior dessa bacia hidrográfica, visando a proteção dos recursos hídricos e do reservatório de Itaipu.

Foram usados os mapas de uso e cobertura das terras para os anos de 1987 e 2021 obtidos da coleção 7.0 do Mapbiomas Brasil (Mapbiomas coleção 7.0) para as áreas no território brasileiro, complementados pelos mapeamentos do Mapbiomas Bosque Atlântico (Mapbiomas Bosque Atlântico coleção 2.0) para as áreas presentes no Paraguai e Argentina. Estes mapas foram reclassificados nas seguintes 13 classes: formação florestal nativa, formação nativa não florestal, área alagada, agropecuária, pastagem, agricultura temporária, agricultura perene, silvicultura (com espécies exóticas), área não vegetada, área urbanizada, corpos d'água e estradas.

Além dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1987 e 2021 foi gerado um cenário com as APPs da BP3 restauradas a partir do ano de 2021. Para isso adotou-se o mesmo procedimento apresentado no Tema 2, no qual os limites das APPs identificados pela FBDS foram utilizados para a reclassificação das classes de uso das terras presentes no interior das APPs.

Para a identificação dos corredores ecológicos foram selecionados fragmentos considerados altamente relevantes para a conservação da biodiversidade. Para isto, foram consideradas todas as Unidades de Conservação (UCs) presentes na BP3, incluindo as Reservas Particulares do Patrimônio Natural. Também foram incluídos como fragmentos de interesse os demais fragmentos com os maiores valores de área na paisagem mesmo que não fossem UCs, totalizando 48 pontos em fragmentos de interesse.

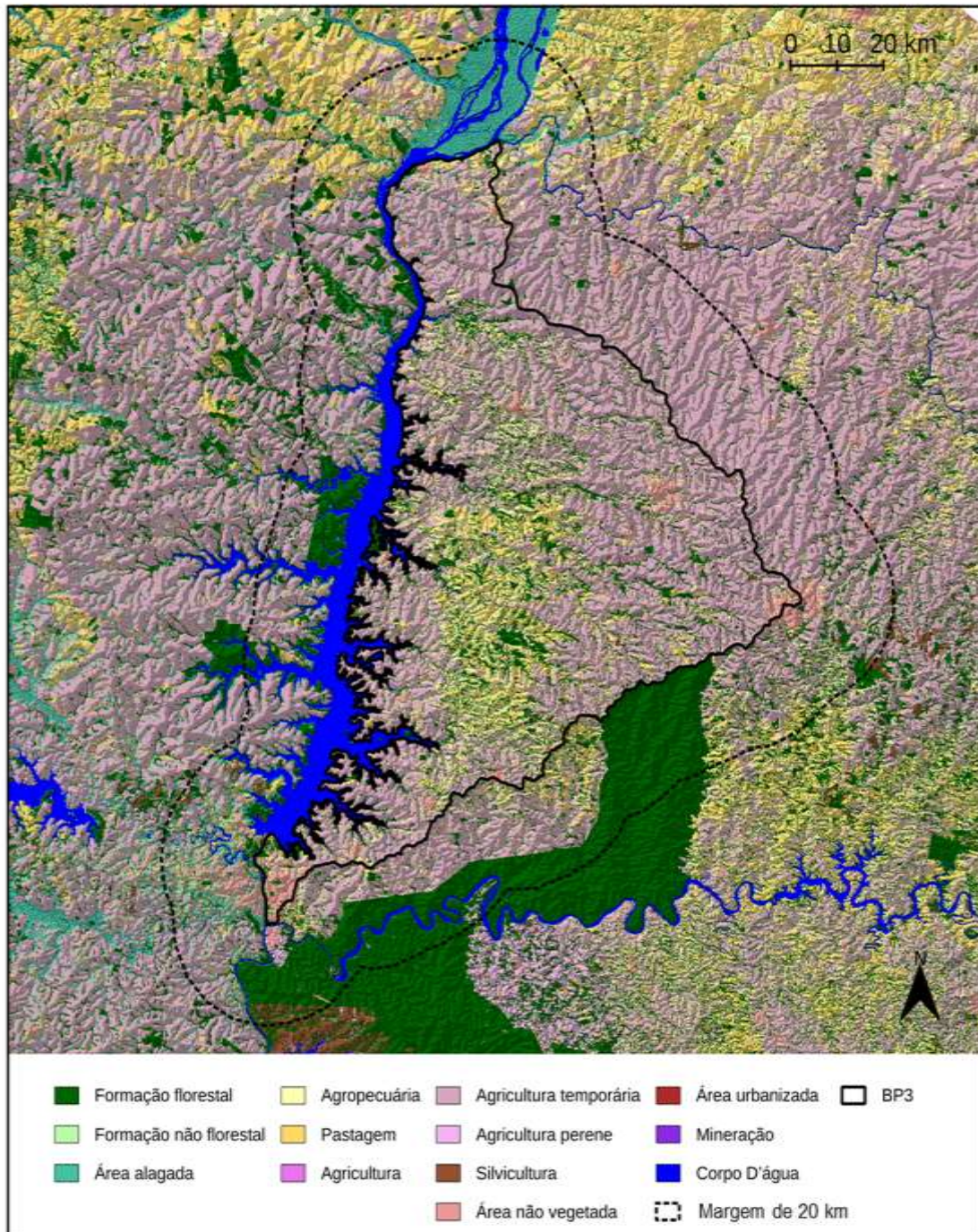


Figura 7: Delimitação da área de estudo a partir de um raio de 20 km ao redor dos limites da Bacia do Paraná 3 (BP3), com mapeamento de uso e cobertura das terras obtidos das coleções do Mapbiomas Brasil 7.0 e Mapbiomas Bosque Atlântico 1.0.

Em seguida, o mapeamento de uso e cobertura das terras foi reclassificado para atribuir valores de resistência ao fluxo de organismos para as classes de uso, considerando três perfis ecológicos distintos. O perfil 1 (P1) se refere a espécies altamente dependentes de ambiente florestal e com maior resistência ao deslocamento por áreas abertas. O perfil 2 (P2) representa espécies dependentes de florestas mas com maior capacidade de deslocamento por outras áreas vegetadas. O perfil 3 (P3) é semelhante ao P2 mas com

uma distinção entre a capacidade de deslocamento em áreas nucleares (menor resistência) e bordas florestais (maior resistência). Para a diferenciação entre áreas nucleares, áreas de corredores e áreas de borda utilizou o algoritmo MSPA descrito no Objetivo 1. Os valores de resistência atribuídos a cada classe de uso e cobertura podem ser visualizados na Tabela 3.

Para identificação dos possíveis corredores entre cada par de fragmentos de interesse foi utilizado o plugin Least Cost Path no software QGIS 3.28.8 (<https://plugins.qgis.org/plugins/leastcostpath/>). Os corredores obtidos foram sobrepostos para identificar as regiões que apresentavam mais soluções de menor custo entre todos os pares de fragmentos. Complementarmente, foi utilizado o método de Minimum Spanning Tree, que liga todos os fragmentos com o menor custo de deslocamento possível, criando assim uma rede de corredores de menor custo.

Em seguida, foram calculados o custo de deslocamento e a distância de deslocamento entre cada par de fragmentos considerando as melhores rotas. Todas as análises foram realizadas para os anos de 1987, 2021 e para o cenário de 2021 com APPs restauradas.

Tabela 3: Valores de resistência atribuídos às classes de uso e cobertura das terras para os três perfis ecológicos analisados

| Classe de uso das terras | Perfil 1 | Perfil 2 | Perfil 3 |
|---------------------------------|-----------------|-----------------|---|
| Floresta | 1 | 1 | 1 (área nuclear); 10 (área de borda); 5 (corredor); |
| Formação natural não florestal | 100 | 15 | 15 |
| Área alagada | 100 | 20 | 20 |
| Agropecuária | 100 | 75 | 75 |
| Pastagem | 100 | 50 | 50 |
| Agricultura temporária | 100 | 100 | 100 |
| Agricultura perene | 100 | 75 | 75 |
| Silvicultura | 100 | 25 | 25 |
| Área não vegetada | 100 | 500 | 500 |
| Área urbanizada | 1000 | 1000 | 1000 |
| Corpo d'água | 100 | 80 | 80 |
| Estradas | 1000 | 1000 | 1000 |

Resultados

Foi possível identificar uma grande alteração entre os trajetos dos corredores entre os anos de 1987 e 2021, com um maior número de alternativas de corredores de baixo custo no ano de 2021, para todos os perfis ecológicos (Figura 8). Tal resultado ocorreu pelo fato de existirem mais fragmentos florestais que estão mais próximos entre si, além de existirem também mais corredores florestais que levaram a um aumento de conectividade nos anos mais recentes quando comparado a década de 1980, como destacado nas etapas anteriores deste estudo.

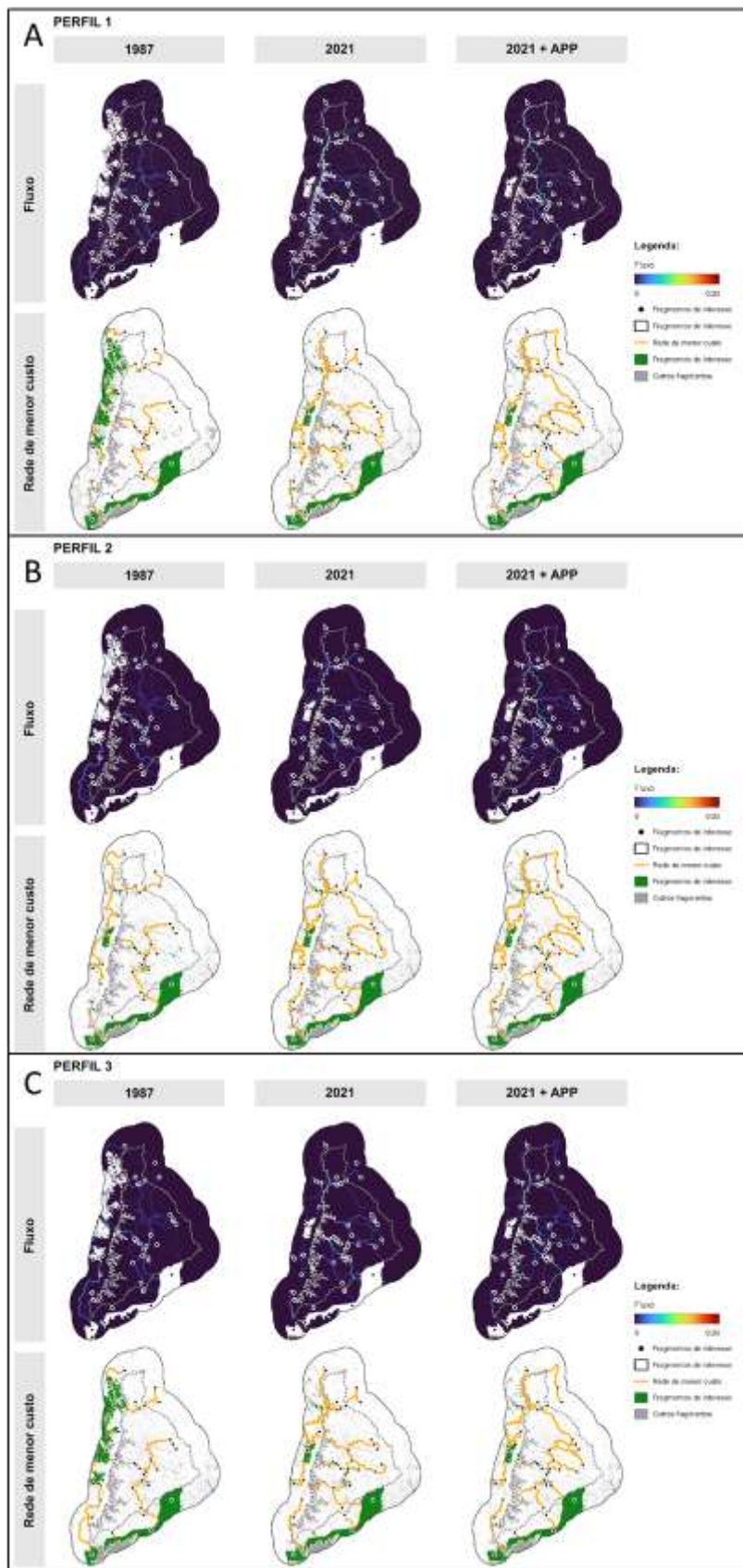


Figura 8: Áreas de maior fluxo potencial destacadas mais vezes pelas soluções de menor custo entre os 48 pontos de interesse da paisagem (Fluxo) e rede de menor custo obtida com o algoritmo Minimum Spanning Tree. As análises foram realizadas para três perfis ecológicos: 1(A), 2 (B) e 3(C).

Tais mudanças permitiram que fossem estabelecidas várias rotas de baixo custo entre os fragmentos em 2021, levando a uma redução nos custos de deslocamento entre estes fragmentos (Figura 9), mesmo que os organismos tivessem que se deslocar por maiores distâncias (Figura 10). Na década de 1980, devido ao fato da paisagem apresentar menor conectividade, o custo de deslocamento entre os fragmentos era muito elevado, compensando realizar um deslocamento por áreas mais curtas, mesmo que passando por matrizes mais resistentes. Como no ano de 2021 a paisagem apresentou melhores condições, os trajetos menos custosos entre os pares de fragmentos podem ser mais longos, sendo menos custoso se deslocar uma distância maior pelo interior dos corredores e de fragmentos do que utilizar a menor distância passando por matrizes de alta resistência ao deslocamento. Por conta disso, surgiram várias rotas alternativas entre os pares de fragmentos analisados, demonstrando um maior potencial de fluxo de organismos entre as UCs e os grandes fragmentos da BP3 (Figura 8).

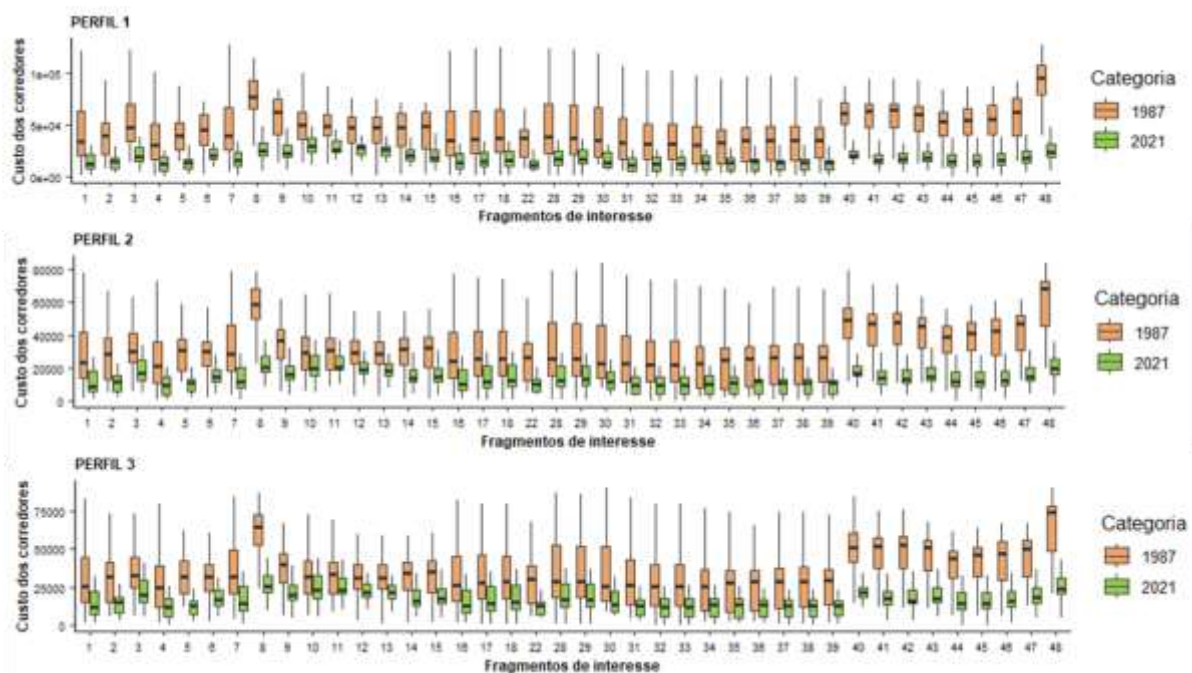


Figura 9: Custo de deslocamento pelos corredores entre um determinado fragmento de interesse (números no eixo x) e os demais fragmentos de interesse analisados par a par (valores representados no boxplot) para os anos de 1987 (caixas laranjas) e 2021 (caixas verdes). As análises foram realizadas para os perfis ecológicos 1 (gráfico superior), 2 (gráfico do meio) e 3 (gráfico inferior), conforme descrito anteriormente.

Apesar da melhoria da paisagem promovida pela recuperação florestal entre a década de 1980 e 2021, a análise do cenário de 2021 com as APPs restauradas demonstra que a recuperação de APPs pode ainda promover uma melhoria na conectividade entre as UCs e grandes fragmentos da BP3. O cenário de 2021 com APPs restauradas não apresenta uma grande alteração no número de rotas e na configuração dos principais

corredores (Figura 8). Entretanto, ainda é possível notar o surgimento de algumas novas rotas quando comparado o cenário de APPs restauradas ao ano de 2021 para os três perfis. Além disso, é possível notar que o custo de deslocamento entre os pares de fragmentos apresentou redução quando comparado ao ano de 2021 sem a restauração das APPs (Figura 11). Por fim, é importante destacar que esta redução de custo de deslocamento foi acompanhada por uma redução de distância de deslocamento entre alguns pares de fragmentos (Figura 12), mostrando que rotas no interior da BP3 que não passem pela margem do reservatório podem ser altamente relevantes para o fluxo de organismos. A ausência de destaque na borda do reservatório não indica que ele não é um bom corredor florestal, mas como se trata de uma área de maior largura e conectando vários pontos, o fluxo por esta região se torna diluído por apresentar várias alternativas de trajetos de baixo custo. Além disso, com a recuperação florestal ocorrida nos últimos anos, algumas rotas surgiram no interior da BP3, com alternativas de baixo custo que não necessitam passar pela faixa marginal do reservatório. Tal observação se reforça pelo surgimento de várias áreas de menor custo ao longo da margem paraguaia do reservatório, justificado pela presença de uma paisagem menos permeável e com menor cobertura florestal, sendo a margem do reservatório frequentemente a melhor alternativa.

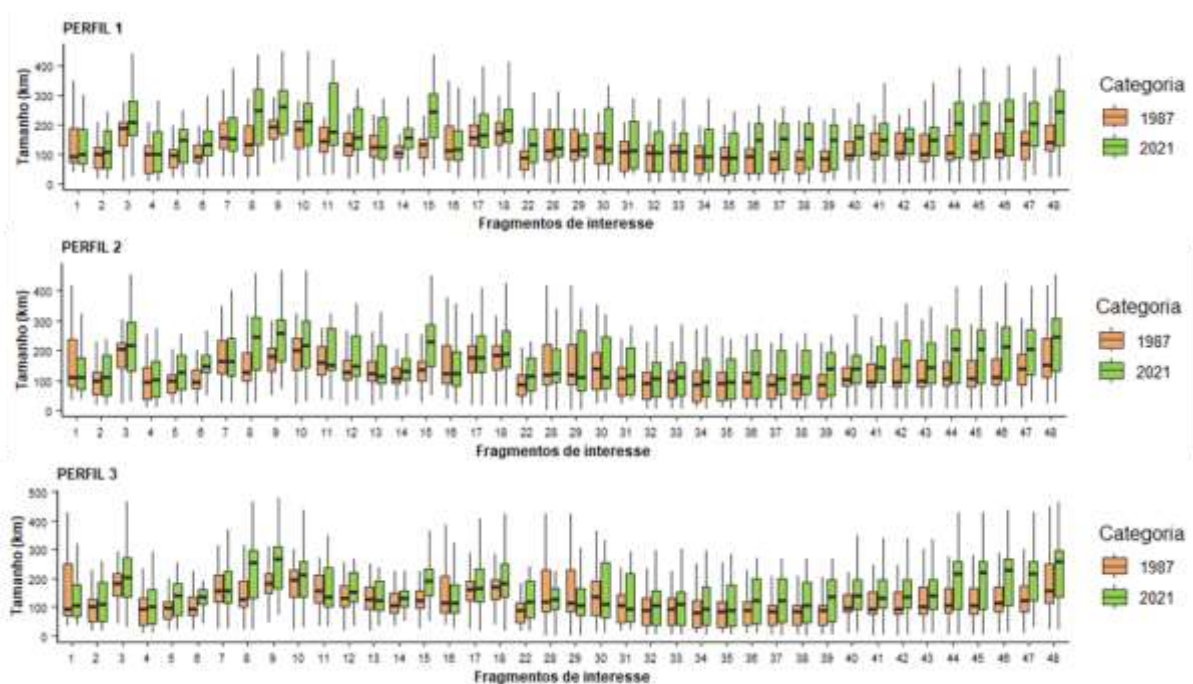


Figura 10: Distância de deslocamento pelos corredores (tamanho em km no eixo y) entre um determinado fragmento de interesse (números no eixo x) e os demais fragmentos de interesse analisados par a par (valores representados no boxplot) para os anos de 1987 (caixas laranjas) e 2021 (caixas verdes). As análises foram realizadas para os perfis ecológicos 1 (gráfico superior), 2 (gráfico do meio) e 3 (gráfico inferior), conforme descrito anteriormente.

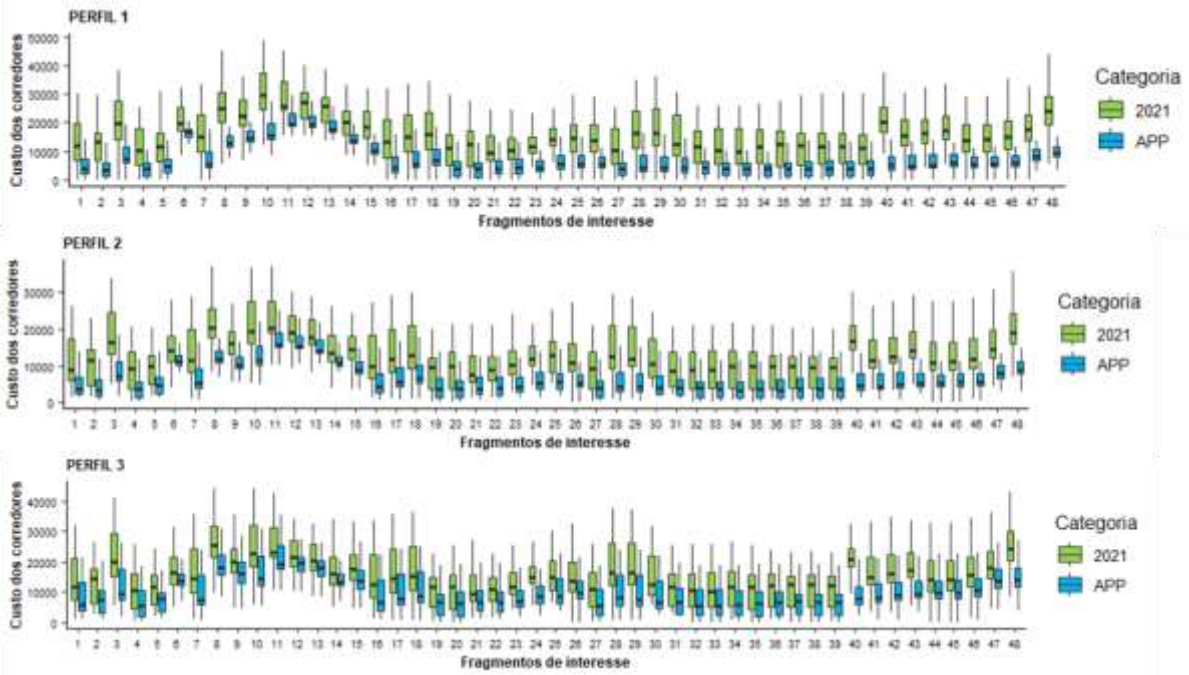


Figura 11: Custo de deslocamento pelos corredores entre um determinado fragmento de interesse (números no eixo x) e os demais fragmentos de interesse analisados par a par (valores representados no boxplot) para o ano de 2021 (caixas verdes) e para o cenário de 2021 com áreas de preservação permanentes restauradas (caixas azuis). As análises foram realizadas para os perfis ecológicos 1 (gráfico superior), 2 (gráfico do meio) e 3 (gráfico inferior), conforme descrito anteriormente.

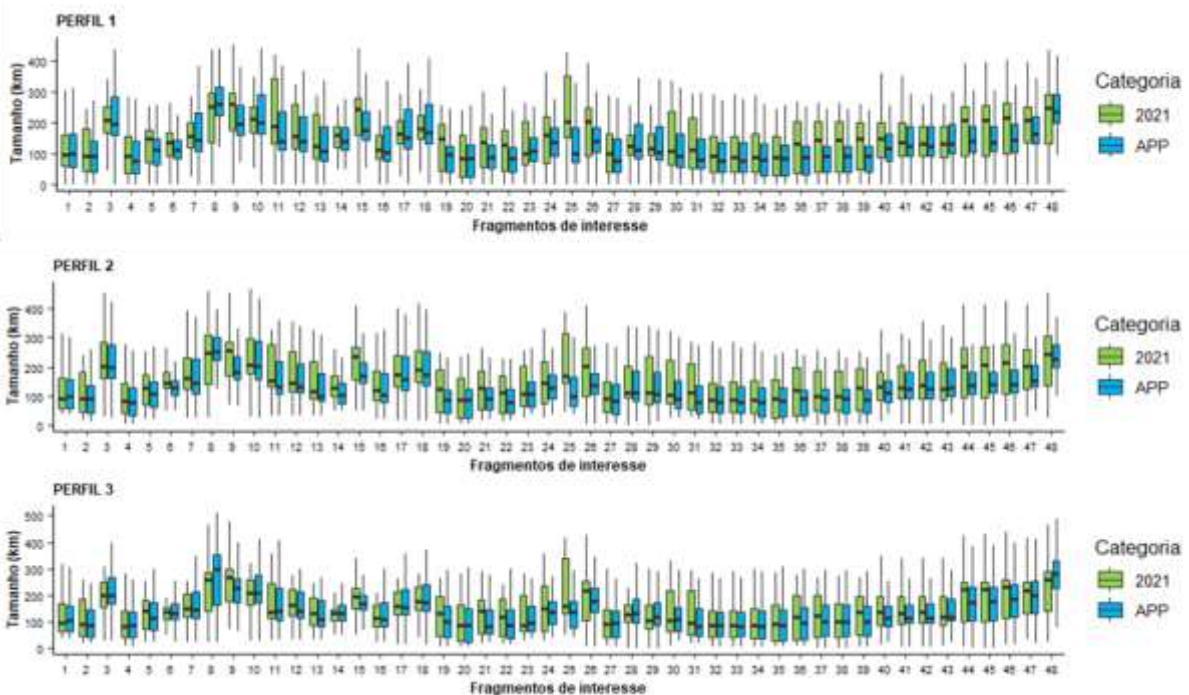


Figura 12: Distância de deslocamento pelos corredores (tamanho em km no eixo y) entre um determinado fragmento de interesse (números no eixo x) e os demais fragmentos de interesse analisados par a par (valores representados no boxplot) para o ano de 2021 (caixas verdes) e para o cenário de 2021 com áreas de preservação permanentes restauradas (caixas azuis). As análises foram realizadas para os perfis ecológicos 1 (gráfico superior), 2 (gráfico do meio) e 3 (gráfico inferior), conforme descrito anteriormente.

Discussão

As análises da dinâmica de uso e cobertura da paisagem na região da BP3 e áreas do entorno entre os anos 1985 e 2021 revelaram que a paisagem passou por um aumento de cobertura florestal devido a ações de restauração e regeneração natural. Este resultado reforça que é possível o ganho de cobertura florestal em uma paisagem com um processo de intensificação da atividade agrícola e pecuária que levou a um aumento de produção animal e vegetal. Neste caso, o ganho de cobertura florestal foi decorrente não apenas da regeneração natural em áreas abandonadas decorrentes da baixa aptidão agrícola e êxodo rural, mas também a um processo de restauração ativa visando a proteção dos recursos hídricos e da biodiversidade. Desta forma, as ações de restauração promovidas por Itaipu na faixa de proteção do reservatório, em outras regiões da BP3 e o incentivo por parte de Itaipu e de gestores governamentais para ações de restauração promovidas por outros atores tiveram influência na dinâmica da paisagem.

As mudanças na paisagem resultaram em um ganho de área florestal, que proporcionou a redução do número de fragmentos através do aumento na conexão estrutural com a criação de corredores que levou ao aumento também das áreas nucleares. Tais alterações resultaram também no aumento da conectividade funcional da paisagem, gerando incremento na disponibilidade de habitat para espécies dependentes de áreas florestais. Os benefícios das ações de restauração para a paisagem são considerados essenciais para a manutenção da biodiversidade, especialmente pelo fato de se tratar de uma paisagem que na década de 1980 já havia cruzado o limiar de extinção, ficando abaixo dos cerca de 30% de cobertura florestal necessários para evitar perda de espécies e consequentes alterações nas comunidades (Banks-Leite et al., 2014, Arroyo-Rodríguez et al., 2020).

Além disso, as mudanças promoveram o surgimento de novos potenciais corredores ecológicos, reduzindo o custo de deslocamento entre as unidades de conservação e outros grandes fragmentos da paisagem. Estes fragmentos podem funcionar como áreas fonte de biodiversidade, sendo fundamental sua conexão com os demais elementos da paisagem para permitir o fluxo de organismos visando a colonização de áreas restauradas e a recolonização de áreas que podem ter passado por processos de extinção local (Tambosi et al., 2014, Pardini et al., 2010). O aumento de corredores com menores custos de deslocamento, bem como o aumento da disponibilidade de habitat refletido pelo aumento no tamanho dos componentes, permitem que os organismos possam se deslocar por uma maior área da paisagem, facilitando o fluxo de organismos também entre os fragmentos menores, reduzindo assim o risco de perda de espécies que poderiam ocorrer devido ao tempo de latência entre processos de desmatamento pretéritos e a extinção (Lira et al.,

2019). Desta forma, a paisagem da BP3, além de ter aumentado o potencial de conservação das espécies, também aumenta as chances de sucesso das ações de restauração devido a uma maior presença de áreas nativas no entorno das áreas restauradas (Jakovac et al., 2021; Crouzeilles et al., 2016), permitindo também a manutenção e recuperação dos processos ecológicos essenciais para a manutenção destes fragmentos.

Apesar das melhorias detectadas na paisagem, parte dos benefícios que poderiam ser promovidos pela recuperação florestal foi reduzida pelos processos de desmatamento que ocorreram na paisagem ao longo das últimas décadas e que geraram a redução do tamanho dos maiores fragmentos em algumas regiões da BP3. Desta forma, ressalta-se a importância das ações de restauração na área de estudo serem acompanhadas de esforços de redução da degradação e do desmatamento, evitando assim a perda tanto de florestas antigas quanto de florestas restauradas, frequentemente encontradas na Mata Atlântica e em outras florestas tropicais (Rosa et al., 2021; Reid et al., 2019) e que compromete a conservação da biodiversidade e a oferta de serviços ecossistêmicos (Chazdon et al., 2016; Piffer et al., 2022).

Além dos benefícios obtidos, os resultados dos cenários de restauração de APPs mostram que a manutenção de investimentos em ações de restauração de vegetação nas áreas ripárias degradadas tem o potencial de promover ainda mais aumento na conectividade estrutural e funcional da paisagem. Esses benefícios serão acompanhados de um aumento à proteção dos recursos hídricos, reduzindo o aporte de poluentes e sedimentos nos cursos d'água (Piffer et al., 2021, Uriarte et al., 2011, Mello et al., 2018) frequentemente associados às atividades agrícolas e pecuárias que predominam na região (Mello et al., 2020; Dale & Polasky, 2007).

A análise da dinâmica temporal e espacial da paisagem permitiu quantificar a contribuição da recuperação florestal para a estrutura da paisagem na BP3. Os resultados permitiram identificar as áreas que foram mais beneficiadas na região, áreas que passaram por processos de perda de habitat, bem como áreas com maior potencial de benefícios em ações de restauração futura. Desta forma, o conhecimento obtido permitirá subsidiar o Núcleo de Inteligência Territorial de Itaipu, assim como as prefeituras e governo do estado do Paraná para o planejamento de ações de conservação e restauração.

A partir dos produtos gerados no presente trabalho será possível avaliar a paisagem, através de simulações, para identificar em quais micro bacias e municípios as ações de restauração poderão trazer maiores benefícios em termos de conectividade e de proteção dos cursos d'água. Tais análises poderão ser realizadas considerando metas específicas de

restauração, bem como podem ser direcionadas a sub-bacias ou regiões específicas da BP3. Além disso, os resultados contribuirão para o planejamento e delineamento de novas pesquisas para avaliar o resultado das ações de restauração em campo tendo em vista os benefícios para a biodiversidade e para a proteção dos recursos hídricos.

Os benefícios da recuperação florestal quantificados ao longo do tempo, a compreensão da dinâmica da paisagem compondo esses benefícios e a identificação dos potenciais corredores ecológicos de maior fluxo junto aos fragmentos naturais são os subsídios apoiadores para tomada de decisões sobre o planejamento e a priorização de futuras ações de restauração florestal por Itaipu na paisagem da bacia hidrográfica do Paraná. Assim, o presente trabalho representa um primeiro passo para que as análises de dinâmica temporal e espacial da paisagem possam contribuir para a definição de estratégias espaciais para a gestão do território visando a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade na área de atuação de Itaipu. Tais contribuições são fundamentais para o Núcleo de Inteligência Territorial de Itaipu, uma vez que entre seus objetivos está atribuir caráter prático às atividades de pesquisa, facilitando a discussão sobre o processo de gestão do território.

Por fim, adotar estratégias que permitam quantificar e avaliar espacialmente os benefícios das ações ambientais reforçarão os processos de certificação ambiental de Itaipu. Entre eles podemos destacar o processo de Certificação LIFE de Negócios em Biodiversidade (LIFE, 2023), onde desde 2015, às ações de conservação de biodiversidade da empresa são auditadas, e os indicadores têm sido utilizados como mecanismo de mensuração das atividades socioambientais nas Diretrizes Táticas empresariais. Por exemplo, na auditoria realizada no ano de 2023, as ações de proteção, manutenção e conservação da APP da borda do reservatório corresponderam a 48% do total da pontuação alcançada pela empresa no balanço entre o impacto do empreendimento e as ações voluntárias para conservação, demonstrando a importância do processo de restauração desta área ao longo dos anos também para o processo de certificação e gestão ambiental da empresa. Assim, adotar estratégias que permitam quantificar o impacto positivo de ações de conservação e restauração que se estendem para além do reservatório pode contribuir para os processos de certificação e adequação ambiental não apenas da empresa interessada, mas também pode gerar subsídios para o planejamento de adequação ambiental de proprietários e governos presentes na área de atuação da empresa.

Conclusão

Cumprir os desafios de recuperar paisagens que estão além do limiar de extinção de espécies dependentes de florestas, sejam propostos pelas metas globais ou por compromissos empresariais, requer conhecimento sobre quantidades de habitat florestais e priorização de áreas para restauração em nível de paisagem. Essas respostas são imprescindíveis para formular medidas de redução de impactos pretéritos e planejar ações ambientais futuras. Com esse comprometimento, este trabalho, desenvolvido na paisagem que compreende o reservatório de Itaipu, evidenciou que a restauração florestal incrementa positivamente, mesmo sob condições limitantes da paisagem sem, necessariamente, competir com áreas destinadas a agricultura. Foi observado um aumento expressivo na área de fragmentos florestais e em uma composição espacial estratégica para o reservatório de Itaipu, com menores condições de fragmentação, aumento de corredores com menores custos de deslocamento e aumento no tamanho dos componentes. Tais condições representam uma maior probabilidade de recuperação dos processos ecológicos e de fluxo de organismos, reduzindo o risco de perda de espécies. Porém, o estudo também destaca que Itaipu e governos compromissados com as metas internacionais ainda têm um longo caminho a ser percorrido, reduzindo os desmatamentos que minimizaram os efeitos positivos da recuperação florestal da paisagem, atuando nas áreas menos beneficiadas de forma a distribuir, com justiça ambiental e social, os benefícios das ações de conservação e recuperação ambiental.

Referências

- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., et al. 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology letters*, 23(9), 1404-1420.
- Banks-Leite, C., Ewers, R.M., Kapos, V., Martensen, A.C., Metzger, J.P. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of applied ecology*, 48: 706-714.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., et al. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, 345(6200), 1041-1045.
- Brancalion, P.H.S., Gandolfi, S., Rodrigues, R.R. 2015. *Restauração Florestal*. São Paulo, Oficina de Textos, 432 p.
- Brockhoff, E. G. et al. 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26: 3005-3035.
- Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M., et al. 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science advances*, 2(5), e1501639.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., et al. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7(1), 11666.
- Crouzeilles, R., M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2010. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis* 14:872-900
- Dale, V.H., Polasky, S. 2007. Measures of the effect of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, v.64, n.2, p.286-296.
- Fastré, C., Possingham, H.P., Strubbe, D. et al. 2020. Identifying trade-offs between biodiversity conservation and ecosystem services delivery for land-use decisions. *Sci Rep* 10, 7971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64668-z>
- FBDS - Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 2015. Mapeamento em alta resolução dos biomas brasileiros. Disponível em <http://geo.fbds.org.br/> Acessado em 04/2021
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., et al. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology* 29:187–200.
- Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Crouzeilles, R., et al. 2021. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*, 96(4), 1114-1134.
- LIFE. LIFE-BB-BR-TG01-4.0 GUIA TÉCNICO LIFE – 01 Cálculo do Índice de Pressão à Biodiversidade (IPB) e Definição do Desempenho Mínimo em Biodiversidade (DMB) Avaliação do Desempenho em Ações de Conservação da Biodiversidade, 2023
- Lira, P.K., de Souza Leite, M., & Metzger, J.P. 2019. Temporal lag in ecological responses to landscape change: where are we now?. *Current Landscape Ecology Reports*, 4, 70-82.
- MA – Millenium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*. Washington, DC: Island Press. 206p. 2005
- Mapbiomas coleção 5.0 - Projeto MapBiomas – Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado em outubro de 2020 através do link: <https://brasil.mapbiomas.org/downloads/>

Mapbiomas coleção 7.0 - Projeto MapBiomas – Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado em março de 2023 através do link: <https://brasil.mapbiomas.org/downloads/>

Mapbiomas Bosque Atlântico coleção 2.0 - Proyecto MapBiomas Bosque Atlántico Trinacional – Colección 2.0 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Bosque Atlántico Trinacional, adquirido en marzo 2023 a través del link: <https://bosqueatlantico.mapbiomas.org/descargas/>

Martensen, A.C., Saura, S., & Fortin, M.J. 2017. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10), 1253-1264.

McGarigal K., Cushman, S.A. and Ene, E. 2023. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors; available at the following web site: <https://www.fragstats.org>

Mello, K., Valente, R.A., Randhir, T.O., Vettorazzi, C.A. 2018. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecological Indicators* 93:1293–1301

Mello, K., Taniwaki, R.H., de Paula, F.R., et al. 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 110879.

Pardini, R., Bueno, A.D.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., & Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one*, 5(10), e13666.

Piffer, P.R., Rosa, M.R., Tambosi, L.R., Metzger, J.P., & Uriarte, M. 2022. Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. *Environmental Research Letters*, 17(4), 045009.

Piffer, P.R., Tambosi, L.R., Ferraz, S.F.D.B., Metzger, J.P., & Uriarte, M. 2021. Native forest cover safeguards stream water quality under a changing climate. *Ecological Applications*, 31(7), e02414.

Reid, J.L., Fagan, M.E., Lucas, J., Slaughter, J., & Zahawi, R.A. 2019. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. *Conservation Letters*, 12(2), e12607.

Rosa, M.R., Brancalion, P.H., Crouzeilles, R., et al. 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science advances*, 7(4), eabc4547.

Soille, P., & Vogt, P. 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern recognition letters*, 30(4), 456-459.

Tambosi, L. R., Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., & Metzger, J. P. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration ecology*, 22(2), 169-177.

Urban, D., & Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph- theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.

Uriarte, M., Yackulic, C.B.; Lim, Y; Arce-Nazario, J.A. 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, 26: 1151-1164.

Vogt P., Riitters, K. 2017. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing* 50:1, 352-361, DOI: 10.1080/22797254.2017.1330650. Software available for free at: <https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lpa/gtb/>

Vörösmarty, C.J., P. Green, J. Salisbury, and R.B. Lammers. 2016. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289:284–288.