

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Efetividade das áreas protegidas para a conservação da natureza
sob a abordagem dos serviços ecossistêmicos na bacia do rio
Corumbataí**

Yuri Arten Forte

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

Yuri Arten Forte
Ecólogo

Efetividade das áreas protegidas para a conservação da natureza sob a abordagem dos serviços ecossistêmicos na bacia do rio Corumbataí

Orientador:
Profa. Dra. **TERESA CRISTINA MAGRO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2015

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Forte, Yuri Arten

Efetividade das áreas protegidas para a conservação da natureza sob a abordagem dos serviços ecossistêmicos na bacia do rio Corumbataí / Yuri Arten Forte. - - Piracicaba, 2015.

96 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1.Sustentabilidade da paisagem 2. Serviços ecossistêmicos 3. Mapeamento 4.Bacia do rio Corumbataí I. Título

CDD 551.483
F737e

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

*À minha família,
No sentido mais amplo
Que a palavra possa permitir.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, inicialmente, aos professores Dr. Silvio Ferraz e Dra. Teresa Magro por terem participado ativamente deste trabalho, desde sua concepção intelectual até sua finalização, fornecendo não somente a orientação científica como também, e talvez principalmente, o apoio motivacional durante essa empreitada.

Além disso, agradeço a bolsa de estudos concedida pela CAPES, sem a qual não haveria possibilidades de desempenhar integralmente este estudo, e a toda estrutura física e humana oferecida pela ESALQ, em especial pelo Departamento de Ciências Florestais e pela Biblioteca Central.

Muitas foram as pessoas e instituições que passaram por mim ao longo destes mais de 2 anos. Correndo o risco de ser injusto ao citar nominalmente, agradeço a todos que tiveram qualquer conexão comigo durante este período. Com certeza internalizei muito mais conhecimento do que sou capaz de externar neste texto.

Porém, sou grato a tantos que contribuíram de forma mais direta com essa pesquisa que me alegra em muito lembrá-los nominalmente de forma especial.

Ao Ciro, do Instituto Florestal (IF), e à Ivana Monteiro, da EMPLASA, por terem colaborado de forma atenciosa com a cessão das fotografias aéreas de 1978 e 2010/2011.

Àqueles colegas que cruzaram meu caminho durante o aprendizado em cursos e disciplinas, como em Ecologia da Paisagem (UNESP/Rio Claro), Gestão de Informações Geográficas (ESALQ), Análise Multivariada de Bacias Hidrográficas (UNICAMP) e Serviços Ecossistêmicos (USP).

Aos queridos LANPiões do Laboratório de Áreas Naturais Protegidas (LANP), Josi Cerveira, Ricardo Reale, Carolina Bartoletti, Lily Gutierrez, Luciana Matsubara, Luca Milani.

Aos quase incontáveis colegas hidrologicamente sensíveis que chegam e vão do Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF), principalmente Mayra Flores, Jéssica Sampaio, Rodrigo Begotti, Mathieu Almeida, Carlos Divino, Aline Fransozi, Maureen Voigtlaender, Carolina Rodrigues, Cassio Maia, Fred Miranda, Paulo Guilherme Molin (Garmin), Renata Melo, Vanessa Sontag e Vinícius Guidotti. Sou grato ao Caio

Gallego e ao Wagner Silva por terem contribuído com parte do mapeamento deste trabalho. Gratidão especial à Carla Cassiano, Lara Garcia, Ricardo Taniwaki e Luiz Salemi (Urso) pela dedicação depositada na leitura e correção crítica deste trabalho.

A tudo que se refere à minha participação no Congresso de Ecologia da Paisagem (*9th IALE World Congress – 2015*), em Portland (EUA), onde apresentei minha pesquisa que originou o Capítulo 2 deste trabalho. Sou grato à Kathleen Vigness-Raposa pela premiação a mim concedida (*Foreign Scholar Travel Award*). Sou grato aos professores Benjamin Burkhard, Felix Müller, Thomas Wrbka, Kremena Boyanova, Danilo Boscolo e Jean Paul Metzger pelas contribuições oferecidas durante as conversas no evento. Aos colegas Lukas Seehausen, Qiongyu Chong Huang, Karl Jarvis, Paula Prist, Ryan Hill e Reno Colmant pela troca de experiências acadêmicas e, claro, pelos brilhantes momentos na “*weird*” Portland.

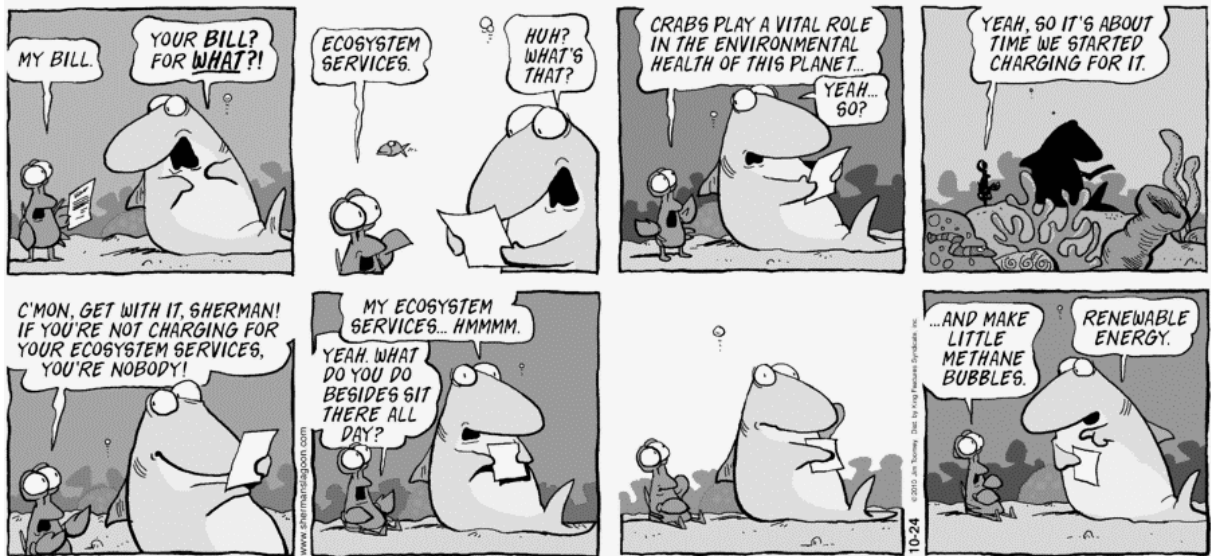
Aos amigos que, de uma forma ou outra, possuem lugar especial na minha formação pessoal e durante muitos momentos difíceis: André Vasconcelos (Santos), Eduardo Pacífico, Elson Lima, Fábio Perin de Sá (Quase) e Lika Miashiki. Ao eterno Congado, irmãos de vida: Júlio, Luiz, Pedro e Pietro. E querido Adenor.

À minha mãe Márcia, seu companheiro Toninho, meu pai Marco e minha irmã Tati, pelos quais sou grato por toda e qualquer ajuda que tenham me oferecido e que contribuiu para a concretização desta etapa.

Ao meu lírio do campo, Sayuri, nossa estória é minha gratidão. Afinal, como diz a canção, “me diz o que é o sufoco que eu te mostro alguém a fim de te acompanhar e, se o caso for de ir à praia, eu levo essa casa numa sacola”.

EPIGRAFE

SHERMAN'S LAGOON



BY JIM TOOMEY

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
Referências	17
2 BALANÇO ENTRE DEMANDAS E OFERTA PARA IDENTIFICAR A PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PELAS ÁREAS PROTEGIDAS	19
Resumo.....	19
Abstract.....	19
2.1 Introdução	20
2.2 Material e método.....	22
2.2.1 Área de estudo	22
2.2.2 Base de dados	24
2.2.3 Mapeamento e qualificação dos serviços ecossistêmicos.....	26
2.2.3.1 Demanda.....	27
2.2.3.2 Oferta	33
2.2.4 Análise de dados.....	36
2.3 Resultados	37
2.3.1 Mapeamento das demandas por serviços ecossistêmicos.....	37
2.3.2 Mapeamento da oferta por serviços ecossistêmicos	40
2.3.3 Balanço por serviços ecossistêmicos	41
2.4 Discussão.....	43
2.5 Conclusões.....	49
Referências	50
3 SINERGIA E TRADE-OFF ENTRE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS PARA PLANOS DE CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO.....	61
Resumo.....	61
Abstract.....	61
3.1 Introdução	62
3.2 Material e método.....	64
3.2.1 Área de estudo	64
3.2.2 Base de dados	65
3.2.3 Seleção de indicadores de serviços ecossistêmicos	65
3.2.4 Cenários para análise sinérgica	68
3.3 Resultados	70

3.3.1 Conservação florestal	70
3.3.2 Restauração florestal	72
3.4 Discussão	75
3.5 Conclusões	80
Referências.....	81
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89
ANEXOS.....	91

RESUMO

Efetividade das áreas protegidas para a conservação da natureza sob a abordagem dos serviços ecossistêmicos na bacia do rio Corumbataí

A sustentabilidade da paisagem trata-se de um tema central no que se refere às questões de conservação e desenvolvimento de paisagens altamente antropizadas. Está embasada nos conceitos tradicionais de desenvolvimento sustentável, que visam balancear o desenvolvimento humano com a proteção ambiental, pautada na equidade intra e extra-geração. Considera, ainda, os conceitos de bem-estar humano nesta esfera. Paralelamente, os conceitos de serviços ecossistêmicos reconhecem a dependência das atividades antrópicas e seu bem-estar à qualidade dos ecossistemas, reacendendo os debates sobre capital natural e desenvolvimento sustentável. Neste contexto, este trabalho aborda a sustentabilidade da paisagem questionando a potencialidade dos remanescentes florestais em fornecer, de maneira equilibrada, diferentes serviços ecossistêmicos na bacia do rio Corumbataí. Para isso, o trabalho foi dividido em duas etapas. A primeira buscou analisar questões de demanda e oferta por múltiplos serviços ecossistêmicos (controle de erosão, regulação hídrica, regulação microclimática, informação estética e qualidade de habitat). Isso baseado em indicadores da paisagem, como a dinâmica do uso do solo e padrões do meio físico e antrópico. A segunda investigou a viabilidade de integrar o sinergismo entre os serviços de controle de erosão e qualidade de habitat às prioridades de conservação e restauração florestal. Isso baseado no cenário atual da paisagem e por meio de diferentes simulações de incremento em 10% da cobertura florestal na paisagem, inserindo florestas nos locais de alta erodibilidade (situação criteriosa) ou de forma randômica. Os resultados demonstraram que, apesar do aumento de 60% na cobertura florestal durante os últimos 30 anos, apenas 37% das florestas possuem alto potencial para ofertar serviços ecossistêmicos e que, quando ponderadas perante as demandas da paisagem, apenas 20% das florestas encontram-se em equilíbrio. Além disso, foi verificado sinergismo entre os serviços de controle de erosão e qualidade de habitat em aproximadamente 80% da cobertura florestal. No entanto, nos cenários de restauração florestal, o sinergismo foi alcançado em todas as situações, sejam elas criteriosas ou randômicas. Deste modo, ficou evidente o limite das florestas e áreas protegidas como potenciais prestadoras de serviços ecossistêmicos na paisagem. Também ficou evidente que, em paisagens com alto grau de fragmentação e baixa proporção florestal, os processos de restauração não necessariamente devem almejar o sinergismo entre serviços ecossistêmicos. Por fim, atribui-se grande importância ao papel das áreas agrícolas e pastagens para compensar demandas, restaurar serviços ecossistêmicos, almejando, portanto, a sustentabilidade da paisagem.

Palavras-chave: Sustentabilidade da paisagem; Serviços ecossistêmicos; Mapeamento; Bacia do rio Corumbataí

ABSTRACT

Effectiveness of protected areas for the conservation of nature under ecosystem services approach at the Corumbataí river basin

Landscape sustainability is a central theme regarding conservation and development issues in highly disturbed landscapes. It is grounded in traditional concepts of sustainable development, aimed at balancing human development with environmental protection, based on intra and extra-generation equity. It also considers the human welfare concepts in this sphere. At the same time, the concepts of ecosystem services recognize the dependence of human activities and their well-being related to the quality of ecosystems, reigniting the debate on natural capital and sustainable development. In this context, this paper addresses the landscape sustainability questioning the capability of remaining forests to provide different ecosystem services in Corumbataí river basin, in a balanced way. For this, the study was divided into two stages. The first one aimed to analyze demand and supply issues for multiple ecosystem services (erosion control, water regulation, microclimate regulation, aesthetic information and habitat quality), based on landscape indicators such as land use dynamics and physical/anthropic patterns. The second one investigated the viability of integrating the synergism between erosion control and habitat quality services for forest conservation and restoration priorities, based on the current landscape and through different simulations, increasing by 10% of forest cover in the landscape setting, inserting forests in high erodibility places (careful situation) or through a random situation. The results showed that despite the increase by 60% in forest cover over the last 30 years, only 37% of the forests hold high potential to offer ecosystem services and, when weighted against the landscape demands, only 20% of the forests are in equilibrium. Furthermore, synergism was observed between the erosion control services and habitat quality in approximately 80% of forest cover. However, in forest restoration scenarios, synergism was achieved in all situations (random or careful). Thus, it was evident the limit of forests and protected areas as potential providers of ecosystem services in the landscape. It was also evident that, in highly fragmented and low forest proportion landscapes, restore processes should not necessarily aim synergism between ecosystem services. Finally, we assign great importance to the role of agricultural land and pastures to offset demands, restoring ecosystem services, aiming thus the sustainability of the landscape.

Keywords: Landscape sustainability; Ecosystem services; Mapping, Corumbataí river basin

1 INTRODUÇÃO

O tema central deste trabalho é a sustentabilidade da paisagem, assumida sob a roupagem dos serviços ecossistêmicos. Trata-se de temas que se atualizam no debate científico e nas esferas do planejamento da paisagem e geram, por vezes, importantes lacunas. Não é uma novidade falar sobre sustentabilidade, independentemente do entendimento que o leitor tenha do assunto. Entretanto, falar sobre serviços ecossistêmicos, ou mesmo serviços ambientais, suscita muitas dúvidas, incertezas e críticas. É nesse ínterim que este trabalho se propõe a avançar o conhecimento, procurando solidificar o entendimento entre uma paisagem sustentável e o fornecimento de serviços ecossistêmicos, principalmente por parte das áreas protegidas.

A sustentabilidade da paisagem está embasada em importantes definições de “sustentabilidade” iniciadas com o Relatório de Brundtland, em 1987, que, de forma enfática, aponta para o balanço entre o desenvolvimento humano e a proteção ambiental, assim como para a equidade intra e extra-gerações (WU, 2013). Desdobram-se com os conceitos do tripé da sustentabilidade (Triple Bottom Line) em 1994, que considera o meio ambiente, a economia e a sociedade pilares interligados – somente a sustentabilidade de cada dimensão é capaz de promover a sustentabilidade – além do conceito Weak vs Strong, que pondera vários tipos de sustentabilidades, mesmo sendo elas em detrimento do meio ambiente (weak sustainability) (WU, 2013). Somado a isso, tem-se a mescla com os conceitos de bem-estar humano, como proposto pela pirâmide de sustentabilidade de Maslow, que possui grande viés antropocêntrico para focar nas necessidades humanas atuais e futuras e que são limitadas pelo meio ambiente (WU, 2013). Por fim, a inserção dos conceitos de serviços ecossistêmicos.

Os primeiros conceitos que tratam dos serviços que os ambientes naturais prestam à sociedade foram pontuados por Westman (1977) ao considerar o funcionamento dos ecossistemas, tais como o fluxo de matéria e energia nas comunidades bióticas e o efeito dessa dinâmica no solo e na atmosfera, como sendo “serviços da natureza”. Em 1981, Paul Ehrlich e Anne Ehrlich utilizaram pela primeira vez o termo “serviço ecossistêmico” ao analisarem as causas e consequências da extinção de espécies (EHRlich; EHRlich, 1981). Foi, no entanto, durante a década de 1990 que o tema se popularizou de forma conceitual, bastante focado

nas funções ecossistêmicas e passou a figurar definitivamente como potencial instrumento de planejamento e política pública ao entrar no cenário econômico, colocando os serviços prestados pelos biomas no patamar de um capital natural (DE GROOT, 1992; DAILY, 1997 COSTANZA et al., 1997).

Nos anos 2000, ainda que o debate entre definições conceituais de funções e serviços ecossistêmicos tenham tomado grandes proporções, inconclusivas até o momento, houve a consolidação de que os “serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA, 2003, 2005) e de que há uma relação de cascata entre serviços interligando a biodiversidade aos serviços ou produtos finais (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010). Além disso, convencionou-se a divisão dos serviços ecossistêmicos em quatro grandes categorias: serviços de provisão (como provimento de alimentos, água, fibra e produtos associados), serviços de regulação (como a regulação climática e atenuação de outros passivos antrópicos), serviços culturais (bastante subjetivos, mas muito relacionados à característica espiritual, estética ou educativa de um ecossistema) e serviços de suporte (como a produção primária e formação dos solos) (MEA, 2003, 2005).

O conceito de serviços ecossistêmicos, portanto, reacendeu as discussões sobre capital natural e desenvolvimento sustentável, e voltou a despertar interesse nas ideias sobre limiares e incertezas nos sistemas sócio-ecológicos (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2013). Além disso, este conceito também ilumina implicações contidas pela ideia de “paisagem sustentável” que, por sua vez, trata não tanto dos padrões e estruturas específicas, mas da forma que funciona na paisagem, e se essa funcionalidade é suficiente para manter os serviços que as pessoas necessitam ou valoram (HAINES-YOUNG, 2000). A sustentabilidade da paisagem é definida como “a capacidade da paisagem em fornecer consistentemente a longo-prazo os serviços ecossistêmicos específicos da paisagem para manter e melhorar o bem-estar humano num contexto regional, apesar das mudanças ambientais e socioculturais” (WU, 2013).

A composição e a configuração da paisagem são questões centrais para a sustentabilidade da paisagem. Assim, sua temática aborda em teoria, metodologia e aplicação a ênfase na heterogeneidade espacial, relações de contexto-dependência, sinergias e *trade-offs* entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano (WU, 2013).

Neste trabalho, a aplicação de determinados termos usuais na economia neoclássica tem importância central não com o objetivo de valorar ou capitalizar os ecossistemas, mas sim como ferramenta de comunicação e abrangência mais geral ou mesmo um valor ético. Por isso, ao se utilizar termos como “demanda”, “oferta”, “sinergia” e “*trade-off*”, assume-se que a “moeda” vigente são as próprias funções ecossistêmicas e que, portanto, o bem-estar humano deverá ser o reflexo de um ambiente em equilíbrio.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o equilíbrio dos remanescentes florestais na paisagem baseando-se em seu potencial de prestar diferentes serviços ecossistêmicos, segundo indicadores da paisagem. Especificamente, alguns questionamentos são apresentados em cada capítulo:

- Qual a qualidade potencial das áreas protegidas numa paisagem antrópica? (Capítulo 2);
- A prestação de serviços ecossistêmicos pelas áreas protegidas ocorre de maneira equilibrada, ou evidenciam-se situações de demanda ou oferta excedentes? (Capítulo 2);
- O sinergismo entre serviços ecossistêmicos pode ser aplicado em planos de priorização da conservação e restauração florestal? (Capítulo 3).

Referências

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, p. 252-260, 1997.

EHRlich, P.; EHRlich, A. **Extinction**: the causes and consequences of the disappearance of species. New York: Random House, 1981. 305p.

DAILY, G. (Ed.) **Nature's services**: societal dependence on natural ecosystem. Washington: Island Press, 1997. 392p.

DE GROOT, R.S. **Functions of nature**: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Groningen: Wolters-Noordhoff, 1992. 315p.

HAINES-YOUNG, R.H. Sustainable development and sustainable landscapes: defining a new paradigm for landscape ecology. **Fennia**, Helsinki, v. 178, p. 7-14, 2000.

HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHIN, M.B. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.G.; FRID, C.L.J. **Ecosystem ecology: a new synthesis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 110-139.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington: Island Press, 2003. 245p.

_____. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 137p.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 1053–1065, 2013.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 999–1023, 2013.

2 BALANÇO ENTRE DEMANDAS E OFERTA PARA IDENTIFICAR A PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PELAS ÁREAS PROTEGIDAS

Resumo

A atual crise de recursos naturais tem despertado maior atenção para a qualidade das áreas naturais protegidas. Ainda que haja amplo reconhecimento de seu papel para a conservação da biodiversidade, pouco avanço tem sido feito para compreender sua eficácia em prestar serviços ecossistêmicos e suprir demandas físico-antrópicas da paisagem. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi analisar o papel das áreas protegidas na prestação de serviços ecossistêmicos, sob a relação de oferta e demanda. Por meio de dados cartográficos provenientes de imagens de satélite, fotografias aéreas, mapas temáticos e planialtimétricos, indicadores relativos à demanda e oferta por serviços ecossistêmicos foram selecionados. A demanda por serviços de controle de erosão, regulação hídrica, regulação microclimática e informação estética foi associada a indicadores físicos e antrópicos da paisagem. A oferta referiu-se à qualidade potencial das florestas em prestar serviços, associada aos indicadores da dinâmica do uso do solo. A análise final foi realizada por meio do balanço entre as pontuações de demanda e oferta e aplicada em unidades amostrais da paisagem (UAP) de 100x100m, compostas pelas florestas. Os resultados indicaram que, apesar do aumento de 60% da cobertura florestal entre 1978 e 2011, apenas 37% das florestas possuem alto potencial para ofertar serviços ecossistêmicos e outros 50% possuem potencial muito baixo. Além disso, o balanço na paisagem indicou que apenas 20% das áreas protegidas ofertam serviços de acordo com suas demandas e outros 35% estão em situação de demanda excedente à oferta. Além das áreas protegidas não estarem em equilíbrio na paisagem, evidencia-se que as florestas possuem um limite bastante claro em fornecer serviços ecossistêmicos. Conclui-se que, diante das lacunas apontadas pelas demandas, que vão além do limite das áreas protegidas, as áreas agrícolas figuram como protagonistas na busca pelo equilíbrio dos serviços ecossistêmicos prestados na paisagem.

Palavras-chave: Áreas protegidas; Paisagem agrícola; Mata Atlântica; Demanda; Oferta; Serviços ecossistêmicos

Abstract

The current crisis of natural resources has drawn attention to the quality of protected natural areas. Although there is widespread recognition of their role in biodiversity conservation, few advances has been made to understand its effectiveness in providing ecosystem services and fill physical/anthropic landscape demands. In this context, the aim of this paper was to analyze the role of protected areas in providing ecosystem services, under supply and demand relation. By mapping data from satellite images, aerial photographs, thematic and planialtimetric maps, indicators related to supply and demand for ecosystem services were selected. The demand by erosion control, water regulation, microclimate regulation and aesthetic information was associated with physical and anthropic indicators in

landscape scale. Supply refers to the potential quality of forests in providing services associated with indicators of land use dynamics. The final analysis was realized through the balance between demand and supply scores and applied to sample units of landscape (SUL) of 100x100m, composed by forests. The results indicate that despite the increase by 60% of forest cover between 1978 and 2011, only 37% of the forests have high potential to offer ecosystem services and another 50% have very low potential. Furthermore, the balance in the landscape indicated that only 20% of protected areas provide services according to their demands and other 35% are in a situation in which its demand exceeds supply. Besides the protected areas are not in a neutral balance in the landscape, it is clear that forests have a clear limit to provide ecosystem services. We concluded that, given the identified gaps by the demands that go beyond the limits of the protected areas, agricultural areas appear as protagonists in the search for a neutral balance of ecosystem services in the landscape.

Keywords: Protected areas; Agricultural landscape; Atlantic Forest; Demand; Supply; Ecosystem services

2.1 Introdução

A atual crise de recursos naturais, vivenciada pela humanidade e refletida em todos os níveis da sociedade, tem despertado maior atenção à qualidade das áreas naturais protegidas (NAUGHTON-TREVES; HOLLAND; BRANDON, 2005; DUDGEON et al, 2006; HANNAH, 2008). A ideia de se reservar determinados espaços do ambiente natural sempre esteve vinculada a motivações antrópicas. Inicialmente esteve atribuída à preservação de lugares sagrados e prístinos, assim como para a manutenção de estoques de recursos naturais (BENSUSAN, 2006). É no século XX, no entanto, que esta ferramenta se populariza como resposta às altas taxas de extinções de espécies (BENSUSAN, 2006). Atualmente, as áreas protegidas são definidas pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) como “um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e manejado, através de meios eficazes legais ou outros, para alcançar a conservação da natureza em longo prazo com os serviços ecossistêmicos e valores culturais associados” (DUDLEY, 2008). No Brasil, cabe ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000) e ao Código Florestal (BRASIL, 2012) regular a conservação, proteção e manejo destes espaços, como as áreas de proteção ambiental (APA), áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL).

A eficácia das áreas protegidas numa determinada paisagem possui relação bem conhecida quando avaliada sob a perspectiva da conservação da biodiversidade (BRUNER et al., 2001; PAUCHARD; VILLARROEL, 2002; CANOVA,

2004; RODRIGUES et al., 2004; GASTON et al., 2006). Entretanto, é sob o foco dos serviços ecossistêmicos que diversos autores têm sugerido uma nova abordagem para se avaliar planos de conservação (CHAN et al., 2006; EGOH et al., 2007) e, em especial, áreas protegidas (WATSON et al., 2014; CASTRO et al., 2015). Serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA, 2005). Independentemente do debate acerca da definição do termo serviço ecossistêmico (WALLACE, 2007; COSTANZA, 2008; FISHER; TURNER, 2008; FISHER; TURNER; MORLING, 2009), é importante se considerar a existência de uma estrutura em cascata, que relaciona processos e funções ecossistêmicas e os benefícios por eles gerados (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010), seja num olhar restrito ao próprio ecossistema quanto numa escala de paisagem (DE GROOT et al., 2010a).

Recentemente, uma sequência de estudos tem considerado a paisagem como prestadora de serviços ecossistêmicos (BURKHARD et al., 2009; BASTIAN; HAASE; GRUNEWALD, 2012; MAES et al., 2012) e assumido os diferentes usos do solo como elementos potenciais para ofertar serviços (e.g., NAIDOO et al., 2008; HAINES-YOUNG; POTSCHIN; KIENAST, 2012). Porém, apenas uma pequena e crescente parcela de estudos tem mapeado não somente a oferta como a demanda, ou seja, o equilíbrio pelos serviços ecossistêmicos na paisagem (e.g., van JAARSVELD et al., 2005; BURKHARD et al., 2012; NEDKOV; BURKHARD, 2012; SYRBE; WALZ, 2012). Além disso, mesmo com evidências importantes sobre o papel das florestas em fornecer múltiplos serviços (JIM; CHEN, 2009; GARCÍA-NIETO et al., 2013; FERRAZ et al., 2014), pouco avanço tem sido feito para o entendimento da relação de oferta e demanda florestal na paisagem. Cassiano et al. (2013), por exemplo, ao avaliarem os serviços hidrológicos exercidos pelas florestas, apontaram que apenas 1/3 das florestas ofertam serviços de acordo com sua demanda.

Quando o foco se estreita para a Mata Atlântica e seus 12% de remanescentes florestais (RIBEIRO et al., 2009), a necessidade de analisá-la sob um amplo balanço ganha maior importância. Por um lado, o cenário atual indica que a proporção florestal dobrou em determinadas paisagens altamente antropizadas nos últimos 60 anos (FERRAZ et al., 2014), sendo que o processo de regeneração florestal passou a ser mais significativo que o desmatamento, principalmente após os anos de 1980 (LIRA et al., 2012). Por outro lado, a situação dos remanescentes é

de degradação e alta fragmentação. Cerca de 80% dos fragmentos possuem até 50ha (RIBEIRO et al., 2009) e muitas das florestas antigas têm sido substituídas por florestas secundárias (LIRA et al., 2012; FERRAZ et al., 2014). Além disso, mais de 60% da cobertura florestal encontra-se distante das grandes áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009), o que acentua a importância dos fragmentos florestais ripários e particulares, regulados pelo Código Florestal brasileiro.

Desta forma, o objetivo deste estudo foi analisar o papel das áreas protegidas (RL, APP e UC) na prestação de serviços ecossistêmicos em paisagem altamente antropizada, respondendo às seguintes questões: Qual o potencial das áreas protegidas na prestação de serviços ecossistêmicos, frente ao aumento na cobertura florestal? As áreas protegidas prestam serviços ecossistêmicos de maneira equilibrada? Também se buscou discutir sobre a saúde dos remanescentes florestais e sobre o posicionamento destes fragmentos na paisagem, compreendendo os diferentes serviços ecossistêmicos por eles prestados.

2.2 Material e método

2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na bacia do rio Corumbataí, localizada no Estado de São Paulo, sudeste brasileiro, entre as latitudes 22°04'46"S e 22°41'28"S e longitudes 47°26'23"O e 47°56'15"O, com área aproximada de 1.700 km² (Figura 2.1). Situa-se na porção nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, principalmente sobre área da Depressão Periférica e, em menor proporção, sobre as Cuestas Basálticas (ALMEIDA, 1964).

Esta bacia é caracterizada por uma geologia predominantemente sedimentar, com importante fenômeno magmático e intrusivo, a Formação Serra Geral, responsável pela formação de um relevo escarpado, com maior densidade de drenagem, que limita a região norte e oeste da bacia (CEAPLA, 2015; KOFFLER, 1993). Excetuando-se estas áreas, interflúvios formados por colinas médias e amplas, com menor densidade de drenagem, dominam esta região (KOFFLER, 1993). Os tipos predominantes de solos na bacia são Argissolos, Latossolos e Neossolos, respectivamente (OLIVEIRA; MENK; ROTTA, 1979; OLIVEIRA et al., 1981; OLIVEIRA; BERG, 1985; OLIVEIRA; PRADO, 1989). A região é regida pelo clima Cwa (subtropical úmido de inverno seco e verão quente), com influências do

tipo Cwb (com verão temperado) sobre as Cuestas Basálticas (ALVARES et al., 2013). A média de precipitação anual varia de 1.281 mm a jusante até 1.377 mm a montante (ALVARES et al., 2013), sendo o rio Corumbataí responsável pelo abastecimento de água para uma população de cerca de 500 mil pessoas.

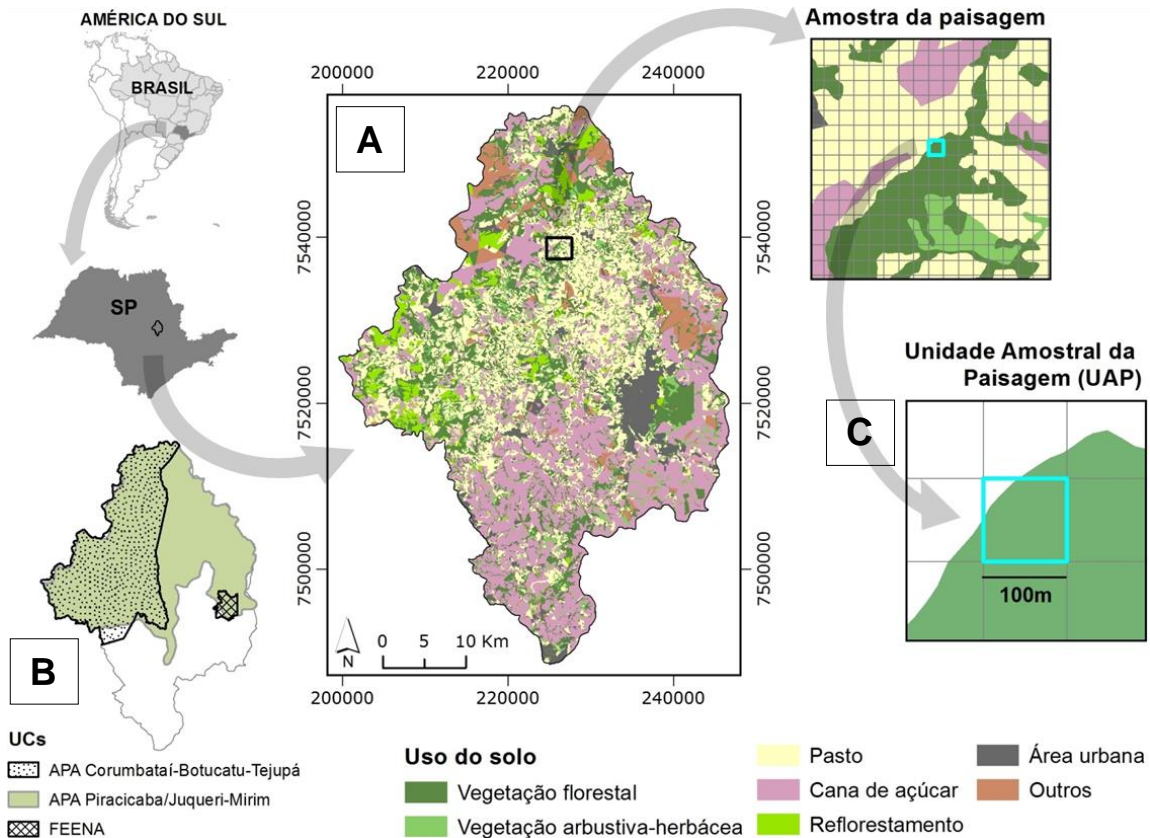


Figura 2.1 – Localização da bacia do rio Corumbataí no Estado de São Paulo e seu uso do solo predominante (A), unidades de conservação – UC (B) e unidades amostrais da paisagem – UAP (C)

O processo de uso e ocupação do solo desta região segue o padrão apresentado por todas as regiões que anteriormente eram dominadas pela Mata Atlântica. A intensificação de culturas como o café, a cana de açúcar e a pastagem durante os últimos 200 anos contribuiu para o crescimento econômico e demográfico, resultando na redução e fragmentação das florestas, que atualmente ocupam cerca de 12% da bacia, numa paisagem dominada pela pastagem (44%) e pela cana de açúcar (26%) (INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS – IPEF, 2001; RIBEIRO et al., 2009; VALENTE; VETTORAZZI, 2003).

Os remanescentes florestais da bacia, observados sob a perspectiva de áreas protegidas, são resultantes de duas principais legislações ambientais: o Código Florestal (BRASIL, 2012) e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação –

SNUC (BRASIL, 2000). A primeira responde fundamentalmente pela proteção da vegetação ripária, das nascentes e encostas íngremes (com declive superior a 45%), todas categorizadas como Área de Preservação Permanente. Reservas Legais, não necessariamente conectadas às Áreas de Preservação Permanente, mantidas em proporcionalidade à área das propriedades rurais, também são alvo de proteção pelo Código Florestal. O SNUC, por sua vez, responde pela conservação e utilização sustentável da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade – FEENA (Figura 2.1). Trata-se de um importante fragmento florestal da bacia, localizado ao lado da principal mancha urbana da paisagem, derivado do processo de introdução e plantio do *Eucalyptus*, no início do século XX, voltado para atender às demandas da Companhia Paulista de Estradas de Ferro (REIS; ZANCHETTA; FACHIN, 2015).

Além disso, grande parte da paisagem da bacia encontra-se protegida sob a denominação de Área de Proteção Ambiental (APA), conforme o SNUC (BRASIL, 2000). Tanto a APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá quanto a APA Piracicaba/Juqueri-Mirim (Figura 2.1) visam proteger a beleza cênica das Cuestas Basálticas e regular atividades antrópicas sobre o uso do solo que possam interferir na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (SÃO PAULO, 1983; SÃO PAULO, 1987; SÃO PAULO, 1991). Abordam, portanto, não somente a proteção da vegetação natural, mas a questão do uso do solo como um todo nesta paisagem.

2.2.2 Base de dados

Para a espacialização dos serviços ecossistêmicos, foram utilizados dados cartográficos provenientes de imagens de satélite, fotografias aéreas, mapas temáticos e planialtimétricos, como apresentado na Tabela 2.1. Todas as informações foram manipuladas com o auxílio dos softwares *ArcGIS 9.3* e *Erdas Imagine 9.1*.

Os modelos digitais de elevação foram utilizados para a obtenção do mapa de declividade e mapa de elevação. A declividade foi calculada a partir da máxima variação altimétrica entre um píxel e seus oito vizinhos, com base no modelo de radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com 30m de resolução (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS, 2014). O mapa de elevação refere-se ao modelo digital de superfície (MDS), com resolução de 5m, resultante do

levantamento aerofotogramétrico para o Estado de São Paulo realizado pela Emplasa.

Tabela 2.1 – Base de dados utilizada para a elaboração de mapas e indicadores de serviços ecossistêmicos

Bases	Tipo	Ano	Escala	Resolução (m)	Fonte
Modelo digital de elevação	Raster	2014	-	30	^(a) USGS
	Raster	2011	-	5	^(b) Emplasa
Fotografias aéreas	Raster	2011	1:25.000	1	^(b) Emplasa
	Raster	1978	1:30.000	-	^(c) IAC
Forma do terreno	Raster	2008	-	30	^(d) INPE
Mapa de uso e cobertura do solo	Vetor	2011*	1:25.000	-	^(e) CPLA/IG/SMA
Base de arruamentos	Vetor	2010	-	-	^(f) CPLA/SMA
Mapa de solos	Vetor	1979-1989	1:100.000	-	^(g) Embrapa/IAC
Mapa hidrográfico	Vetor	1971	1:50.000	-	^(h) IBGE

^(a)USGS é United States Geological Survey (USGS, 2014)

^(b)Emplasa é Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA, 2011)

^(c)IAC é Instituto Agrônomo de Campinas

^(d)INPE é Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (VALERIANO, 2008)

^(e)CPLA/IG/SMA é Coordenadoria de Planejamento Ambiental/Instituto Geológico/Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

^(f)CPLA/SMA é Coordenadoria de Planejamento Ambiental/Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

^(g)Embrapa/IAC é Empresa Brasileira de Pecuária a Agricultura/Instituto Agrônomo de Campinas

^(h)IBGE é Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

*Dado original atualizado pelo autor

A base de dados referente às formas do terreno foi obtida através da iniciativa TOPODATA, disponibilizada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com 30m de resolução, resultante da análise geomorfométrica dos dados SRTM (VALERIANO, 2008).

O mapa de solos foi obtido através da digitalização e vetorização de quatro quadrículas do levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo, em escala 1:100.000: São Carlos (OLIVEIRA; MENK; ROTTA, 1979), Araras (OLIVEIRA et al., 1981), Araras II (OLIVEIRA; BERG, 1985) e Piracicaba (OLIVEIRA; PRADO, 1989).

O mapa hidrográfico resultou da junção de sete cartas planialtimétricas: Araras, Corumbataí, Itirapina, Limeira, Piracicaba, Rio Claro e São Carlos. Todas elaboradas e disponibilizadas digitalmente em formato vetorial pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em escala 1:50.000.

A base viária, contendo informações vetoriais dos arruamentos e rodovias, foi elaborada pelo projeto *StreetBase*, de 2010, e concedida ao Departamento de Ciências Florestais da ESALQ pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA).

Os mapas de florestas foram elaborados com base em fotografias aéreas de duas datas distintas: 1978 e 2011, em escala 1:30.000 e 1:25.000, respectivamente. Para a representação do cenário antigo, inicialmente elaborou-se o georreferenciamento das fotos e a composição de um mosaico de recobrimento fotográfico da área de estudo. Então, foi realizada a fotointerpretação e vetorização das florestas com base em sua textura, tonalidade e histórico de uso do solo, segundo análise comparativa com informações contidas em cartas planialtimétricas. O cenário florestal recente foi elaborado com base na interpretação de ortofotos digitais de 2011, seguido pela sobreposição do mapa de uso e ocupação da terra de 2009 e, por fim, sua atualização. Este processo teve como objetivo a inserção de fragmentos florestais com área menor ou igual a 1ha, reclassificação de alvos e redefinição de seus limites. Ambas as fotografias foram interpretadas sob escala de trabalho de 1:10.000.

2.2.3 Mapeamento e qualificação dos serviços ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos abordados neste trabalho foram referentes ao controle de erosão, regulação hídrica e regulação microclimática (serviços de regulação); serviço de informação estética (serviço cultural) e de qualidade de habitat (serviço suporte) (COSTANZA et al., 1997; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; MEA, 2003, 2005; DE GROOT et al., 2010b). A proposta de mapear tais serviços e distribuí-los de modo explícito na paisagem segue metodologias aplicadas por Burkhard et al. (2012), Cassiano et al. (2013) e Ferraz et al. (2014).

Inicialmente, todos os remanescentes florestais foram considerados como áreas protegidas. Em seguida, um grid de 100 x 100m de resolução foi alocado sobre a paisagem, composto por 67.287 Unidades Amostrais da Paisagem (UAP) que representaram e padronizaram espacialmente as áreas protegidas. Este método é similar ao adotado em estudos de mapeamento e espacialização de serviços ecossistêmicos (CHAN et al., 2006; HOLLAND et al., 2011; SCHNEIDERS et al.,

2012; GARCÍA-NIETO et al., 2013; CASSIANO et al., 2013), e a resolução das UAP é condizente às bases de dados utilizadas (FERRAZ et al., 2014).

Para qualificar o papel das áreas protegidas na prestação de serviços ecossistêmicos ponderou-se tanto a localização quanto a qualidade da área protegida (Figura 2.2). Ou seja, para que um serviço seja devidamente prestado é necessário que uma área protegida de boa qualidade esteja localizada de forma estratégica na paisagem. A localização representa a demanda local por florestas e por seus serviços ecossistêmicos associados, resultante de atributos físicos e antrópicos da paisagem. A qualidade das áreas protegidas representa um diagnóstico das áreas protegidas, baseado em sua história e atributos ecológicos capazes de prever sobre a sua saúde, integridade ou, como tratado neste trabalho, sua oferta. Portanto, a avaliação final da prestação de serviços é dada através do balanço entre os valores de demanda (localização) e oferta (qualidade).

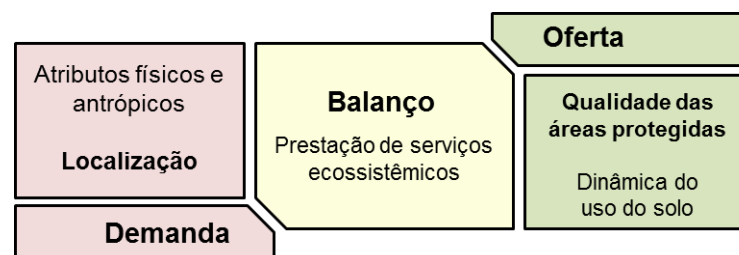


Figura 2.2 – Esquema conceitual para identificar e avaliar a prestação de serviços ecossistêmicos baseado na qualidade e localização das áreas protegidas (adaptado de BURKHARD et al., 2012)

2.2.3.1 Demanda

As informações referentes aos critérios, indicadores, classes e notas utilizadas para a identificação espacial das demandas por serviços ecossistêmicos estão sintetizadas na Tabela 2.2.

Controle de erosão (DCE)

Como demanda pelo serviço de controle de erosão (DCE) entende-se a habilidade da paisagem na retenção de sedimentos do solo, onde a cobertura vegetal possui papel fundamental, sendo comumente calculada em função de sua topografia, erodibilidade do solo e densidade de drenagem (BERTONI; LOMBARDI

NETO, 1990; TUCKER; BRAS, 1998; FU et al., 2011; CARREÑO; FRANK; VIGLIZZO, 2012; CHOWDARY et al., 2013; ZHANG et al., 2015).

A topografia foi aqui representada pela declividade do relevo (DEC) (mapa de declividade), em porcentagem, e categorizada em classes que variaram de relevo plano (0 – 3%) a montanhoso (>45%), de acordo com Embrapa (2013). Notas maiores foram atribuídas às classes de maior declividade, significando que locais com maior declividade possuem maior demanda ao serviço de controle de erosão.

A erodibilidade do solo (ERO) refere-se ao potencial intrínseco de cada solo para a perda de material através de processos erosivos, sob mesmas condições de declividade, precipitação, cobertura vegetal e práticas conservacionistas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). É expressa como a quantidade de perda de solo por uma determinada unidade de índice de erosão da chuva, sob a unidade $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$ (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). Foi obtida através da associação do mapa de solos com índices de erodibilidade previamente conhecidos (VETTORAZZI, 2006). A categorização deste indicador seguiu os limites das classes de erodibilidade propostos por Mannigel et al. (2002). Locais com maior erodibilidade possuem maior demanda por este serviço. Por isso, foram atribuídas notas maiores às classes com altos valores de erodibilidade do solo.

O grau de dissecação, ou densidade de drenagem (DD), refere-se a uma das mais básicas propriedades de uma paisagem (TUCKER; BRAS, 1998). Reflete tanto condições geológicas como de precipitação de uma região. Este indicador foi obtido através do estimador de densidade *Kernel* (SILVERMAN, 1986), por meio do cálculo de busca na vizinhança de cada segmento vetorial, que representou a drenagem. A densidade de drenagem geograficamente distribuída representa a quantidade de drenagem por área (m/ha) em cada píxel. Os dados foram categorizados através do seu desvio padrão, sendo que as classes com maiores valores de densidade de drenagem receberam maior nota relativa à demanda pelo serviço de controle de erosão.

Portanto, a demanda pelo controle de erosão (DCE) pode ser calculada pela soma das notas dos três indicadores: declividade (DEC), erodibilidade do solo (ERO) e densidade de drenagem (DD), conforme a eq. (1).

$$DCE = DEC + ERO + DD \quad (1)$$

Tabela 2.2 – Indicadores, critérios e pontuações utilizados na identificação das demandas por serviços ecossistêmicos

(continua)

Indicadores de serviços ecossistêmicos	Nota	Critério de avaliação da demanda	
Controle de erosão			
<i>Declividade (%)</i>			
0 - 3	1		
3 - 8	2		
8 - 20	3		
20 - 45	4	Florestas situadas em locais com alta erodibilidade do solo, alta declividade e elevada densidade de drenagem apresentam papel importante no controle da retenção de sedimentos.	
> 45	5		
<i>Erodibilidade do solo (t.ha.h/ha.MJ.mm)</i>			
90 - 150	2		
150 - 300	3		
300 - 450	4		
450 - 600	5		
<i>Densidade de drenagem (m/ha)</i>			
0 - 0.05	1		
0.05 - 0.11	2		
0.11 - 0.18	3		
0.18 - 0.31	4		
> 0.31	5		
Regulação hídrica			
<i>Condutividade hidráulica (m/s)</i>			
Gleissolos	1		
Neossolos litólicos	2		
Cambissolos			
Argissolos			
Nitossolos	3		
Chernossolos			
Latossolos	4	Florestas dispostas sobre locais onde as formas do relevo são divergentes e convexas, que apresentam menor declividade e os solos possuem alta condutividade hidráulica, possuem maior contribuição no processo de infiltração de água no solo.	
Neossolos Quartzarênicos	5		
<i>Formas do terreno (sem unidade)</i>			
Convergente côncava	2		
Convergente retilínea	3		
Convergente convexa			
Planar côncava	4		
Planar retilínea	5		
Planar convexa			
Divergente côncava	6		
Divergente retilínea	7		
Divergente convexa	8		
<i>Declividade (%)</i>			
> 45	1		
20 - 45	2		
8 - 20	3		
3 - 8	4		
0 - 3	5		

Tabela 2.2 – Indicadores, critérios e pontuação utilizados na identificação das demandas por serviços ecossistêmicos

(conclusão)

Indicadores de serviços ecossistêmicos	Nota	Critério de avaliação da demanda
Regulação microclimática		
<i>Distância (m)</i>		Florestas localizadas próximas às áreas
> 4000	1	antrópicas possuem
3000 - 4000	2	importante papel na
2000 - 3000	3	atenuação do
1000 - 2000	4	microclima.
< 1000	5	
Informação estética		
<i>Visibilidade (número de vezes que um píxel pode ser observado pelas áreas antrópicas)</i>		
sem visibilidade	0	
0 - 413	1	Fragmentos florestais com melhor alcance
413 - 793	2	visual, segundo sua
793 - 1174	3	visibilidade e distância
1174 - 1555	4	às áreas antrópicas,
1555 - 1936	5	são capazes de
> 1936	6	promover maior
<i>Distância (m)</i>		qualidade cênica.
> 4000	1	
3000 - 4000	2	
2000 - 3000	3	
1000 - 2000	4	
< 1000	5	

Regulação hídrica (DRH)

A demanda por regulação hídrica (DRH) neste trabalho está vinculada basicamente ao processo hidrológico de infiltração da água no solo. Este processo é a base para que a água superficial percole, seja consumida pela vegetação, retorne à atmosfera por evapotranspiração, além de promover a recarga da água subterrânea (FANGMEIER et al., 2006; NETTO, 2012; BRADY; WEIL, 2013). Dentre os fatores que influenciam no processo de infiltração, utilizamos indicadores relacionados às propriedades do solo (condutividade hidráulica), à geomorfologia das vertentes (formas do terreno) e à topografia do relevo (declividade).

A condutividade hidráulica (CH), expressa em m/s, é um indicador importante para se determinar e prever o funcionamento hidrológico de diferentes tipos de solos (MORAIS, 2012). Está relacionada tanto com a textura quanto com a estrutura do solo. Foi obtida através da associação dos valores de condutividade hidráulica de cinco grupos de solos com comportamentos distintos (FIORI; CAMPOS; ALMEIDA,

2010) com as classes de solos presentes na área de estudo deste trabalho. Notas maiores foram atribuídas aos solos com maior condutividade hidráulica, representando maior contribuição à regulação hídrica.

A geomorfologia das vertentes, ou formas do terreno (FT), pode atuar tanto favorecendo o tempo de residência da água na superfície do solo como acelerando o processo de escoamento superficial (MORAIS, 2012). Tais formas tratam da curvatura vertical da vertente, que é representada pelo seu caráter côncavo/convexo, e da curvatura horizontal da vertente, traduzida pelo caráter convergente/divergente das linhas de fluxo (VALERIANO, 2008). A combinação de ambas as curvaturas, obtidas de Valeriano (2008), resultaram em nove formas do terreno. Dentre as combinações mais extremas, a forma convergente côncava possui menor valor de infiltração, enquanto a forma divergente convexa tende a apresentar maiores valores (BERNDTSSON; LARSON, 1987; VALERIANO, 2008) e, para o qual se atribuiu a maior nota relativa à demanda pela regulação hídrica.

Por fim, os efeitos da declividade (DEC) também contribuem para o processo de infiltração (FOX; BYAN; PRICE, 1997; FANGMEIER et al., 2006; HUANG; WU; ZHAO, 2013), porém de forma inversa àquela apresentada nos processos erosivos. A obtenção e o processamento dos dados seguiram o mesmo procedimento já descrito no item *Controle de Erosão*, porém com atribuição de notas maiores às classes de menor declividade.

Portanto, a demanda pela regulação hídrica (DRH) foi calculada pela soma das notas dos três indicadores: condutividade hidráulica (CH), formas do terreno (FT) e declividade (DEC), conforme a eq. (2):

$$DRH = CH + FT + DEC \quad (2)$$

Regulação microclimática (DRM)

As áreas urbanas afetam o clima local através do fenômeno conhecido como “ilhas de calor urbano”, causado pela grande área superficial capaz de absorver calor em combinação com altos valores de energia utilizada nas cidades (BOLUND; HUNHAMMAR, 1999). A proximidade das florestas às áreas urbanas possui influencia multidimensional e complexa, incluindo modificações na radiação solar, velocidade do vento, temperatura do ar e umidade relativa (MCPHERSON; NOWAK; ROWNTREE, 1994; MCPHERSON et al., 1997; DOICK; HUTCHINGS, 2013).

Para se mensurar a demanda pela regulação microclimática (DRM), utilizou-se como indicador a distância euclidiana (DIST) calculada com base nas áreas antrópicas (áreas urbanas e rodovias). As classes de distâncias foram definidas com base nos efeitos de atenuação térmica provocados pelas florestas urbanas (CHOI; LEE; BYUN, 2012). O efeito reduz com o aumento da distância entre as florestas e a área urbana, sendo insensível às distâncias maiores que 4km (CHOI; LEE; BYUN, 2012). Assim, notas maiores foram atribuídas às classes que representam maior proximidade às áreas antrópicas.

Portanto, a demanda pelo serviço de regulação microclimática (DRM) foi atribuída diretamente pela distância florestal às áreas antrópicas (DIST), conforme a eq. (3):

$$\text{DRM} = \text{DIST} \quad (3)$$

Informação estética (DIE)

A demanda pelo serviço ecossistêmico de informação estética (DIE) refere-se ao bem estar humano obtido por meio da contemplação da beleza cênica das áreas naturais e paisagens (CROSSMAN et al., 2013). Tratam-se, portanto, de benefícios não materiais e por isso de difícil mensuração (EGOH et al., 2012). Dentre os métodos e indicadores mais utilizados para se mapear este serviço, o grau de naturalidade ambiental, ou sua qualidade, além da visibilidade a área natural estão entre as mais comuns (EGOH et al., 2012; MARTÍNES-HARMS; BALVANERA, 2012; CROSSMAN et al., 2013). Para se mensurar esta demanda, utilizou-se como indicadores a visibilidade e a distância, com base nas áreas antrópicas.

A visibilidade (VIS) foi obtida através da análise de pontos de visada na paisagem, baseada em modelo digital de elevação com resolução de 5m (EMPLASA, 2011). Com isso, gerou-se um raster com informação numérica referente ao número de vezes que um determinado local pode ser visto quando observado das rodovias e áreas urbanas. Esta informação foi então classificada com relação ao seu desvio padrão, sendo uma classe dedicada aos locais que não apresentaram visibilidade, ou seja, que não possuíram demanda por este serviço. As classes com locais mais visíveis receberam maiores notas.

A distância foi calculada de maneira euclidiana e para as classes mais próximas às áreas antrópicas atribuímos maiores notas. Portanto, a demanda pelo

serviço de informação estética (DIE) foi calculada através da multiplicação dos indicadores de visibilidade (VIS) e distância (DIST), conforme a eq. (4):

$$DIE = VIS \times DIST \quad (4)$$

2.2.3.2 Oferta

O conceito de oferta baseia-se na relação entre a qualidade do habitat e sua biodiversidade potencialmente suportada (BAI et al., 2011; FERRAZ et al., 2014), avaliada através de indicadores geograficamente distribuídos na paisagem, como a configuração espacial e a dinâmica temporal das florestas (LINDENMAYER; MARGULES; BOTKIN, 2000; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; CUSHMAN; MCGARIGAL; NEEL, 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; CASSIANO et al., 2013; FERRAZ et al., 2014).

Assim, para avaliar a oferta das áreas protegidas, foram adotados cinco indicadores de qualidade (Tabela 2.3), aplicados às UAP (Eq. 5): índice de forma (SHAPE), área nuclear (CORE), índice de similaridade florestal (SIM), valor de importância para a manutenção da conectividade funcional (dPC) e dinâmica florestal (MFLO). A qualidade de cada UAP foi ponderada pela sua proporção florestal no ano recente (PFLO2011), representando assim sua oferta (Eq. 5).

$$\text{Oferta} = (\text{SHAPE} + \text{CORE} + \text{SIM} + \text{dPC} + \text{MFLO}) \times \text{PFLO2011} \quad (5)$$

Os indicadores SHAPE, CORE e SIM se relacionam aos fatores bióticos e abióticos que contribuem com o chamado efeito de borda. O índice SHAPE refere-se à morfologia geométrica dos fragmentos florestais na paisagem, medindo sua complexidade quando comparada a uma forma compacta, como a circular (MCGARIGAL; MARKS, 1995). A área nuclear (CORE) trata da área interna do fragmento sob determinada influência da profundidade de borda (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Dentre os inúmeros efeitos ecológicos associados, fragmentos com geometria mais complexa tendem a apresentar maior proporção de borda do que área nuclear que, por consequência, resulta na divisão de múltiplos habitats (EWERS; DIDHAM, 2006). O efeito de borda incide na riqueza de espécies, suas interações e processos ecológicos (EWERS; DIDHAM, 2006).

SHAPE e CORE foram calculados através da ferramenta de análise da paisagem V-LATE (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*) (LANG; BLASCHKE, 2007) com base no mapa de fragmentos florestais do ano de 2011 e aplicados a cada UAP. Para a obtenção da área nuclear (CORE), considerou-se uma borda de 15m de profundidade. O indicador SHAPE foi classificado em cinco categorias segundo o método de otimização de Jenks. Notas mais altas foram atribuídas às classes com os menores valores, representando maior qualidade às áreas protegidas de formato mais coeso. A área nuclear (CORE), obtida para cada UAP, foi classificada em cinco categorias de intervalos iguais, sendo uma categoria dedicada às UAP que não apresentaram área nuclear. Notas altas foram atribuídas às classes com maiores valores CORE, e assim maior qualidade.

Tabela 2.3 – Indicadores, critérios e pontuações utilizados na identificação da saúde ou qualidade do habitat

Indicadores de serviços ecossistêmicos	Nota	Critério de avaliação da oferta
Qualidade de habitat		
<i>Índice de forma - SHAPE</i>		
<i>(sem unidade)</i>		
12.764 - 17.200	1	
7.882 - 12.764	2	
5.047 - 7.882	3	
2.956 - 5.047	4	
1 - 2.956	5	
<i>Área nuclear - CORE (m²)</i>		
sem área nuclear	0	As manchas florestais com melhor qualidade
0 - 2500	1	são aquelas que
2500 - 5000	2	possuem formato mais
5000 - 7500	3	regular, maior área
7500 - 10000	4	nuclear, menor
<i>Similaridade florestal (sem unidade)</i>		
1 - 2	1	contraste de borda,
3 - 4	2	maior contribuição na
5 - 6	3	manutenção da
7- 8	4	conectividade funcional
9 - 10	5	da paisagem, além de
<i>Conectividade funcional - dPC (%)</i>		
0 - 1.025	1	se caracterizar pela sua
1.025 - 2.667	2	persistência ou
2.667 - 4.711	3	regeneração ao longo
4.711 - 7.022	4	do tempo.
7.022 - 34.141	5	
<i>Dinâmica florestal (%)</i>		
-100 a -20	1	
+20 a +100	4	
-20 a +20	5	

O índice de similaridade florestal (SIM) foi calculado inicialmente pela atribuição de valores a cada categoria de uso do solo, referente à sua natureza, estrutura e tipo do ciclo de manejo (Tabela 2.4). A vegetação florestal, por exemplo, possui nota 10, pois se caracteriza como um ambiente natural (5), com estrutura alta (4), sem manejo (5). Após o somatório dos três valores, as categorias de uso do solo foram agrupadas em dez classes, conforme sua similaridade florestal. Em seguida, aplicou-se a ferramenta de janela móvel (*Majority Filter*) sobre o mapa de uso do solo, em formato raster, de modo a substituir o valor de cada píxel de acordo com o valor da maioria de seus píxels vizinhos contíguos, sob a regra das oito células. Os valores dos píxels resultantes foram incorporados às UAP e posteriormente reclassificadas em cinco categorias de intervalos iguais. A maior nota foi atribuída às UAP de maior similaridade florestal (vegetação florestal/vegetação arbustiva-herbácea) e, portanto, maior qualidade.

Tabela 2.4 – Chave de categorização do uso do solo com base em sua similaridade ao ambiente florestal

Categorias	Valor	Critério
Ambiente natural	5	-
Ambiente antrópico	0	-
Estrutura	4	Alto
	3	Médio
	2	Baixo
	1	Sem porte
	5	Sem manejo/ciclo
Manejo	4	Longo
	3	Médio
	2	Curto
	1	Não se aplica

A importância individual das áreas protegidas para a manutenção da conectividade funcional da paisagem (dPC) foi obtida através do índice Probabilidade de Conectividade (*Probability of Connectivity – PC*), que se baseia no conceito de disponibilidade de habitat, probabilidade de dispersão entre fragmentos e estrutura de grafos (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Um grafo é composto por uma série de nós e ligações que conectam dois nós distintos (URBAN; KEITT, 2001), sendo que os fragmentos fazem o papel dos nós e a distância entre eles representa a ligação.

Para o cálculo do índice PC considerou-se a área dos fragmentos florestais de 2011 como variável de disponibilidade de habitat e o valor de 0,5 como probabilidade de dispersão entre fragmentos. A distância funcional foi de 200m, o que representa a média das distâncias de deslocamentos de espécies florestais em matriz agrícola (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2010). Em seguida, cada um dos fragmentos foi sistematicamente removido da paisagem para avaliar seu impacto individual em termos da variação do índice de conectividade (dPC) em toda a paisagem (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Os índices foram calculados através do software Conefor 2.6 (SAURA; TORNÉ, 2009). Os valores foram então incorporados às UAP e classificados em cinco categorias segundo o método de otimização de Jenks. Notas altas foram atribuídas às classes com maiores valores de importância para a conectividade.

A dinâmica florestal (MFLO) foi calculada para se avaliar a heterogeneidade espacial e histórica dos fragmentos florestais na paisagem, entre os anos de 1978 e 2011. Para isso, calculou-se a proporção de floresta presente em cada UAP, para ambos os anos. A diferença entre a proporção florestal de 2011 e 1978 resultou em valores que variaram de -100 a +100. Valores negativos indicaram proporções de perda florestal e valores positivos indicaram proporções de ganho florestal. Três intervalos de dinâmica foram reconhecidos: entre -100 a -20 atribuiu-se a classe de perda florestal; entre +20 a +100 atribuiu-se a classe de ganho florestal; e uma classe que não apresentou mudança florestal foi definida entre -20 e 20, considerando diferenças no processo de sobreposição dos mapas. Dado que florestas mais antigas estão associadas à maior prestação de serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al., 2014), a nota de maior qualidade foi atribuída à classe que se manteve ao longo do tempo (sem mudança), seguida pela classe que contribui com o incremento da área florestal na forma de florestas jovens (ganho).

2.2.4 Análise de dados

Para resumir e equalizar os dados de demanda e oferta, seus valores foram organizados em cinco classes: (1) muito baixa, (2) baixa, (3) média, (4) alta e (5) muito alta oferta/demanda por serviços ecossistêmicos. A classificação da demanda seguiu a distribuição de quantis, com aproximadamente 20% dos dados para cada classe. Seus valores foram incorporados às 67.287 UAP, considerando o valor

majoritário da classe. Já a oferta foi classificada segundo o método de otimização de Jenks devido às quebras e lacunas naturalmente existentes em sua população de dados.

O balanço final entre demanda e oferta por serviços ecossistêmicos resultou da análise entre suas tabelas matriciais e estatísticas descritivas das situações de maior demanda, maior oferta e balanço neutro (Figura 2.3).

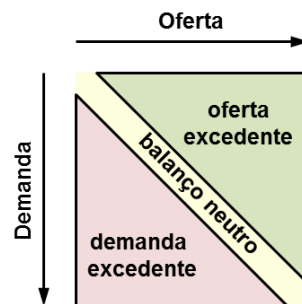


Figura 2.3 – Esquema de análise matricial aplicado na avaliação do balanço entre as demandas pelos serviços de controle de erosão, regulação hídrica, regulação microclimática, informação estética e a oferta

2.3 Resultados

2.3.1 Mapeamento das demandas por serviços ecossistêmicos

Os mapas contendo a distribuição das demandas pelos serviços ecossistêmicos de controle de erosão, regulação hídrica, regulação microclimática e informação estética encontram-se sintetizados na Figura 2.4. As áreas antrópicas representaram 4,2% da cobertura da bacia do Corumbataí e não foram contabilizadas como demanda (Tabela 2.5).

Controle de erosão

Como demonstrado através da distribuição do serviço de controle de erosão (Figura 2.4A), houve uma concentração de áreas com valores muito altos localizados, principalmente, na região norte da bacia. A porção centro-oeste da bacia também apresentou grande demanda a este serviço. Cerca de 30% da área de estudo possui demanda alta ou muito alta e cerca de 42% da bacia apresentou demanda baixa ou muito baixa ao serviço de controle de erosão (Tabela 2.5).

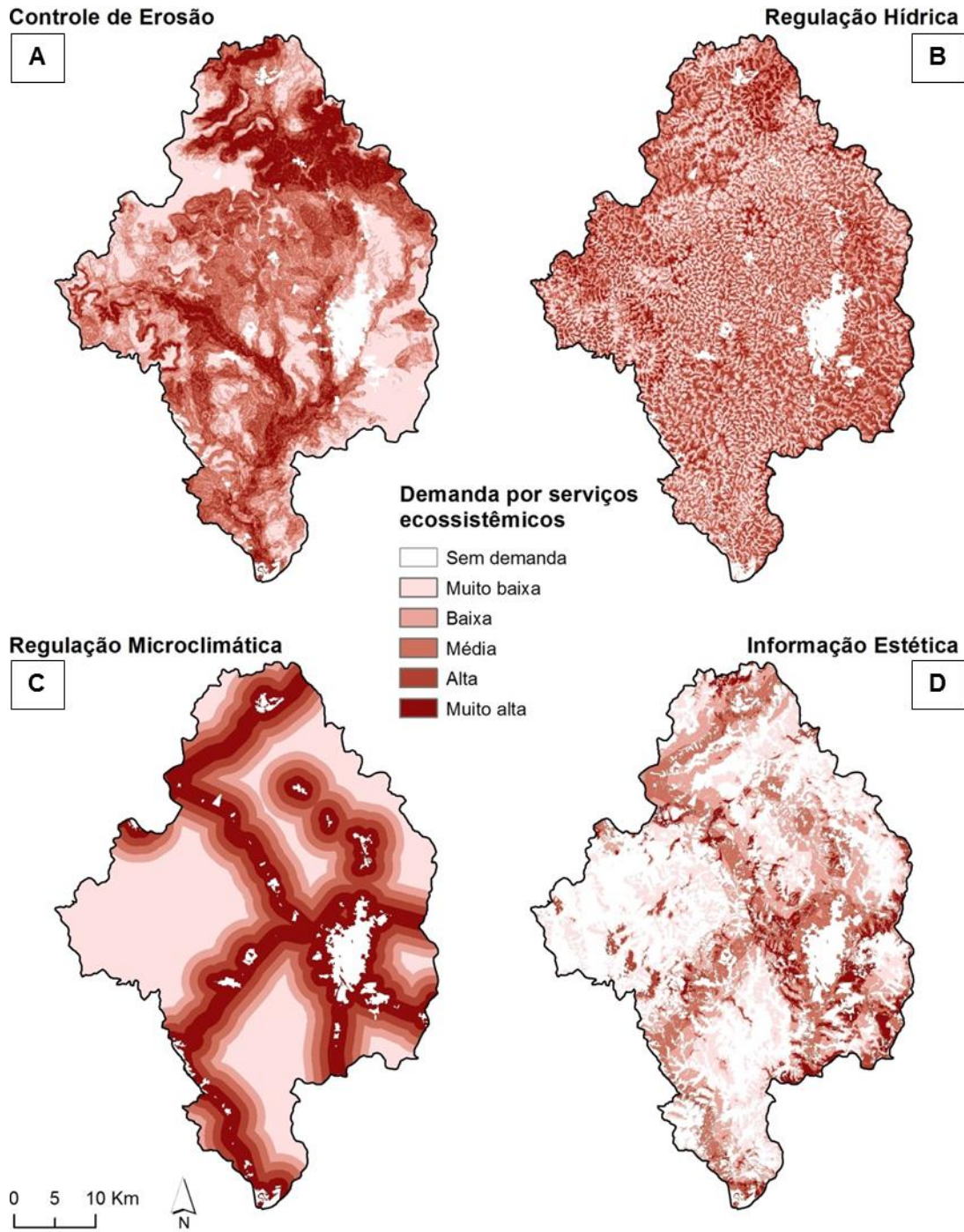


Figura 2.4 – Distribuição geográfica das demandas por serviços ecossistêmicos de controle de erosão (A), regulação hídrica (B), regulação microclimática (C) e informação estética (D)

Tabela 2.5 – Distribuição proporcional das demandas por serviços ecossistêmicos na área de estudo

	Controle de Erosão	Regulação Hídrica	Regulação Microclimática	Informação Estética
	Área de estudo (%)			
Sem demanda	4.2	4.2	4.2	47.1
Muito baixa	22.3	22.6	32.1	14.7
Baixa	19.9	22.5	12.9	16.9
Média	24.7	23.3	14.8	12.6
Alta	17.5	22.9	16.6	4.9
Muito alta	11.3	4.4	19.3	3.8

Regulação hídrica

A demanda por regulação hídrica não apresentou padrão espacializado na bacia. (Figura 2.4B). Porém, é possível pontuar maiores demandas localizadas nas áreas ao norte e nordeste da bacia. Cerca de 4% da área de estudo resultou em locais com demanda muito alta ao serviço de regulação hídrica (Tabela 2.5). As demais categorias resultaram não somente numa distribuição homogênea na paisagem como também em sua proporcionalidade de recobrimento, com aproximadamente 22 a 23% para cada demanda (muito baixa, baixa, média, alta).

Regulação microclimática

A distribuição geográfica da demanda pelos serviços de regulação microclimática relacionou-se diretamente com a localização das áreas urbanas e rodovias. Esta distribuição foi notável na região centro-leste da bacia, devido à área urbana de Rio Claro e entroncamento de diversas rodovias, que resultou no adensamento de áreas com altas demandas (Figura 2.4C). Cerca de 36% da área da bacia apresentou demanda alta ou muito alta ao serviço de regulação climática (Tabela 2.5). Por outro lado, um total de 45% da área de estudo apresentou demanda baixa ou muito baixa a este serviço (Tabela 2.5), distribuída principalmente na região oeste da bacia.

Informação estética

A demanda pelo serviço cultural de informação estética foi atribuída a 53% da bacia do Corumbataí (Tabela 2.5), distribuída de forma mais evidente em sua região centro-leste, dada a proximidade da área urbana de Rio Claro (Figura 2.4D). Áreas localizadas ao norte e oeste da bacia apresentaram uma demanda substancial,

resultantes do relevo escarpado e altamente visível das cuestas. Excetuando-se as áreas urbanas, cerca de 43% da bacia não apresentou demanda a este serviço pois representam áreas que não possuem visibilidade. Cerca de 31% da área de estudo resultou em demanda baixa ou muito baixa. Por outro lado, quase 10% da bacia apresentou demanda alta ou muito alta à demanda cultural, demonstrando bom potencial para beleza cênica promovida pelas florestas.

2.3.2 Mapeamento da oferta por serviços ecossistêmicos

Observou-se uma distribuição geográfica bastante heterogênea no potencial ofertado pelas florestas (Figura 2.5). As florestas recobrem cerca de 20% da área de estudo e foram representadas por UAP em aproximadamente 40% da bacia, sendo o restante classificado como “sem potencial” (Tabela 2.6). Dentre os dados apresentados pelas UAP, metade das florestas resultou em valores de oferta baixa ou muito baixa por serviços. Destas, grande parte é composta por florestas ripárias. Por outro lado, cerca de 37% das florestas apresentou um estado de oferta alta ou muito alta. As florestas com maiores potenciais estão distribuídas nas regiões norte e oeste da bacia, locais com relevo escarpado, e na região leste, com destaque ao fragmento florestal da FEENA.

A cobertura florestal aumentou 60% na paisagem durante o período analisado, saltando de 23.261ha em 1978 para 37.257ha em 2011 (incluindo a FEENA como cobertura florestal).

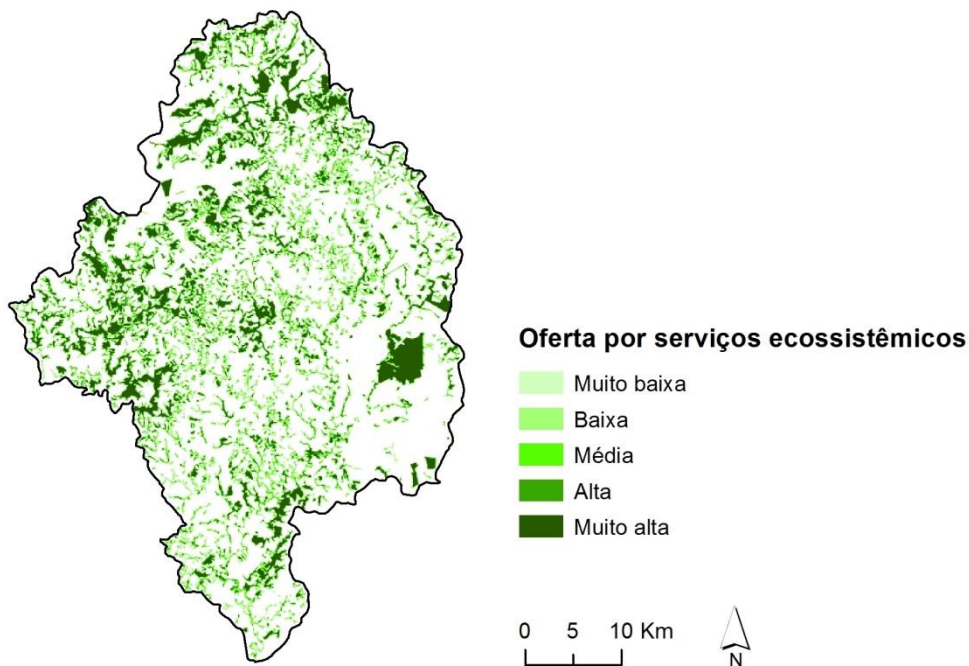


Figura 2.5 – Distribuição geográfica da oferta por serviços ecossistêmicos florestais

Tabela 2.6 – Distribuição proporcional da oferta por serviços ecossistêmicos na área de estudo e entre as unidades amostrais da paisagem (UAP)

	Oferta	
	Área de estudo	UAP
	%	
Sem oferta	60.8	-
Muito baixa	11.4	29.0
Baixa	7.9	20.1
Média	5.6	14.2
Alta	4.5	11.4
Muito alta	9.9	25.2

2.3.3 Balanço por serviços ecossistêmicos

Os mapas apresentados na Figura 2.6 representam o balanço entre as demandas e a oferta dos remanescentes florestais para a prestação de serviços ecossistêmicos. O balanço entre todos os serviços ecossistêmicos avaliados demonstrou que aproximadamente 20% das florestas ofertam serviços de acordo com suas demandas. Além disso, em média, 35% das florestas encontra-se em situação de demanda excedente e outros 45% em situação de oferta excedente. Mais detalhes a respeito do balanço entre as demandas e sua oferta podem ser encontrados nos ANEXOS A, B, C e D.

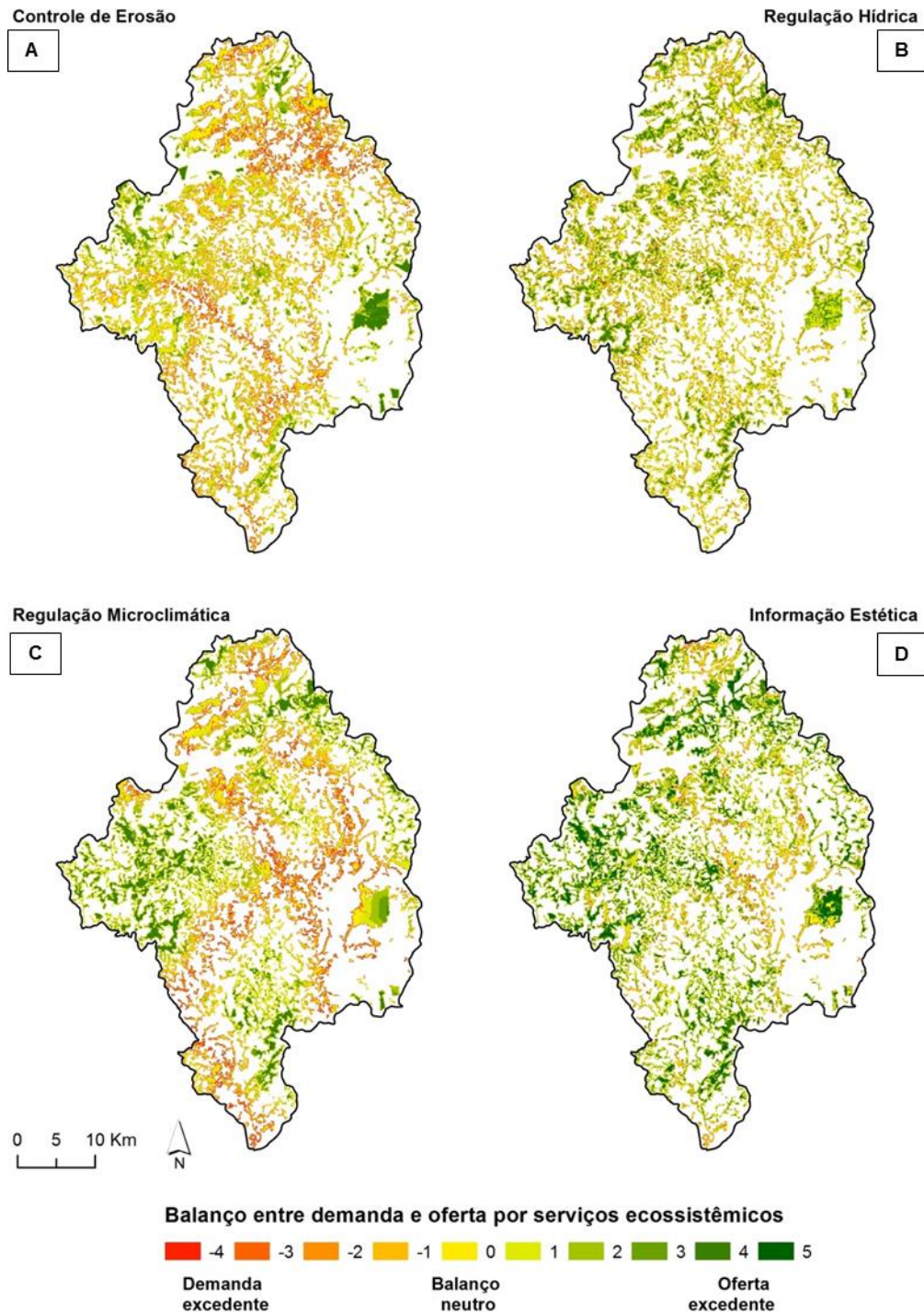


Figura 2.6 – Distribuição geográfica do balanço obtido entre as demandas e a oferta por serviços ecossistêmicos de controle de erosão (A), regulação hídrica (B), regulação microclimática (C) e informação estética (D)

Por outro lado, os valores médios dos dados não foram refletidos nas distribuições geográficas dos balanços pelos serviços. Enquanto a região centro-norte da bacia demonstrou demanda excedente pelo controle de erosão e regulação microclimática (Figuras 2.6A e C), áreas ao norte e, principalmente, a oeste da bacia demonstraram que há uma situação de oferta em excesso para a regulação hídrica, regulação microclimática e informação estética (Figuras 2.6B, C e D). O

remanescente florestal da FEENA apresentou condições de balanço neutro e oferta excedente, sem evidente excesso de demandas (Figura 2.6).

Pontualmente, cada serviço apresentou suas particularidades. A maior situação de demanda excedente foi destaque no serviço de controle de erosão (46,1%), enquanto a menor foi atribuída ao serviço de regulação hídrica (28,6%). Sob o olhar da oferta excedente, a situação é inversa. Ou seja, o serviço de regulação hídrica apresentou a maior condição de oferta excedente (51,6%), enquanto o serviço de controle de erosão a menor (34,6%).

Quando são observados os balanços neutros dos serviços de regulação hídrica, microclimática e informação estética, nota-se que, daquelas florestas em condições neutras (20% que ofertam serviços de acordo com suas demandas), metade encontra-se numa relação de oferta e demanda muito baixa, ou seja, com nota 1 (ANEXOS B, C e D). Além disso, apenas 10% das florestas em neutralidade com o serviço de regulação hídrica apresentaram relação de oferta e demanda alta, com notas 4 ou 5 (ANEXO B). O serviço de controle de erosão foi o que apresentou o balanço neutro com distribuição mais ponderada entre todas as notas.

2.4 Discussão

Potencial das áreas protegidas avaliadas sob a perspectiva da oferta por serviços ecossistêmicos

Apesar de a cobertura florestal ter aumentado 60%, apenas 37% das florestas atualmente possuem potencial para ofertar serviços ecossistêmicos. Ainda, outros 50% de florestas encontram-se sob baixo potencial para ofertar serviços.

O incremento da cobertura florestal é uma tendência encontrada em diversas paisagens da Mata Atlântica (LIRA et al. 2012.; FERRAZ et al., 2014), o que demonstra que a transição florestal entre um cenário de desmatamento e outro de recuperação é uma realidade. Enquanto a tendência era de desmatamento até os anos 1980, a partir desta década as florestas se recuperaram e ocuparam novos espaços, muito devido ao abandono das pastagens (LIRA et al., 2012; FERRAZ et al., 2014), dado o incentivo nacional para a produção do etanol e, assim, priorização ao cultivo da cana de açúcar (MARTINELLI; FILOSO, 2008). Entretanto, camufladas pelo incremento da cobertura florestal na paisagem, florestas antigas têm sido substituídas por florestas novas (TEIXEIRA et al., 2009; LIRA et al., 2012; FERRAZ

et al., 2014), reduzindo, assim, o seu potencial em ofertar serviços ecossistêmicos (FERRAZ, et al., 2014).

A distribuição geográfica da oferta revela que as áreas protegidas com maior potencial resultam de grandes fragmentos florestais. Estes estão associados às áreas de cabeceira da bacia hidrográfica, onde as características topográficas, como a alta declividade, formaram uma barreira à expansão das áreas agrícolas, principalmente no caso da cana de açúcar. Por vezes, características topográficas podem estar diretamente relacionadas aos altos valores de serviços ecossistêmicos prestados (LOCATELLI; IMBACH; WUNDER, 2014). A exceção mais evidente é a FEENA, que foi instituída como floresta plantada e atualmente figura como importante mancha florestal na oferta de serviços. De modo oposto, as florestas ripárias constituem a maioria das áreas protegidas que resultaram em baixo potencial, muito ocasionado pela histórica perda florestal e pelo alto efeito de borda, que resultou por vezes na ausência de área nuclear nestas florestas. A degradação acentuada da vegetação ripária contribui com a maior probabilidade de homogeneização biótica das comunidades aquáticas, redução da diversidade de espécies e, por fim, impacto em funções e serviços ecossistêmicos (CASATTI et al., 2012).

Mesmo que grande parte a paisagem oferte serviços, a qualidade da oferta precisa ser considerada. Nedkov e Burkhard (2012), por exemplo, demonstraram que 34% da bacia hidrográfica por eles estudada apresentou alta capacidade de ofertar serviços hidrológicos. Assim como demonstrado por outros trabalhos, é inegável a relação positiva entre as áreas protegidas e a oferta por serviços ecossistêmicos (DUDLEY; MACKINNON; STOLTON, 2014). Entretanto, corroborando com Ferraz et al. (2014), em paisagens antrópicas tropicais, apenas uma pequena parcela das florestas pode estar realmente apta a ofertar serviços relativos à biodiversidade e assim, numa conexão em cascata, contribuir com diversas funções e serviços ecossistêmicos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

As áreas protegidas e seu equilíbrio na prestação de serviços ecossistêmicos

Considerando que a prestação de serviços ecossistêmicos é o resultado da interação entre os elementos bio-físicos e antrópicos, numa relação de demanda e oferta, pode-se inferir que as áreas protegidas estão em desequilíbrio na paisagem. Apenas 20% das áreas protegidas ofertam serviços de acordo com suas demandas,

outros 35% estão em situação de demanda excedente e 45% apresentam boa capacidade de oferta, porém localizadas em regiões de menores demandas.

Dentro desta tendência geral, evidenciam-se *trade-offs* entre serviços ecossistêmicos e descompassos entre demandas e oferta. Ou seja, dada a mesma oferta pelas áreas protegidas, o serviço de regulação hídrica, por exemplo, desponta com mais de 50% das florestas com oferta excedente enquanto o serviço de controle de erosão possui quase 50% das florestas com demanda excedente. E ainda, metade das florestas em situações de equilíbrio com os serviços de regulação hídrica, microclimática e informação estética resultam da relação demanda/oferta muito baixa (notas 1).

O desequilíbrio entre oferta e demanda por serviços hidrológicos é evidenciado também por outros estudos. Em uma paisagem antrópica da Mata Atlântica, apenas 34% das florestas estão em equilíbrio para exercer seu papel na prestação de serviços associados à qualidade de água e controle da erosão (CASSIANO et al., 2013). Da mesma forma, na Bulgária, enquanto as altas demandas pela regulação hídrica, representada pelo controle das enchentes, compreendem apenas 0,6% da bacia hidrográfica e a alta oferta da paisagem totaliza 34%, o balanço entre ambos sugere o mesmo desequilíbrio – áreas de alta demanda localizadas em regiões com baixa oferta (NEDKOV; BURKHARD, 2012). Mesmo quando esta relação é claramente apontada pelas demandas humanas, como o consumo da água, o desequilíbrio com a capacidade de oferta pode revelar situações de áreas de tensão na paisagem (van JAARSVELD et al., 2005).

Da mesma forma, com relação ao controle de erosão, outros autores observaram que, embora a condição atual da paisagem possa mitigar a demanda por este impacto, outras áreas identificadas com alta vulnerabilidade continuarão em déficit (GUERRA; PINTO-CORREIA; METZGER, 2014). Estreitando a escala somente às áreas protegidas, presume-se que o desequilíbrio apontado por Guerra, Pinto-Correia e Metzger (2014) pode ser similar ou mais crítico em relação ao sugerido pelos resultados deste trabalho.

A relação de *trade-off* entre os serviços de regulação hídrica e controle de erosão deve-se às premissas assumidas para cada demanda. O aumento do tempo de permanência da água da chuva na cobertura do solo que, portanto, potencialmente favorece o processo de infiltração, foi bastante relacionado às formas do relevo mais suavizadas. Isso contribuiu para gerar um padrão bastante

distribuído e fragmentado das demandas hídricas nos locais com áreas protegidas. O controle de erosão, por sua vez, seguiu a tendência de distribuição menos fragmentada e ao longo das regiões mais declivosas. As condições topográficas e geológicas também foram preponderantes para resultar o mesmo *trade-off* no sudeste da Espanha, de forma mais ou menos acentuada (CASTRO et al., 2014). Porém, há possibilidade que estes serviços se relacionem de modo sinérgico (RODRÍGUEZ-LOINAZ; ALDAY; ONAINDIA, 2015).

Outros serviços avaliados, como regulação microclimática e informação estética não possuem clara definição na literatura sobre seu balanço na paisagem. Há, de forma mais comum, a avaliação da demanda destes serviços, expondo a vulnerabilidade da sociedade como também seus valores de preferência (WOLFF; SCHULP; VERBURG, 2015).

Tanto o serviço de regulação microclimática quanto o de informação estética apresentaram dependência espacial com as áreas antrópicas, o que ressalta o papel das áreas protegidas atuando também como florestas urbanas. Nesse sentido, a FEENA se destaca como mancha florestal possivelmente capaz de amenizar as variações térmicas na área urbana de Rio Claro e também oferecer qualidade estética. Porém, ainda que se conheça o efeito de fragmentos florestais e até árvores isoladas na atenuação das ilhas de calor urbano (MENDES et al., 2015), a extensão deste efeito ainda é incerta (BOWLER et al., 2010). Podem-se considerar também os efeitos indiretos na regulação microclimática das áreas antrópicas por meio da capacidade das florestas em capturar as emissões de CO₂ de acordo com suas demandas geograficamente distribuídas (BARÓ et al., 2015; ZHAO; SANDER, 2015).

O serviço de informação estética é particularmente importante, visto que 40% da área de estudo não se mostrou visível a partir das áreas antrópicas e, assim, não resultou em demanda por tal serviço. Apenas 9% da área apresentou demanda alta ou muito alta e 15% muito baixa. O equilíbrio dado pelas áreas protegidas, portanto, esteve bastante relacionado ao relevo e à proximidade com as áreas urbanas. A relação relevo/proximidade urbana é corroborada por outros autores numa paisagem da Espanha (CASADO-ARZUAGA et al., 2013) que, no entanto, sugerem que 35% da área possui altos valores de prestação do serviço estético e apenas 2% com baixo valor. Apesar de importante parâmetro comparativo, ressalta-se que os autores consideraram a percepção humana e também a heterogeneidade da

paisagem como indicadores, enquanto este trabalho focou na cobertura florestal da paisagem. Mesmo sem a percepção humana inclusa, os indicadores da paisagem podem figurar como bons preditores para o serviço estético (FRANK et al., 2013; YANG et al., 2014).

Implicações para o manejo da paisagem

As áreas protegidas possuem importância ímpar na cadeia de serviços prestados pelos ecossistemas. Entretanto, apesar dos constantes esforços no sentido de aumentar a quantidade destas áreas, dados os modelos atuais de governança, há uma tendência de constante perda da biodiversidade (HILL et al., 2015). As paisagens antrópicas, no entanto, são dominantes em todas as regiões do mundo e assumem um protagonismo no cenário de mudanças climáticas, escassez de recursos e valoração dos serviços ecossistêmicos, inclusive monetária, especialmente nas zonas tropicais. Isso porque são constituídas por matrizes agrícolas ou urbanas, passíveis de mudanças e incorporação de novas tecnologias. Nesse sentido, deve-se mudar o foco de preocupação atribuído somente ao papel das florestas e áreas protegidas para se pensar as áreas agrícolas e até áreas urbanas, considerando a sustentabilidade da paisagem como meta a ser atingida (WU, 2013)

Os dados deste trabalho revelam que, além das situações de balanço entre oferta e demanda, resultantes das áreas protegidas, outros 55% da paisagem podem fornecer importantes serviços que, no entanto, não serão prestados pelas florestas. Como sugerido por outros autores, as áreas protegidas têm papel limitado na prestação de serviços ecossistêmicos (PALOMO et al., 2013; CASTRO et al., 2015). Em algumas situações, aponta-se para uma lacuna que requer um aumento de 14% das áreas protegidas para que múltiplos serviços sejam prestados (CASTRO et al., 2015).

Nas típicas paisagens antrópicas da Mata Atlântica, porém, o requerimento para que esta lacuna seja preenchida total ou parcialmente deve ser atribuído ao papel das áreas agrícolas. Trata-se de priorizar 8 mil hectares (4,5% da bacia) para mitigar demandas pelo serviço de controle de erosão, 6 mil hectares (3,5% da bacia) para a regulação hídrica, pouco mais de 4,5 mil ha (cerca de 2,5% da bacia) para melhorar a qualidade estética e cerca de 21 mil hectares (aproximadamente 12% da bacia) que regulariam o microclima (Figura 2.7). Isso significa dizer que com a

melhoria nas práticas agrícolas, maior conservação do solo, implantação de mosaicos agrícolas na paisagem, entre outros manejos, há a possibilidade de se equilibrar a produtividade agrícola (serviços de provisão) com os demais serviços de regulação, culturais e manutenção da qualidade dos habitats. Ressalta-se, por fim, que a implementação de outras ações nas áreas urbanas, como o incremento significativo de áreas verdes, pode contribuir com os fatores estéticos e principalmente com a regulação microclimática.

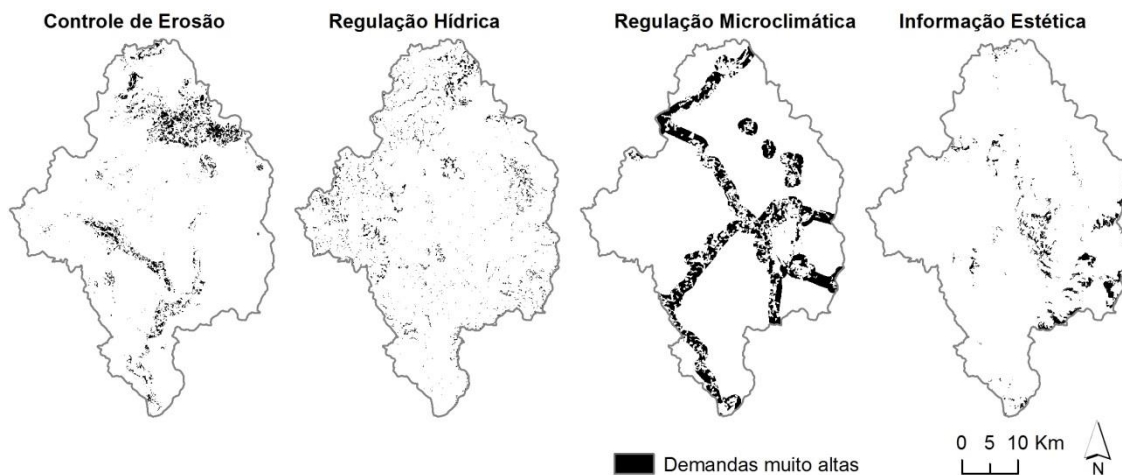


Figura 2.7 – Lacunas distribuídas na paisagem para a mitigação das demandas por serviços ecossistêmicos localizadas externamente às áreas protegidas

Limitações metodológicas

As limitações apontadas pela metodologia aplicada estão relacionadas, principalmente, aos indicadores de serviços ecossistêmicos e a questão das escalas, inerente a resultados baseados em mapeamentos.

Os indicadores utilizados figuram como a base para todas as inferências sobre maiores ou menores potenciais de prestações de serviços ecossistêmicos. Não há consenso na literatura sobre quais indicadores podem ser melhores para se mapear a predição de determinado serviço (EGOH et al., 2012; MARTÍNEZ-HARMS; BALVANERA, 2012; CROSSMAN et al., 2013). Isso também se deve ao fato da falta de consenso sobre o termo “serviço ecossistêmico”. Os indicadores utilizados neste trabalho podem estar mais claramente associados às funções ecossistêmicas (ou serviços intermediários) do que ao serviço final (no sentido de bem-estar social). Porém, independente desta lacuna, os indicadores aqui adotados (associados aos “serviços ecossistêmicos”) foram importantes para ressaltar a heterogeneidade da

paisagem e apontar a conexão entre características bióticas, físicas e antrópicas na paisagem.

A questão da escala sempre deve ser considerada como uma importante variável ao analisar resultados provenientes de mapeamentos e modelagens espaciais. Primeiramente, os mapas devem ser analisados como um modelo de representação da paisagem real. No caso deste trabalho, uma representação em escala fina, dada a base de dados de uso do solo e cobertura florestal utilizada. E ainda, a sobreposição de materiais distintos, mas em escalas similares, também pode ser relevante. Por fim, as tomadas de decisões devem ser compatíveis com os mapas resultantes das análises, o que pode sugerir apenas uma tendência regional para os objetivos propostos.

2.5 Conclusões

- Apesar do aumento em 60% da cobertura florestal durante os últimos 30 anos, apenas 37% das florestas atualmente apresentaram alto potencial para ofertar serviços ecossistêmicos e outros 50% apresentaram baixo potencial.
- As áreas protegidas encontram-se em desequilíbrio na paisagem, visto que, em média, apenas 20% das florestas ofertam serviços de acordo com suas demandas e 35% possuem demanda excedente à sua oferta.
- Aproximadamente 45% das florestas apresentaram alto potencial em ofertar serviços e, no entanto, estão localizadas em locais com baixa demanda.
- Foram evidenciados *trade-offs* entre os serviços ecossistêmicos na paisagem, que devem ser considerados no planejamento do uso do solo. Florestas urbanas, por exemplo, potencialmente aptas a fornecer serviços culturais e de regulação microclimática, não atendem necessariamente às demandas de regulação hídrica e de controle de erosão.
- Considerando, portanto, a limitação atribuída às florestas e áreas protegidas com relação a sua capacidade em ofertar serviços ecossistêmicos, as áreas agrícolas e pastagens assumem importante papel na manutenção do equilíbrio entre demandas e ofertas por serviços ecossistêmicos na paisagem.

Referências

ALMEIDA, F.F.M. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Boletim do Instituto Geográfico e Geológico**, São Paulo, n. 41, p. 169-262. 1964.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

BAI, Y.; ZHUANG, C.; OUYANG, Z.; ZHENG, H.; JIANG, B. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. **Ecological Complexity**, Leicester, v. 8, n. 2, p. 177–183, 2011.

BARÓ, F.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; FRANTZESKAKI, N. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. **Ecological Indicators**, v. 55, p. 146–158, 2015.

BASTIAN, O.; HAASE, D.; GRUNEWALD, K. Ecosystem properties, potentials and services - The EPPS conceptual framework and an urban application example. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 7-16, 2012.

BENSUSAN, N. Conservação da biodiversidade em áreas protegidas. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 176p.

BERNDTSSON, R.; LARSON, M. Spatial variability of infiltration in a semi-arid environment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 90, p. 117-133, 1987.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 255p.

BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 29, p. 293-301, 1999.

BOWLER, D.E.; BUYUNG-ALI, L.; KNIGHT, T.M.; PULLIN, A.S. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 97, n. 3, p. 147–155, 2010.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. Tradução de I.F. Lepsch. 3. ed. Porto Alegre; Bookman, 2013. 685p.

BRASIL. Lei n. 9.985 de 18 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Acesso em: 21 set. 2015.

BRASIL. Lei n. 12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 21 set. 2015.

BRUNER, A.G.; GULLISON, R.E.; RICE, R.E.; FONSECA, G.A.B. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, Washington, v. 291, n. 5501, p. 125-128, 2001.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. **Landscape Online**, v. 15, p. 1-22, 2009.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 17–29, 2012.

CANOVA, L. Protected areas and landscape conservation in the Lombardy plain (northern Italy): an appraisal. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 74, n. 2, p. 102-109, 2006.

CARREÑO, L.; FRANK, F.C.; VIGLIZZO, E.F. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 154, p. 68-77, 2012.

CASADO-ARZUAGA, I.; ONAINDIA, M.; MADARIAGA, I.; VERBURG, P.H. Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 8, p. 1393–1405, Sept. 2013.

CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A.R.; GONÇALVES, C.D.S.; ZENI, J.D.O. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 10, n. 1, p. 205–214, 2012.

CASSIANO, C.C.; FERRAZ, S.F.B.; MOLIN, P.G.M.; VOIGTLAENDER, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Spatial assessment of water-related ecosystem services to prioritize restoration of forest patches. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 11, p. 1-5, 2013.

CASTRO, A.J.; VERBURG, P.H.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; GARCIA-LLORENTE, M.; CABELLO, J.; VAUGHN, C.C.; LÓPEZ, E. Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 132, p. 102–110, 2014.

CASTRO, A.J.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; LÓPEZ, E.; PLIENINGER, T.; ALCARAZ-SEGURA, D.; VAUGHN, C.C.; CABELLO, J. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. **Applied Geography**, Oxford, v. 60, p. 1-9, 2015.

CEAPLA, 2015. **Atlas ambiental da bacia do rio Corumbataí**. Disponível em: <<http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas>>. Acesso em: 18 mai. 2015.

CHAN, K.M.A.; SHAW, M.R.; CAMERON, D.R.; UNDERWOOD, E.C. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS Biology**, Cambridge, v. 4, n. 11, p. 2138-2152, 2006.

CHOWDARY, V.M.; CHAKRABORTHY, D.; JEYARAM, A.; KRISHNA MURTHY, Y.V.N.; SHARMA, J.R.; DADHWAL, V.K. Multi-criteria decision making approach for

watershed prioritization using analytic hierarchy process technique and GIS. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 27, p. 3555-3571, 2013.

CHOI, H.; LEE, W.; BYUN, W. Determining the effect of green spaces on urban heat distribution using satellite imagery. **Asian Journal of Atmospheric Environment**. v. 6, n. 2, p. 127-135, 2012.

COSTANZA, R. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 350-352, 2008.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

CROSSMAN, N.D.; BURKHARD, B.; NEDKOV, S.; WILLEMEN, L.; PETZ, K.; PALOMO, I.; DRAKOU, E.G.; MARTÍN-LOPEZ, B.; MCPHEARSON, T.; BOYANOVA, K.; ALKEMADE, R.; EGOH, B.; DUNBAR, M.B.; MAES, J. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 4-14, 2013.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M.L.; GRELE, C.E.V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 875-903, dez. 2010.

CUSHMAN, S.A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M.C. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 691-703, 2008.

DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A.; BOUMANS, R.M. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

DE GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, Leicester, v. 7, n. 3, p. 260-272, 2010a.

DE GROOT, R.S.; FISHER, B.; CHRISTIE, M.; ARONSON, J.; BRAAT, L.; HAINES-YOUNG, R.; GOWDY, J.; MALTBY, E.; NEUVILLE, A.P.; POLASKY, S.; PORTELA, R.; RING, I. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: KUMHAR, P. (Ed.). **The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations**. London: Earthscan, 2010b. cap. 1, p. 9-39.

DOICK, K.; HUTCHINGS, T. **Air temperature regulation by urban trees and green infrastructure**. London: Forestry Commission, 2013.10p.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R.J.; PRIEUR-RICHARD, A.H.; SOTO, D.;

STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

DUDLEY, N. **Guidelines for applying protected area management categories**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008. 86p.

DUDLEY, N.; MACKINNON, K.; STOLTON, S. The role of protected areas in supplying ten critical ecosystem services in drylands: a review. **Biodiversity**, v. 15, n. 2/3, p. 178–184, 2014.

EGOH, B.; DRAKOU, E.G.; DUNBAR, M.B.; MAES, J.; WILLEMEN, L. **Indicators for mapping ecosystem services**: a review. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012. 111p.

EGOH, B.; ROUGET, M.; REYERS, B.; KNIGHT, A.T.; COWLING, R.M.; JAARSVELD, A.S. van; WELZ, A. Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 63, n. 4, p. 714-721, 2007.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353p.

EMPLASA. **Projeto de Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo**: Projeto Mapeia São Paulo. São Paulo, 2011. Escala 1:25.000.

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

FANGMEIER, D.D.; ELLIOT, W.J.; WORKMAN, S.R.; HUFFMAN, R.L.; SCHWAB, G.O. Infiltration and runoff. In:_____. **Soil and water conservation engineering**. New York: Delmar Learning, 2006. chap. 5, p. 78-106.

FERRAZ, S.B.; FERRAZ, K.P.M.B.; CASSIANO, C.; BRANCALION, P.; LUZ, D.A.; AZEVEDO, T.; TAMBOSI, L.; METZGER, J. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, fev. 2014.

FIORI, J.P.O.; CAMPOS, J.E.G.; ALMEIDA, L. Variabilidade da condutividade hidráulica das principais classes de solos do Estado de Goiás. **Geociências**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 229-235, 2010.

FISHER, B.; TURNER, R.K. Ecosystem services: Classification for valuation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 5, p. 1167-1169, 2008.

FISHER, B.; TURNER, R.K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 68, n. 3, p. 643-653, 2009.

FOX, D.M.; BRYAN, R.B.; PRICE, A.G. The influence of slope angle on final infiltration rate for interrill conditions. **Geoderma**, Amsterdam, v. 80, p. 181-194, 1997.

FRANK, S.; FÜRST, C.; KOSCHKE, L.; WITT, A.; MAKESCHIN, F. Assessment of landscape aesthetics—Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 32, p. 222–231, 2013.

FU, B.; LIU, Y.; LÜ, Y.; HE, C.; ZENG, Y.; WU, B. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. **Ecological Complexity**, Leicester, v. 8, p. 284-293, 2011.

GARCÍA-NIETO, A.P.; GARCÍA-LLORENTE, M.; INIESTA-ARANDIA, I.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 126–138, 2013.

GASTON, K.J.; CHARMAN, K.; JACKSON, S.F.; ARMSWORTH, P.R.; BONN, A.; BRIERS, R.A.; CALLAGHAN, C.S.Q.; CATCHPOLE, R.; HOPKINS, J.; KUNIN, W.E.; LATHAM, J.; OPDAM, P.; STONEMAN, R.; STROUD, D.A.; TRATT, R. The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. **Biological Conservation**, Essex, v. 132, n. 1, p. 76-87, 2006.

GUERRA, C.A.; PINTO-CORREIA, T.; METZGER, M.J. Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service modeling framework for integrated land management and policy. **Ecosystems**, New York, v. 17, n. 5, p. 878–889, 4 Apr. 2014.

HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHIN, M.B. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.G.; FRID, C.L.J. **Ecosystem ecology: a new synthesis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 110-139.

HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHIN, M.B.; KIENAST, F. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 39-53, 2012.

HANNAH, L. Protected areas and climate change. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1134, n. 1, p. 201-212, 2008.

HILL, R.; MILLER, C.; NEWELL, B.; DUNLOP, M.; GORDON, I.J. Why biodiversity declines as protected areas increase: the effect of the power of governance regimes on sustainable landscapes. **Sustainability Science**, v. 10, n. 2, p. 357–369, 2015.

HOLLAND, R.A.; EIGENBROD, F.; ARMSWORTH, P.R.; ANDERSON, B.J.; THOMAS, C.D.; HEINEMEYER, A.; GILLINGS, S.; ROY, D.B.; GASTON, K.J. Spatial covariation between freshwater and terrestrial ecosystem services. **Ecological Applications**, Tempe, v. 21, n. 6, p. 2034–2048, 2011.

HUANG, J.; WU, P.; ZHAO, X. Effects of rainfall intensity, underlying surface and slope gradient on soil infiltration under simulated rainfall experiments. **Catena**, Amsterdam, v. 104, p. 93-102, 2013.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS – IPEF. **Conservação dos recursos hídricos e da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí**. Piracicaba, 2001. 301p.

JIM, C.Y.; CHEN, W.Y. Ecosystem services and valuation of urban forests in China. **Cities**, London, v. 26, n. 4, p. 187–194, 2009.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Landschaftsanalyse mit gis, utb-reihe**. Stuttgart: Eugen-Ulmer-Verlag, 2007. 420p.

LINDENMAYER, D.B.; MARGULES, C.R.; BOTKIN, D.B. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 4, p. 941–950, Aug. 2000.

LIRA, P.K.; TAMBOSI, L.R.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 278, p. 80–89, 2012.

LOCATELLI, B.; IMBACH, P.; WUNDER, S. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 41, n. 1, p. 27–36, 2014.

MAES, J.; PARACCHINI, M.L.; ZULIAN, G.; DUNBAR, M.B.; ALKEMADE, R. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. **Biological Conservation**, Essex, v. 155, p. 1-12, 2012.

MANNIGEL, A.R.; PASSOS E CARVALHO, M.; MORETI, D.; MEDEIROS, L.C. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

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**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Tempe, v. 18, n. 4, p. 885–898, Jun. 2008.

MARTÍNEZ-HARMS, M.J.; BALVANERA, P. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, London, v. 8, n. 1/2, p. 17-25, Jun. 2012.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: United States Department of Agriculture, 1995. 122p.

MCPHERSON, E.G.; NOWAK, D.J.; ROWNTREE, R.A. **Chicago's urban forest ecosystem**: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Radnor: USDA, Forest Service, General Technical Report NE-186, 1994. 201p.

MCPHERSON, E.G.; NOWAK, D.; HEISLER, G.; GRIMMOND, S.; SOUCH, C.; GRANT, R.; ROWNTREE, R. Quantifying urban forest structure, function and value: the Chicago Urban Forest Climate Project. **Urban Ecosystems**, v. 1, p. 49-61, 1997.

MENDES, F.H.; POLIZEL, J.L.; HAMAMURA, C.; BAPTISTA, M.D.; SILVA FILHO, D.F. Potencialidades no uso de imagens termais aéreas de alta resolução da superfície urbana como ferramenta para mapear o campo térmico. **Scientia Plena**, v. 11, n. 9, p. 2–8, 2015.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. **Ecosystems and human well-being**: a framework for assessment. Washington: Island Press, 2003. 245p.

_____. **Ecosystems and human well-being**: synthesis. Washington: Island Press, 2005. 137 p.

MORAIS, F. Infiltração – uma variável geomorfológica. **Caderno de Geografia**, Belo Horizonte, v. 22, n. 38, p. 73-87, 2012.

NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; COSTANZA, R.; FISHER, B.; GREEN, R.E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T.R.; RICKETTS, T.H. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 105, n. 28, p. 9495-9500, 2008.

NAUGHTON-TREVES, L.; HOLLAND, M.B.; BRANDON, K. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 30, n. 1, p 219-252, 2005.

NEDKOV, S.; BURKHARD, B. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 67–79, 2012.

NETTO, A.L.C. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. cap. 3, p. 114-126.

OLIVEIRA, J.B.; BERG, M. **Aptidão agrícola das terras do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Araras II. Memorial descritivo. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1985. 60p.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Piracicaba. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1989.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de São Carlos. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1979.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Araras. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1981.

PALOMO, I.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R.; MONTES, C. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 104–116, 2013.

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**, Dordrecht, v. 21, n. 7, p. 959–967, Oct. 2006.

PAUCHARD, A.; VILLARROEL, P. Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. **Natural Areas Journal**, v. 22, n. 4, p. 318-330, 2002.

REIS, C.M.; ZANCHETTA, D.; FACHIN, H.C. **Plano de manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade**. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos>>. Acesso em: 21 maio 2015.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RODRIGUES, A.S.L.; ANDELMAN, S.J.; BAKARR, M.I.; BOITANI, L.; BROOKS, T.M.; COWLING, R.M.; FISHPOOL, L.D.C.; FONSECA, G.A.B.; GASTON, K.J.; HOFFMANN, M.; LONG, J.S.; MARQUET, P.A.; PILGRIM, J.D.; PRESSEY, R.L.; SCHIPPER, J.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, M.E.J.; YAN, X. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, London, v. 428, n. 6983, p. 640-643, 2004.

RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; ALDAY, J.G.; ONAINDIA, M. Multiple ecosystem services landscape index: A tool for multifunctional landscapes conservation. **Journal of environmental management**, London, v. 147, p. 152–163, Sept. 2014.

SÃO PAULO. Decreto estadual n. 20.960, de 8 de junho de 1983. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/decreto/1983/1983-Dec-20960.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2015

SÃO PAULO. Decreto estadual n. 26.882, de 11 de março de 1987. Disponível em: <<http://governo-sp.jusbrasil.com.br/legislacao/190676/decreto-26882-87>>. Acesso em: 22 set. 2015.

SÃO PAULO. Lei estadual n. 7.438, de 16 de julho de 1991. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/lei/1991/1991-Lei-7438.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2015.

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**, Amsterdam, v. 83, n. 2-3, p. 91–103, Nov. 2007.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 135–139, Jan. 2009.

SCHNEIDERS, A.; VAN DAELE, T.; VAN LANDUYT, W.; VAN REETH, W. Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management?. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 123–133, 2012.

SILVERMAN, B.W. Density estimation for statistics and data analysis. New York: Chapman and Hall, 1986. 200p.

SYRBE, R.U.; WALZ, U. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 80–88, 2012.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 4, p. 1219–1230, 2009.

TUCKER, G.E.; BRAS, R.L. Hillslope processes, drainage density, and landscape morphology. **Water Resources Research**, Washington, v. 34, n. 10, p. 2751-2764, Oct. 1998.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **Shuttle radar topography mission (SRTM) 1 arc-second global**. Disponível em: <<https://lta.cr.usgs.gov/SRTM1Arc>>. Acesso em: 09 dez. 2014.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, 2001.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento do uso e cobertura do solo na bacia do rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 196, maio 2003, 9p.

VALERIANO, M.M. **Topodata**: guia para utilização de dados geomorfológicos locais. São José dos Campos: INPE, 2008. 72p.

van JAARSVELD, A.S.; BIGGS, R.; SCHOLE, R.J.; BOHENSKY, E.; REYERS, B.; LYNAM, T.; MUSVOTO, C.; FABRICIUS, C. Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales: the Southern African Millennium Ecosystem Assessment (SAfMA) experience. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 360, n. 1454, p. 425–441, 2005.

VETTORAZZI, C.A. **Avaliação multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conserva de recursos hídricos**. 2006. 151 p. Tese (Livre-Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

WALLACE, K.J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, p. 235-246, 2007.

WATSON, J.E.M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D.B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. **Nature**, London, v. 515, n. 7225, p. 67-73, 2014.

WOLFF, S.; SCHULP, C.J.E.; VERBURG, P.H. Mapping ecosystem services demand : A review of current research and future perspectives. **Ecological Indicators**, v. 55, p. 159–171, 2015.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 999–1023, 2013.

YANG, D.; LUO, T.; LIN, T.; QIU, Q.; LUO, Y. Combining aesthetic with ecological values for landscape sustainability. **PloS one**, v. 9, n. 7, p. 1-8, Jan. 2014.

ZHANG, B.; GAO, J.; XIE, G.; LU, C. Forest soil conservation based on eco-service provision unit method and its value in Anji County, Huzhou, Zhejiang, China. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 2, p. 405-415, 2015.

ZHAO, C.; SANDER, H.A. Quantifying and mapping the supply of and demand for carbon storage and sequestration service from urban trees. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, p. 1-31, 2015.

3 SINERGIA E TRADE-OFF ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS PARA PLANOS DE CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO

Resumo

Diante da intensa alteração antrópica sobre os ecossistemas, as paisagens modificadas pelo homem possuem importância ímpar para planos estratégicos de conservação e restauração ambiental. Esta situação foi ocasionada pelo constante crescimento das áreas agrícolas e pastagens em virtude da redução das florestas, durante os últimos 60 anos. Conciliar estes vetores de mudança significa ponderar situações convergentes e antagônicas. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi analisar o sinergismo e os trade-offs entre serviços ecossistêmicos visando definir prioridades para planos de conservação e restauração florestal. Foram definidos dois indicadores: erodibilidade do solo e Probabilidade de Conectividade (PC), como preditores potenciais para os serviços ecossistêmicos de controle de erosão e qualidade do habitat, respectivamente. Os indicadores foram aplicados a dois cenários: conservação, referente ao atual estado da paisagem e de seus remanescentes florestais, e restauração, referente à simulação do incremento de 10% de cobertura florestal de modo randômico ou criterioso, sob quatro diferentes situações – fragmentos com 1ha, 5ha, 10ha e 50ha. Os resultados demonstraram que, no cenário de conservação, houve relação sinérgica entre os serviços ecossistêmicos em 78% da cobertura florestal. No cenário de restauração florestal, o sinergismo foi demonstrado em todas as situações, independentemente do modo pelo qual a restauração foi simulada (randômica ou criteriosa). Em todas as restaurações simuladas houve ligeiro ganho na conectividade da paisagem. Por um lado, a dinâmica da paisagem contribuiu para que o sinergismo apresentado pelo cenário de conservação fosse alto, dada a distribuição dos fragmentos florestais em locais com alta erodibilidade do solo. Por outro lado, a alta fragmentação e a baixa proporção florestal na paisagem reiteraram os argumentos de que os processos de restauração não necessariamente devem buscar o sinergismo. Em paisagens altamente antropizadas, a restauração deve focar no ganho de outros serviços ecossistêmicos, visto que o ganho da conectividade da paisagem será consequência natural do incremento florestal.

Palavras-chave: Planejamento da paisagem; Plano de conservação florestal; Plano de restauração florestal; Sinergismo; Erodibilidade do solo; Probabilidade de conectividade

Abstract

Due to the intense anthropogenic change on ecosystems, human-modified landscapes have unique importance for strategic plans in environmental conservation and restoration. This situation was caused by the steady growth of agricultural fields and pastures, and as a consequence, forest reductions over the past 60 years. Conciliate these drivers of change means considering converging and antagonistic situations. In this context, the aim of this paper was to analyze the synergism and trade-offs between ecosystem services aiming to define priorities for forest conservation and restoration plans. It was defined two indicators: soil erodibility and

Connectivity Probability (PC) as potential predictors of ecosystem services as erosion control and habitat quality, respectively. The indicators were applied in two scenarios: conservation, referring to the current state of the landscape and its remaining forests and restoration, referring to the increase simulation by 10% forest cover randomized or carefully, under four different situations - fragments with 1ha, 5ha, 10ha and 50ha. The results showed that, in the conservation scenario, there was a synergistic relation between ecosystem services in 78% of forest cover. In the forest restoration scenario, synergism was demonstrated in all situations, regardless of the way in which type of restoration was simulated (random or careful). We found a slight gain in landscape connectivity in all simulated restorations. On the one hand, the landscape dynamics contributed to the high synergism displayed by conservation scenario, given the distribution of forest remnants in high soil erodibility areas. On the other hand, the high fragmentation and low forest proportion in the landscape reiterated arguments that the restoration procedures should not necessarily pursue synergism. In highly disturbed landscapes, restoration should focus on gaining other ecosystem services, since the gain of landscape connectivity will be a natural consequence of forest increment.

Keywords: Landscape planning; Forest conservation plan; Forest restoration plan; Synergism; Soil erodibility; Probability of connectivity

3.1 Introdução

Há um crescente consenso sobre a importância das paisagens modificadas pelo homem nos estudos e planos estratégicos de conservação e restauração ambiental (TABARELLI et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011). Este cenário decorre da intensa alteração no uso do solo provocada pelas atividades antrópicas, especialmente durante os últimos 60 anos (MATSON, 1997). Por um lado, estima-se globalmente que as áreas agrícolas e pastagens ocupem juntas cerca de 40% da superfície terrestre (FOLEY et al., 2005, 2011), com tendências de crescimento durante os próximos 40 anos (TILMAN et al., 2002). Por outro lado, estimativas recentes sugerem que as florestas naturais ocupem cerca de 30% da superfície terrestre (KEENAN et al., 2015). As florestas tropicais, no entanto, mesmo tendo apresentado redução de mais de 10% durante os últimos 25 anos, representam mais de 40% dos ecossistemas naturais florestais (KEENAN et al., 2015).

Neste cenário, os benefícios sociais gerados pelos ecossistemas naturais foram reconhecidos (WESTMAN, 1977) e se inseriram numa perspectiva de valoração, planejamento e políticas públicas (COSTANZA et al., 1997; DAILY et al., 1997). Estes benefícios, chamados serviços ecossistêmicos, são categorizados como serviços de provisão, de regulação, culturais e de suporte (MILLENNIUM

ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA, 2005). A paisagem oferece uma escala de análise capaz de ressaltar múltiplos serviços ecossistêmicos que interagem de forma complexa (CHAN et al., 2006; BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; NELSON et al., 2009). Ao mesmo tempo em que as áreas agrícolas podem atuar na prestação de diversos serviços ecossistêmicos (SWINTON et al., 2007), sua localização em áreas suscetíveis à erosão aliada às práticas de manejo inadequadas podem atuar como desserviços, resultando na concomitante perda de biodiversidade e perda de solos (ZHANG et al., 2007; NELSON et al., 2009; POWER, 2010). Da mesma forma, a fragmentação florestal implica na redução da biodiversidade (FAHRIG, 2003), seguida pela menor eficiência das comunidades ecológicas em realizar processos ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2006; CARDINALE et al., 2012), o que contribui para um menor potencial em ofertar serviços ecossistêmicos, baseando-se em relações em cascata (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

Analisar e planejar baseando-se na interação mútua entre serviços ecossistêmicos significa considerar situações de *trade-offs*, na qual a prestação de um serviço é reduzida em função do aumento de outro (RODRÍGUEZ et al., 2006), e de sinergias, quando múltiplos serviços respondem positivamente ao mesmo vetor de mudança (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; RAUDSEPP-HEARNE; PETERSON; BENNETT, 2010). Recentemente, diversos estudos voltados ao planejamento de paisagens têm inserido análises de *trade-off* e sinergia como estratégia para conservação (e.g., CHAN et al., 2006; EGOH et al., 2008; HAINES-YOUNG; POTSCHIN; KIENAST, 2012; MAES et al., 2012). Bai et al. (2011), por exemplo, encontraram correlação espacial positiva entre conservação da biodiversidade e alguns serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono, produção de água e retenção de solo. No entanto, o mesmo não ocorre com planos de restauração. Bullock et al. (2011) demonstraram que restaurações focadas no incremento de um serviço podem beneficiar outros serviços, além de gerar situações de *trade-offs*.

A atual situação da Mata Atlântica reflete a dualidade entre o desenvolvimento baseado na expansão da agricultura e a degradação ecossistêmica (RIBEIRO et al., 2009; LIRA et al., 2012; FERRAZ et al., 2014). Com isso, torna-se evidente um novo paradigma sobre a transição do uso do solo e a geração de novas soluções sinérgicas que reduzam as externalidades ambientais negativas e que contribuam com a produtividade agrícola (LAPOLA et al., 2013). Há um aumento no número de

estudos que simulam os impactos nos serviços ecossistêmicos causados por mudanças nas políticas ambientais (DITT et al., 2010; MOLIN, 2014; ALARCON et al., 2015). Entretanto, ressalta-se neste trabalho a importância da utilização de indicadores ambientais capazes de simplificar sua interpretação e facilitar a comunicação entre experts e leigos (SEGNESTAM, 2002).

Desta forma, o objetivo deste estudo foi analisar o sinergismo e os *trade-offs* envolvidos entre serviços ecossistêmicos visando definir prioridades em planos de conversação e restauração florestal de paisagens agrícolas. Além disso, busca-se suscitar a aplicação de indicadores simples e robustos e que possam figurar não somente na conservação e incremento da biodiversidade como também na conservação do solo e produtividade agrícola.

3.2 Material e método

3.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi empregado na sub-bacia do Alto do Corumbataí, localizada na porção norte da bacia do rio Corumbataí, na região centro-leste do Estado de São Paulo (Figura 3.1A). Esta sub-bacia possui mais de 31mil hectares de área e grande importância na questão da fragmentação florestal, proteção dos recursos hídricos e erosão. Seu uso do solo caracteriza-se pelo domínio de pastagens (52%), grande quantidade de remanescentes florestais (18%) e cana de açúcar (14%) (VALENTE; VETTORAZZI, 2003). Trata-se da sub-bacia com maior proporção de cerrado em toda a bacia do Corumbataí – cerca de 80% (VALENTE; VETTORAZZI, 2005) e alta importância para a conservação e recuperação florestal (IPEF, 2002). Neste estudo, entretanto, todas as fitofisionomias florestais foram consideradas como remanescentes florestais e, portanto, objeto de estudo.

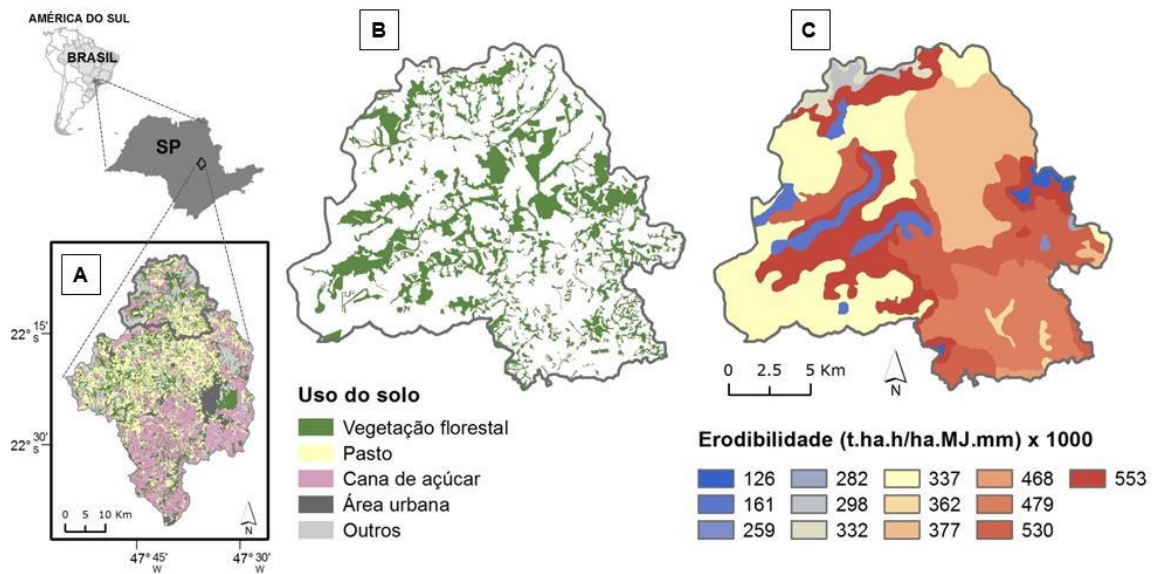


Figura 3.1 – Localização da bacia do rio Corumbataí (A), com destaque para a sub-bacia do Alto do Corumbataí, seus remanescentes florestais (B) e a distribuição geográfica das classes de erodibilidade do solo (C)

3.2.2 Base de dados

A base de dados utilizada refere-se a fotografias aéreas ortorretificadas (EMPLASA, 2011), ao mapa de uso e cobertura do solo do ano de 2011, do qual foi extraída a classe de vegetação florestal, e ao mapa de solos (OLIVEIRA; MENK; ROTTA, 1979; OLIVEIRA et al., 1981; OLIVEIRA; BERG, 1985; OLIVEIRA; PRADO, 1989). A manipulação e classificação destas bases encontram-se descritas em detalhes na subseção 2.2.2. Base de dados.

3.2.3 Seleção de indicadores de serviços ecossistêmicos

Como previamente argumentado na subseção 2.2.3. Mapeamento e qualificação dos serviços ecossistêmicos, as florestas tem um papel múltiplo na prestação de serviços ecossistêmicos. Entre os vários indicadores capazes de se relacionarem à predição de funções e serviços ecossistêmicos, dois foram selecionados: erodibilidade do solo e o valor de importância para a manutenção da conectividade da paisagem.

A erodibilidade do solo refere-se ao potencial intrínseco de cada solo para a perda de material através de processos erosivos, sob mesmas condições de declividade, precipitação, cobertura vegetal e práticas conservacionistas (BERTONI;

LOMBARDI NETO, 1990). Tal variável é expressa como a quantidade de perda de solo por uma determinada unidade de índice de erosão da chuva, sob a unidade $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$ (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). Esse dado foi obtido para a área de estudo (Figura 3.1C) através do recorte dos dados previamente apresentados na seção 2.2.3.1. Demanda, baseado no limite da sub-bacia do Alto do Corumbataí.

Para se atribuir a importância de cada fragmento na manutenção da conectividade da paisagem (dPC), adotou-se a abordagem da estrutura de grafos. Na teoria de grafos, os elementos da paisagem são denominados como um conjunto de nós, no caso os fragmentos florestais, como uma paisagem binária composta por habitat e não-habitat, que podem estar ou não conectados de maneira funcional, de acordo com uma distancia pré-estabelecida (Figura 3.2) (BUNN; URBAN; KEITT, 2000; URBAN; KEITT, 2001). A existência da ligação entre cada nó implica no potencial do organismo em se dispersar entre estes fragmentos (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006).

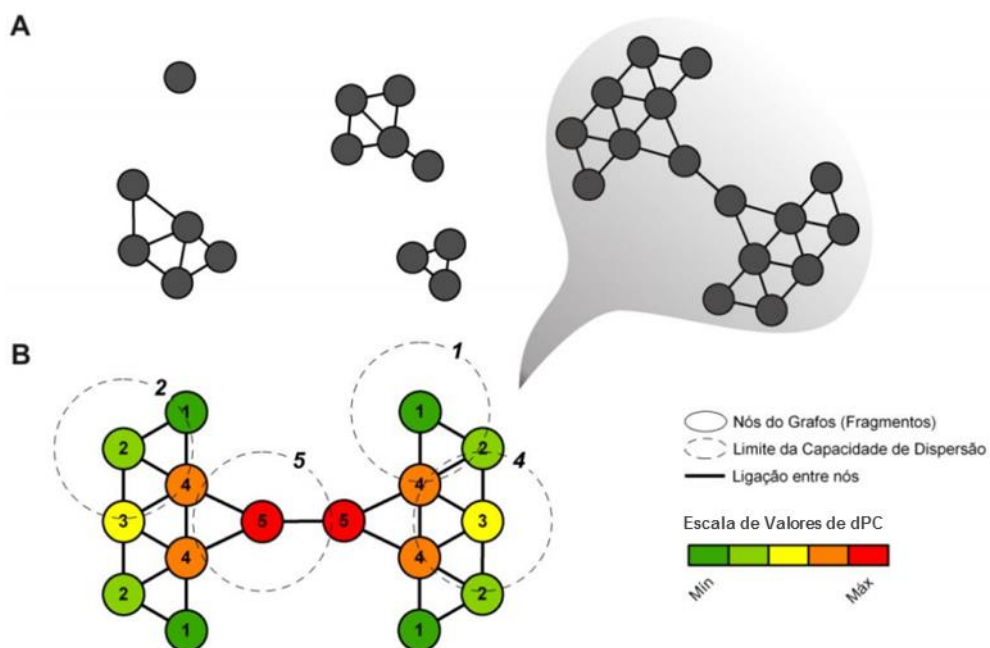


Figura 3.2 – (A) Representação de uma paisagem como um grafo composto por cinco componentes (subgrafos), sendo o menor composto por apenas um nó (fragmento) e o maior com 16 nós. Fragmentos não interligados pelas linhas contínuas não estão funcionalmente conectados. (B) Detalhamento do maior componente, com diferentes valores do índice dPC em função da posição do fragmento na paisagem e do limite da capacidade de deslocamento. Estes valores indicam a importância individual de cada fragmento para a manutenção da conectividade da paisagem (adaptado de TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012)

Para isso, utilizou-se o índice Probabilidade de Conectividade (*Probability of Connectivity* – PC) por se tratar de um modelo de conexões probabilísticas, baseado na disponibilidade de habitat (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007), calculado através do software livre Conefor 2.6 (SAURA; TORNÉ, 2009). A variação do índice PC é dada entre 0 e 1, sendo maior conforme a melhor situação da conectividade da paisagem, conforme a eq. (6):

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n .a_i.a_j.p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (6)$$

onde a_i é a área do fragmento i , a_j é a área do fragmento j , A_L é a área total da paisagem, compreendendo áreas de habitat e não habitat, p_{ij}^* é o produto da probabilidade máxima presente entre dois fragmentos, ou o custo que determinada distância representa para o deslocamento de uma espécie.

A partir do valor de PC, calculou-se sua variação conforme a simulação de remoção de cada fragmento na paisagem (dPC). O índice dPC representa a importância individual do fragmento na paisagem para que a conectividade seja mantida, expressa por uma variação de porcentagem, sendo maior o valor com a maior importância atribuída ao fragmento, conforme eq. (7):

$$dPC(\%) = 100 \cdot \frac{I-I'}{I} \quad (7)$$

onde I é o valor do índice de PC inicial na paisagem e I' é o valor do índice de PC após a simulação de remoção (perda de habitat) ou inserção de um fragmento (por meio do processo de restauração florestal).

Foi adotada como limiar de dispersão a distância de 200m para uma conexão funcional. Este grau de dispersão representa a média das distâncias de deslocamentos de espécies florestais em matriz agrícola (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2010) e assim uma possibilidade de dispersão biótica média. Além disso, adotou-se o valor de 0,5 como probabilidade de dispersão entre dois fragmentos. Visto que não se adotou uma espécie-chave, este valor pressupõe que não há evidente favorecimento na possibilidade de movimentação ou impedimento do fluxo entre um fragmento e outro.

3.2.4 Cenários para análise sinérgica

O sinergismo entre os serviços ecossistêmicos foi avaliado através de dois cenários: conservação e restauração. Para o cenário de conservação florestal, considerou-se o atual estado da paisagem e de seus remanescentes florestais (Figura 3.1B) para a priorização dos fragmentos sob a relação de sinergia/*trade-off*. Para o cenário de restauração, simulou-se o incremento de 10% de florestas, ou seja, de cerca de 810ha, considerando a demanda de reestabelecimento das funções ecológicas em paisagens antrópicas (BANKS-LEITE et al., 2014).

Conservação florestal

Para cada um dos 174 fragmentos foram calculados os valores médios de erodibilidade do solo, através da sobreposição entre a camada de florestas (Figura 3.1B) com os dados de solo (Figura 3.1C), e os valores da sua importância para a manutenção da conectividade, dado pelo índice dPC. Em seguida, realizou-se a filtragem dos dados baseada no desvio padrão (DP) de ambos indicadores a fim de verificar cinco interações: alta sinergia, sinergia, *trade-off* 1 e 2, perdas mútuas (Figura 3.3). A interação com alguma relação sinérgica foi atribuída aos dados com valores superiores às médias (sinergia + alta sinergia). As interações antagônicas foram diferenciadas em *trade-off* 1, onde o serviço de qualidade de habitat é atendido, e *trade-off* 2, onde o serviço de controle de erosão possui melhor situação para a priorização florestal. Por fim, foram elaborados mapas de sinergias/*trade-off*.

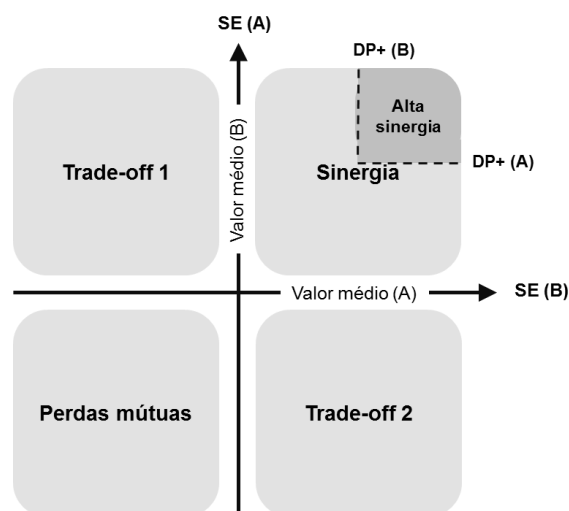


Figura 3.3 – Matriz de avaliação para determinar interações com alta sinergia, sinergia, *trade-off* 1, *trade-off* 2 e perdas mútuas entre os serviços ecossistêmicos de qualidade de habitat (SE A) e controle de erosão (SE B) (adaptado de HAASE et al., 2012)

Restauração florestal

No cenário de restauração, foram simuladas situações com incremento de floresta de forma criteriosa e randômica, considerando novos fragmentos com tamanhos de 1ha, 5ha, 10ha e 50ha (Figura 3.4). Os diferentes tamanhos simularam diferentes possibilidades no incremento florestal, sendo o maior tamanho (50ha) representativo do limite máximo de 80% dos remanescentes da Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009)

Na situação criteriosa, os 810ha de floresta foram inseridos na paisagem limitados nas regiões de ocorrência da classe com maior valor de erodibilidade ($0,0553 \text{ t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$), representando um quadro de pleno sinergismo. Na situação randômica, a mesma área de floresta foi inserida de maneira aleatória, representando processos de restauração sem atendimento aos critérios de posicionamento na paisagem.

Para as oito situações, calculou-se a média da erodibilidade do solo de cada fragmento, o valor de importância para a manutenção da conectividade na paisagem (dPC) e o valor da conectividade da paisagem (PC). Os dados foram analisados conforme o esquema da Figura 3.3.

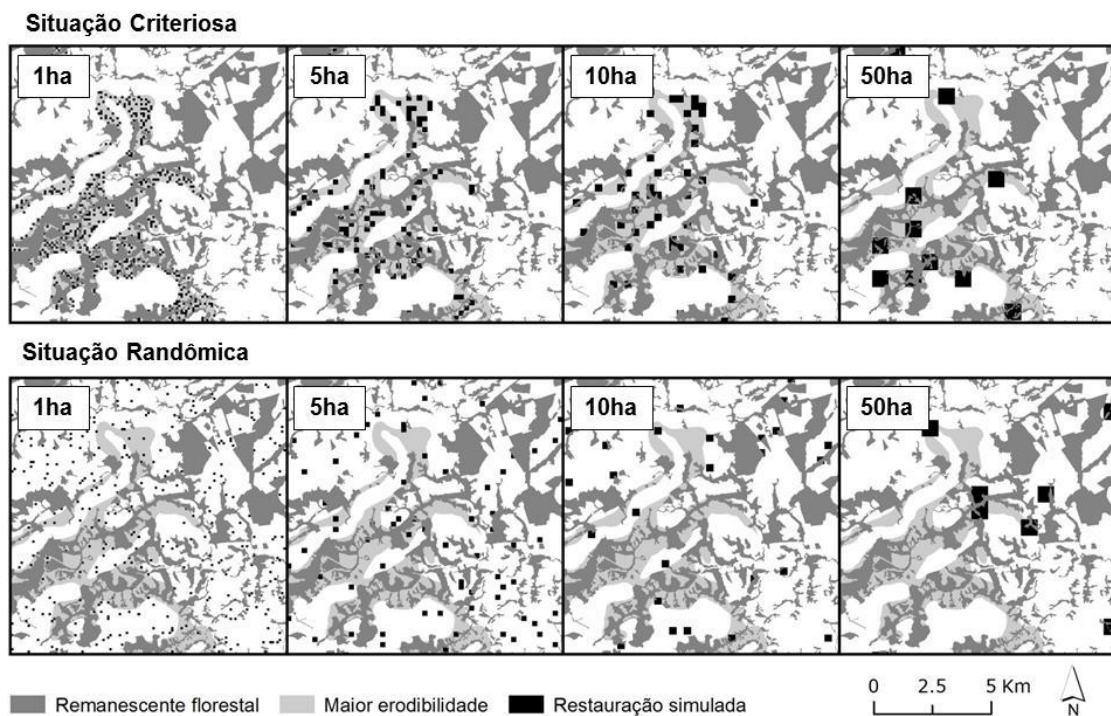


Figura 3.4 – Delineamento da simulação do incremento florestal de 1ha, 5ha, 10ha e 50ha sob situação criteriosa e randômica

3.3 Resultados

3.3.1 Conservação florestal

As relações sinérgicas (sinergia e alta sinergia) entre os serviços ecossistêmicos de qualidade de habitat e controle de erosão ocorreram em 78% da cobertura florestal que, no entanto, compõe a minoria dos fragmentos florestais (27% NP) (Tabela 3.1). Tratam-se, portanto, de 47 fragmentos que, juntos, totalizam 6.359ha de floresta altamente prioritárias à conservação, como observado nas Figuras 3.5A e B. Somente a situação de alta sinergia (Figura 3.5A) respondeu pela priorização de cerca de 130ha de floresta (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Quantificação das florestas atuais em relações sinérgicas, antagônicas e com perdas mútuas com relação ao número de fragmentos (NP) e área florestal

	NP	%NP	Área (ha)	%Área	
Sinergismo Alto	2	1.1	130.5	1.6	Há relação sinérgica
Sinergismo	45	25.9	6228.5	76.9	
Trade-off 1	31	17.8	1260.6	15.6	Há relação antagônica
Trade-off 2	61	35.1	292.7	3.6	
Perdas mútuas	35	20.1	190.9	2.4	Há perdas mútuas
Total	174	100	8103.2	100	

A maioria dos fragmentos (52,9% NP) encontra-se numa relação antagônica de priorização baseada nos serviços ecossistêmicos, o que representa 19% da cobertura florestal (Tabela 3.1). A maior quantidade de cobertura florestal destes 92 fragmentos concentra-se na porção mais ao norte da área de estudo (Figura 3.5C). Houve diferença entre as situações de *trade-off*, sendo que *trade-off 1* representou cerca de 81% da cobertura florestal e *trade-off 2* os outros 19% (Figuras 3.6A e B).

A situação de perdas mútuas, ou seja, aquela na qual o valor atribuído aos fragmentos não contribui de modo significativo para a prestação de ambos os serviços ecossistêmicos, ocorreu em 20% dos fragmentos (Tabela 3.1). Estes, no entanto, representam apenas 2,4% da cobertura florestal (Figura 3.5). Estes resultados foram baseados na análise da matriz que se encontra no ANEXO E.

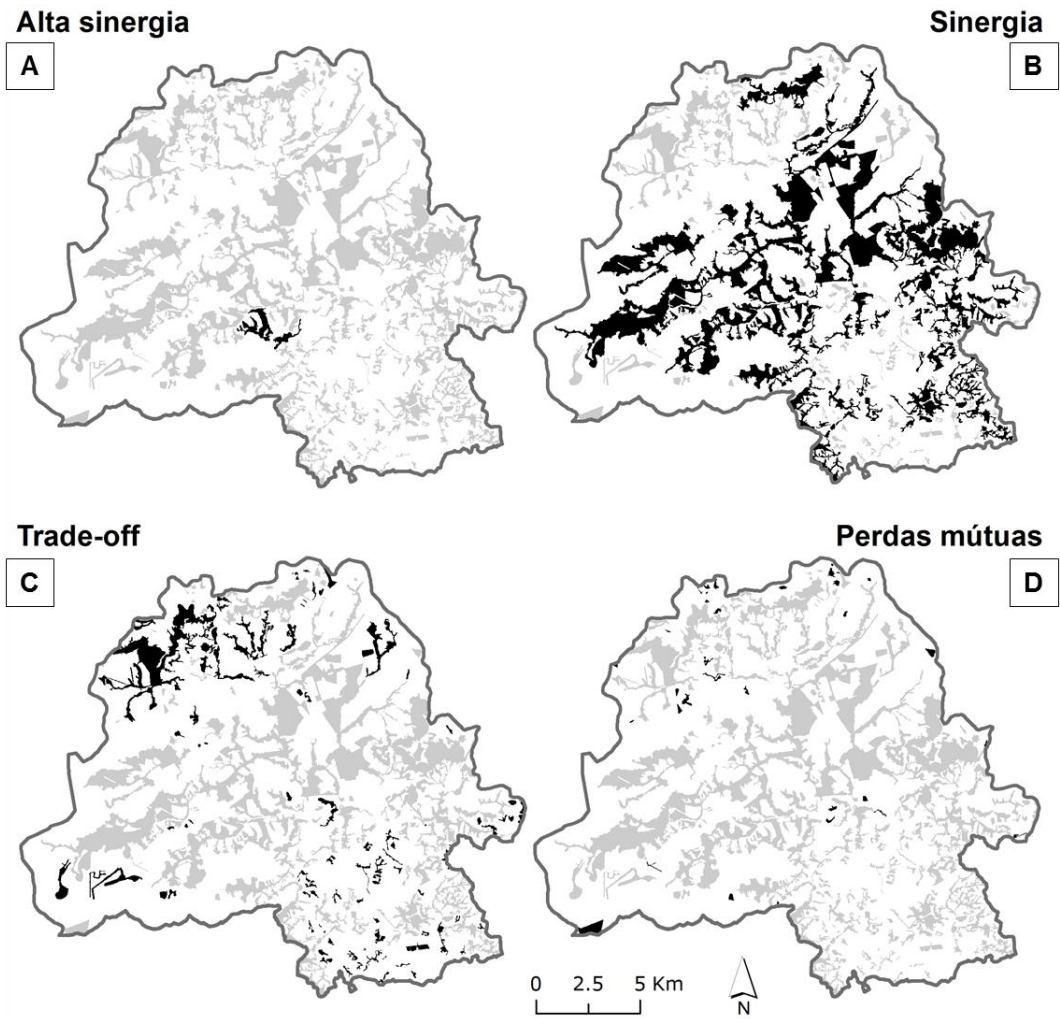


Figura 3.5 – Distribuição geográfica dos fragmentos florestais, em preto, em situações de alta sinergia (A), sinergia (B), *trade-off* (C) e de perdas mútuas (D)

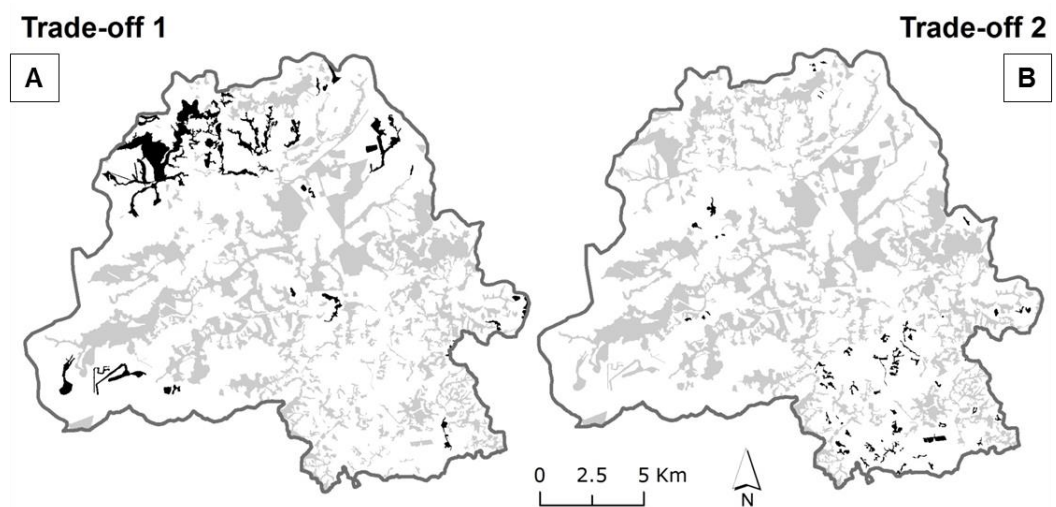


Figura 3.6 – Distribuição geográfica dos fragmentos florestais, em preto, em situações de priorização do serviço de qualidade de habitat (*Trade-off 1*, A) e do serviço de controle de erosão (*Trade-off 2*, B).

3.3.2 Restauração florestal

Considerando o número de fragmentos (NP) (Figura 3.7), a simulação do incremento florestal, apresentou como tendência o predomínio da interação em *trade-off*, seguida pela interação sinérgica, para os tamanhos de 5ha, 10ha e 50ha, sem diferenças expressivas entre a situação randômica e criteriosa. Houve diferença na simulação com fragmentos de 1ha, na qual o cenário randômico se destacou com proporção de interações com perdas mútuas.

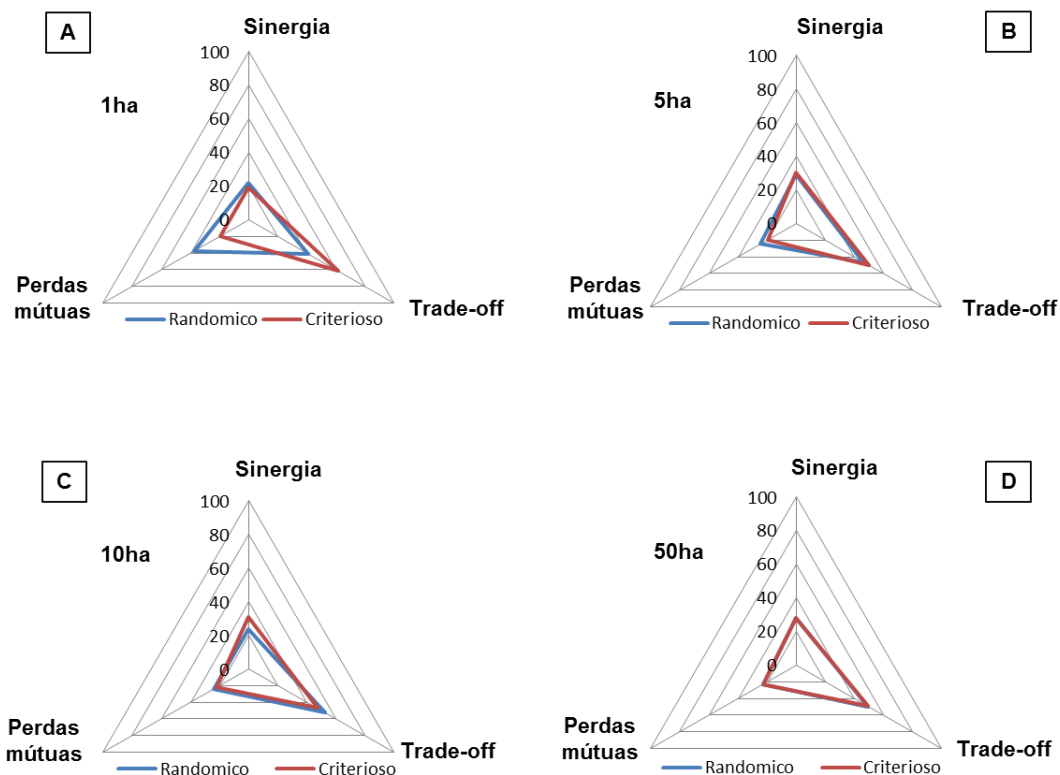


Figura 3.7 – Diferenças, em porcentagem, na quantidade de fragmentos (NP) observados em interação de sinergia, trade-off e perdas mútuas, sob situações randômicas e criteriosas, com incrementos de 1ha (A), 5ha (B), 10ha (C) e 50h (D)

Considerando a cobertura florestal (Área) (Figura 3.8), a tendência apresentada foi de predomínio da interação em sinergia, tanto na situação randômica quanto criteriosa, nos tamanhos de 5ha, 10ha e 50ha. A exceção ocorreu nas simulações com fragmentos de 1ha, sendo que na situação randômica houve o predomínio da interação em sinergia e na situação criteriosa a interação em *trade-off* se destacou.

O ganho real do incremento na cobertura florestal em interação de sinergia não foi sensível à condição criteriosa testada (Tabela 3.3). Nas opções com fragmentos de 1ha, 5ha e 10ha, o incremento randômico apresentou melhor desempenho que o criterioso, com diferença de 59,1%, 4,8% e 2,4%, respectivamente. Estes resultados foram baseados na análise das matrizes apresentadas nos ANEXOS F, G, H, I, J e L.

Tabela 3.3 – Porcentagem de área florestal em situação de sinergia, *trade-off* e perdas mútuas sob as diferentes situações simuladas

(%Área)	1ha		5ha		10ha		50ha	
	Randomico	Criterioso	Randômico	Criterioso	Randômico	Criterioso	Randômico	Criterioso
Sinergia	85.1	26.0	83.6	78.8	83.0	80.5	78.3	78.6
Trade-off	11.7	71.6	13.4	19.3	13.0	17.4	19.7	19.3
Perdas mútuas	3.2	2.3	3.1	2.0	4.0	2.1	2.1	2.1
Total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

O valor da conectividade funcional da paisagem (PC) apresentou melhor resposta quando os fragmentos foram inseridos de forma criteriosa, independentemente de seus tamanhos (Figura 3.9). As condições com maiores valores de PC foram obtidas com fragmentos de 1ha e 5ha, respectivamente. Com o aumento no tamanho de fragmentos inseridos (10ha e 50ha), o ganho da conectividade na paisagem não se mostrou muito sensível.

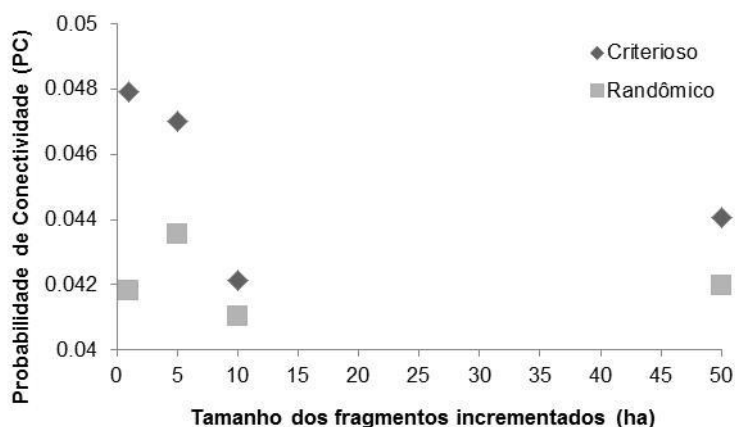


Figura 3.8 – Relação entre o índice de conectividade da paisagem (PC) e as diferentes situações simuladas.

3.4 Discussão

Interações sinérgicas aplicadas à conservação florestal

O sinergismo entre os serviços de controle de erosão e qualidade do habitat mostrou-se viável na conservação de 80% da cobertura florestal remanescente. Quase 20% da cobertura florestal, que resultou numa relação de *trade-off*, apresentou prioridade destacada pela qualidade do habitat e não pelo potencial de proteção do solo.

Essas relações podem ser explicadas pela dinâmica da paisagem, seu processo de ocupação e conversão do uso do solo. Os remanescentes florestais com melhor qualidade de habitat estão localizados em regiões onde o avanço das terras agrícolas e das pastagens foi impossibilitado pelas condições topográficas da paisagem, como em locais de alta declividade e que, normalmente, possuem alto potencial de erodibilidade do solo, como já descrito em outras regiões tropicais (ZIEGLER et al., 2004). A associação entre fatores ecológicos, geográficos e topográficos também esteve relacionada para explicar a prestação de serviços ecossistêmicos em outras florestas tropicais (LOCATELLI; IMBACH; WUNDER, 2014). Não somente a distribuição dos solos como também os fatores humanos e agrários relacionam-se à prestação de alguns serviços. Ou seja, enquanto as áreas urbanas e agrícolas se desenvolveram em regiões mais planas da paisagem, a conservação das florestas ocorreu naquelas mais montanhosas e declivosas (LOCATELLI; IMBACH; WUNDER, 2014).

Outros autores, entretanto, argumentam na direção dos planos de conservação integrados à paisagem, e não somente à condição florestal. Chan et al. (2006) sugerem que, apesar da associação positiva entre a priorização de áreas voltadas à conservação da biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos, o foco na biodiversidade pode representar mais de 40% no ganho ecológico. Egoh et al. (2011) ressaltam a viabilidade em se combinar biodiversidade e serviços relativos à água e solo, dados os níveis de sobreposição moderados a altos entre as distintas prioridades. No entanto, em outra situação, ainda que 30% de outros serviços possam ser atingidos ao se focar estritamente na conservação da biodiversidade, distribuir prioridades a todos os serviços pode significar um aumento de 20% na captura destes, sem perda significativa da biodiversidade (EGOH et al., 2010).

O planejamento das prioridades de conservação baseadas na sobreposição de múltiplos serviços ecossistêmicos consiste numa estratégia atual, porém com pouca congruência metodológica e de resultados. Ainda que existam vetores sinérgicos entre serviços de regulação, por exemplo, a ocorrência de *trade-offs* com os demais serviços e suas outras categorias deverá ocorrer (SMITH et al., 2013). Por isso, ressalta-se a importância de se considerar todos os elementos de uma paisagem agrícola tropical como potenciais prestadores de serviços ecossistêmicos. Naquelas paisagens altamente preservadas, a biodiversidade pode ser o gancho inicial das decisões que irão afetar os demais fluxos ecossistêmicos. Naquelas altamente degradadas, planos voltados à biodiversidade podem ceder espaço para aqueles focados na multiplicidade de serviços que poderão ou não ser benéficos, dependendo de condições estritamente regionais.

Interações sinérgicas aplicadas à restauração florestal

No cenário de restauração, a sinergia almejada no aumento da cobertura florestal pode ser atingida independentemente dos meios pelos quais este incremento foi submetido – randômico ou criterioso. Além disso, a simulação evidenciou que a inserção de pequenos fragmentos (1ha) ao acaso pode ser melhor que de na forma criteriosa e, quando realizada por meio de grandes fragmentos (50ha), não será sensível à forma randômica ou criteriosa. Estas situações podem ser explicadas pela alta fragmentação da paisagem e pelas incertezas e até coincidências resultantes das relações entre biodiversidade, ou qualidade do habitat, e outros serviços ecossistêmicos.

O ganho da conectividade funcional da paisagem (PC) foi de apenas 0,01 na melhor situação de incremento florestal, em comparação à situação inicial (cenário de conservação). Isso significa dizer que a situação da paisagem altamente fragmentada e com baixa percolação foi ligeiramente atenuada com o aumento do valor de PC de 0,037 para 0,048. O que, no entanto, não reflete uma mudança expressiva no estado de fragmentação e melhoria da conectividade funcional da paisagem. No espectro ideal, o valor 0 representa uma paisagem sem habitat, ou ausência de funcionalidade segundo um potencial descolamento biológico, e o valor 1 uma paisagem totalmente ocupada pelo habitat (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

Dentre as inúmeras características desejáveis em um modelo de conectividade da paisagem, o índice PC é muito sensível à perda (ou inserção) de fragmentos que assumem o papel de trampolins ecológicos, ou *stepping stones*, ou que estão isolados mas podem ser maiores e possuir melhor condição de habitat que outros fragmentos menores interconectados (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Assim, a simulação randômica espalhou inúmeros fragmentos pela paisagem, diminui o peso individual que cada novo fragmento teria para a conectividade e também seu valor médio do controle de erosão. A sinergia, baseada nos valores médios, apesar de variar para cada situação, esteve relacionada com a cobertura florestal na paisagem.

Apesar da conhecida predição assumida entre qualidade do habitat, biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos, a relação entre estes indicadores não é linear e, por vezes, pode gerar *trade-offs*. Análises globais indicam que a escolha de regiões selecionadas para maximizar a biodiversidade não fornece, necessariamente, mais serviços que outras regiões escolhidas ao acaso (NAIDOO et al., 2008). Em escalas regionais, o aumento da cobertura florestal e os processos de restauração ecológica tanto podem ir ao encontro com o aumento de serviços ecossistêmicos (BENAYAS et al., 2009; NELSON et al., 2009) e produzir sinergias com a regulação hídrica (MOLIN, 2014) como também ocasionar eventuais diminuições, por exemplo, na produção de água (MOLIN, 2014).

Assim, a modelagem da paisagem pode contribuir na indicação de lacunas e tendências gerais, baseadas na condição ecológica atual da paisagem e de suas demandas para recuperar outros serviços. Entretanto, o processo de restauração florestal, quando focado em um determinado serviço ecossistêmico, pode levar a impactos negativos sobre a biodiversidade ou a prestação de demais serviços (BULLOCK et al., 2011). Conciliar possíveis conflitos irá requerer um processo participatório sobre o uso da terra e uma escala de decisão adequada. O serviço de produção de água, por exemplo, é bastante complexo e somente pode ser efetivamente manejado na escala de bacia com relação aos padrões de uso do solo (BULLOCK et al., 2011).

Portanto, em paisagens antrópicas tropicais, fica evidente a necessidade de mudança no foco das restaurações e incremento da cobertura florestal que, habitualmente, eram destinados ao aumento da conectividade na paisagem para se promover a prestação de outros serviços ecossistêmicos.

Perspectivas futuras

Os conflitos entre expansão das áreas agrícolas e pastagens, otimização da produtividade, conservação e restauração da natureza são temas atuais em diversas paisagens no mundo (SHACKELFORD et al., 2015) e especialmente na América Latina (GRAESSER et al., 2015), por possuir as maiores áreas agrícolas do mundo. No Brasil, a expansão da agricultura entre 2001 e 2013 somou mais de 17 Mha e novas áreas de pastagens alcançaram a marca de 40 Mha, muito em função da mudança do uso do solo na região conhecida como “Arco do Desmatamento” (GRAESSER et al., 2015). Este cenário pressupõe que haja um balanço entre a conservação ambiental e o reconhecimento do limite natural que a expansão da agricultura apresenta (MARTINELLI; FILOSO, 2009). O desenvolvimento deve considerar, portanto, tanto a produtividade quanto os próprios serviços prestados pelos ecossistemas (MARTINELLI; FILOSO, 2009).

Recentes estudos sugerem um limiar de 30% de cobertura florestal na paisagem para que importantes funções ecológicas possam ser mantidas (BANKS-LEITE et al., 2014). O ganho ecológico será grande com o mínimo aumento da cobertura florestal em paisagens altamente degradadas (abaixo do limiar) e praticamente se estabilizará assim que atingir e ultrapassar os 30% de floresta na paisagem (BANKS-LEITE et al., 2014). Surgem, assim, dois cenários possíveis para o manejo da paisagem: um baseado no simples incremento da cobertura florestal naquelas paisagens degradadas e fragmentadas (abaixo do limiar), outro baseado no aumento da qualidade dos habitats, de forma criteriosa e “cirúrgica” na paisagem (naquelas que atingiram seu limiar de cobertura florestal). Ou seja, enquanto o sugerido limiar não for atingido na paisagem, toda forma de aumento na cobertura florestal será benéfica para a melhoria das funções ecológicas. Neste estágio, o que se propõe aqui é distribuir o foco para projetos de restauração que contribuam com o aumento de outros serviços, como a regulação e produção de água na bacia hidrográfica e até mesmo demais serviços culturais. Habitualmente, a convocação para a conservação e restauração das paisagens tem considerado a necessidade de se aumentar a conectividade da paisagem (HADDAD et al., 2015). Num segundo estágio, o aumento da qualidade das florestas e inserção de novas florestas de modo estratégico deverá ser o alvo a ser atingido. Para isso, a aplicação da teoria dos grafos poderá ser bastante viável na busca pelo equilíbrio entre os custos e benefícios resultantes de qualquer restauração ecológica.

Na prática, estes apontamentos alinham-se às lições aprendidas durante 30 anos de projetos de restauração na Mata Atlântica. As estratégias adotadas para se restaurar as florestas devem levar em consideração as especificidades de cada paisagem, com maior ou menor grau de degradação e fragmentação, e assumir que geralmente a escolha “ecologicamente mais adequada” pode não ser a mais efetiva para o sucesso da restauração (RODRIGUES et al., 2009). Além disso, corroborando com a proposta de, num primeiro estágio, distribuir o foco da restauração nos demais serviços ecossistêmicos, um dos passos mais importantes deve ser a criação de uma estrutura florestal capaz de gerar sombreamento permanente e, assim, reduzir custos com o manejo na área restaurada, principalmente em áreas de domínio de gramíneas (RODRIGUES et al., 2009).

Por fim, novas perspectivas surgem numa escala macro, como o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. Trata-se de uma ferramenta de articulação entre agências governamentais, setores privados, ONG’s e institutos de pesquisa que tem como meta restaurar cerca de 15 Mha, num ambicioso desafio global a ser aplicado em 15% dos ecossistemas degradados até 2020 (PINTO et al., 2014). Em escalas locais, como por meio do manejo de microbacias, programas baseados em pagamentos por serviços ecossistêmicos (ou ambientais, como referido no Brasil) podem ter papel importante na melhoria da governança das atividades de restauração, quando comparado aos programas tradicionais de larga escala (PIRARD; BUREN; LAPEYRE, 2014).

Limitações metodológicas

A principal limitação deste estudo está relacionada ao seu objetivo secundário, que foi o de verificar quão viável seria a utilização dos indicadores na predição de serviços ecossistêmicos.

Com relação ao indicador do serviço de controle de erosão (erodibilidade do solo), entende-se que se trata de um bom preditor potencial de áreas mais suscetíveis às perdas de solo, sob as mesmas condições de manejo. Entretanto, na literatura aplicada aos serviços ecossistêmicos, a erodibilidade do solo figura apenas como um fator, dentre outros índices como a influência da chuva, da topografia e das práticas agrícolas. A condição topográfica foi determinante na definição da condição atual da paisagem, configuração das áreas agrícolas e remanescentes florestais. Por isso, recomenda-se que a erodibilidade do solo seja apenas considerada como um

indicador potencial na escala da paisagem e que, no planejamento local, para a aplicação dos conceitos de restauração, considere-se, por exemplo, equações de perda de solo.

Com relação ao indicador da qualidade de habitat, considera-se muito eficiente e com boa capacidade preditiva. Porém, como qualquer instrumento de modelagem, suas definições de entrada definem os resultados finais. Ou seja, por se tratar de um modelo probabilístico que considera o deslocamento potencial de organismos ou fluxos biológicos entre habitats e também o grau de barreira, ou a disposição do organismo em se deslocar pela paisagem, a definição da espécie-chave ou um valor representativo é fundamental. Caso um projeto tenha como objetivo conservar ou restaurar funções de polinização, por exemplo, o deslocamento assumido entre habitat será menor e a importância de cada fragmento na paisagem apresentará grande mudança. Além disso, ressalta-se a lacuna existente na divulgação de dados de deslocamento de espécies em paisagens antrópicas. Por isso, entende-se que a aplicação do valor representativo é adequada à escala da paisagem estudada.

3.5 Conclusões

- A conservação florestal baseada no sinergismo entre os serviços ecossistêmicos de controle de erosão e qualidade de habitat apresentou-se como uma estratégia viável em 80% da cobertura florestal.
- As simulações do incremento florestal resultaram em sinergismo entre os mesmos serviços, independentemente da forma pela qual o processo de restauração foi submetido na paisagem (criterioso ou randômico).
- A busca pela melhoria na conectividade pode ser um objetivo secundário nos processos de restauração, em paisagens degradadas e fragmentadas, visto que qualquer aumento na cobertura florestal poderá ter boas consequências na resposta do funcionamento ecológico da paisagem.
- Propõe-se uma mudança no discurso aplicado aos projetos de restauração florestal para que, inicialmente, almeje-se o equilíbrio de

outros serviços ecossistêmicos por meio do aumento da cobertura florestal e, finalmente, incrementa-se a qualidade das florestas e a melhoria da conectividade da paisagem.

Referências

- ALARCON, G.G.; AYANU, Y.; FANTINI, A.C.; FARLEY, J.; FILHO, A.S.; KOELLNER, T. Weakening the Brazilian legislation for forest conservation has severe impacts for ecosystem services in the Atlantic Southern Forest. **Land Use Policy**, Guildford, v. 47, p. 1–11, 2015.
- BAI, Y.; ZHUANG, C.; OUYANG, Z.; ZHENG, H.; JIANG, B. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. **Ecological Complexity**, v. 8, n. 2, p. 177–183, 2011.
- BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L.R.; PEARSE, W.D.; BUENO, A.A.; BRUSCAGIN, R.T.; CONDEZ, T.H.; DIXO, M.; IGARI, A.T.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, Washington, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.
- BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.
- BENNETT, E.M.; PETERSON, G.D.; GORDON, L.J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 12, p. 1394–404, 2009.
- BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; BENAYAS, J.M.R. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 26, n. 10, p. 541–549, 2011.
- BUNN, A.; URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. **Journal of Environmental Management**, London, v. 59, n. 4, p. 265–278, 2000.
- CARDINALE, B.J.; DUFFY, J.E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D.U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G.M.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A.; KINZIG, A.P.; DAILY, G.C.; LOREAU, M.; GRACE, J.B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D.S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, London, v. 489, n. 7415, 2012.
- CHAN, K.M.A.; SHAW, M.R.; CAMERON, D.R.; UNDERWOOD, E.C.; DAILY, G.C. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS Biology**, v. 4, n. 11, p. 2138–2152, 2006.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, p. 252-260, 1997.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M.L.; GRELE, C.E.V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 875–903, 2010.

DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIN, F.S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biology**, v. 4, n. 8, p. 1300–1305, 2006.

DITT, E.H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT, J. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 21, n. 6, p. 591–603, 2010.

EGOH, B.N.; REYERS, B.; CARWARDINE, J.; BODE, M.; O'FARRELL, P.J.; WILSON, K.A.; POSSINGHAM, H.P.; ROUGET, M.; DE LANGE, W.; RICHARDSON, D.M.; COWLING, R.M. Safeguarding biodiversity and ecosystem services in the Little Karoo, South Africa. **Conservation Biology**, Boston, v. 24, n. 4, p. 1021–1030, 2010.

EGOH, B.N.; REYERS, B.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M. Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. **Journal of Environmental Management**, London, v. 92, n. 6, p. 1642–1650, 2011.

EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M.; LE MAITRE, D.C.; van JAARSVELD, A.S. Mapping ecosystem services for planning and management. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 127, n. 12, p. 135–140, 2008.

EMPLASA. **Projeto de Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo: Projeto Mapeia São Paulo**. São Paulo, 2011. Escala 1:25.000.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, Nov. 2003.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.R.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**. Washington, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FOLEY, J.A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.A.; CASSIDY, E.S.; GERBER, J.S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N.D.; O'CONNELL, C.; RAY, D.K.; WEST, P.C.; BALZER, C.; BENNETT, E.M.; CARPENTER, S.R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D.P.M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, London, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011.

GRAESSER, J.; AIDE, T. M.; GRAU, H.R.; RAMANKUTTY, N. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 3, p. 1-10, 2015.

DAILY, G.C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P.R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P.A.; MOONEY, H.A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S.H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G.M. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecology**, n. 7, p. 1–15, 1997.

HAASE, D.; SCHWARZ, N.; STROHBACH, M.; KROLL, F.; SEPPELT, R. Synergies , trade-offs , and losses of ecosystem services in urban regions : an integrated multiscale framework applied to the Leipzig-Halle region, Germany. **Ecology and Society**, v. 17, n. 3, 2012.

HADDAD, N.M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K.F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R.D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, C.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.I.; EWERS, R.M.; FOSTER, B.L.; JENKINS, C.N.; KING, A.J.; LAURANCE, W.F.; LEVEY, D.J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B.A.; NICHOLLS, A.O.; ORROCK, J.L.; SONG, D.X.; TOWNSHEND, J.R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–9, 2015.

HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHIN, M.B. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.G.; FRID, C.L.J. **Ecosystem ecology: a new synthesis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 110-139.

HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHIN, M.B.; KIENAST, F. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 39-53, 2012.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS – IPEF. **Conservação dos recursos hídricos e da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí**. Piracicaba, 2001. 301p.

KEENAN, R.J.; REAMS, G.A.; ACHARD, F.; FREITAS, J.V.; GRAINGER, A.; LINDQUIST, E. Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 352, p. 9–20, 2015.

LAPOLA, D.M.; MARTINELLI, L.A.; PERES, C.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERREIRA, M.E.; NOBRE, C.A.; AGUIAR, A.P.D.; BUSTAMANTE, M.M.C.; CARDOSO, M.F.; COSTA, M.H.; JOLY, C.A.; LEITE, C.C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B.B.N.; VIEIRA, I.C.G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 27–35, 2013.

LIRA, P.K.; TAMBOSI, L.R.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 278, p. 80–89, 2012.

LOCATELLI, B.; IMBACH, P.; WUNDER, S. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 41, n. 1, p. 27–36, 2014.

MAES, J.; PARACCHINI, M.L.; ZULIAN, G.; DUNBAR, M.B.; ALKEMADE, R. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. **Biological Conservation**, Essex, v. 155, p. 1-12, 2012.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Balance between food production, biodiversity and ecosystem services in Brazil: a challenge and an opportunity. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 4, p. 21-25, 2009.

MATSON, P. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, Washington, v. 277, n. 5325, p. 504–509, 1997.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 137p.

MOLIN, P. G. **Dynamic modeling of native vegetation in the piracicaba river basin and its effects on ecosystem services**. 2014. 147p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; COSTANZA, R.; FISHER, B.; GREEN, R.E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T.R.; RICKETTS, T.H. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 105, n. 28, p. 9495–9500, 2008.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H.; CAMERON, D.R.; CHAN, K.M.A.; DAILY, G.C.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; LONSDORF, E.; NAIDOO, R.; RICKETTS, T.H.; SHAW, M.R. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 4–11, 2009.

OLIVEIRA, J.B.; BERG, M. **Aptidão agrícola das terras do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Araras II. Memorial descritivo. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1985. 60p.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Piracicaba. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas. 1989.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de São Carlos. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas. 1979.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Araras. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas. 1981.

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**, Dordrecht, v. 21, n. 7, p. 959–967, Oct. 2006.

PINTO, S.R.B.; MELO, F.; TABARELLI, M.; PADOVESI, A.; MESQUITA, C.A.; SCARAMUZZA, C.A.M.; CASTRO, P.; CARRASCOSA, H.; CALMON, M.; RODRIGUES, R.; CÉSAR, R.C.; BRANCALION, P.H.S. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014.

PIRARD, R.; BUREN, G.; LAPEYRE, R. Do PES Improve the governance of forest restoration? **Forests**, v. 5, n. 3, p. 404–424, 2014.

POWER, A.G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–71, 2010.

RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G.D.; BENNETT, E.M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 107, n. 11, p. 5242–7, 2010.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

RODRÍGUEZ, J.P.; BEARD, T.D.; BENNETT, E.M.; CUMMING, G.S.; CORK, S.J.; AGARD, J.; DOBSON, A.P.; PETERSON, G.D. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 2006.

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**, Amsterdam, v. 83, n. 2-3, p. 91–103, Nov. 2007.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 135–139, Jan. 2009.

SEGNESTAM, L. **Indicators of environment and sustainable development: Theories and practical experience**. Washington: The World Bank, 2002. p. 66p.

SHACKELFORD, G.E.; STEWARD, P.R.; GERMAN, R.N.; SAIT, S.M.; BENTON, T.G. Conservation planning in agricultural landscapes: hotspots of conflict between agriculture and nature. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 357–367, 2014.

SMITH, P.; ASHMORE, M.R.; BLACK, H.I.J.; BURGESS, P.J.; EVANS, C.D.; QUINE, T.A.; THOMSON, A.M.; HICKS, K.; ORR, H.G. Review: The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 812–829, 2013.

SWINTON, S.M.; LUPI, F.; ROBERTSON, G.P.; HAMILTON, S.K. Ecosystem services and agriculture : Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 64, n. 2, p. 245-252, 2007.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TILMAN, D.; CASSMAN, K.G.; MATSON, P.A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, London, v. 418, n. 6898, p. 671–677, 2002.

URBAN, D.; KEITT, T. LANDSCAPE CONNECTIVITY: A GRAPH-THEORETIC PERSPECTIVE. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, 2001.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento do uso e cobertura do solo na bacia do rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 196, maio 2003, 9p.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP Forest structure assessment in the Corumbataí river basin, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 45–57, 2005.

WESTMAN, W.E. How much are nature' s services worth?. **Science**, Washington, v. 197, n. 1969, p. 960–963, 1977.

ZHANG, W.; RICKETTS, T.H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S.M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 64, n. 2, p. 253–260, dez. 2007.

ZIEGLER, A.D.; GIAMBELLUCA, T.W.; TRAN, L.T.; VANA, T.T.; NULLET, M.A.; FOX, J.; VIEN, T.D.; PINTHONG, J.; MAXWELL, J.F.; EVETT, S. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 287, n. 1/4, p. 124-146, 2004.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O balanço entre as demandas por serviços ecossistêmicos da paisagem e o potencial ofertado pelas florestas, apresentado pelo Capítulo 2, sugeriu duas importantes lacunas: as florestas (enquadradas como áreas protegidas) tem um limite bastante acentuado em fornecer serviços de maneira equilibrada; as áreas agrícolas, entretanto, figuram como protagonistas na atenuação das demandas físico-antrópicas de uma paisagem mais sustentável e devem, portanto, ser alvo de pesquisas similares na proposição de novas abordagens de manejo.

A análise do sinergismo e *trade-off* entre serviços ecossistêmicos, apresentada no Capítulo 3, sugeriu que conservar as florestas baseando-se no atendimento mútuo dos critérios de qualidade de habitat e controle de erosão é uma estratégia viável em paisagens altamente antropizadas. Por outro lado, a proposição de estratégias de restauração florestal objetivando o sinergismo não se mostrou sensível ao atendimento dos critérios utilizados. Essa situação reforça o argumento de que, em paisagens altamente degradadas e fragmentadas, num primeiro momento, o aumento da cobertura florestal deve estar vinculado com o reestabelecimento de outros serviços ecossistêmicos – como os hidrológicos, de conservação do solo e serviços culturais. Num segundo momento, ao se atingir o limiar de cobertura florestal na paisagem – algo em torno de 30%, o planejamento cirúrgico e criterioso deve se tornar o principal objetivo para a melhoria da qualidade do habitat, aumento da permeabilidade da paisagem e posicionamento estratégico de trampolins ecológicos.

A sustentabilidade da paisagem deve ser inserida em planejamentos como meta a ser atingida. Se por um lado focar em um determinado elemento da paisagem torna a análise mais simples e com maior potencial de aplicabilidade, é esperado também que diversas demandas continuarão a existir na prática. Por outro lado, assumir a multiplicidade na prestação de serviços ecossistêmicos na paisagem resulta em inevitáveis *trade-offs* que devem ser priorizados conforme o objetivo proposto em cada plano. De uma forma ou de outra, balancear a conservação e restauração das florestas com a expansão e produtividade das áreas agrícolas deve ser a temática central de futuras pesquisas que almejem a sustentabilidade da paisagem. Nesse sentido, a distribuição geográfica dos serviços ecossistêmicos na

escala da paisagem é fundamental para proposição de planos e tomadas de decisões.

ANEXOS

ANEXO A – Balanço entre oferta e demanda pelo serviço de controle de erosão

Demanda Controle Erosão	Oferta					Total
	1	2	3	4	5	
	%					
1	3.6	2.4	1.6	1.3	4.7	
2	6.4	4.2	2.9	2.3	4.2	
3	9.0	6.3	4.4	3.4	6.4	34.6
4	6.2	4.4	3.2	2.6	5.5	
5	3.8	2.8	2.1	1.9	4.5	
Total			46.1			19.3

ANEXO B – Balanço entre oferta e demanda pelo serviço de regulação hídrica

Demanda Regulação Hídrica	Oferta					Total
	1	2	3	4	5	
	%					
1	9.8	7.9	5.8	4.6	10.0	
2	7.0	5.0	3.5	2.9	5.9	
3	6.4	4.1	2.9	2.2	4.8	51.6
4	5.1	2.8	1.8	1.5	3.8	
5	0.7	0.3	0.2	0.2	0.7	
Total			28.6			19.9

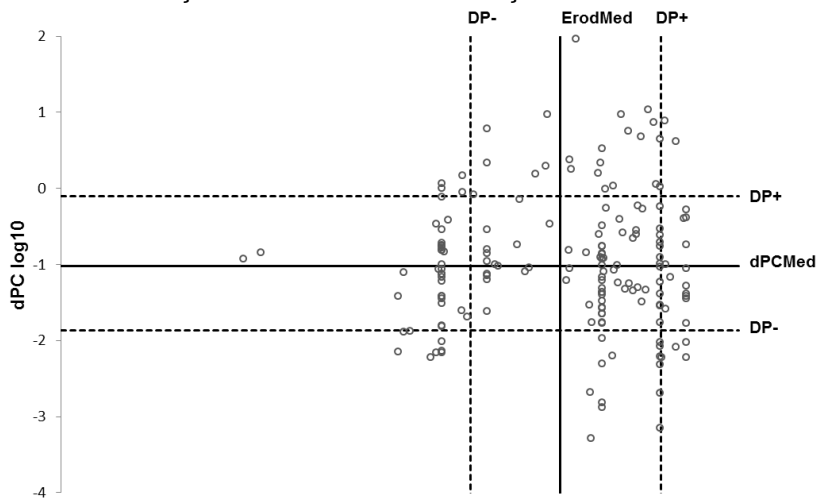
ANEXO C – Balanço entre oferta e demanda pelo serviço de regulação microclimática

Demanda Regulação Microclima	Oferta					Total
	1	2	3	4	5	
	%					
1	10.5	7.2	5.3	4.6	10.8	
2	4.1	2.9	1.9	1.5	2.9	
3	4.2	2.8	2.0	1.3	3.5	43.3
4	4.6	3.2	2.3	1.7	4.2	
5	5.7	4.0	2.7	2.2	3.8	
Total			35.8			20.8

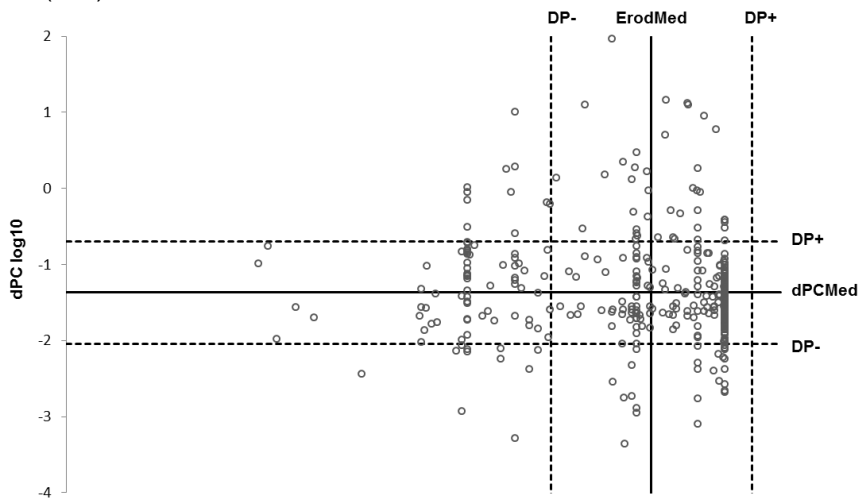
ANEXO D – Balanço entre oferta e demanda pelo serviço de informação estética

Demanda Informação Estética	Oferta					Total
	1	2	3	4	5	
	%					
1	9.3	5.4	3.4	3.2	8.7	
2	9.4	5.5	3.7	2.9	6.8	
3	8.7	5.8	3.8	3.1	5.0	45.7
4	2.2	1.3	0.8	0.9	3.4	
5	1.5	0.9	0.6	0.6	3.2	
Total			31.6			22.7

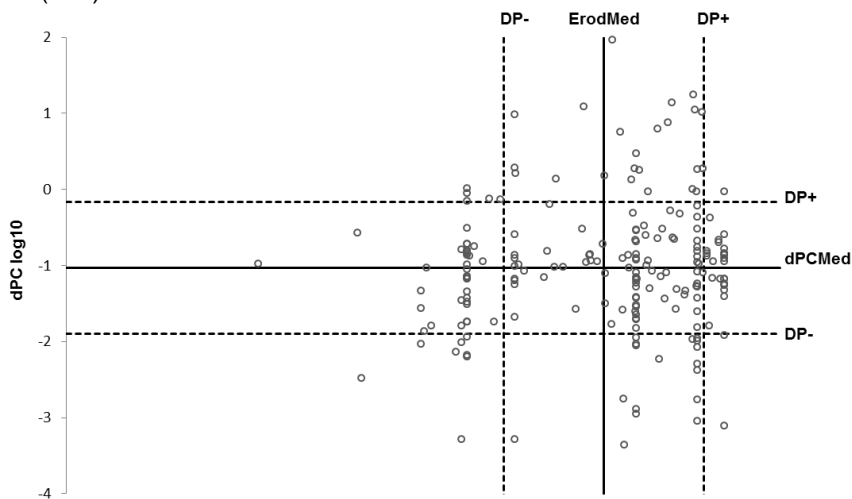
ANEXO E – Matriz de avaliação do cenário de conservação florestal



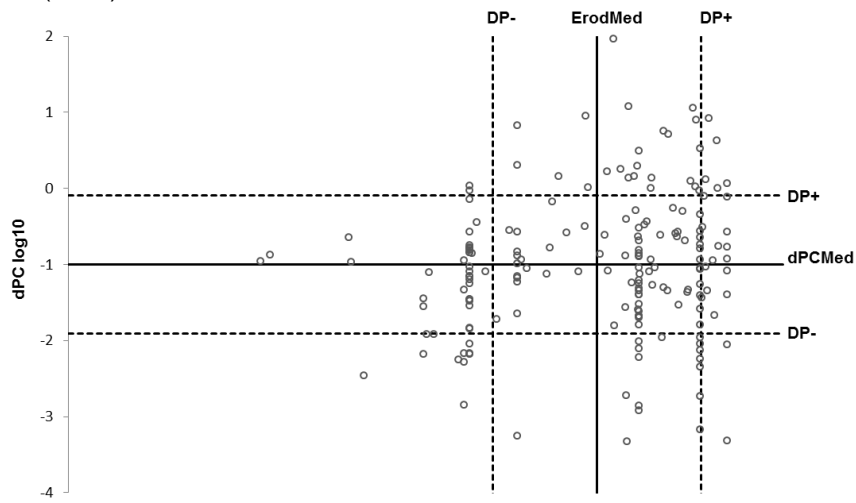
ANEXO F – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação criteriosa (1ha)



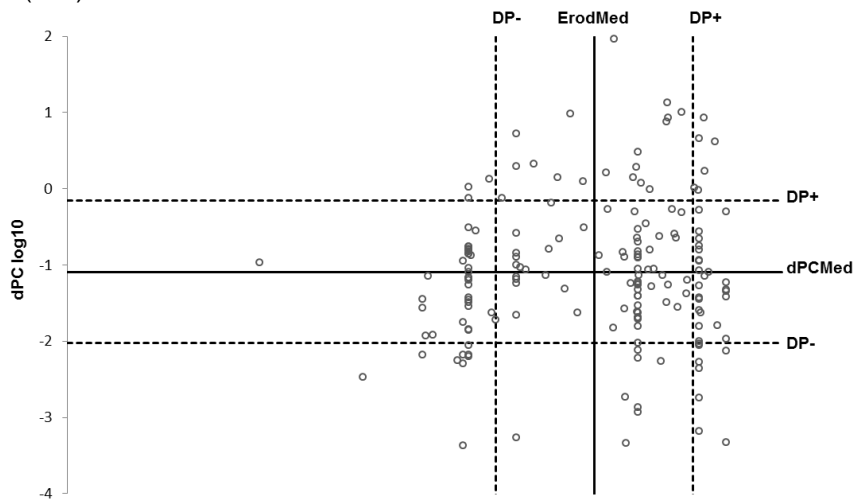
ANEXO G – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação criteriosa (5ha)



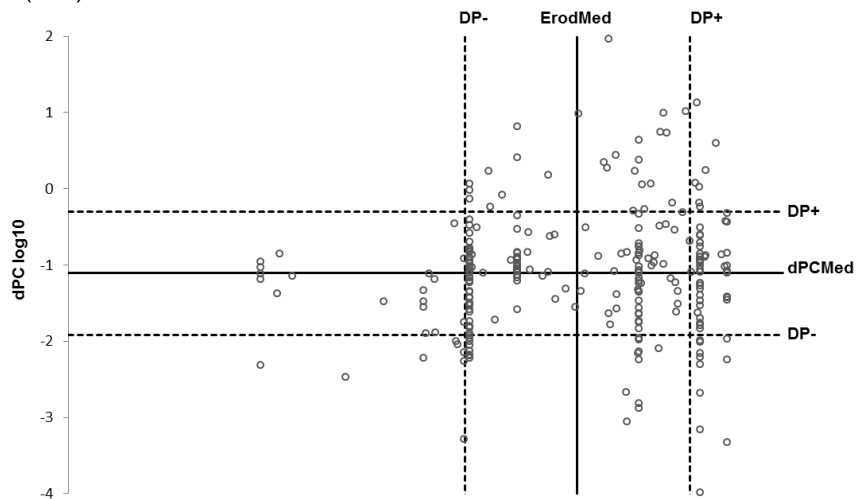
ANEXO H – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação criteriosa (10ha)



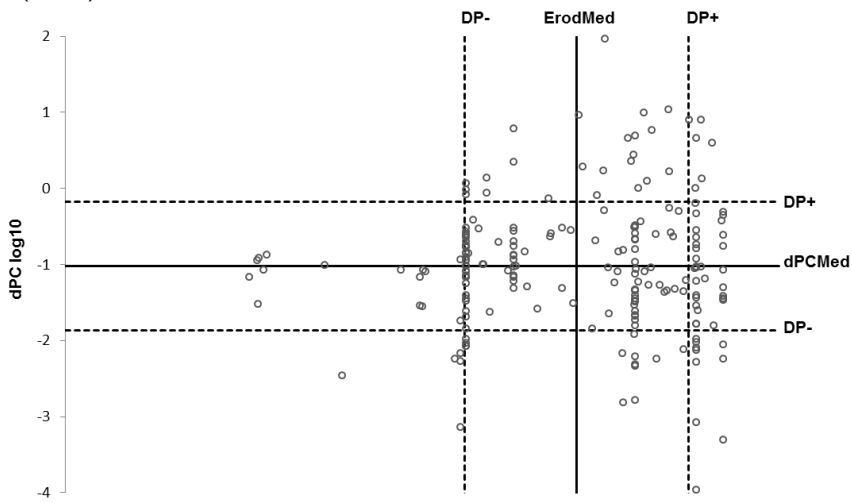
ANEXO I – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação randômica (1ha)



ANEXO J – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação randômica (5ha)



ANEXO K – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação randômica (10ha)



ANEXO L – Matriz de avaliação do cenário de restauração florestal sob situação randômica (50ha)

