

Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

CAROLINA YUMI SHIMAMOTO

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA FLORESTA TROPICAL: UMA
AVALIAÇÃO EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS**

Curitiba

2016

Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA FLORESTA TROPICAL: UMA
AVALIAÇÃO EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS

Carolina Yumi Shimamoto

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof. Dra. Márcia C. M. Marques

Curitiba

2016

*Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais, em especial minha mãe;
à minha irmã Leila e ao Henrique*

AGRADECIMENTOS

A Deus, primeiramente, por ter me abençoado, me guiado durante essa longa caminhada e ter me proporcionado, a vida, a saúde e a capacidade intelectual para a realização deste trabalho.

Às pessoas mais importantes da minha vida, meus queridos pais, Tsuneaki e Deuzeni, e a minha irmã Leila. Agradeço imensamente, pelo grande amor, apoio, incentivo e compreensão, além de serem meu alicerce. Agradeço especialmente à minha mãe, meu exemplo de vida, pelo seu imenso amor e carinho, por sempre estar ao meu lado, apoiando e dando força. Agradeço também a todos os meus familiares, principalmente às minhas tias (Clarice e Luzia) por sempre me apoiarem e me auxiliarem em tudo.

Agradeço imensamente à minha amiga e querida orientadora Márcia C. M. Marques, pela grande oportunidade, por acreditar e confiar em mim, pela sua dedicação e inúmeros ensinamentos que me fizeram crescer grandemente durante esses seis anos de parceria desde o mestrado ao doutorado.

Aos meus colaboradores, André Padial, pelos ensinamentos e confiança, e Junior Garcia, por me guiar na economia ecológica, pelas discussões e pelo grande aprendizado.

Aos professores membros da banca, Doutores Fabio Scarano, Rozely Ferreira dos Santos, Lucilia Maria Parron, Isabela Galarda Varassin, Valéria Muschner e Victor P. Zwiener.

À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), em especial ao Ricardo Britez e Marlon Prestes pelos dados fornecidos do Mosaico Lagamar.

À Conservação Internacional Brasil, nas pessoas do Fábio Scarano e da Thaís Kasecker, por serem extremamente gentis e fornecerem dados sobre a Floresta Atlântica.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado pleno e sanduíche.

À Fundação Grupo Boticário, pelo financiamento e à Sociedade Chauá, pela parceria.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela amizade, dicas e ensinamentos.

A todos do Laboratório de Ecologia Vegetal por serem a minha família em Curitiba. Em especial aos meus queridos amigos, Vinicius Marcilio, Fabiano Maia, Carolina Rosa, Carolina Ribeiro, Ricardo Camargo, Victor Zwiener, Tiago Machado e Tiago Malucelli. Agradeço também à Fernanda Cardoso pela amizade e pela revisão do inglês.

A todos aqueles com quem tive a oportunidade de conviver durante meu estágio sanduíche no Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad e no Laboratorio de Biodiversidad, funcionamiento y servicios del ecosistema em Morelia, México. Um agradecimento especial à Professora Patricia Balvanera, pela grande oportunidade, pela amável recepção junto ao seu esposo Dr. Miguel Martínez Ramos e pelo imenso aprendizado. Ao Felipe Arreola, por ajudar com a minha instalação; aos Professores Ernesto Peña, Mayra Pardo e Ilyas Siddique, pelas dicas e sugestões e à Michelle Farfan, pela grande ajuda com geoprocessamento.

Agradeço imensamente a todos os queridos amigos que fiz durante o estágio sanduíche no México. Meus amigos brasileiros, Edyla Andrade, pela grande amizade e incríveis aventuras, Hermes, que com seu carisma deixou meus dias mais leve, Melina, pela parceira e conversas transcendentais e Kátia, Edgar, Zé e Carla, pelas viagens e inúmeros momentos de descontração. Para as minhas lindas Edyla e Melina as dedico muito Mexcal! Agradeço também imensamente aos meus amigos mexicanos que foram extremamente amáveis, simpáticos e que me receberam com todo o carinho em seu país maravilhoso. Especialmente a Diego Hernández, Alejandra e seu esposo Romeo, Marina, Dani, Pilar, Gabi, Octávio, Anel, Dayan, Daniel, Isa, Juan, Bety, Frederico, Paulina, Kari, Prof. Victor Arroyo e sua linda esposa Yashua e a Prof^a Dr^a Eliane Ceccon.

A todos os meus queridos amigos em Curitiba que estiveram presentes por esses anos compartilhando altos e baixos e tornando a vida mais fácil: Jana Tesseroli, Vinicius Marcilio, Fabiano Maia, Daniele Moraes, Márcia Malanotte, Jaqueline Santos, João Bento, Danilo e aos amigos de Londrina, Ângela, Cátia, Maurício e Fabiane Oliveira.

Aos meus amigos Felipe Shibuya e Gabriel Rezende, meus eternos irmãos da república Albergue III, pelos inúmeros momentos de descontração e de reflexão da vida. Ao Felipe Shibuya, pela grande amizade, carinho, conselhos, sempre disposto a me ouvir com minhas aflições e insegurança. Ao Gabriel Rezende, pela amizade, conselhos, incentivo e parceria.

À Fernanda Fernandes, minha irmã de coração, confidente, parceira de todas as horas, pelo carinho e inúmeros conselhos. Sem você essa Curitiba não teria sido a mesma.

Agradeço imensamente ao Henrique Vernizzi, meu porto seguro, pelo amor, carinho, compreensão e incentivo. Com você ao meu lado tudo se torna melhor. Agradeço também a todos da sua família e em especial seus pais, Wilson e Jean Vernize, pelo grande apoio e incentivo.

Agradeço a todos que de alguma forma ajudaram no decorrer desses anos e que, com certeza, foram fundamentais à minha formação como pessoa e como profissional.

Arigatou gozaimassu!

“Every individual matters. Every individual has a role to play. Every individual makes a difference.”

— Jane Goodall

SUMÁRIO

| | |
|--|------|
| LISTA DE FIGURAS | viii |
| LISTA DE TABELAS | x |
| LISTA DE ANEXOS | xi |
| RESUMO GERAL | xiii |
| ABSTRACT | xv |
| 1 INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 8 |
| 2 CAPÍTULO I - A restauração dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade na Floresta Tropical: uma meta-análise | 13 |
| 3 CAPÍTULO II - Salvaguardando serviços ecossistêmicos e biodiversidade em áreas protegidas: análise de padrões espaciais e interações na Floresta Atlântica | 43 |
| 4 CAPÍTULO III - O potencial econômico dos serviços ecossistêmicos da região do Mosaico Lagamar, o maior remanescente da Floresta Atlântica brasileira . | 79 |
| CONCLUSÕES | 112 |

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figure 1. Size effect (average and bootstrap CI) of ecosystem services and biodiversity recovered in restoration areas, according to restoration strategies.....35

Figure 2. Size effect (average and bootstrap CI) of ecosystem services and biodiversity recovered in restoration areas, according to different types of services (carbon pool and support) and biodiversity.....36

Figure 3. Meta-regression of restored ecosystem time and the size effect of (a) ecosystem services and biodiversity; n= 291 (a) and ecosystem service; n= 156 (b).....37

Capítulo II

Figure 1. Limits of the Brazilian Atlantic Forest biome, with 3039 municipalities, state limits, protected areas and forest remnants.....69

Figure 2. Spatial distribution of eight ecosystem services across the Brazilian Atlantic Forest.....70

Figure 3. Moran's I Index correlogram for eight ecosystem services according to the distance in the Brazilian Atlantic Forest. (a) provisioning services and (b) regulating services.....71

Figure 4. The three ecosystem services bundles distributed across the Brazilian Atlantic Forest.....72

Figure 5. The three ecosystem services and biodiversity bundles distributed across protected areas (a) and out of protected areas (b) in the Brazilian Atlantic Forest.....73

Capítulo III

Figura 1. Localização do Mosaico Lagamar, no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, e os remanescentes florestais da Floresta Atlântica.101

Figura 2. Valor econômico dos serviços de provisão (a) e de regulação (estoque de carbono) (b) dentro e fora de unidades de conservação no Mosaico Lagamar.....102

Figura 3. Valor econômico, por município, dos serviços de provisão (a) e de regulação estoque de carbono (b) dentro e fora de unidades de conservação no Mosaico Lagamar.....103

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Table 1. Definition and number of quantitative measures of ecosystem services and biodiversity of parameters considered in the meta-analysis.....33

Capítulo II

Table 1. Data collection of ecosystem services, biodiversity and protected areas in the Brazilian Atlantic Forest.....66

Table 2. Pairwise Pearson's correlations (r) between ecosystem services, categorized in positive, negative and no correlations patterns.....67

Capítulo III

Tabela 1. Estoque de carbono (acima do solo, abaixo do solo, carbono orgânico do solo e matéria orgânica morta) médio e valor econômico, por classe de uso e cobertura do solo, no Mosaico Lagamar.....99

LISTA DE ANEXOS

Capítulo I

| | |
|--|----|
| Table S1. List of 66 studies analyzed..... | 38 |
| Figure S1. Location of 66 studies from 24 countries ditributed in five continents..... | 42 |

Capítulo II

| | |
|--|----|
| Table S1. Moran's I for ecosystem services according to distance in the Brazilian Atlantic Forest..... | 74 |
|--|----|

| | |
|--|----|
| Figure S1. Land use map of the Brazilian Atlantic Forest. Source: IBGE (2010)..... | 75 |
|--|----|

| | |
|--|----|
| Figure S2. Plot the within groups sums of squares vs. the number of clusters from K-means cluster analysis in municipalities of Brazilian Atlantic Forest..... | 76 |
|--|----|

| | |
|---|----|
| Figure S3. Plot the within groups sums of squares vs. the number of clusters from K-means cluster analysis in municipalities with protected areas of Brazilian Atlantic Forest..... | 77 |
|---|----|

| | |
|--|----|
| Figure S4. Plot the within groups sums of squares vs. the number of clusters from K-means cluster analysis in municipalities without protected areas of Brazilian Atlantic Forest..... | 78 |
|--|----|

Capítulo III

| | |
|---|-----|
| Tabela S1. Valores médios de estoque de carbono ($Mg \cdot ha^{-1}$), em cada nível, nas diferentes classes de uso e cobertura do solo, no Mosaico Lagamar..... | 104 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| Tabela S2. Lista de referências bibliográficas utilizadas para a estimativa do estoque médio de carbono citadas na Tabela S1..... | 105 |
|---|-----|

Tabela S3. Estoque de carbono médio (\pm DP) e total, por unidade de conservação (UC) de uso sustentável no Mosaico Lagamar.....108

Tabela S4. Estoque de carbono médio e total (\pm DP) por unidade de conservação (UC) de proteção integral no Mosaico Lagamar.....109

Figura S1. Unidades de conservação analisadas no Mosaico Lagamar.....110

Figura S2. Mapa de uso e cobertura do solo nos municípios do Mosaico Lagamar.....111

RESUMO GERAL

O conceito de serviços ecossistêmicos (SE) traduz a interdependência entre a integridade e saúde dos ecossistemas com o bem estar humano. A crescente procura a esses serviços levou a uma degradação séria e impensada dos ecossistemas, resultando em uma nova paisagem representada por fragmentos florestais imersos na agricultura, pastagem, plantação madeireira e áreas urbanas. Essa nova configuração gera uma limitação na provisão de inúmeros serviços como a regulação do microclima, a fixação de carbono, o controle da erosão e a ciclagem de nutrientes. O presente estudo focou nos ecossistemas associados às Florestas Tropicais e teve por objetivo identificar, mapear e verificar possíveis relações entre os SE, buscando interpretá-los em diferentes contextos, visando subsidiar políticas públicas e tomadas de decisão. O primeiro capítulo avaliou a eficácia relativa dos diferentes métodos de restauração no aumento da provisão de SE e biodiversidade na Floresta Tropical. Através de uma meta-análise de 66 estudos e 816 indicadores de SE em áreas restauradas, degradadas e ecossistemas de referência, demonstrou-se que as ações de restauração na Floresta Tropical estão contribuindo com a recuperação de 74% dos SE (estoque de carbono e atributos do solo) e biodiversidade, em relação à área degradada. A regeneração natural foi a estratégia que mais se destacou devendo ser priorizada em projetos de restauração, principalmente, se o nível de degradação da área for pequena. O segundo capítulo analisou a distribuição espacial, interação e formação de agrupamentos “bundles” de SE e de biodiversidade dentro e fora de áreas protegidas na Floresta Atlântica. Mudanças no uso do solo e características biofísicas do bioma geraram agrupamentos (“bundles”) de SE e biodiversidade de composição variada. A localização e a composição desses “bundles” de serviços indicam áreas importantes que necessitam de ações de restauração ou planos de conservação. O terceiro capítulo avaliou o potencial econômico de SE em unidades de conservação na região do Mosaico Lagamar. As áreas protegidas no Mosaico Lagamar geraram um rendimento de cerca de US\$ 104 milhões.ano⁻¹ em serviços de provisão e US\$147 milhões.ano⁻¹ em serviços de regulação (sequestro de carbono), reforçando a ideia de que áreas protegidas podem contribuir com o desenvolvimento econômico e socioambiental. Os

resultados dos três capítulos destacam a importância dos SE nas três escalas abordadas e poderão servir de base para o planejamento da conservação e a gestão dos ecossistemas, além de embasar políticas públicas e tomadas de decisão em diferentes esferas.

ABSTRACT

The concept of ecosystems services (ES) reflects the interdependence between integrity and health of ecosystems to human well-being. The growing demand for these services has led to a serious and thoughtless degradation ecosystems, as well as configuring a new landscape represented by forest fragments immersed in agriculture, pasture, timber plantations and urban areas. This new configuration can limit the provision of many ecosystem services such as microclimate regulation, carbon sequestration, erosion control and nutrient cycling provided by these forests in some regions. In this context, the overall goal of my dissertation was to identify, map and assess possible links between ecosystem services, seeking to interpret them in different contexts, in order to support public policies and decision-making. The first chapter evaluated the effects of restoration in increasing provision of ecosystem services (ES) and biodiversity in tropical forests. A meta-analysis was conducted with 66 studies on ES in restored, degraded and reference ecosystems. Results show that restoration actions in tropical forest contributed to increase 74% of the ES and biodiversity in disturbed areas. Among restoration strategies, natural regeneration contributed the most and should be prioritized in restoration projects, especially in regions with low degradation level. The second chapter analyzed the spatial distribution, interaction of ES and biodiversity bundles in protected and unprotected areas and the Atlantic Forest. Ecosystem management and environmental characteristics in the Atlantic Forest creates bundles of ES and biodiversity that varied in composition. The location and composition of these ecosystem service bundles indicate important areas in the biome that need restoration actions and conservation planning. The third chapter evaluated the economic potential of ES in protected areas in the Mosaico Lagamar. ES in, protected areas generated an income about US\$ 104 million. year⁻¹ of provisioning services and US\$147 million. year⁻¹ of regulating services (carbon sequestration), reinforcing the idea that protected areas can contribute to economic development and socio-environmental. In general, these results are important for conservation planning and ecosystem management, and support public policy charging and payments to ecosystem services, thus ensuring the conservation and sustainability of tropical forests.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O ecossistema é uma unidade funcional complexa e dinâmica pelo qual interagem os componentes bióticos (plantas, animais e microrganismos) e abióticos (químicos e físicos) (MEA, 2003). A estrutura e os processos ecológicos do ecossistema geram funções ecossistêmicas que, além de estarem relacionadas à manutenção dos fluxos de energia e reciclagem de nutrientes, provém ao ser humano serviços ecossistêmicos. A relação entre as funções do ecossistema e os serviços ecossistêmicos nem sempre é direta, ou seja, um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico (Costanza et al. 1997; De Groot et al. 2002). Termo cunhado por Ehrlich e Ehrlich (1981) os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os benefícios diretos ou indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas (De Groot et al. 2002). Outras definições de serviços ecossistêmicos são também encontradas na literatura (Daily, 1997; Costanza et al. 1997; MEA, 2005; Fisher et al. 2009), mas, no geral, representam uma visão antropocêntrica, pela qual se evidencia a interdependência entre o homem e o ecossistema.

De acordo com o Millennium Ecosystem Assessment (2005) são definidos um total de 24 serviços ecossistêmicos, os quais foram agrupados em quatro categorias principais: *serviços de produção* como alimentos e água; *serviços de regulação* como regulação de enchentes, de secas, da degradação dos solos, de doenças, polinização; *serviços de suporte* como a formação dos solos, produção de oxigênio (fotossíntese) e os ciclos de nutrientes; e *serviços culturais* como o ecoturismo e recreação, valor espiritual, valor religioso e outros benefícios não-materiais. Visto que esses inúmeros serviços são essenciais ao bem estar humano, antigas civilizações já buscavam esses recursos, que mais tarde, com a intensificação da pecuária e agricultura, começaram a modificar intensamente os ecossistemas frente às fortes demandas por alguns serviços como alimentos, água potável, madeira e combustível (MEA, 2005; Fisher et al. 2009). Em decorrência disso a crescente procura a esses serviços levou uma degradação inesperada ou indesejada da

capacidade dos ecossistemas de prestar, também, outros serviços como controle de enchentes, recursos genéticos e polinização (Bennett et al. 2009).

As consequências do manejo dos ecossistemas em favor a alguns tipos de serviços são retratadas pelos “trade-offs”, que ocorrem quando um tipo de serviço afeta negativamente um outro serviço podendo esta interação ser unidirecional (um serviço afeta o outro, mas não vice-versa) ou bidirecional (ambos os serviços se afetam). Entretanto, também podem ocorrer interações positivas (sinergias) entre os serviços ecossistêmicos, pelas quais ambos são reforçados simultaneamente (Rodriguez et al. 2006; Bennett et al. 2009; Raudsepp-Hearne et al. 2010; Bastian et al. 2012). Além disso, os serviços ecossistêmicos também podem aparecer juntos e repetidamente na paisagem formando “pacotes” de serviços ou “ecosystem services bundles” e a análise destes múltiplos serviços pode identificar áreas em que a gestão dos ecossistemas produziu quadros vantajosos ou não em relação à formação destes grupos (Chan et al. 2006; Nelson et al. 2009; Raudsepp-Hearne et al. 2010). Com isso, conseqüentemente, tem aumentado os estudos sobre a interação entre os serviços e a formação desses “bundles” em diferentes escalas espaciais e tipos de uso e cobertura do solo (Lee e Lautenbach, 2015; Queiroz et al. 2015; Turner et al. 2014; Yang et al. 2015).

A quantificação e o mapeamento dos serviços ecossistêmicos junto à análise dos “bundles” podem identificar áreas críticas na prestação de serviços ecossistêmicos. Além disso, podem contribuir na implementação do conceito de serviços em instituições ambientais e no processo de elaboração de políticas públicas e de tomada de decisão sobre a gestão dos ecossistemas (Daily e Matson, 2008; Martinez-Harms et al. 2015). O uso desse conceito neste cenário institucional pode também representar mudanças significativas em iniciativas de conservação e de restauração ecológica (Bullock et al. 2011; Palomo et al. 2014). No caso da conservação, áreas são priorizadas com o intuito principalmente de proteger a biodiversidade e seu respectivo endemismo, raridade e riqueza, porém frente às crescentes pressões populacionais e à austeridade econômica está se tornando cada vez mais difícil manter as áreas protegidas em prol somente da biodiversidade (Ingram et al. 2012). Um exemplo é o que está ocorrendo com as unidades de conservação

no Brasil que estão sofrendo processos de degradação, redução, extinção e reclassificação (Bernard et al. 2014). Neste sentido uma mudança nas estratégias de conservação integrando também os serviços ecossistêmicos pode contribuir na geração e manutenção de um amplo apoio à criação e a persistência de áreas protegidas (Haslett et al. 2010; Ingram et al. 2012). A relação entre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos ainda é controversa na literatura, porém estudos têm demonstrado uma covariação entre essas variáveis legitimando esse novo viés da conservação (Ricketts et al. 2004; Chan et al. 2006; Naidoo et al. 2008; Reyers et al. 2012).

A restauração ecológica é uma ferramenta utilizada por gestores em conservação e que tem por objetivo auxiliar na recuperação de um ecossistema degradado no que diz respeito a sua saúde, integridade e sustentabilidade (SER, 2004). Na literatura é reportado que as ações de restauração em nível global contribuem para o aumento da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos em 44 e 25%, respectivamente (Benayas et al. 2009). Segundo este autor a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos apresentam maiores valores em ecossistemas restaurados quando comparados a ecossistemas degradados. Diferenças nos níveis de degradação e nas estratégias de restauração devem afetar a recuperação dos serviços e biodiversidade, influenciando, portanto, no sucesso e futuro dos ecossistemas restaurados (Chazdon, 2012; Montoya et al. 2012). O conceito de serviços ecossistêmicos ainda não foi explicitamente incorporado em projetos de restauração, entretanto essa nova perspectiva, assim como nas ações de conservação, pode contribuir com o aumento no número de projetos, de incentivos financeiros, além de facilitar o entendimento pela sociedade dos objetivos da restauração com seu bem estar (Rands et al. 2010; Jones, 2013).

Dado o papel crucial dos serviços ecossistêmicos em desempenhar suporte à vida há um consenso generalizado de que os ecossistemas são valiosos e que, desde indivíduos até governantes, devem-se considerar o valor que esses serviços do ecossistema prestam à sociedade (Daily, 1997). Com isso, além dos esforços em identificar, quantificar e mapear é preciso também valorar esses serviços (Gascoigne et al. 2011). A atribuição do conceito de valor ecológico aos serviços ecossistêmicos prioriza também a sustentabilidade

ecológica dos ecossistemas assegurando os seus padrões de resiliência, integridade e resistência. Desse modo, assume que a capacidade de provisão de bens e serviços não é infinita e que estes devem ser usados de modo sustentável (De Groot et al. 2002). Sendo assim, identificar o valor econômico desses serviços é essencial para revelar seu valor social, pois fornece uma métrica comum que facilita as comparações entre atributos e diferentes cenários ecológicos nas avaliações políticas (NRC, 2005). Em outras palavras, possibilita a comparação dos custos gerados pela proteção ambiental e de seus benefícios ou pela perda ambiental com o custo da não proteção ambiental (Hanley e Barbier, 2009). Um exemplo de aplicação dessas informações foi realizado por Jenkins et al. (2010) que estimou o valor da recuperação de florestas úmidas nos Estados Unidos e chegou a um valor estimado a essas áreas recuperadas que superou os custos com a restauração em apenas 1 ano indicando um grande retorno ao investimento público.

Contudo, é importante também ressaltar as controversas em relação a atribuição de valor econômico para os serviços ecossistêmicos. Tradicionalmente a natureza era vista pelos economistas clássicos como fonte de valor de uso e o valor de troca como parte de um processo de mercantilização dos produtos da natureza (Silvertown, 2015). A partir disso com o uso do conceito de serviços ecossistêmicos que pretendia demonstrar de uma forma pedagógica como o desaparecimento da biodiversidade afeta as funções do ecossistema que sustentam serviços críticos para o bem-estar humano este termo também foi utilizado como uma metáfora para o valor de uso da natureza (Gómez-Baggethun et al. 2010). Com isso os serviços ecossistêmicos foram transformados em valor de troca e posteriormente inseridos no processo de mercantilização (Silvertown, 2015). O intuito por detrás deste processo é de barrar a destruição dos ecossistemas e contribuir com a sua proteção ao destacar os custos externos causados com o seu dano (Silvertown, 2015). Entretanto, esse viés econômico pode acabar desvalorizando a natureza, devido a existência do valor de não uso que é dado pela sua existência e que não possui valor de mercado. Além disso, a sobrevivência da biodiversidade e dos serviços pode acabar dependente do seu preço e se esse valor não for o suficiente para compensar a conservação pode acabar produzindo um efeito

contrário ao esperado (Gómez-Baggethun et al. 2010). Contudo, a valoração econômica dos serviços aliado a programas de pagamentos por serviços ambientais contribui na obtenção de apoio político a conservação, mas é preciso cuidado, além de mais estudos sobre a eficácia de se inserir a lógica do mercado para resolver problemas ambientais (Adams, 2014; Silvertown 2015; Naeem et al 2015).

O conceito de serviços ecossistêmicos pode contribuir significativamente com a conservação ao ganhar espaço no cenário político com metas de sustentabilidade (Martinez-Harms et al. 2015). Esta abordagem é muito importante, especialmente em ecossistemas críticos, como a Floresta Tropical, que estão enfrentando crescentes níveis de desmatamento (FAO, 2012; Brandon, 2014). A Floresta Tropical é um bioma complexo rico em biodiversidade e também de outros serviços ecossistêmicos como a fixação de CO₂, captação de água e manutenção de solos (Whitmore, 1997). Apesar da importância dessas florestas elas ainda sofrem com o desmatamento que segundo a FAO (2012), em 14 anos foram aproximadamente 100 milhões de hectares. Essa perda é resultante, principalmente, da conversão de áreas florestais em campos agrícolas ou de pastagem (MEA, 2005). A consequência disso é a extinção de aproximadamente três quartos da biodiversidade nessas florestas, onde 1 a cada 10 espécies ainda não foi nem mesmo descrita (Dirzo e Raven, 2003). Com isso diminui também o fornecimento de serviços ecossistêmicos, tais como biomassa acumulada, água potável, destino de ecoturismo, regulação de inundações e controle de secas (MEA, 2005). Essa perda fica ainda mais evidente em valores monetários, pois serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas tropicais chegam a US\$ 2000 ha⁻¹.ano⁻¹ enquanto que em áreas cultivadas esses valores somam apenas US\$ 92 ha⁻¹.ano⁻¹ (Costanza et al. 1997).

Entre os ecossistemas tropicais, a Floresta Atlântica é um dos mais ricos em biodiversidade e serviços ecossistêmicos, tais como a regulação do microclima, a fixação de carbono, o controle da erosão, a ciclagem de nutrientes, o tratamento de resíduos e o turismo ecológico (Tonhasca Júnior, 2004). Situada entre os 35 *hotspots* do mundo, a Floresta Atlântica concentra mais de 20.000 espécies de plantas vasculares com 40% destas endêmicas,

representando 2,7% do total do planeta e 1361 espécies de vertebrados cerca de 2,1 % do total (Myers et al. 2000; Williams et al. 2011). Apesar de a Floresta Atlântica fazer parte dos patrimônios históricos e culturais do Brasil (Tonhasca Júnior, 2004) ainda sofre com o desmatamento e o que originalmente cobria cerca de 150 milhões de hectares (Câmara, 2005), atualmente restam apenas 11,7% do seu total original distribuídos em aproximadamente 246 fragmentos (Ribeiro et al. 2009). O maior destes fragmentos é representado pela Serra do Mar com 1.109.546 ha de florestas contínuas, abrangendo os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Paraná (Ribeiro et al. 2009). Na parte sul desta região encontram-se 52 unidades de conservação que ajudam a proteger esses remanescentes florestais (Ribeiro et al. 2009; SOSMA, 2015). Com o objetivo de realizar uma gestão integrada destas unidades foi criado na região o *Mosaico Lagamar de Unidades de Conservação*, entidade associativa que permite a participação conjunta entre a população local, governo local e os órgãos gestores para, assim, promoverem ações mais eficientes de proteção dessas áreas naturais. Por se tratar de uma região ainda pouco explorada em termos financeiros, o Mosaico Lagamar vem sofrendo pressões que colocam em risco a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Diante disso, faz necessário destacar a gama de valores e benefícios que o ecossistema aporta diariamente à sociedade, que inclui benefícios ecológicos, socioculturais e econômicos e, com isso, desenvolver melhores políticas de gestão da região.

O presente estudo avalia os serviços ecossistêmicos e biodiversidade da Floresta Tropical em escalas global (todas as Florestas Tropicais), regional (Floresta Atlântica brasileira) e local (região do Mosaico Lagamar no litoral sul-sudeste brasileiro). O objetivo do trabalho é identificar, mapear e verificar possíveis relações entre os serviços ecossistêmicos, buscando interpretá-los em diferentes contextos, visando subsidiar políticas públicas e tomadas de decisão.

A tese está estruturada em três capítulos preparados em formato de artigo, de acordo com as normas das revistas previstas para a submissão. O primeiro capítulo, formatado para submissão segundo a revista "Restoration Ecology", avalia a eficácia dos diferentes métodos de restauração de áreas

degradadas no aumento da prestação de serviços ecossistêmicos e biodiversidade na Floresta Tropical. O segundo capítulo, formatado para a submissão na revista "Journal of Applied Ecology", analisa especialmente as interações e a formação de "bundles" de serviços ecossistêmicos e biodiversidade em áreas protegidas na Floresta Atlântica brasileira. O terceiro capítulo, formatado segundo a revista "Natureza & Conservação", avalia o potencial econômico de serviços ecossistêmicos em unidades de conservação na região do Mosaico Lagamar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, W.M. 2014. The value of valuing nature. *Science* 346: 549–551.
- Bastian, O., Haase, D., Grunewald, K. 2012. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators* 21: 7–16.
- Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325: 1121.
- Bennett, B.E., Peterson, G.D., Gordon, L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12: 1-11.
- Bernard, E., Penna, L.A.O., Araújo, E. 2014. Downgrading, Downsizing, Degazettement and Reclassification of Protected Areas in Brazil. *Conservation Biology* 00: 1-12.
- Brandon, K. 2014. “Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science.” CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global Development. Available from <http://www.cgdev.org/publication/ecosystem-services-tropical-forests-review-current-science-working-paper-380>
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 541-549.
- Câmara, I.G. 2005. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. (Ed.). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica. Belo Horizonte: Conservação Internacional. p. 31-42.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006. Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biology* 4(11): e379.
- Chazdon, R.L. 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 7:195-218.
- Constanza, 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 Der Belt, M. 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Daily, G.C., Matson, P.A. 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 28: 9455–9456
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Dirzo, R., Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28:137–67.
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. 1981. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2012. *State of the World's Forests 2012*. Rome. Available from <http://www.fao.org/docrep/016/i3010e/i3010e.pdf>
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643 – 653.
- Gascoigne, W.R., Hoag, D., Koontz, L., Tangen, B.A., Shaffer, T.L., Gleason, R.A. 2011. Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. *Ecological Economics* 70 (10): 1715-1725.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69: 1209–1218.
- Hanley, N., Barbier, E.B. 2009. *Pricing nature - cost-benefit analysis and environmental policy*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Haslett, J., Berry, P., Bela, G., Jongman, R.G., Pataki, G., Samways, M., Zobel, M. 2010. Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating ecosystem services and dynamics. *Biodiversity and Conservation* 19: 2963-2977.

- Ingram, J.C., Redford, K.H., Watson, J.E.M. 2012. Applying Ecosystem Services Approaches for Biodiversity Conservation: Benefits and Challenges , *Sapiens* 5(1): 1-10.
- Jenkins, W.A, Murray, B.C., Kramer R.A., Faulkner, S.P. 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics* 69:1051–1061.
- Jones, P.H. 2013. Impact of ecological restoration on ecosystem services. *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)* (ed S. Levin), Elsevier.
- Lee, H., Lautenbach, S. 2015. A quantitative review of relationships between ecosystem services bioRxiv doi: <http://dx.doi.org/10.1101/017467>. Available from <http://biorxiv.org/content/early/2015/04/04/017467>
- Martinez-Harms, M.J., Bryan, B.A., Balvanera, P., Lawa, E.A., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Wilson, K.A. 2015. Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation* 184: 229–238.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Relatório-Síntese da Avaliação Ecosistêmica do Milênio*. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org>>.
- Montoya, D., Rogers, L., Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 27: 666-672.
- Myers, N.R.A., Mittermeier, C.G., Mittermeier, Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(1): 852-858.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 9495–9500.
- Naeem, S., Ingram, J.C., Varga, A. et al. 2015 Get the science right when paying for nature's services. *Science* 347 (6227): 1206-1207.
- National Research Council (NRC), 2005. *Valuing Ecosystem Services: Towards Better Environmental Decision-making*. National Academies Press, Washington, DC.

- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M.R. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 4-11.
- Palomo, I., Martín-López, B., Alcorlo, P., Montes, C. 2014. Limitations of protected areas zoning in mediterranean cultural landscapes under the ecosystem services approach. *Ecosystems* 17: 1202-1215.
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norstrom, A.V., Andersson, E., Norberg, J., Peterson, G. 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO* 44: 89-101.
- Rands, M.R.W., Adams, W.M., Bennun, L., Butchart, S.H.M., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann, J.P.W., Sutherland, W.J., Vira, B. 2010. Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science* 329:1298-1303.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* 107(11): 5242–5247.
- Reyers, B., Polasky, S., Tallis, H., Mooney, H.A., Larigauderie, A. 2012. Finding Common Ground for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 62: 503–507.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- Ricketts, T.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Michener, C.D. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(34): 12579–12582.

- Rodriguez, J.P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S.J., Agard, J., Dobson, A.P., Peterson, G.D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1): 28.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. 2004. The SER primer in ecological restoration (Version 2). Disponível em: <http://www.ser.org>.
- Silvertown, J. 2015 Have Ecosystem Services Been Oversold? *Trends in Ecology & Evolution* 30 (11): 641-648.
- SOSMA. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2013-2014. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>
- Tonhasca Júnior, A. Os serviços ecológicos da Mata Atlântica. *Ciência hoje* V.35 number 205 p.64-67, 2004. Disponível em: <http://bioatlantica.org>.
- Turner, K.G., Odgaard, M.V., Bøcher, P.K., Dalgaard, T., Svenning, J.C. 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landscape and Urban Planning* 125: 89–104.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Em Laurence WF, Bierregaard RO (Eds.) *Tropical forest remnants. Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities.* The University of Chicago Press. EEUU, 3-12
- Williams, K.J., Ford A., Rosauer D.F., De Silva N., Mittermeier R., Bruce C., Larsen F.W., Margules C. 2011. Forests of east Australia: the 35th biodiversity hotspot. *Biodiversity Hotspots* (eds F.E. Zachos & J.C. Habel), pp. 295–310. Springer Publishers, London.
- Yang, G., Ge, Y., Xue, H., Yang, Wu., Shi, Y., Peng, C., Du, Y., Fan, X., Ren, Y., Chang, J. 2015. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban–rural complexes. *Landscape and Urban Planning* 136: 110–121.

2 CAPÍTULO I*

A restauração dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade na Floresta Tropical: uma meta-análise

*Capítulo formatado de acordo com as normas da revista científica Restoration
Ecology

Restoration of ecosystem services and biodiversity in tropical forests: a meta-analysis

Carolina Y. Shimamoto¹, André A. Padial and Márcia C.M. Marques

Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19031, 81531-980, Curitiba, PR, Brazil

¹Corresponding author. Tel./fax: +55 41 3361 1686/3266 2042
E-mail address: carolyshima@gmail.com (Carolina Y. Shimamoto)

1 **Abstract**

2

3 Restoration of degraded areas to recover their function and structure has become one of
4 the most important tools for conservation and management of tropical forests. In the
5 present study, we evaluated the effect of restoration in increasing provision of
6 ecosystem services (ES) and biodiversity in tropical forests. We performed a global
7 meta-analysis of quantitative measures of ES and biodiversity provided in restored
8 areas, degraded areas and reference ecosystems of tropical forests. We tested for the
9 effects of different restoration strategies, types of degradation and for the effects of
10 restoration along time. Overall, restoration actions contributed to increase 74% of the
11 ES (carbon pool and soil attributes) and biodiversity in disturbed areas. Among the
12 restoration strategies, the natural regeneration was the most efficient, recovering up to
13 136% of ES and biodiversity in disturbed areas. All other restoration strategies
14 recovered substantially lower, reaching up to ~ 70%. It was noticeable that reforestation
15 with exotic species did not differ from degraded areas considering either ES or
16 biodiversity. The recovery of ES and biodiversity depended only on the types of
17 restoration and not on the types of degradation. Carbon pools recovered better (up to
18 163%) than soil attributes (up to 99%), and biodiversity was the attribute most difficult
19 to recover (up to 49%). We found positive, but weak, relationships between restoration
20 age and recovery indicators, suggesting a slow and continued recovery of ES and
21 biodiversity after intervention. Our findings highlight that the choice of a particular
22 restoration strategy is paramount for ES and biodiversity, although different strategies
23 can be used to significantly recover both of them. Even so, the lower efficacy in restoring
24 biodiversity indicates biodiversity conservation should be always preferred in management. Our
25 results are central to support management and intervention practices in tropical forest,
26 improving ecosystem recovery in restoration practices.

27

28 **Keywords:** restoration strategies, natural regeneration, biodiversity, degradation,
29 reference ecosystems

30

31

32

33

34

35 **Implications for Practice**

36

- 37 • Natural regeneration was the strategy that most contributed to increase ES and
38 biodiversity and should be primarily considered in restoration projects
- 39 • Agroforestry allowed a good recovery of ecosystem services and biodiversity,
40 which emphasizes its use as an alternative to land management. This strategy
41 can balance productivity with habitat protection, and improve the incomes of
42 rural smallholder farmers.
- 43 • Reforestation with exotic species was the worst strategy in this study. It showed
44 poor results of ES and biodiversity recovery and did not differ from degraded
45 areas.
- 46 • Although ES and biodiversity were both significantly recovered, biodiversity is
47 much more difficult to recover, highlighting the importance of biodiversity
48 conservation.

49

50 **Introduction**

51

52 Tropical forests house about two thirds of the planet's terrestrial biodiversity
53 (Gardner et al. 2009). Moreover, they provide many essential ES to human well-being,
54 such as CO₂ fixation, water supply, flood control, maintenance of soil and ecotourism
55 (MEA 2005; Gardner et al. 2009; Ferraz et al. 2014). Tropical forests also have a key
56 role in the global carbon cycle by storing large carbon stocks (Pan et al. 2011,
57 Shimamoto et al. 2014). As a consequence, changes in functioning of tropical forests
58 cause direct effects on biodiversity and greenhouse gases emissions (Saugier et al. 2001;
59 Fearnside 2004; Fearnside & Laurance 2004).

60 Even so, tropical forests are experiencing high levels of deforestation.
61 Approximately 100 million hectares have been lost in the last years (FAO 2012). The
62 main reason for forest reduction is the human population growth, and consequent
63 conversion of forest areas into agricultural lands and pastures (MEA 2005; McLauchlan
64 2006). In these regions millions of people depend on ecosystem goods and services,
65 thus, resulting in progressive pressure and increasing losses of tropical forest areas
66 (Geist & Lambin 2001; Dirzo & Raven 2003; Bawa et al. 2004). Moreover, some public
67 policies have also contributed to tropical forest deforestation. Subsidies and incentives

68 for agriculture are the most remarkable examples in which the benefits of forests and the
69 external costs associated with forest clearing are not recognized (Geist & Lambin 2002;
70 Folmer & van Kooten 2007; FAO 2012).

71 In this context, restoration initiatives have become extremely necessary (Schmitt
72 et al. 2009; FAO 2012). Indeed, restoration of degraded ecosystems is one of the most
73 important tools for conservation management (Kareiva et al. 2007). It aims the recovery
74 of the structure, function and biodiversity of degraded ecosystems (Parrota et al. 1997;
75 SER 2004; Lamb et al. 2005). Given the rapid development of science and practice of
76 ecological restoration, ecosystem services have been increasingly the focus for
77 restoration (Bullock et al. 2011; Alexander et al. 2016). Many projects have not
78 specifically incorporated ecosystems services as the restoration goal yet, since their
79 importance was only recently highlighted (Jones 2013). Even so, restoring ecosystem
80 services bring audience for restoration projects and consequent financial support (Rands
81 et al. 2010; TEEB 2010). Therefore, restoring ecosystem services do better represent the
82 goals for biodiversity conservation and maintenance of services necessary for human
83 welfare (Bullock et al. 2011; Jones 2013).

84 Restoration can be performed in different strategies and the choice is based on a
85 set of local features, including ecological (resilience, land use, landscape descriptors),
86 social (possibility of providing income for local communities) and economic (costs for
87 management) (Lamb et al. 2005; Holl & Aide 2011; Chazdon 2012; Mesquita et al.
88 2010; Brancalion et al. 2014). However, little is known on how the choice of the
89 restoration strategy can potentially affect the efficacy in recovering biodiversity and
90 ecosystem services (Montoya et al. 2012). Ecological restoration can also be affected by
91 the type of disturbance in the target area: its success will depend on the intensity, extent,
92 severity and duration of land use (Aide et al. 2000; Chazdon 2003, 2012). In a similar
93 vein, different types of disturbance such as human degradation (logging, agriculture,
94 pasture) and natural degradation (tree-falls, hurricanes, landslides) affect many site-
95 specific factors that influence the recovery rate of ecosystem services and biodiversity
96 (Holl 2007; Holl & Aide 2011). For example, seed availability is a limiting factor in
97 forest recovery in pastures of Costa Rica dominated by grasses and herbs, because the
98 density of the seed bank in restoration areas is much lower than in secondary forests
99 (Wijdeven & Kuzee 2000). Taken together, restoration efficacy depends on the
100 restoration strategy and on the type and level of degradation in the target area, and
101 studies generalizing how restoration is best are central.

102 In this study, we evaluated the effects of restoration in increasing provision of
103 ES and biodiversity in tropical forests. We performed a meta-analysis of quantitative
104 measures of ecosystem services and biodiversity provided in restored, degraded areas
105 and reference ecosystems of tropical forests across the globe. Specifically, we tested
106 whether (1) the restoration strategy affects the amount of ES and the biodiversity of the
107 restored area compared to degraded and preserved areas; (2) the type of degradation
108 prior restoration affects the amount of ES and biodiversity recovered; (3) ecosystem
109 services recover differently from biodiversity ; and (4) ES and biodiversity increase
110 linearly over time after the restoration has been implanted.

111

112 **Methods**

113

114 **Obtaining data**

115 We searched for scientific literature to identify quantitative measures of
116 variables related to the provision of one or more ecosystem services and biodiversity in
117 tropical forest ecosystems. The selection was restricted to studies that presented both
118 quantitative measures of ES and biodiversity comparatively in two or three sites: (i)
119 degraded; (ii) restored; (iii) reference ecosystem. We defined degraded area as the
120 starting point of restoration, restored area as subjected to restoration actions and
121 reference ecosystem as undisturbed area.

122 We conducted the search in scientific databases ISI Web of Knowledge and
123 Science Direct using the following terms and combinations, without restriction to year
124 (until December 2014): tropical forest, restoration, regeneration, recuperation,
125 rehabilitation, restore, recovery, reforestation native, succession, disturbance, and
126 perturbation. With these terms, we obtained 8,617 articles including studies in tropical
127 and subtropical forests. In a prior analysis of title and summary of each study, we
128 selected 2,786 articles. However, only 66 articles (Supporting information Table S1;
129 Figure S1) from 24 countries distributed in five continents had all necessary information
130 (mean, standard deviation, sample size and age) related to quantitative measures of ES
131 and biodiversity in degraded areas, restored areas and reference ecosystems.

132 For each study, we compiled ecosystem services according to MEA (2005) and
133 respective indicators according to Benayas et al. (2009): carbon pool (aboveground
134 biomass, belowground biomass, soil, dead organic matter and soil organic carbon), soil
135 attributes (C, Ca, Mg, N, Nitrate, P, pH, cation exchange capacity (CEC), water holding

136 capacity and soil organic matter). Moreover, we compiled species richness, density and
137 abundance data as a proxy for evaluating the effect of restoration practices in recovering
138 biodiversity (Table 1).

139 From these 66 studies, we extracted a total of 816 quantitative measures of ES
140 and biodiversity: 333 independent effect sizes could be calculated considering
141 comparisons between restoration and degraded area; and 483 independent effect sizes
142 could be calculated between restoration area and reference ecosystem. To explain
143 heterogeneity in effect sizes, we compared them among five restoration strategies
144 (natural regeneration, nucleation, reforestation with native species, reforestation with
145 exotic species, and agroforestry) and three types of land use (i.e. degradation) prior to
146 restoration (pasture, logging, agriculture) (Table 1).

147

148 **Data analysis**

149

150 We reviewed the mean, standard deviation and sample size for each quantitative
151 measure of biodiversity and ES in articles. Using such information, we calculated
152 Hedges' g effect size, variance and bootstrap confidence interval (CI). Hedges' g is a
153 variation of Cohen's d that includes a correction of deviations, which are derived from
154 small sample (Borenstein et al. 2009). According to our criteria for estimating effect
155 sizes, a positive value means that the amount of ES and biodiversity in restored areas is
156 higher than in degraded areas or reference ecosystem; a negative value means the
157 opposite.

158 Before summarizing effect sizes to obtain an overall effect of restoration, we
159 tested for the hypothesis of real heterogeneity among studies using Q -statistics (Hedges
160 & Olkin 1985). Our data were considered heterogeneous ($P(Q) \leq 0.05$) and, therefore
161 random effects models were used to calculate the average effect size ($g+$). We also
162 tested if heterogeneity among studies could be explained by the type of restoration and
163 the type of degradation using subgroup analyses (Borenstein et al. 2009). In a similar
164 vein, we performed a meta-regression (Borenstein et al. 2009) between effect sizes and
165 restoration time to analyze whether efficacy of ES and biodiversity recover depend on
166 the time since restoration has been implanted. If significant, we calculated how much
167 among-studies heterogeneity could be explained by the restoration strategy, the type of
168 degradation, of the time since restoration has been implemented.

169

170 **Results**

171

172 Considering an overall effect, ecological restoration promotes an increase in ES
173 and biodiversity in relation to degraded areas ($g+ = 0.74$; CI: 0.57, 0.92), but is still
174 lower when compared to the reference ecosystem ($g+ = -1.03$; CI: -1.21, -0.86). The
175 restoration strategy significantly affected the efficacy of ES and biodiversity recovery in
176 relation to degraded areas ($Q = 16.18$; DF = 4; $P < 0.01$; Figure 1). The “natural
177 regeneration” strategy increased c. 136% the ES and biodiversity compared to degraded
178 area, followed by “agroforestry” (91%), “nucleation” (79%), and “reforestation with
179 native species” (40%). ES and biodiversity using the strategy “reforestation with
180 exotics” did not differ from the degraded areas. The recovery of ES and biodiversity
181 was independent on the types of degradation before the restoration ($Q = 2.24$; DF = 2; P
182 > 0.05). Recovery of ES was significantly different from recovery of biodiversity ($Q =$
183 14.26 ; DF = 2; $P < 0.004$; Figure 2), with carbon pools recovering c. 163% followed by
184 soil attributes (99%) and biodiversity (49%).

185 Finally, the recovery of ES and biodiversity was positively related to time since
186 restoration has been implemented ($r = 0.05$; DF = 1; $P < 0.001$; Figure 3a), and the
187 recovery of ES separately was positively related to restoration age ($r = 0.3$; DF = 1; P
188 < 0.001 ; Figure 3b).

189

190 **Discussion**

191

192 A major result in our study is that we found that restoration actions in tropical
193 forests contributed to increase a mean of 74% of the ecosystem services (carbon pool
194 and soil attributes) and biodiversity from disturbed areas. Although we did find that
195 preserved areas have still higher values of indicators of ecosystem services, we also
196 emphasized that forest restoration is an important tool for recovering both biodiversity
197 and functions of degraded tropical forests. Restoration of tropical forests promoted an
198 increase of ES and biodiversity in relation to degraded areas, but to only a small
199 proportion of the total ES and biodiversity provided by reference ecosystems.
200 Generally, restoration actions are developed in areas where the ecosystem was
201 extremely degraded (Chazdon 2008), and studies suggest that if rarely recover all the ES
202 and biodiversity of the reference ecosystem (Benayas et al. 2009). However, it is indeed
203 shown that restoration actions have a great potential to reverse land degradation,

204 increase resilience of biodiversity, and provide important ecosystem services (Wortley
205 et al. 2013). Examples of these are studies conducted in tropical areas, such as, Brazilian
206 Amazon, Puerto Rico, Bolivia and Central Brazil, which showed positive effects on
207 biodiversity recovery from different restoration actions (natural regeneration,
208 reforestation with native species, seeding, soil plowing) (Aide et al. 2000; Parrota &
209 Knowles 2001; Kennard 2002; Sampaio et al. 2007). These highlights restoration
210 actions as an important tool to reverse degradation, despite in a short-term does not
211 achieve similar values to those of reference ecosystem, especially for biodiversity
212 (endemic species) values that needs hundreds years (Liebsch et al. 2008).

213 The five restoration strategies showed differences in recovery of ecosystem
214 services and biodiversity. Natural regeneration strategy recovered (136%), agroforestry
215 (91%), nucleation (79%) and reforestation with native species (40%). These differences
216 can be explained by characteristics inherent to each strategies and type of ES analyzed
217 in our study. For example, natural regeneration that recovery ES and biodiversity ~ 63%
218 more than all other strategies is usually applied in situations where degradation is low
219 and there is still a seed bank in the soil, source of propagules from adjacent fragments
220 and had faster recovery in structure and capacity to accumulate more nutrients due to
221 high root densities and biomass in the soil that rapidly recaptures nutrients available by
222 mineralization (Lugo 1992; Aide et al. 2000; Ferreti & Britez 2006; Chazdon 2003,
223 2008; Vieira & Proctor 2007; Dosch et al. 2007). Agroforestry that comprises
224 integration of native trees and agricultural crops or livestock (Jose 2009; Smith et al.
225 2012) recovered 91% of ES and biodiversity. Considered a more sustainable
226 agricultural system, due to diversity of production systems with tree plantations, this
227 strategy contributes to the increase of ecosystem services such as carbon sequestration
228 (Verchot et al. 2007; Soto-Pinto et al. 2010), erosion control, water quality (Albrecht &
229 Kandji 2003; Anderson et al. 2009; Dougherty et al. 2009; Jose 2009; De Beenhouwer
230 et al. 2013) and soil fertility (Yobterik et al. 1994; Neupane & Thapa 2001; Alfaia et al.
231 2004).

232 The nucleation strategy increased 79% of ES and biodiversity in disturbed areas
233 and applied in places where other restoration strategies have failed due to very harsh
234 environmental conditions or intense herbivory (Padilla & Pugnaire 2006; Castro et al.
235 2004; Gomez-Aparicio et al. 2004). Nuclei of pioneer and remanent trees (nurse plants)
236 can directly facilitate the establishment of other plants by promoting seed arrival and
237 improving microclimate conditions, and indirectly by outcompeting exoctic invasive

238 grasses (Callaway et al. 2002; Padilla & Pugnaire 2006, Zwiener et al. 2014). Another
239 type of restoration strategy that usually applied in highly impacted areas is
240 reforestation with native species (Chazdon 2008), which recovered 40% of ES and
241 biodiversity. Forest recovery in highly degraded areas are influenced by reduced forest
242 cover and fragmentation, that can limit the potential for autogenic restoration and severe
243 soil degradation (Aide & Cavelier, 1994; Rodrigues et al 2011; Crouzeilles & Curran
244 2015). Another aspect is that the vegetation structure and tree species diversity from
245 active restoration with native species is limited due to the choice of the tree species to
246 be planted (Firn et al. 2007). In some cases, the choice of particular species may favor a
247 slow ecosystem recovery, for example, in the Andes, the tree species, *Alnus acuminata*,
248 used for forest recovery, showed low biodiversity in comparison with secondary forests
249 even after 30 years of regeneration (Murcia 1997). On the other hand, in a tropical dry
250 forest in Brazil, mechanically planted trees negatively influenced ecosystem recovery,
251 due to their impact on seedlings that caused damage to naturally regenerating species
252 (Sampaio et al. 2007). These aspects can explain the lower ES and biodiversity in
253 restoration with native species than other strategies.

254 Many restoration projects use exotic species to initiate natural regeneration and
255 improve soil conditions (Chazdon 2012). In this study, ES and biodiversity promoted by
256 this strategy did not differ from degraded areas, probably because this type of strategy is
257 known to promote low levels of carbon stocks, water regulation, nutrient cycling, and is
258 generally unable to support biodiversity of native flora (Lamb & Gilmour 2003; Hall et
259 al. 2012). This occurs because exotic species have faster growth rates and lower
260 accumulation of total biomass (Ehrenfeld 2003) and most detritus under those species is
261 in form of litter that translate into a slower soil C storage through decomposition (Scott
262 et al. 1999; Guo & Gifford 2002). In addition, the roots of exotic species cause a
263 disruption of the soil that reduces soil organic matter and contribute to the loss of water
264 retention (Farley et al. 2004). Another aspect to be considered in restoration projects is
265 that exotic species can become invasive, potentially affecting the integrity of
266 ecosystems along time (Mack et al. 2000; Lamb & Gilmour 2003).

267 Differences in recovery of ES and biodiversity among five restoration strategies
268 found in this study, highlight how much they can revert land degradation. Although our
269 results did not showed significant differences between types of degradation, that can be
270 explain by the level of degradation was probably similar among studies analyzed, each
271 restoration strategy has characteristics inherent and your choice is influenced by the

272 level of degradation prior to restoration (Chazdon 2003, 2012). In this context, our
273 results was according to restoration staircase that shows types of restoration actions
274 relate to the level of degradation, recovery of ES and biodiversity and financial
275 investments and demonstrated natural regeneration with highest level of ecosystem
276 services and biodiversity (Chazdon 2008).

277 Moreover ecological features influence the choice of restoration actions social
278 and economic variables are also important to the future of restored areas, as shown by
279 restoration staircase and mainly in a sustainability context (Ciccarese et al. 2012). From
280 this, types of restoration actions vary from social and economic variables, for example,
281 natural regeneration that recovery more ES and biodiversity than others strategies, in
282 this study, is the less expensive method to recover disturbed areas because it does not
283 require propagating, raising and planting (Chazdon 2008; Ciccarese et al. 2012;
284 Blackham et al. 2014) and agroforestry which can balance productivity with habitat
285 protection by integrating planted trees and agriculture improve incomes to rural
286 smallholder farmers (Garrity 2004; Smith et al. 2012). Characteristics and type of ES
287 recovery from each restoration action has socioeconomic implications that influence a
288 livelihood benefits and a short-term improvements in biodiversity and ecosystem health
289 (Alexander et al. 2016). Forest restoration planning require an engagement of
290 landowners, general public and local people to achieve success (Ciccarese et al. 2012).
291 Furthermore also need new policies, institutions and cooperation among legislators and
292 scientists to improve the legal frameworks for the execution of restoration projects
293 (Lamb 2014; Chaves et al. 2015).

294 Many restoration actions are focused on biodiversity (Lamb & Gilmour 2003)
295 and the positive relation of biodiversity and ecosystem services are controversial
296 (Reyers et al. 2012). However, our results highlight that both are able to recover and
297 this contributes to increase restoration projects and their financial incentives, since they
298 can reconnect people with nature and support the need for restoration (Rands et al.
299 2010; Jones 2013). We found significant differences among recovery of ES and
300 biodiversity; and ES (carbon pools and soil attributes) had more percentage of recovery
301 than biodiversity. Similar patterns were found in a global meta-analysis in restored
302 agroecosystems, that increased in 62% the carbon sequestration, in 42% the supporting
303 services (soil physical quality and soil chemical quality), and in 68% the biodiversity
304 (Barral et al. 2015). Carbon pools are important to minimize the effects of global
305 warming (Fearnside 2004; Fearnside & Laurance, 2004) and for this reason fast-

306 growing tree species are usually prioritized in restoration projects aiming rapid land
307 recovery and carbon sequestration, that co-benefits biodiversity and other ecosystem
308 services (Melo & Durigan 2006; Ferretti & Britez 2006; Angelsen et al. 2009;
309 Shimamoto et al. 2014).

310 Older restored ecosystems provided more biodiversity and ES that were lost
311 through degradation, when compared to younger areas. Nevertheless, we found positive
312 but weak relations between ES and biodiversity and restoration age. These results
313 suggest a slow and continued recovery of ecosystem attributes. In addition, is
314 important also to note the time of different restoration actions need to recovery ES
315 (carbon pool and soil attributes), for example, here restoration with native species
316 showed more ES and biodiversity in older than younger areas. Different forms of
317 restoration provide particular services depending of the time (Chazdon 2008; Ciccacese
318 et al. 2012) at the same time some ES can recovery quickly following restoration, but
319 others need more time or larger landscape scale with connectivity and reduced
320 fragmentation (Alexander et al 2016; Lamb 2014). Thus, there is a potential resilience
321 of ecosystem services in restored tropical forests, which is an important finding for the
322 management of these forests.

323 In general we found that different ecological restoration actions promote an
324 increase in ES and biodiversity in relation to degraded areas, but it is still far from
325 reference systems. Restoration actions are a good response to forest degradation,
326 because they try to recover the structure and function of these areas, but the importance
327 of conserving intact forests, which provide ecosystem services and biodiversity that
328 restored areas could take thousands of years to provide again, should be emphasized
329 (Lamb et al. 2005; Liebsch et al. 2008). Our results also demonstrate the effect of
330 different restoration strategies in the recovery of ES and biodiversity. These strategies
331 showed varied levels in the time of recovery of ES, which can influenced by the level
332 of degradation. Thus, the acknowledgement of how much the restoration actions
333 promote the recovery of ES and biodiversity are important for guiding management and
334 intervention practices in these forests. Understanding these processes can guide which
335 type of restoration action generate particular ecosystem services and biodiversity.

336

337 **Acknowledgements**

338

339 We are grateful to all members of Patricia Balvanera's lab (Laboratorio de
340 Biodiversidad, Funcionamiento y Servicios del Ecosistema) for their suggestions in the
341 manuscript. We thank Fernanda C.G. Cardoso for language revision. We also thank the
342 Brazilian Education Council (Capes/Reuni) for the fellowship to CYS. MCMM
343 received grants from the Brazilian Research Council (CNPq, Grants 304650/2012-9 and
344 229349-2013-7).

345

346 **References**

347

- 348 Aide TM, Cavelier J (1994) Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra
349 Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219–229.
- 350 Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano-Vega H (2000) Forest
351 regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for
352 restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:328-338.
- 353 Albrecht A, Kandji ST (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems.
354 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99:15-27.
- 355 Alexander S, Aronson J, Whaley O, Lamb D (2016) The relationship between
356 ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and Society*
357 21(1):34.
- 358 Alfaia SS, Ribeiro GA, Nobre AD, Luizão RC, Luizão FJ (2004). Evaluation of soil
359 fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazonia.
360 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102:409-414
- 361 Anderson SH, Udawatta RP, Seobi T, Garrett HE (2009). Soil water content and
362 infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems* 75:5-16.
- 363 Angelsen A, Brockhaus M, Kanninen M, Sills E, Sunderlin W D, Wertz-Kanounnikoff
364 S (2009) Realising REDD?: national strategy and policy options. CIFOR, Bogor,
365 Indonesia
- 366 Barral MP, Benayas JMR, Meli P, Maceira NO (2015) Quantifying the impacts of
367 ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems:
368 A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202:223–231.
- 369 Bawa KS, Kress WJ, Nadkarni NM, Lele S (2004) Beyond Paradise—Meeting the
370 Challenges in Tropical Biology in the 21st Century. *Biotropica* 36 (3):276-284.

- 371 Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009) Enhancement of biodiversity
372 and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:
373 1121–1124.
- 374 Blackham GV, Webb EL, Corlett RT (2014) Natural regeneration in a degraded tropical
375 peatland, Central Kalimantan, Indonesia: Implications for forest restoration.
376 *Forest Ecology and Management* 324: 8-15.
- 377 Borenstein M, Hedges LV, Higgins JPT, Rothstein HR (2009) *Introduction to Meta-*
378 *Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, United Kingdom.
- 379 Brancalion PHS, Cardozo IV, Camatta A, Aronson J, Rodrigues RR (2014) Cultural
380 Ecosystem Services and Popular Perceptions of the Benefits of an Ecological
381 Restoration Project in the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology* 22:65-
382 71.
- 383 Bullock JM, Aronson J, Newton AC, Pywell RF, Benayas JRM (2011) Restoration of
384 ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in*
385 *Ecology & Evolution* 26(10):541-549.
- 386 Callaway RM, Brooker RW, Choler P, Kikvidze Z, Lortie CJ, Michalet R, Paolini L,
387 Pugnaire FI, Newingham B, Aschehoug ET, Armas C, Kikodze D, Cook BJ
388 (2002) Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417:
389 844-848.
- 390 Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM, Gómez-Aparicio L (2004) Benefits of using
391 shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year
392 study. *Restoration Ecology* 12:352-358.
- 393 Chaves R, Durigan G, Brancalion P, Aronson J (2015) On the need of legal frameworks
394 for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state
395 (Brazil). *Restoration Ecology* 23(6):754-759.
- 396 Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: legacies and human impact and natural
397 disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:51-71.
- 398 Chazdon RL (2008) Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on
399 degraded lands. *Science* 320 (5882):1458-1460
- 400 Chazdon RL (2012). Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense*
401 *Emílio Goeldi* 7:195-218.
- 402 Ciccarese L, Mattsson A, Pettenella D (2012) Ecosystem services from forest
403 restoration: thinking ahead. *New Forests* 43:543–560.

- 404 Crouzeilles R, Curran M (2015) Which landscape size best predicts the influence of
405 forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect.
406 Renato Crouzeilles and Michael Curran. *Journal of Applied Ecology* doi:
407 10.1111/1365-2664.12590.
- 408 De Beenhouwer M, Aerts R, Honnay O (2013) A global meta-analysis of the
409 biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry.
410 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 175:1-7.
- 411 Dirzo R, Raven PH (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of*
412 *Environment and Resources* 28:137-67.
- 413 Dornier J (2002) Plant Conservation Alliance Bureau of Land Management, US
414 Department of Interior, U.S. Environmental Protection Agency. Consulted March
415 12, 2015: <http://www.nps.gov/plants/restore/pubs/intronatplant/toc.htm>.
- 416 Dosch JJ, Peterson CJ, Haines BL (2007) Seed rain during initial colonization of
417 abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica.
418 *Journal of Tropical Ecology* 23:151-159.
- 419 Dougherty MC, Thevathasan NV, Gordon AM, Lee H, Kort J (2009) Nitrate and
420 *Escherichia coli* NAR analysis in tile drain effluent from a mixed tree intercrop
421 and monocrop system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131:77-84.
- 422 Ehrenfeld JG (2003) Defining the limits of restoration: the need for realistic goals.
423 *Restoration Ecology* 8:2-9.
- 424 FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2012) State of the
425 World's Forests 2012. Rome, Italy. Consulted December 12, 2014:
426 <http://www.fao.org/docrep/016/i3010e/i3010e.pdf>.
- 427 Farley KA, Kelly EF, Hofstede R (2004) Soil organic carbon and water retention after
428 conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems*
429 7:729-739.
- 430 Fearnside PM (2004) Are climate change impacts already affecting tropical forest
431 biomass? *Global Environmental Change* 14:299-302.
- 432 Fearnside PM, Laurance WF (2004) Tropical deforestation and greenhouse-gas
433 emissions. *Ecological Applications* 14:982-986.
- 434 Ferraz SFB, Ferraz KMPMB, Cassiano CC, Brancalion PHS, Luz DTA, Azevedo TN,
435 Tambosi LR, Metzger JP (2014) How good are tropical forest patches for
436 ecosystem services provisioning?. *Landscape Ecology* 29:187-200.

- 437 Ferretti AR, Britez RM (2006) Ecological restoration carbon sequestration and
438 biodiversity conservation: the experience of the Society for Wildlife Research and
439 Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil.
440 *Journal for Nature Conservation* 14:249–259.
- 441 Firn J, Erskine PD, Lamb D (2007) Woody species diversity influences productivity and
442 soil nutrient availability in tropical plantations. *Oecologia* 154:521–533
- 443 Folmer H, Van Kooten G (2007) Deforestation. In B. Lomborg, (ed.), *Solutions for the*
444 *world's biggest problems: costs and benefits*, Cambridge University Press,
445 Cambridge, UK.
- 446 Gardner T, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey C, Peres C, Sodhi NS (2009)
447 Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.
448 *Ecology Letters* 12:561-582.
- 449 Garrity DP (2004) Agroforestry and the achievement of the Millenium Development
450 Goals. *Agroforestry Systems* 61:517.
- 451 Geist HJ, Lambin EF (2001) What drives tropical deforestation? A meta-analysis of
452 proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study
453 evidence. *Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) Project IV, LUCC Report*
454 *Series*.
- 455 Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate Causes and Underlying Driving Forces of
456 Tropical Deforestation. *BioScience* 52(2):143-150.
- 457 Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez JM, Hódar JA, Castro J, Baraza E (2004)
458 Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a
459 meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:
460 1128-1138.
- 461 González-Rivas B, Tigabu M, Castro-Marín G, Odén PC (2009) Soil seed bank
462 assembly following secondary succession on abandoned agricultural fields in
463 Nicaragua. *Journal of Forest Research* 20:349–354.
- 464 Griscom HP, Griscom BW, Ashton MS (2008) Forest Regeneration from pasture in the
465 dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grasses, and forest riparia.
466 *Restoration Ecology* 17:117–126.
- 467 Guevara S, Laborde J, Sánchez-Rios G (2004) Rain Forest Regeneration beneath the
468 Canopy of Fig Trees Isolated in Pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica* 36:
469 99-108.

- 470 Guo LB, Gifford RM (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis.
471 *Global Change Biology* 8:345-60.
- 472 Hall JM, Van Holt T, Daniels AE, Balthazar V, Lambin EF (2012) Trade-offs between
473 tree cover carbon biomass and floristic biodiversity in reforesting landscapes.
474 *Landscape Ecology* 27:1135–1147
- 475 Hedges LV, Olkin I (1985) *Statistical Methods for Meta-Analysis*. Academic Press.
- 476 Holl KD (1999) Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture:
477 seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- 478 Holl KD (2007) Old field vegetation succession in the neotropics. in: Hobbs, R.J.,
479 Cramer, V.A. (Eds.), *Old Fields*. Island Press, Washington, DC, pp. 93–117.
- 480 Holl KD, Aide TM (2011) When and where to actively restore ecosystems? *Forest*
481 *Ecology and Management* 261: 1558-1563.
- 482 Jones PH (2013) Impact of ecological restoration on ecosystem services. *Encyclopedia*
483 *of Biodiversity* (Second Edition).
- 484 Jose S (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an
485 overview. *Agroforestry Systems* 76:1-10
- 486 Kareiva P, Watts S, McDonald R, Boucher T (2007). Domesticated nature: Shaping
487 landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316: 1866-1869.
- 488 Kennard DK (2002) Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of
489 development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of*
490 *Tropical Ecology* 18:53-66.
- 491 Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest
492 landscape. *Science* 310:1628–1632.
- 493 Lamb D, Gilmour D (2003) *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN,
494 Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland.
- 495 Lamb D (2014) *Large-scale forest restoration*. Earthscan-Routledge, Abingdon, UK.
- 496 Liebsch D, Marques MCM, Goldenberg R (2008) How long does the Atlantic Rain
497 Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and
498 ecological features during secondary succession *Biological Conservation* 141:
499 1717–1725
- 500 Lugo AE (1992) Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of
501 similar age. *Ecological Monographs* 62:1-41.

- 502 Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz F (2000) Biotic
503 invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological*
504 *Applications* 10:689-710.
- 505 McLaughlan K (2006) The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon
506 and nutrients: a review. *Ecosystems* 9:1364-1382.
- 507 MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) Relatório-Síntese da Avaliação
508 Ecológica do Milênio. Consulted December 10, 2014:
509 <http://www.millenniumassessment.org>
- 510 Melo ACG, Durigan G (2006) Fixação de carbono em reflorestamentos de matas
511 ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Sci. Forest.* 71:149–154.
- 512 Mesquita CAB, Holvorcem CGD, Lyrio CH, de Menezes PD, da Silva Dias JD,
513 Azevedo Jr, JF (2010) COOPLANTAR: a Brazilian initiative to integrate forest
514 restoration with job and income generation in rural areas. *Ecological Restoration*
515 28:199-207.
- 516 Montoya D, Rogers L, Memmott J (2012) Emerging perspectives in the restoration of
517 biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 27:666-
518 672.
- 519 Murcia C, (1997) Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical
520 cloud forests in Colombia. *Forest Ecology and Management* 99: 163–170.
- 521 Neupane RP, Thapa GB (2001) Impact of agroforestry intervention on soil fertility and
522 farm income under the subsistence farming system of the middle hills, Nepal.
523 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84:157-167.
- 524 Padilla FM, Pugnaire FI (2006) The role of nurse plants in the restoration of degraded
525 environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:196–202.
- 526 Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL,
527 Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Pacala SW, McGuire
528 AD, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D (2011) A large and persistent carbon
529 sink in the world's forests. *Science* 333:988–993.
- 530 Parrotta JA, Knowles OH (2001) Restoring tropical forests on lands mined for bauxite:
531 Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological engineering* 17:219-239.
- 532 Parrotta JA, Turnbull JW, Jones N (1997) Catalyzing native forest regeneration on
533 degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:1-7.

- 534 Rands MRW, Adams WM, Bennun L, Butchart SHM, Clements A, Coomes D,
535 Entwistle A, Hodge I, Kapos V, Scharlemann JPW, Sutherland WJ, Vira B (2010)
536 Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science* 329:1298-1303.
- 537 Reyers B, Polasky S, Tallis H, Mooney HA, Larigauderie A (2012) Finding Common
538 Ground for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 62: 503–507.
- 539 Sampaio AB, Holl KD, Scariot A (2007) Does restoration enhance regeneration of
540 seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? *Restoration Ecology*
541 15:462- 471.
- 542 Sánchez-Velásquez LR, Quintero-Gradilla S, Aragón-Cruz F, Pineda-López MR (2004)
543 Nurses for *Brosimum alicastrum* reintroduction in secondary tropical dry forest.
544 *Forest Ecology and Management* 198:401-04.
- 545 Saugier B, Roy J, Mooney HA (2001) *Terrestrial global productivity*. Academic Press,
546 London.
- 547 Schmitt CB, Burgess ND, Coad L, Belokurov A, Besançon C, Boisrobert L, Campbell
548 A, Fish L, Gliddon D, Humphries K, Kapo V, Loucks C, Lysenko I, Miles L,
549 Mills C, Minnemeyer S, Pistorius T, Ravilious C, Steininger M, Winkel G (2009)
550 Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological*
551 *Conservation* 142:2122-2130.
- 552 Scott NA, Tate KR, Ford-Robertson J, Giltrap DJ, Tattersall SC (1999) Soil carbon
553 storage in plantation forests and pastures: land use change implications. *Tellus* 51:
554 326-35.
- 555 SER - Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working
556 Group (2004) *The SER primer in ecological restoration (Version 2)*. Consulted
557 October 05, 2014: <http://www.ser.org>.
- 558 Shimamoto CY, Botosso PC, Marques MCM (2014) How much carbon is sequestered
559 during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the
560 Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 329:1-9.
- 561 Smith J, Pearce BD, Wolfe MS (2012) Reconciling productivity with protection of the
562 environment: Is temperate agroforestry the answer? *Renewable Agriculture and*
563 *Food Systems* 28:80-92.
- 564 Soto-Pinto L, Anzueto M, Mendoza J, Ferrer GJ, Jong B (2010) Carbon sequestration
565 through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico.
566 *Agroforestry Systems* 78:39-51.

- 567 TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and*
568 *Economic Foundations*. London, Earthscan.
- 569 Verchot LV, Noordwijk MV, Kandji S, Tomich T, Ong C, Albrecht A, Mackensen J,
570 Bantilan C, Anupama KV, Palm C (2007) *Climate change: linking adaptation and*
571 *mitigation through agroforestry*. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global*
572 *Change* 12:901-918.
- 573 Vieira ICG, Proctor J (2007) *Mechanisms of plant regeneration during succession after*
574 *shifting cultivation in eastern Amazonia*. *Plant Ecology* 192:303-315.
- 575 Wijdeven SMJ, Kuzee ME (2000) *Seed Availability as a Limiting Factor in Forest*
576 *Recovery Processes in Costa Rica*. *Restoration Ecology* 8:414-424.
- 577 Wortley L, Hero J, Howes M (2013) *Evaluating Ecological Restoration Success: A*
578 *Review of the Literature*. *Restoration Ecology* 21:537-543.
- 579 Yobterik AC, Timmer VR, Gordon AM (1994) *Screening agroforestry tree mulches*
580 *for corn growth: a combined soil test, pot trial and plant analysis approach*.
581 *Agroforestry Systems* 25:153-166.
- 582 Zwiener VP, Cardoso FCG, Padial AA, Marques MCM (2014) *Disentangling the*
583 *effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest*. *Basic and Applied*
584 *Ecology* 15: 34-41.

Table 1. Definition and number of quantitative measures of ecosystem services and biodiversity of parameters considered in the meta-analysis.

| Parameter | Definition | n |
|-----------------------------|--|----------|
| Restoration strategy | | |
| Natural regeneration | Passive or assisted restoration | 30 |
| Nucleation | Active restoration using individual trees to improve facilitation | 23 |
| Reforestation | Active restoration by planting native species | 114 |
| Reforestation with exotic | Active restoration by planting exotic species | 20 |
| Agroforestry | Active restoration by planting economically important species (<i>Pinus spp</i> , <i>Eucalyptus spp</i> , <i>Acacia spp</i> and <i>Tectona spp</i>) or native species and agricultural crops | 107 |
| <i>Total</i> | | 294 |
| Degradation type | | |
| Pasture | Pasture from 10 to 25 years | 84 |
| Logging | Tree removal | 6 |
| Agriculture | Plantation of food crops such as coffee, mustard and vegetables for 5 to 40 years | 203 |
| <i>Total</i> | | 293 |
| Ecosystem service | | |
| Carbon pool | Aboveground biomass, belowground biomass, soil, dead and soil organic carbon | 16 |
| Soil attributes | Nutrients (C, Ca, Mg, N, Nitrate, P), pH, CEC*, soil organic matter and water holding capacity | 133 |
| Biodiversity | Species richness, density and abundance of plants, birds, frogs and ants | 145 |
| <i>Total</i> | | 294 |

*CEC: cation exchange capacity.

Figure 1. Size effect (average and bootstrap CI) of ecosystem services and biodiversity recovered in restoration areas, according to restoration strategies. The vertical line represents the null hypothesis. Positive effect size means that the amount of ES and biodiversity in restored areas is higher than in degraded area.

Figure 2. Size effect (average and bootstrap CI) of ecosystem services and biodiversity recovered in restoration areas, according to different types of services (carbon pool and support) and biodiversity. The vertical line represents the null hypothesis. Positive effect size means that the amount of ES and biodiversity in restored areas is higher than in degraded area.

Figure 3. Meta-regression of restored ecosystem time and the size effect of ecosystem services and biodiversity, $n= 291$ (a) and ecosystem service; $n= 156$ (b). Positive effect size means that the amount of ES and biodiversity in restored areas is higher than in degraded/reference area.

Fig. 1

Restored vs Degraded

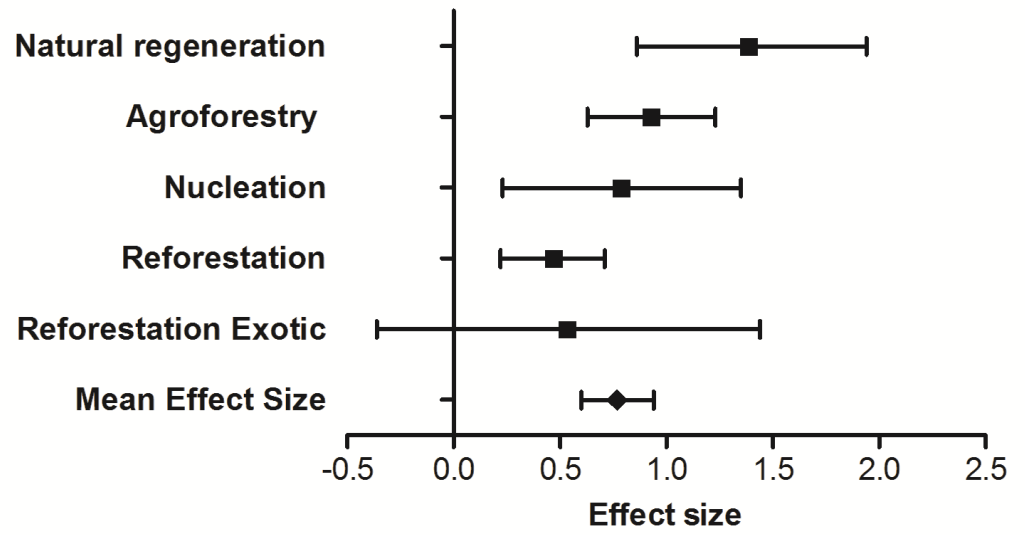


Fig. 2

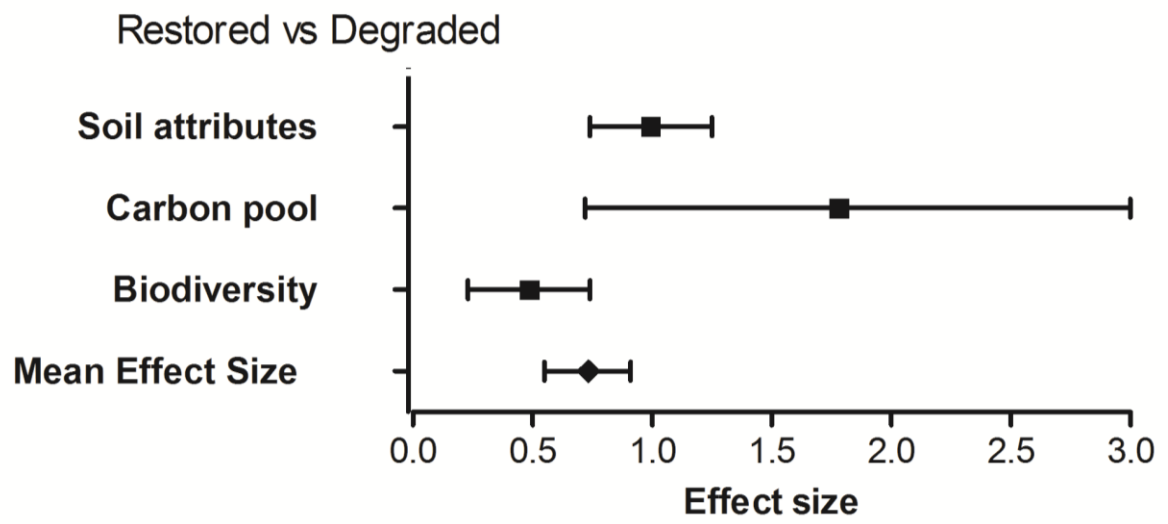
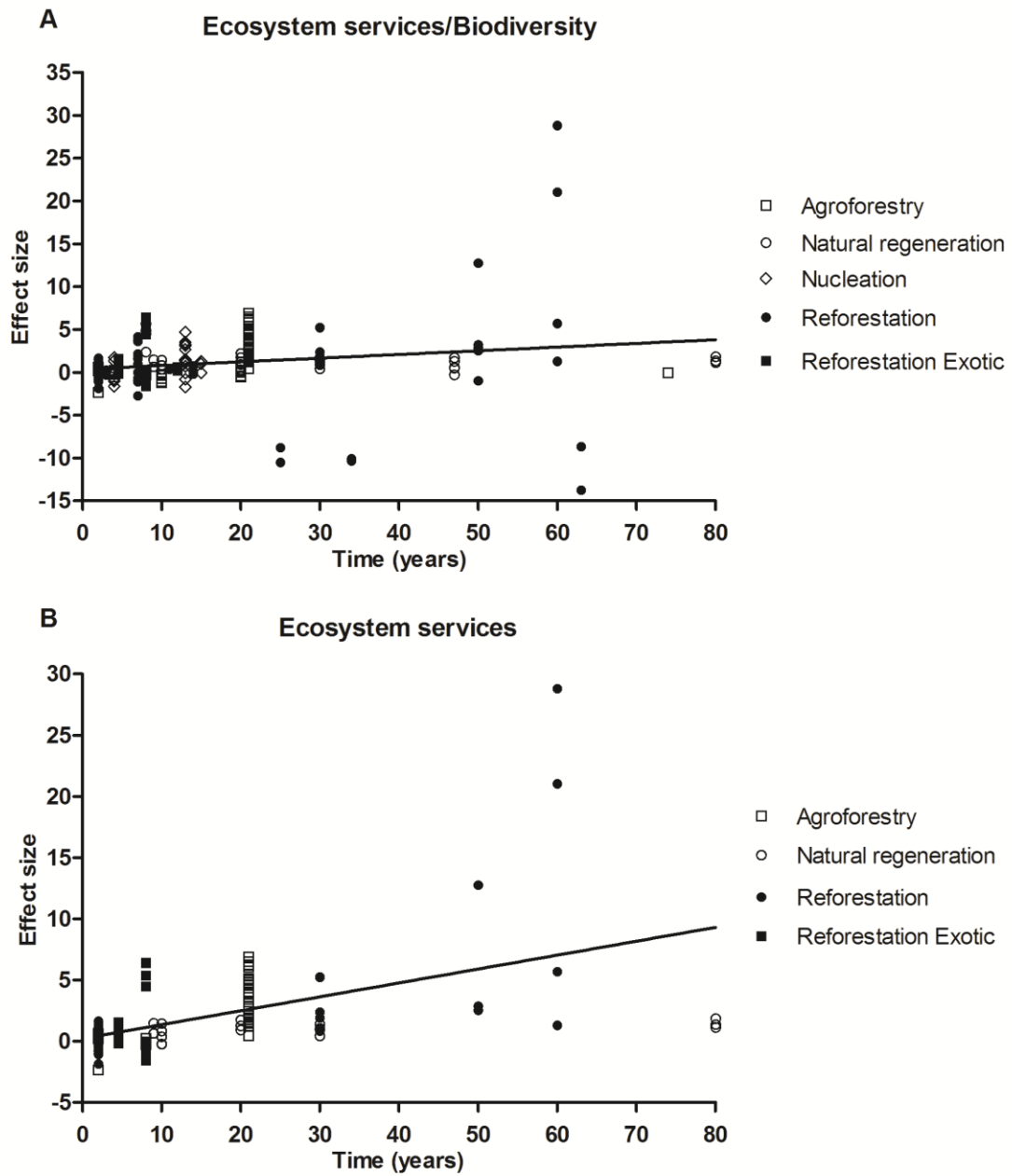


Fig 3



Supporting Information

| Table S1. List of 66 studies analyzed. |
|---|
| Abril A, Barttfelda P, Bucher EH (2005) The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. <i>Forest Ecology and Management</i> 206: 399-405. |
| Aerts R, Lerouge F, November E, Lens L, Hermy M, Muys B (2008) Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. <i>Biodiversity and Conservation</i> 17:53-69. |
| Armbrecht I, Perfecto I (2003) Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 97: 107-115. |
| Armbrecht I, Perfecto I, Silverman E (2006) Limitation of nesting resources for ants in Colombian forests and coffee plantations. <i>Ecological Entomology</i> 31: 403-410. |
| Asbjornsen H, Ashton MS, Vogt DJ, Palacios S (2004) Effects of habitat fragmentation on the buffering capacity of edge environments in a seasonally dry tropical oak forest ecosystem in Oaxaca, Mexico. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 103: 481-495. |
| Ashagrie Y, Zech W, Guggenberger G (2005) Transformation of a <i>Podocarpus falcatus</i> dominated natural forest into a monoculture <i>Eucalyptus globulus</i> plantation at Munesa, Ethiopia: soil organic C, N and S dynamics in primary particle and aggregate-size fractions. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 106: 89-98. |
| Attignon SE, Lachat T, Sinsin B, Nagel P, Peveling R (2005) Termite assemblages in a West-African semi-deciduous forest and teak plantations. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 110: 318-326 |
| Baatuuwie NB, Asare NA, Osei EMJnr, Quaye-Ballard JA (2011) The restoration of degraded forests in Ghana: a case study in the Offinso forest district. <i>Agriculture and Biology Journal of North America</i> 2(1): 134-142 |
| Barbhuiya AR, Arunachalam A, Pandey HN, Arunachalam K, Khan ML, Nath PC (2004) Dynamics of soil microbial biomass C, N and P in disturbed and undisturbed stands of a tropical wet-evergreen forest. <i>European Journal of Soil Biology</i> 40: 113-121. |
| Barlow J, Gardner TA, Ferreira LV, Peres CA (2007) Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. <i>Forest Ecology and Management</i> 247: 91-97 |
| Barlow J, Lagan BO, Peres CA (2003) Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. <i>Journal of Tropical Ecology</i> 19:291-299. |
| Behera N, Sahani U (2003) Soil microbial biomass and activity in response to <i>Eucalyptus</i> plantation and natural regeneration on tropical soil. <i>Forest Ecology and Management</i> 174: 1-11. |
| Benavides AM, Wolf JHD, Duivenvoorden JF (2006) Recovery and succession of epiphytes in upper Amazonian fallows. <i>Journal of Tropical Ecology</i> 22:705-717. |
| Berry JN, Phillips OL, Lewis SL, Hill JK, Edwards DP, Tawatao NB, Ahmad N, Magintan D, Khen CV, Maryati M, Ong RC, Hamer KC (2010) The high value of logged tropical forests: lessons from northern Borneo. <i>Biodiversity and Conservation</i> 19:985-997. |

| |
|---|
| Beukema H, van Noordwijk M (2004) Terrestrial pteridophytes as indicators of a forest-like environment in rubber production systems in the lowlands of Jambi, Sumatra. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 104: 63–73. |
| Bischoff W, Newbery DM, Lingenfelder M, Schnaegel R, Petol GH, Madani L, Ridsdale CE (2005) Secondary succession and dipterocarp recruitment in Bornean rain forest after logging. <i>Forest Ecology and Management</i> 218: 174–192. |
| Boley JD, Drew AP, Andrus RE (2009) Effects of active pasture, teak (<i>Tectona grandis</i>) and mixed native plantations on soil chemistry in Costa Rica. <i>Forest Ecology and Management</i> 257: 2254–2261. |
| Calle Z, Henao-Gallego N, Giraldo C, Armbrecht I (2013) A Comparison of Vegetation and Ground-Dwelling Ants in Abandoned and Restored Gullies and Landslide Surfaces in the Western Colombian Andes. <i>Restoration Ecology</i> 21(6): 729–735. |
| Castro-Luna AA, Sosa VJ, Castillo-Campos G (2007) Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. <i>Animal Conservation</i> 10: 219–228. |
| Cavelier J, Tobler A (1998) The effect of abandoned plantations of <i>Pinus patula</i> and <i>Cupressus lusitanica</i> on soils and regeneration of a tropical montane rain forest in Colombia. <i>Biodiversity and Conservation</i> 7: 335–347. |
| Chidumayo EN, Kwibisa L (2003) Effects of deforestation on grass biomass and soil nutrient status in miombo woodland, Zambia. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 96: 97–105. |
| Chua SC, Ramage BS, Ngo KM, Potts MD, Lum SKY (2013) Slow recovery of a secondary tropical forest in Southeast Asia. <i>Forest Ecology and Management</i> 308: 153–160. |
| Do TV, Osawa A, Thang NT (2010) Recovery process of a mountain forest after shifting cultivation in Northwestern Vietnam. <i>Forest Ecology and Management</i> 259: 1650–1659. |
| Durães R, Carrasco L, Smith TB, Karubian J (2013) Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. <i>Biological Conservation</i> 166: 203–211. |
| Elliott S, Navakitbumrung P, Kuarak C, Zangkum S, Anusarnsunthorn V, Blakesley D (2003) Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. <i>Forest Ecology and Management</i> 184: 177–191. |
| Fink RD, Lindell CA, Morrison EB, Zahawi RA, Holl KD (2009) Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. <i>Restoration Ecology</i> Vol 17: 479–486. |
| Folt B, Reider KE (2013) Leaf-litter herpetofaunal richness, abundance, and community assembly in mono-dominant plantations and primary forest of northeastern Costa Rica. <i>Biodiversity and Conservation</i> 22:2057–2070. |
| González-Iturbe JA, Olmsted I, Tun-Dzul F (2002) Tropical dry forest recovery after long term Henequen (<i>sisal</i> , <i>Agave fourcroydes</i> Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. <i>Forest Ecology and Management</i> 167: 67–82 |
| Huang Y, Li Y, Xiao Y, Wenigmann KO, Zhou G, Zhang D, Wenigmann M, Tang X, Liu J (2011) Controls of litter quality on the carbon sink in soils through partitioning the products of decomposing litter in a forest succession series in South China. <i>Forest Ecology and Management</i> 261: 1170–1177. |

| |
|---|
| Jiménez JJ, Lal R, Leblanc HA, Russo RO (2007) Soil organic carbon pool under native tree plantations in the Caribbean lowlands of Costa Rica. <i>Forest Ecology and Management</i> 241: 134–144. |
| Kammesheidt L (1998) The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. <i>Plant Ecology</i> 139: 155–165. |
| Lagerlöf J, Adolfsson L, Börjesson G, Ehlers K, Vinyoles GP, Sundh I (2014) Land-use intensification and agroforestry in the Kenyan highland: Impacts on soil microbial community composition and functional capacity. <i>Applied Soil Ecology</i> 82: 93–99. |
| Lee EWS, Hau BCH, Corlett RT (2005) Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. <i>Forest Ecology and Management</i> 212: 358–366 |
| Lee TM, Soh MCK, Sodhi N, Koh LP, Lim SLH (2005) Effects of habitat disturbance on mixed species bird flocks in a tropical sub-montane rainforest. <i>Biological Conservation</i> 122: 193–204. |
| Lemma B, Kleja DB, Nilsson I, Olsson M (2006) Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. <i>Geoderma</i> 136: 886–898. |
| Lemma B, Olsson M (2006) Soil $\delta^{15}\text{N}$ and nutrients under exotic tree plantations in the southwestern Ethiopian highlands. <i>Forest Ecology and Management</i> 237: 127–134. |
| Leuschner C, Harteveld M, Hertel D (2009) Consequences of increasing forest use intensity for biomass, morphology and growth of fine roots in a tropical moist forest on Sulawesi, Indonesia. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 129: 474–481. |
| Lima TA, Vieira G (2013) High plant species richness in monospecific tree plantations in the Central Amazon. <i>Forest Ecology and Management</i> 295: 77–86. |
| Liu N, Ren H, Yuan S, Guo Q, Yang L (2013) Testing the Stress-Gradient Hypothesis During the Restoration of Tropical Degraded Land Using the Shrub <i>Rhodomyrtus tomentosa</i> as a Nurse Plant. <i>Restoration Ecology</i> 21: 578–584. |
| Lugo AE (1992) Comparison of Tropical Tree Plantations with Secondary Forests of Similar Age. <i>Ecological Monographs</i> 62: 1-41. |
| Macedo MO, Resende AS, Garcia PC, Boddey RM, Jantalia CP, Urquiaga S, Campello EFC, Franco AA (2008) Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. <i>Forest Ecology and Management</i> 255: 1516–1524. |
| Marín-Spiotta E, Swanston CW, Torn MS, Silver WL, Burton SD (2008) Chemical and mineral control of soil carbon turnover in abandoned tropical pastures. <i>Geoderma</i> 143: 49–62. |
| Ngo KM, Turner BL, Muller-Landau HC, Davies SJ, Larjavaara M, Hassan NFN, Lum S (2013) Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. <i>Forest Ecology and Management</i> 296: 81–89. |
| Parrotta JA (1992) The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 41: 115-133. |
| Parrotta JA, Knowles OH (2001) Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. <i>Ecological engineering</i> 17:219-239. |

| |
|---|
| Rhoades CC, Eckert GE, Coleman DC (1998) Effect of Pasture Trees on Soil Nitrogen and Organic Matter: Implications for Tropical Montane Forest Restoration. <i>Restoration Ecology</i> 6: 262–270. |
| Ribeiro MBN, Bruna EM, Mantovani W (2010) Influence of Post-Clearing Treatment on the Recovery of Herbaceous Plant Communities in Amazonian Secondary Forests. <i>Restoration Ecology</i> 18: 50–58. |
| Richards AE, Dalal RC, Schmidt S (2007) Soil carbon turnover and sequestration in native subtropical tree plantations. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> 39: 2078–2090. |
| Ruiz-Jaen MC, Aide TM (2006) An integrated approach for measuring urban forest restoration success. <i>Urban Forestry & Urban Greening</i> 4: 55–68. |
| Sang PM, Lamb D, Bonner M, Schmidt S (2013) Carbon sequestration and soil fertility of tropical tree plantations and secondary forest established on degraded land. <i>Plant Soil</i> 362:187–200. |
| Sierra CA, Valle JI, Orrego SA, Moreno FH, Harmon ME, Zapata M, Colorado GJ, Herrera MA, Lara W, Restrepo DE, Berrouet LM, Loaiza LM, Benjumea JF (2007) Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. <i>Forest Ecology and Management</i> 243: 299–309. |
| Singh K, Singh B, Singh RR (2012) Changes in physico-chemical, microbial and enzymatic activities during restoration of degraded sodic land: Ecological suitability of mixed forest over monoculture plantation. <i>Catena</i> 96: 57–67. |
| Singh KP, Mandal TN, Tripathi SK (2001) Patterns of restoration of soil physicochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya. <i>Ecological Engineering</i> 17: 385–401. |
| Tondoh JE, Monin LM, Tiho S, Csuzdi C (2007) Can earthworms be used as bio-indicators of land-use perturbations in semi-deciduous forest? <i>Biology and Fertility of Soils</i> 43:585–592. |
| Tripathi N, Singh RS (2008) Ecological restoration of mined-out areas of dry tropical environment, India. <i>Environmental Monitoring and Assessment</i> 146:325–337. |
| Urquiza-Haas T, Dolman PM, Peres CA (2007) Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. <i>Forest Ecology and Management</i> 247: 80–90. |
| Valencia V, García-Barrios L, West P, Sterling EJ, Naeem S (2014) The role of coffee agroforestry in the conservation of tree diversity and community composition of native forests in a Biosphere Reserve. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 189: 154–163. |
| Vieira DLM, Scariot A, Sampaio AB, Holl KD (2006) Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. <i>Journal of Tropical Ecology</i> 22:353–357. |
| Volpato GH, Prado VM, Anjos L (2010) What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. <i>Forest Ecology and Management</i> 260: 1156–1163. |
| Wang F, Zhu W, Xia H, Fu S, Li Z (2010) Nitrogen Mineralization and Leaching in the Early Stages of a Subtropical Reforestation in Southern China. <i>Restoration Ecology</i> 18: 313–322. |
| Wangpakapattanawong P, Kavinchan N, Vaidhayakarn C, Schmidt-Vogt D, Elliott S (2010) Fallow to forest: Applying indigenous and scientific knowledge of swidden cultivation to tropical forest restoration. <i>Forest Ecology and Management</i> 260: 1399–1406. |

- Werner FA, Gradstein SR (2009) Diversity of dry forest epiphytes along a gradient of human disturbance in the tropical Andes. *Journal of Vegetation Science* 20: 59-68.
- Zahawi RA, Augspurger CK (1999) Early Plant Succession in Abandoned Pastures in Ecuador. *Biotropica* 31: 540-552.
- Zahawi RA, Holl KD, Cole RJ, Reid JL (2013) Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50: 88-96.
- Zhuang X (1997) Rehabilitation and development of forest on degraded hills of Hong Kong. *Forestry Ecology and Management* 99: 197-201.

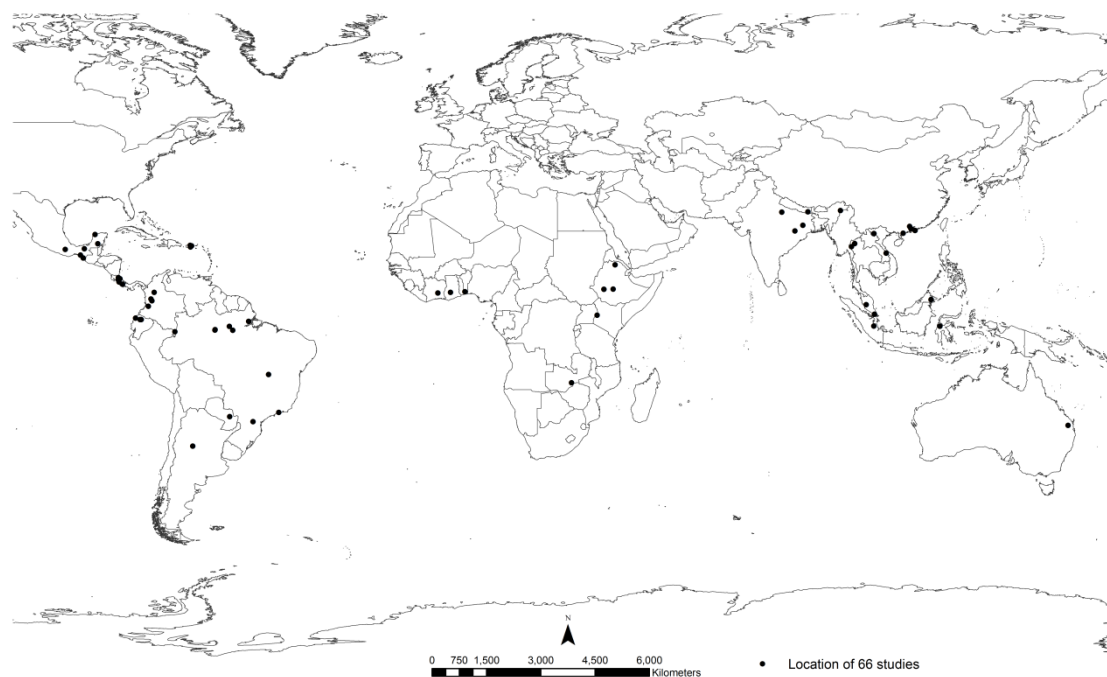


Figure S1. Location of 66 studies from 24 countries distributed in five continents.

3 CAPÍTULO II*

Salvaguardando serviços ecossistêmicos e biodiversidade em áreas protegidas: análise de padrões espaciais e interações na Floresta Atlântica

*Capítulo formatado de acordo com as normas da revista científica Journal of Applied Ecology

Safeguarding ecosystem services and biodiversity in protected areas: analyses of spatial patterns and interactions in the Brazilian Atlantic Forest

Carolina Yumi Shimamoto^{1*}, Márcia C. M. Marques¹, Patricia Balvanera²

¹ Laboratório de Ecologia Vegetal; Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19031, 81531-980 Curitiba, Paraná, Brazil

E-mail address: mmarques@ufpr.br (M.C.M. Marques).

² Laboratorio de Biodiversidad, funcionamiento y servicios del ecosistema, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM Campus Morelia, Antigua carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México.

E-mail address: pbalvanera@cieco.unam.mx (P.B. Levy)

*Corresponding author: Tel./fax: +55 41 3361 1686/3266 2042

E-mail address: carolyshima@gmail.com (C.Y. Shimamoto)

Address: Avenida São João, 2211, Antares, 86036030, Londrina, Paraná, Brazil.

Word count of the entire paper: 7, 720

Number of tables and figures: Two tables and five figures

Number of references: 68

1 **Summary**

2

3 **1.** The assessment of spatial patterns of ecosystem services helps to understand how
4 they are distributed across biologically relevant areas and to identify unique ecosystem
5 services bundles. These efforts can detect critical areas for the provision of services and
6 are crucial to the planning and management of ecosystems.

7 **2.** We identified and mapped the spatial distribution of ecosystem service bundles
8 occurring across the entire megadiverse and threatened Brazilian Atlantic Forest. Our
9 goal was to assess the role of protected areas on spatial distribution and the interaction
10 of ecosystem services and biodiversity bundles.

11 **3.** We quantified and mapped 8 ecosystem services and proxies of biodiversity in 3039
12 municipalities occurring in more than 148 million hectares of public access datasets. We
13 identified ecosystem services interactions (trade-off or synergies) with pairwise
14 Pearson's correlation and ecosystem services bundles with K-means cluster analysis.

15 **4.** We found significant trade-offs between provisioning and regulating services and
16 identified three ecosystem services bundles that varied in composition and were
17 spatially clustered in the biome. The protected and unprotected areas in Atlantic Forest
18 showed unique ecosystem services and biodiversity bundles that evidence a covariance
19 among ecosystem services and biodiversity.

20 **5. *Synthesis and applications.*** Spatial patterns of ecosystem services associations reflect
21 socio-ecological gradients in the Atlantic Forest. The composition and distribution of
22 ecosystem services and biodiversity bundles evidence how land management and
23 biophysical characteristics act in the landscape. These results are essential to support
24 conservation planning and ecosystem management to mitigate potential trade-offs and
25 make more synergies among ecosystem services and biodiversity.

26 **Key-words:** biodiversity, ecosystem services interactions, landscape management,
27 spatial pattern, synergy.

28

29

30

31

32 **Introduction**

33

34 Quantifying and mapping ecosystem services (ES) has shown to be an important
35 step to decision-makings guarantee conservation (MEA 2005). These efforts can
36 identify critical areas in the provision of environmental services and are also considered
37 main requirements for the implementation of the concept of ecosystem services in
38 institutions and decision-making (Daily & Matson 2008). Analyzing the spatial patterns
39 of ecosystem services helps to understand how they are distributed across the landscape
40 and to identify trade-offs and synergies (Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010).
41 Hence, quantifying and mapping ecosystem services are key ingredients for the
42 ecosystem services paradigm to gain traction in science and policy arenas, since it is
43 necessary to have clearly articulated objectives, seek to evaluate the consequences of
44 alternative management actions, and facilitate closer engagement between scientists and
45 stakeholders (Martinez-Harms *et al.* 2015).

46 Trade-offs among ecosystem services derive from management decisions and occur in
47 situations where the use of one service promotes the decrease of other services
48 (Rodriguez *et al.* 2006; Bennett, Peterson & Gordon 2009; Bastian, Haase & Grunewald
49 2012). For example, agricultural areas increase food production and provision services,
50 but decrease water quality by fertilizer contamination and habitat loss (Tilman *et al.*
51 2002; Carpenter *et al.* 2009). On the other hand, synergies occur in situations where
52 both services either increase or decrease, due to simultaneous response to the same
53 driver (Rodriguez *et al.* 2006; Bennett, Peterson & Gordon 2009; Raudsepp-Hearne,
54 Peterson & Bennett 2010). For example, maintaining forest patches close to agricultural
55 landscapes increases pollination by bees and other animals from those forests, positively
56 affecting the size and quality of crops (Ricketts *et al.* 2008).

57 Ecosystem services may also appear repeatedly and together across space or
58 time, defining ecosystem services bundles (Bennett, Peterson & Gordon 2009;
59 Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010). Spatial bundles could be explained by
60 regional, social and ecological gradients, which correspond to land-use types e.g.
61 agriculture, urban areas, forest recreation, and multifunctional land uses (Dick *et al.*
62 2010; Turner *et al.* 2014). For example, in a drainage basin in Sweden five ecosystem
63 services bundles corresponded to land-use types. Areas of the basin with planted forests
64 and small towns had many regulating services; areas characterized by planted
65 coniferous forests had relatively high production of provision of forest products and
66 water quality; urban areas had high multifunctionality and provisioned cultural services

67 (Queiroz *et al.* 2015). These examples highlight how spatial interactions (trade-off and
68 synergies) of ecosystem services appear together across the landscape.

69 The relationships between ecosystem services and biodiversity are a
70 controversial discussion in the scientific community. Particularly in relation to
71 conservation strategies, the use of the ecosystem-services approach could distort the
72 mission of biodiversity conservation (Reyers *et al.* 2012). Biodiversity conservation
73 approaches are based on the creation and maintainance of protected areas for the
74 preservation of all life forms (Rands *et al.* 2010) The ecosystem-services approach in
75 turn, searches for connections between people and ecosystems and is focused on
76 human-dominated landscapes (Reyers *et al.* 2012). In spite of controversies, there is a
77 lot of common ground between the two conservation strategies (services and
78 biodiversity), and this problem is eventually overcome (Reyers *et al.* 2012).
79 Management actions to conserve ecosystems and their processes (e.g., habitat
80 conservation or restoration), can also help to conserve biodiversity (Bullock *et al.* 2011;
81 Jones 2013) and the ecosystem services reliant on those processes (Díaz *et al.* 2006). In
82 addition, ecosystem services can be helpful in gaining traction in policy arenas, in
83 sustainability goals, including poverty alleviation and the improvement of human well-
84 being through biodiversity conservation (Martinez-Harms *et al.* 2015). This approach is
85 very important especially when facing the role of critical ecosystems, such as tropical
86 forests, which are experiencing increasing levels of deforestation (FAO 2012; Brandon
87 2014)

88 The Atlantic Forest is one of the 35 hotspots for conservation in the world due to
89 its large biodiversity and the vast history of deforestation and degradation (Myers *et al.*
90 2000; Williams *et al.* 2011). It is distributed along a large geographical area, including a
91 latitudinal range around 29°, but it currently comprises only 11.7% of original area
92 distributed around 246 fragments (Ribeiro *et al.* 2009). The Atlantic Forest potentially
93 provides many ecosystem services, such as, water purification, pollination, carbon
94 sequestration, flood protection, nutrient cycling and tourism (Guedes & Seehusen 2011).
95 However considering the impacts of forest fragmentation and disturbance, a limitation
96 of ecosystem services in some regions is expected. Assessing the spatial distribution and
97 type of interactions among ecosystem services in these systems can be relevant for
98 conservation of their high levels of diversity and endemism and contribute to land use
99 and landscape planning.

100 Our overall goal is to identify spatial distribution, interactions and types of
101 ecosystem services and biodiversity bundles that occur across the Brazilian Atlantic
102 Forest. Specifically, we asked the following questions: (i) What is the proportion of
103 spatial trade-offs relative to synergies among ecosystem services across Atlantic Forest?
104 (ii) Which types of ecosystem services bundles are found across municipalities in the
105 Brazilian Atlantic Forest? (iii) How ecosystem services and biodiversity interact within
106 bundles in municipalities with or without protected areas?

107

108 **Materials and methods**

109

110 **Study site**

111

112 The study area comprises the original Atlantic Forest biome (Federal Decree
113 750/1993 and Atlantic Forest law 11428/2006) with 148,194,638 ha consisting of 3,429
114 municipalities in 17 Brazilian states (Fig. 1). It extends for 5°N to 33°S in latitude and
115 35°W to 52°W in longitude (IBGE 1992) that determines a large climatic and
116 topographic gradient, resulting in a large variation in forest structure and diversity
117 (Oliveira-Filho & Contes 2000, Marques, Swaine & Liebsch 2011). In this region,
118 altitude ranges from 0 to 2,200 m (IBGE 1992), annual rainfall from 800 mm to 4,000
119 mm and temperature averages between 15 °C and 25 °C (IBGE 1992; Câmara 2003).
120 The Atlantic Forest biome is a complex of different typologies, including Dense
121 Ombrophilous Forest, Mixed Ombrophilous Forest, Semideciduous and Deciduous
122 Seasonal Forest, among others (IBGE 2004).

123 This biome suffered an intense background of devastation, which begins with
124 the timber exploitation and cultivation of exotic species, especially sugarcane (Dean
125 1996). The deeper destruction of these forests occurred because of the exploitation of
126 gold and diamonds in inner portions, and proceeded with coffee plantations in mountain
127 regions that were unsuitable for sugarcane cultivation. This scenario accelerated in the
128 early twentieth century due to urban and agriculture expansion and livestock (Dean
129 1996). Nowadays, the limits of Atlantic Forest is represented only by small fragments of
130 original vegetation (11.7%) immersed in a large portion of agriculture (pasture, timber
131 plantations) and urban areas (Câmara 2003; IBGE 2010).

132 In this study we considered each of the 3,429 municipalities as the study units,
133 since it is the smallest unit of governance in Brazil and where ecological data is

134 available. The municipality scale is also relevant for governance and decision making
135 (SOS Mata Atlântica 2015), and potentially represents a good scale for mapping
136 ecosystem services and biodiversity in the Atlantic Forest biome. From the total
137 municipalities, 390 were discarded, because they were too small for data resolution or
138 because less of 50% of their area was included in the limits of Atlantic Forest. We used
139 land use and land cover maps of Atlantic Forest from IBGE (2010). In order to
140 represent more consistent land uses and reduce errors in the analysis, the originally
141 presented 32 composite classes were reclassified into 14 classes (see Figure S1 in
142 Supporting Information).

143

144 **Data collection and sampling method**

145

146 We defined 8 ecosystem services (5 provisioning and 3 regulating services)
147 according to MEA (2005) and proxies of biodiversity (mammals, birds and
148 amphibians), and collected them from national and international databases at
149 municipality level (Table 1).

150 The provisioning services were defined as the annual production of crops
151 (coffee, sugarcane, soybean, corn) and cattle. We considered the total crop production
152 and the number of cattle of 2013. All data were provided by the Brazilian Agriculture
153 Monitoring System (SOMABRASIL) database
154 (<http://mapas.cnpem.br/somabrasil/webgis.html>; Batistella *et al.* 2012).

155 The regulating services were defined by water balance (Wbalance), carbon stock
156 and soil productive capacity (soil_capacity). Water balance data was calculated by the
157 sum of monthly precipitation minus monthly real evapotranspiration of each
158 municipality. The monthly precipitation data was provided from WorldClim database
159 (Hijmans *et al.* 2005) and monthly real evapotranspiration from Consortium for Spatial
160 Information (CGIAR, Trabucco & Zomer 2010), both for the period from 1950 to 2000.
161 Carbon stock data (for 2000) was obtained from global map provided by Ruesch &
162 Gibbs (2008). For soil productive capacity (soil_capacity), we calculated the average of
163 three soil variables (soil water content, soil organic carbon and cation exchange
164 capacity). The mean estimate of soil water content (2000) was obtained from global
165 map by CGIAR (Trabucco & Zomer 2010). The mean estimates of soil organic carbon
166 (%) and cation exchange capacity (cmolc/kg) were collected from a global map by
167 Hengl *et al.* (2014).

168 **Proxy of biodiversity conservation**

169

170 We used a global map of family richness of mammals, birds and amphibians that
171 take into account the number of species at family level of 2005-2007 from the Center
172 for International Earth Science Information Network - CIESIN (2008).

173 We obtained data of all protected areas (federal, state and municipality) of each
174 municipality from Brazilian Ministry of Environment (MMA 2015). The protected areas
175 in Brazil are classified as *strictly protected areas* when are destined only for
176 conservation of biodiversity purposes and with restrictions to several economic
177 activities, and as *sustainable use protected areas* when they are destined for both
178 biodiversity conservation and sustainable extraction of some natural resources (SNUC
179 2002).

180

181 **Data preparation**

182

183 Each quantified service at municipality level was square-root transformed
184 improve uniform distribution. Also, the ecosystem service data were normalized by area
185 to take into account the size of the municipality (Mouchet *et al.* 2014). This
186 normalization was performed by dividing the total of service by the total area of
187 municipality, except for services related to soil properties. The services coffee,
188 sugarcane, soybean, corn and cattle production were also weighted by the land use area
189 of municipality (Fig. S1.). All data were standardized to be comparable among
190 services, by attributing value 1 for the municipality with the higher value and for the
191 other values were calculated relative to this maximum (Raudsepp-Hearne, Peterson &
192 Bennett 2010). Each ecosystem service and proxies of biodiversity conservation data
193 was mapped and processed in ArcGIS 10.1 (Esri, 2010). Data were then exported to a
194 matrix where lines represent the municipalities and columns the ES, to be preceded to
195 analysis.

196

197 The municipalities used in the analysis were also considered according to the
198 presence (or not) of protected areas. For this, municipalities with less than 10% of their
199 total area legally protected were considered as “without protected areas” (2661
200 municipalities) and the ones with more than 10% of their area protected (378
201 municipalities) were considered as “with protected areas”.

201

202 **Data analysis**

203

204 The spatial patterns of each ecosystem service was tested for spatial
205 autocorrelation using Moran's I in Spatial Analysis in Macroecology (SAM) 4.0
206 (Rangel, Diniz-Filho & Bini 2010). The interactions between pairs of ecosystem
207 services of 3039 municipalities were tested by pairwise Pearson's correlation and the
208 significance levels were corrected by adjusting the degrees of freedom using Clifford's
209 method for spatially autocorrelated data (Clifford, Richardson & Hemon 1989) in
210 software SAM (Rangel, Diniz-Filho & Bini 2010). From the correlations, positive
211 relations were defined as synergies and negative as trade-offs.

212 To identify ecosystem services bundles, we analyzed the services across the
213 municipalities using a K-means cluster analysis to identify similar sets of ecosystem
214 service bundles using SAM software (Rangel, Diniz-Filho & Bini 2010). The K-means
215 cluster analysis assigning one cell for each of the clusters, and then searching for the
216 most similar cell to add to each cluster, and then for maximally decrease the total error
217 sum of squares (TESS) it is moving the cells between clusters by running 1000
218 iterations (Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010; Turner *et al.* 2014). From this,
219 each municipality corresponded to a cluster number. The appropriate numbers of
220 clusters was determined by analyzing a plot of within groups sum of squares vs. number
221 clusters and examining the composition of services within each cluster (Hothorn &
222 Everitt 2014). Each cluster was mapped to visualize the spatial pattern in ArcGIS 10.1
223 (Esri, 2010) and starplots were constructed in R statistical software (R Core Team
224 2013). This same procedure was also used to identify the unique ecosystem services and
225 proxies of biodiversity bundles across the municipalities with and without protected
226 areas.

227

228 **Results**

229

230 *Spatial patterns of ecosystem services in Atlantic Forest*

231

232 The distribution of ecosystem services varied across the Atlantic Forest (Fig. 2)
233 and was spatially clustered (Moran's $I > 0.008$, $P < 0.01$; Table S1 - Supporting
234 Information), with significant positive spatial autocorrelation up to approximately

235 500 km of distance (Fig. 3). The Moran's index was higher in regulating services (Fig.
236 3b) (ranging from 0.3-0.8 and lower in provisioning services (Fig. 3a) (0.008-0.15).
237 These demonstrate that regulating services were more spatially clustered than
238 provisioning services. The spatial pattern (Fig. 2) found across Atlantic Forest was
239 partially consistent with geographical distribution of land uses (Fig. S1). For example,
240 higher occurrence of some regulating services (water balance, carbon stock) was found
241 in areas with forest remnants in southern coastal region (Santa Catarina, Paraná, and
242 São Paulo states), whereas the service of soil productive capacity was coincident with
243 areas occupied by agriculture and livestock in southern inland regions (Rio Grande do
244 Sul, Santa Catarina, and Paraná states). The provision services related with crop
245 (sugarcane, soybean and corn) and cattle productions were distributed mainly in inland
246 areas of southern (São Paulo and Paraná states) and western (Mato Grosso do Sul state)
247 of the Atlantic Forest, where these agricultural cultures are present. The services of
248 coffee production were higher in eastern region (Espírito Santo and Minas Gerais states)
249 (Fig. 2 and Fig. S1).

250

251 *Trade-offs and synergies among ecosystem services*

252

253 Of the 28 possible pairs of ecosystem services, 13 pairs were significantly and
254 positively correlated (synergies), 7 pairs were significantly and negatively correlated
255 (trade-offs) and 8 uncorrelated (Table 2). In general, synergies were predominant
256 among services in the same category (provisioning and regulating) and trade-offs
257 between regulating services and provisioning services. For example, the regulating
258 services of carbon stock and soil capacity ($r=0.5$) and the provision services of
259 sugarcane and soybean production ($r=0.4$) were highly and positively correlated,
260 indicating synergies among them. On the other hand, the carbon stock (regulating) and
261 coffee (provisioning) production services were the most negatively correlated ($r=-0.2$).
262 However, synergies were also found between provision and regulating services (for
263 example, cattle vs. water balance and cattle and vs. soil_capacity). Trade-offs were
264 predominant between carbon stock and all provisioning services.

265

266 *Ecosystem services bundles*

267

268 From the cluster analysis of ecosystem services, we found three main groups of
269 bundles based on the provision of ecosystem services in each of 3,039 municipalities
270 of the Atlantic Forest (Fig. 4). Considering a plot of within groups sum of squares by
271 number of clusters that showed a low reduction after the three clusters types (Fig. S2,
272 Supplementary Information) and that clusters were consistent by visual inspection, this
273 number of bundles was considered appropriated. The bundle 1 comprised 1,042
274 municipalities and was mainly characterized by high levels of regulating services and
275 reduced levels of provisioning services (soybean and cattle). This bundle type was
276 spatially clustered, occurring mostly in southern and the coast of Atlantic Forest. The
277 bundle 2, with 1,227 municipalities, had high levels of provisioning services (coffee,
278 sugarcane and corn) and low levels of regulating services. The bundle 3, with 770
279 municipalities, had high values for many services, except for coffee and sugarcane. This
280 bundle was spatially clustered, occurring mostly in southern and northeast coast (Bahia
281 state) of Atlantic Forest that corresponded to the region with more forest remnants.

282

283 *Ecosystem services and proxies of biodiversity bundles in protected areas*

284

285 Through the cluster analysis of the ecosystem services and proxies of
286 biodiversity, 378 municipalities with protected areas were grouped into three bundles
287 based on the provision of ES and biodiversity in each municipality across the Atlantic
288 Forest (Fig. 5a). The definition of the three bundles was confirmed by analyzed a plot of
289 within groups sum of squares with number of clusters (Fig. S3, Supplementary
290 Information).

291 The bundle 1 comprised 112 municipalities distributed in northeastern region
292 (Bahia and Alagoas States) and in some regions of southwest (Mato Grosso do Sul
293 State), was mainly characterized by proxies of biodiversity (mammals and birds),
294 regulating services and two provisioning services (soybean and corn). The bundle 2,
295 with 95 municipalities, was distributed mainly in southeastern coasts of Brazil (Paraná,
296 São Paulo and Rio de Janeiro States) and had high levels of all services. The bundle 3
297 comprised 171 municipalities and occurring mostly in northeastern region (Bahia State)
298 and southern region. This bundle with more municipalities had more proxies of
299 biodiversity, regulating services and two provisioning services (coffee and corn).

300 The cluster analysis of the ecosystem services and proxies of biodiversity in
301 municipalities without protected areas grouped 2661 municipalities into three bundles

302 based on the provision of ES and proxies of biodiversity in each municipality across the
303 Atlantic Forest (Fig. 5b). These three distinct bundles resulted from the qualitative
304 analysis of the composition within the ES in each cluster and from a plot of within
305 groups sum of squares with number of clusters, which showed a low reduction of
306 variation after the two bundle types (Fig. S4, Supplementary Information).

307 Bundle 1 comprised 1079 municipalities, was distributed in northern and
308 southern region and mainly characterized by high levels of proxies of biodiversity,
309 regulating services and a slight low levels of provisioning services. The bundle 2 with
310 829 municipalities distributed in the eastern and southern region, had high levels of all
311 services, except for sugarcane. The bundle 3 comprised 756 municipalities was
312 clustered in the western region, had high levels of proxies of biodiversity,
313 soil_capacity and low levels of provisioning services, except sugarcane.

314

315 **Discussion**

316

317 *Spatial patterns of ecosystem services in Atlantic Forest*

318

319 Ecosystem services (ES) showed different spatial patterns in the Atlantic Forest
320 and spatial autocorrelation at distances of ~500 km. This suggests that socio-economic
321 or ecological patterns are possible drivers for ES in this region. The provisioning
322 services (sugarcane, soybean, corn and cattle) were more prominent in the western
323 region of the Atlantic Forest. Represented by São Paulo and Paraná states, these regions
324 show appropriated edapho-climatic and logistical conditions to the development of crop
325 production (Buainain *et al.* 2014).

326 The regulation service soil productive capacity was prominent in the southern
327 region, as opposed to crop production that was overestimated in western region
328 characterized by poorer soils. It may be explained by agricultural modernization, which
329 made use of mechanization and chemical fertilizers to expand production areas and
330 increase fertility in regions with poorer soils (Buainain *et al.* 2014). Another aspect is
331 that the predominance of the agriculture in these regions is a reflection of a plan
332 topography and similar patterns of agriculture in the west was found by Raudsepp-
333 Hearne, Peterson & Bennett (2010) and Turner *et al.* (2014). For regulating services, the
334 most representative areas were the coastal in southern region covering the state of
335 Paraná, São Paulo and Rio de Janeiro and some regions in northeast, especially on the

336 coast of Bahia. These regions coincide with the largest Atlantic Forest remnants and
337 correspond to the Serra do Mar mountain chain with 1,109,546 ha and 36.5% of original
338 vegetation preserved, followed by Bahia with 17.7% (Ribeiro *et al.* 2009). The presence
339 of these large forest remnants can explain the high values of carbon stock, soil_capacity
340 and Wbalance.

341

342 *Trade-offs and synergies among ecosystem services*

343

344 The different positive and negative interactions among eight ecosystem services
345 analyzed in the Atlantic Forest showed the complexity of these associations. Overall,
346 positive correlations were evident between the same category of services and negative
347 correlations between provisioning and regulating services. Several studies have found
348 the same pattern of association (Ricketts *et al.* 2004; Raudsepp-Hearne, Peterson &
349 Bennett 2010; Maes *et al.* 2012; Turner *et al.* 2014; Lee & Lautenbach 2015; Yang *et*
350 *al.* 2015; Queiroz *et al.* 2015), which possibly reflects the effect of changes in land use,
351 especially for agriculture that may limit the supply of other ecosystem services (Foley *et*
352 *al.* 2005; Bennett, Peterson & Gordon 2009; Nelson *et al.* 2009).

353 We found more pairs of synergies than trade-offs among ecosystem services
354 across Atlantic Forest and these were more evident between the same category of
355 services. Regulating services increase with other regulating services from land
356 management and in the same way provisioning services. These types of synergies are
357 common in literature (Lee & Lautenbach 2015). Identifying services that can be able to
358 form synergies is important for land management, because it indicates which services
359 can be expected to interact based on where we found services repeatedly occurring
360 together (Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010).

361 The number of trade-offs was lower than the synergies and, in this analysis,
362 negative interactions among carbon stock and provisioning services (coffee, sugarcane,
363 soybean and corn) were more common. These regulating services showed higher values
364 in the coastal region, which corresponded to the largest Atlantic Forest remnants and
365 also higher number of protected areas. Soil_capacity also showed negative interactions
366 with provisioning services (sugarcane and coffee), which agrees with their spatial
367 distribution in the southern region, in opposition to crop production in western region.
368 Trade-offs between provisioning and regulating services are common in the literature
369 (Lee & Lautenbach 2015) and are expected in densely populated areas with high

370 farming intensity (Turner *et al.* 2014). In such areas, where the competition for land use
371 represents a threat to biodiversity conservation, the establishment of protected areas can
372 help to preserve fragments and avoid agricultural expansion (Galindo-Leal & Câmara
373 2003; Medeiros & Araujo 2011). On the other hand, the possible conflict between
374 conservation and developmental activists requires political strategies that deal with
375 these problems by allowing sustainable land use and consequently reducing trade-offs
376 and creating synergies among ecosystem services.

377 The conversion of forest areas into agriculture promotes trade-offs by affecting
378 the global carbon cycle with impacts on carbon sequestration, rates of greenhouse gas
379 emissions, as well as on biodiversity and other ecosystem services such as, air and water
380 quality (Fearnside 2004; MEA 2005; Foley *et al.* 2005; Houghton *et al.* 2012).

381

382 ***Ecosystem services bundles***

383

384 Spatial trade-offs and synergies among ecosystem services also formed spatial
385 bundles in 3, 039 municipalities in Atlantic Forest. Ecosystem services bundles were
386 found in many other studies and exhibited similar geographic patterns (Kareiva *et al.*
387 2007; Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010; Maes *et al.* 2012; Turner *et al.*
388 2014; Yang *et al.* 2015; Queiroz *et al.* 2015). For example, 137 municipalities in
389 Canada showed six bundles types, some characterized by high levels of provisioning
390 services and others by high regulation or cultural services (Raudsepp-Hearne, Peterson
391 & Bennett 2010). The same feature was found among four bundles in 22 urban–rural
392 complex in China (Yang *et al.* 2015), six bundles in 41,965 km² in Denmark (Turner *et al.*
393 *et al.* 2014) and five bundles in 62 municipalities on a drainage basin (22,650 km²)
394 situated in south-central Sweden (Queiroz *et al.* 2015). Despite differences in the size of
395 areas or number of municipalities studied across studies, these patterns among bundles
396 can be explained by social and ecological gradients in the landscape (Maes *et al.* 2012;
397 Yang *et al.* 2015). In this study, the Bundle 2, characterized by higher levels of
398 provisioning services, indicates regions in the Atlantic Forest where there is a greater
399 pressure for agricultural activities. Bundles with high levels of provisioning services
400 have also been found in studies conducted in Canada, China, Denmark and Sweden
401 (Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010; Turner *et al.* 2014; Yang *et al.* 2015;
402 Queiroz *et al.* 2015), which also suffer from changes in land use in favor to agriculture.
403 Another common bundle from these studies and also presented here, was Bundle 1,

404 characterized by higher levels of regulating services and lower levels of provisioning
405 services (Raudsepp-Hearne, Peterson & Bennett 2010; Turner *et al.* 2014; Yang *et al.*
406 2015). Bundle 3 showed the highest values for the majority of the ecosystem services.
407 This type of bundle, with greater diversity of services, was also found by Tuner *et al.*
408 (2014) and reflected a high diversity of land uses in these regions. These common
409 features between the ecosystem services bundles found in other study areas emphasize
410 the similar problems and environmental issues shared in ecosystem management (Yang
411 *et al.* 2015).

412

413 ***Ecosystem services and proxies of biodiversity bundles in protected areas***

414

415 Protected areas in the Atlantic Forest showed three ecosystem services and
416 biodiversity bundles. One bundle was characterized by high levels of all services and
417 proxies of biodiversity (multifunctionality) whereas the others bundles had more
418 regulating services and proxies of biodiversity. This shows that, even in protected areas,
419 there are distinct interactions between ecosystem services in certain regions of the
420 Atlantic forest. There are regions concentrated on the coast of Rio de Janeiro, São Paulo
421 and Paraná states with the highest number of protected areas and characterized by
422 multifunctional ecosystem services and proxies of biodiversity bundles. In the other
423 hand, without protection areas show multifunctional bundle and others bundles with
424 more provisioning services than protected areas. This type of negative impact of
425 protection on provisioning services is expected (Willemen *et al.* 2013). However a
426 multifunctionality of services and proxies of biodiversity found in protected areas and
427 without protection highlight a diversity land uses in these regions. The lack impact of
428 protection on provisioning services was also found by Willemen *et al.* (2013)
429 comparing nine case studies in the UK. A diversity of land uses and a consequently
430 multifunctional bundle even in protected areas can be explained by sustainable use
431 protection category in these areas, because is a kind of protected area that allows link
432 conservation and sustainable activities and it deals better with social conflicts such as
433 excluding local communities from access to forest resources (Ferraro *et al.* 2013;
434 Nelson & Chomitz 2011; Eastwood *et al.* 2016).

435 Areas without protection show other bundles that highlight that the regions need
436 land-management strategies to preserve regulating services and proxies of biodiversity.
437 For example, the Bundle 3 shows high levels of biodiversity and low levels of

438 provisioning services and regulating services. The Bundle 1 had high levels of
439 regulating services and biodiversity and low levels of provisioning services. These
440 bundles show regions that need restoration actions and conservation planning to
441 increase ecosystem services and continue maintaining biodiversity. Moreover, regions
442 where Bundle 1 and Bundle 3 are found match with the map produced by the Atlantic
443 Forest Restoration Pact (<http://www.pactomataatlantica.org.br>) that shows potential
444 areas to restore in Atlantic Forest. According to Atlantic Forest Restoration Pact, these
445 are potentially good areas, because they promote landscape connectivity, allow
446 conditions for Payments for Ecosystem Services (PES), have resilience potential as well
447 as resources and infrastructure.

448 In general, despite of some differences between the bundles in protected and
449 unprotected areas, our findings highlight that both these areas help to protect ecosystem
450 services and biodiversity jointly. Studies have demonstrated that biodiversity covaries
451 with ecosystem services (Ricketts *et al.* 2004; Chan *et al.* 2006; Naidoo *et al.* 2008).
452 Tropical forests in Costa Rica supply pollination services to agriculture and due to high
453 diversity of forest-based pollinators had an increased coffee yields and coffee quality
454 (Ricketts *et al.* 2004). In England, small protected areas and protected landscapes
455 deliver high carbon stocks and biodiversity (Eigenbrod *et al.* 2009) and in a semi-arid
456 region in Spain, protected lands destined for biodiversity conservation also supply
457 carbon stocks and groundwater recharge (Castro *et al.* 2015). These studies and the type
458 of bundles found in our study reinforce that conservation planning based on biodiversity
459 and ecosystem services jointly can better contribute to safeguarding them.

460 Traditionally, the main purpose of protected areas is to preserve biodiversity
461 (Watson *et al.* 2014; Castro *et al.* 2015), but with the rising of the ecosystem services
462 approach and their importance for human well-being, that central vision of conservation
463 is changing (Palomo *et al.* 2014). An example of this are the global conservation
464 policies such as International Union for Conservation of Nature (IUCN), World
465 Commission on Protected Areas (WCPA) and the Aichi Biodiversity Targets of the
466 Convention on Biological Diversity for 2011 to 2020, that have expressed the
467 importance of integrating ecosystem services in the planning of protected areas (Haslett
468 *et al.* 2010). These challenges in conservation planning help to gain traction in policy
469 arenas and raise funds for conservation, in addition to increasing conservation
470 opportunities within human-dominated landscapes (Eigenbrod *et al.* 2009; Reyers *et al.*
471 2012).

472

473 **Conclusion**

474

475 Ecosystem services of the Atlantic Forest showed spatial patterns in the
476 landscape and indicated places where there is greater provision of certain services. In
477 addition, there was a significant trade-off between provisioning and regulating services
478 and a synergy between services in the same category. We identified three ecosystem
479 services bundles in the Atlantic forest with varied composition and spatially clustered in
480 the biome. These spatial patterns of ecosystem services associations reflect socio-
481 ecological gradients in the biome, for example, higher levels of regulating services on
482 the coast and provisioning services in the western region. These socio-ecological
483 gradients come from the diversity of land uses in the Atlantic Forest resulting from its
484 intense history of degradation that caused forest fragmentation and transformation in
485 other uses, such as, agriculture, forestry, pasture and urban areas. Furthermore, we
486 found three ecosystem services and proxies of biodiversity bundles in protected areas
487 and three in areas without protection in Atlantic Forest that reinforce the importance of
488 conservation planning based on biodiversity and ecosystem services jointly. Moreover,
489 bundles found in areas without protection emphasize the need of restoration actions and
490 conservation planning to increase ecosystem services and continue maintaining
491 biodiversity. Thus, quantify and mapping ecosystem services of the Atlantic Forest
492 helps to identify important areas in the provision of these services as well as to
493 understand how these services interact among them to help a better management of
494 these ecosystems.

495

496 **Acknowledgements**

497

498 We thank Michelle F. Gutiérrez, Ernesto V.V. Peña, Mayra E. G. Pardo and
499 Ilyas Siddique for their suggestions to the manuscript. We thank Fernanda C.G. Cardoso
500 for language revision. We also thank the Brazilian Education Council for the fellowship
501 to CYS (CAPES – 99999.007042/2014-00) and Boticário Group Foundation for
502 partially funding this work (A0004_2012). MCMM received grant from the Brazilian
503 Research Council (CNPq, Grant 304650/2012-9).

504

505 Additional Supporting Information may be found in the online version of this article.

506 **References**

507

508 Bastian, O., Haase, D. & Grunewald, K. (2012) Ecosystem properties, potentials and
 509 services – The EPPS conceptual framework and an urban application example.
 510 *Ecological Indicators*, **21**, 7–16.

511

512 Batistella, M., Bolfe, E.L., De Victoria, D.C., De Custodio, D.O., Da Silva, G.B.S.,
 513 Drucker, D.P. (2012) SOMABRASIL: Sistema de Observação e Monitoramento
 514 da Agricultura no Brasil. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 11 p.
 515 (Comunicado Técnico, 29). Available from:
 516 http://www.cnpm.embrapa.br/publica/download/ct_29.pdf (accessed 12/03/2015)

517

518 Bennett, E.M., Peterson, G.D., & Gordon, L.J. (2009) Understanding relationships
 519 among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, **12**, 1394–1404.

520

521 Brandon, K. (2014) “Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current
 522 Science.” CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global
 523 Development. Available from [http://www.cgdev.org/publication/ecosystem-](http://www.cgdev.org/publication/ecosystem-services-tropical-forests-review-current-science-working-paper-380)
 524 [services-tropical-forests-review-current-science-working-paper-380](http://www.cgdev.org/publication/ecosystem-services-tropical-forests-review-current-science-working-paper-380) (accessed
 525 20/10/2015)

526

527 Buainain, A.M., Alves, E., Silveira, J.M., Navarro, Z. 2014. *O mundo rural no Brasil*
 528 *do século 21 : a formação de um novo padrão agrário e agrícola*. Brasília, DF,
 529 Embrapa.

530

531 Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. & Rey-Benayas, J.M. (2011)
 532 Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities.
 533 *Trends in Ecology and Evolution*, **26**, 541-549.

534

535 Câmara, I.G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. *The Atlantic*
 536 *Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook* (eds C.
 537 Galindo-Leal & I.G. Câmara, pp. 31–42. CABS and Island Press, Washington.

538

539 Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Diaz, S.,
 540 Dietzg, T., Duraiappahh, A.K., Oteng-Yeboahi, A., Pereiraj, H.M., Perringsk, C.,
 541 Reidl, W.V., Sarukhanm, J., Scholesn, R.J. & Whyte, A. (2009). Science for
 542 managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment.
 543 *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106**, 1305–1312.

544

545 Castro, A.J., Martín-Lopez, B., Lopez, E., Plieninger, T.L., Alcaraz-Segura, D.,
 546 Vaughn, C.C. & Cabello, J. (2015) Do protected areas networks ensure the supply
 547 of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid
 548 Spain. *Applied Geography*, **60**, 1-9.

549

550 Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia
 551 University, and NatureServe (2008) Gridded Species Distribution, Palisades, NY,

- 552 NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). Available from
553 <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/> (accessed 20/04/2015)
554
- 555 Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. & Daily, G.C. (2006).
556 Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, **4**, 2138–2152.
557
- 558 Clifford, P., Richardson S. & Hemon D. (1989) Assessing the Significance of the
559 Correlation Between Two Spatial Processes. *Biometrics*, **45**, 123–134.
560
- 561 Daily, G.C. & Matson, P.A. (2008) Ecosystem services: From theory to
562 implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **28**, 9455–
563 9456.
564
- 565 Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a historia e a devastação da Mata Atlântica brasileira*.
566 Trad. Cid Knipel Moreira. São Paulo, Companhia das Letras.
567
- 568 Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S. & Tilman, D. (2006) Biodiversity loss threatens
569 human well-being. *PLoS Biology*, **4**, 1300-1305.
570
- 571 Dick, J., Andrews, C., Beaumont, D.A., Benham, S., Brooks, D.R., Corbett, S.,
572 Lloyd, D., McMillan, S., Monteith, D.T., Pilgrim, E.S., Rose, R., Scott, A., Scott,
573 T., Smith, R.I., Taylor, C., Taylor, M., Turner, A. & Watson, H. (2010) A
574 comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites
575 in the UK environmental change network. *Environmetrics*, **22**, 639–648.
576
- 577 Eastwood, A., Brooker, R., Irvine, R.J., Artz, R.R.E., Norton, L.R., Bullock, J.M., Ross,
578 L., Fielding, D., Ramsay, S., Roberts, J., Anderson, W., Dugan, D., Cooksley, S.
579 & Pakeman, R.J. (2016) Does nature conservation enhance ecosystem services
580 delivery? *Ecosystem Services*, **17**, 152–162.
581
- 582 Eigenbrod, F., Anderson, B.J., Armsworth, P.R., Heinemeyer, A., Jackson, S.F., Parnell,
583 M., Thomas, C.D. & Gaston, K.J. (2009) Ecosystem service benefits of
584 contrasting conservation strategies in a human-dominated region. *Proceedings of*
585 *the Royal Society*, **276**, 2903–2911.
586
- 587 Esri. (2010). *ArcGIS ver. 10.1*. Redlands, CA, USA, ESRI.
588
- 589 FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2012) State of the
590 World's Forests 2012. Rome. Available from
591 <http://www.fao.org/docrep/016/i3010e/i3010e.pdf> (accessed 15/07/2015)
592
- 593 Fearnside, P.M. (2004) Are climate change impacts already affecting tropical forest
594 biomass? *Global Environmental Change*, **14**, 299–302.
595

- 596 Ferraro, P., Hanauer, M., Miteva, D., Canavire-Bacarreza, G.J., Pattanayak, S. & Sims,
597 K. (2013) More strictly protected areas are not necessarily more protective:
598 evidence from Bolivia, Costa Rica, Indonesia, and Thailand. *Environmental*
599 *Research Letters*, **8**, 1-7.
- 600
- 601 Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R. *et al.*
602 (2005) Global consequences of land use. *Science*, **309**, 570–574.
- 603
- 604 Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. (2003) *The Atlantic Forest of South America:*
605 *biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press, Center for
606 Applied Biodiversity Science at Conservation International.
- 607
- 608 Guedes, F.B. & Seehusen, S.E. (2011) *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata*
609 *Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília, MMA.
- 610
- 611 Haslett, J., Berry, P., Bela, G., Jongman, R. G., Pataki, G., Samways, M., Zobel, M.
612 (2010). Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating
613 ecosystem services and dynamics. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2963-2977.
- 614
- 615 Hengl, T., de Jesus, J.M., MacMillan, R.A., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M. *et al.*
616 (2014) SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping.
617 *PLoS ONE*, **9(8)**, e105992.
- 618
- 619 Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. (2005) Very high
620 resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International*
621 *Journal of Climatology*, **25**, 1965–1978.
- 622
- 623 Hothorn, T. & Everitt, B.S. (2014) *A Handbook of Statistical Analyses using R*, 3rd ed.
624 Taylor & Francis Group, New York.
- 625
- 626 Houghton, R.A., House, J.I., Pongratz, J., van der Werf, G.R., DeFries, R.S., Hansen,
627 M.C., Le Quéré, C., Ramankutty, N. (2012) Carbon emissions from land use and
628 land-cover change, *Biogeosciences*, **9**, 5125-5142.
- 629
- 630 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (1992) Manual Técnico da
631 Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências Rio de Janeiro.
- 632
- 633 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2004) Tipologias vegetacionais
634 da Mata Atlântica. Available from
635 http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/mapas_doc6.shtm.
636 (accessed 11/06/2015)
- 637
- 638 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010) Mapa de uso e cobertura
639 do solo do Brasil. Available from
640 [ftp://geofitp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/shapes/uso_da_terra_201](ftp://geofitp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/shapes/uso_da_terra_2010/)
641 [0/](ftp://geofitp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/shapes/uso_da_terra_2010/) (accessed 23/08/2015)
- 642

- 643 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2013) *Produção da Extração*
644 *vegetal e Silvicultura*, Rio de Janeiro.
- 645
- 646 Jones, P.H. (2013) Impact of ecological restoration on ecosystem services.
647 *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)* (ed S. Levin), Elsevier.
- 648
- 649 Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. & Boucher, T. (2007) Domesticated nature:
650 Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, **316**, 1866–1869.
- 651
- 652 Lee, H. & Lautenbach, S. (2015) A quantitative review of relationships between
653 ecosystem services bioRxiv doi: <http://dx.doi.org/10.1101/017467>. Available from
654 <http://biorxiv.org/content/early/2015/04/04/017467> (accessed 07/08/2015)
- 655
- 656 Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical ecology*, 2nd ed. Elsevier Science BV,
657 Amsterdam.
- 658
- 659 Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B. & Alkemade, R. (2012) Synergies
660 and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat
661 conservation status in Europe. *Biology Conservation*, **155**, 1–12.
- 662
- 663 Martinez-Harms, M.J., Bryan, B.A., Balvanera, P., Lawa, E.A., Rhodes, J.R.,
664 Possingham, H.P. & Wilson, K.A. (2015) Making decisions for managing
665 ecosystem services. *Biological Conservation*, **184**, 229–238.
- 666
- 667 MEA - Millennium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and human*
668 *wellbeing: Synthesis*. World Resources Institute, Washington.
- 669
- 670 Medeiros, R. & Araujo, F.F.S. (2011) *Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de*
671 *Conservação da Natureza: lições do passado, realizações presentes e*
672 *perspectivas para o futuro*. MMA, Brasília.
- 673
- 674 MMA, Ministério do Meio Ambiente. (2015) Shapefile of conservation units of Brazil.
675 Available from <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm> (accessed
676 20/08/2015)
- 677
- 678 Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C. &
679 Lavorel, S. (2014) An interdisciplinary methodological guide for quantifying
680 associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, **28**,
681 298–308.
- 682
- 683 Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000).
684 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.
- 685
- 686 Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm,
687 T.R. & Ricketts, T.H. (2008) Global mapping of ecosystem services and
688 conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**,
689 9495–9500.
- 690

- 691 Nelson, A. & Chomitz, K.M. (2011) Effectiveness of strict vs. multiple use protected
692 areas in reducing tropical forest fires: A global analysis using matching methods.
693 *PLoS ONE* **6(8)**:e22722
- 694
695 Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, D., Cameron, R. *et al.* (2009)
696 Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity
697 production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers of Ecology and the*
698 *Environment*, **7(1)**, 4–11.
- 699
700 Palomo, I., Martín-López, B., Alcorlo, P. & Montes, C. (2014) Limitations of protected
701 areas zoning in mediterranean cultural landscapes under the ecosystem services
702 approach. *Ecosystems*, **17**, 1202-1215.
- 703
704 Primavesi, A. (2002) *Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais*.
705 Nobel, São Paulo.
- 706
707 Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norstrom, A.V., Andersson, E., Norberg, J. &
708 Peterson, G. (2015) Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types
709 of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO*, **44**, 89-101.
- 710
711 R Core Team. (2013) R: A language and environment for statistical computing
712 (<http://www.R-project.org/>). R Foundation for Statistical Computing, Austria.
- 713
714 Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. (2010) SAM: a comprehensive
715 application for spatial 491 analysis in macroecology. *Ecography*, **33**, 46–50.
- 716
717 Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., & Bennett, E. M. 2010. Ecosystem service
718 bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National*
719 *Academy of Science of the United States of America*, **107(11)**, 5242–5247.
- 720
721 Reyers, B., Polasky, S., Tallis, H., Mooney, H.A. & Larigauderie, A. (2012) Finding
722 Common Ground for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, **62**, 503–
723 507.
- 724
725 Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009)
726 The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest
727 distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, **142**, 1144–
728 1156.
- 729
730 Ricketts, T.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Michener, C.D. (2004) Economic value of
731 tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of*
732 *Sciences of the United States of America*, **101(34)**, 12579–12582.
- 733
734 Rodriguez, J.P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S.J., Agard, J.,
735 Dobson, A.P. & Peterson, G.D. (2006) Trade-offs across space, time, and
736 ecosystem services. *Ecology and Society*, **11(1)**, 28.
- 737

- 738 Ruesch, A. & Gibbs, H.K. (2008) New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map For
739 the Year 2000. Available online from the Carbon Dioxide Information Analysis
740 Center [<http://cdiac.ornl.gov/>], Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge,
741 Tennessee.
742
- 743 SNUC. (2002) *Sistema Nacional de Unidades de conservação texto da Lei 9.985 de 18*
744 *de julho de 2000 e vetos da presidência da República ao PL aprovado pelo*
745 *congresso Nacional, 2nd ed.* Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata
746 Atlântica Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica: série conservação e
747 áreas protegidas, São Paulo.
748
- 749 SOS Mata Atlântica. (2013) Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica
750 Período 2012-2013. Available from: <http://mapas.sosma.org.br/> (accessed
751 08/09/2015)
752
- 753 Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002) Agricultural
754 sustainability and intensive production practices. *Nature*, **418**, 671–677.
755
- 756 Trabucco, A. & Zomer, R.J. (2010) Global Soil Water Balance Geospatial Database.
757 CGIAR Consortium for Spatial Information. Available from [http://www.cgiar-](http://www.cgiar-csi.org/data/global-aridity-and-pet-database)
758 [csi.org/data/global-aridity-and-pet-database](http://www.cgiar-csi.org/data/global-aridity-and-pet-database) (accessed 26/02/2015)
759
- 760 Turner, K.G., Odgaard, M.V., Bøcher, P.K., Dalgaard, T. & Svenning, J.C. (2014)
761 Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural
762 landscape. *Landscape and Urban Planning*, **125**, 89–104.
763
- 764 Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B. & Hockings, M. (2014) The performance and
765 potential of protected areas. *Nature*, **515**, 67-73.
766
- 767 Willemen, L., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Mayaux, P. & Egoh, B.N. (2013)
768 Safeguarding ecosystem services and livelihoods: Understanding the impact of
769 conservation strategies on benefit flows to society. *Ecosystem Services*, **4**, 95–103.
770
- 771 Williams, K.J., Ford A., Rosauer D.F., De Silva N., Mittermeier R., Bruce C., Larsen
772 F.W., Margules C. (2011). Forests of east Australia: the 35th biodiversity hotspot.
773 *Biodiversity Hotspots* (eds F.E. Zachos & J.C. Habel), pp. 295–310. Springer
774 Publishers, London.
775
- 776 Yang, G., Ge, Y., Xue, H., Yang, Wu., Shi, Y., Peng, C., Du, Y., Fan, X., Ren, Y. &
777 Chang, J. (2015) Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and
778 synergies across urban–rural complexes. *Landscape and Urban Planning*, **136**,
779 110–121.
780

Table 1. Data collection of ecosystem services, biodiversity and protected areas in the Brazilian Atlantic Forest.

| Variables | Unit | Year | Resolution | Data source | |
|-------------------------------|--------------------------------|-------------|-------------------|---------------------------------|------------------------------|
| Provisioning services | | | | | |
| Coffee | tons | 2013 | Shape1:250000 | Batistella <i>et al.</i> (2012) | |
| Sugarcane | tons | 2013 | Shape1:250000 | Batistella <i>et al.</i> (2012) | |
| Corn | tons | 2013 | Shape1:250000 | Batistella <i>et al.</i> (2012) | |
| Soybean | tons | 2013 | Shape1:250000 | Batistella <i>et al.</i> (2012) | |
| Cattle | n | 2013 | Shape1:250000 | Batistella <i>et al.</i> (2012) | |
| Regulating services | | | | | |
| Water balance | Precipitation annual | mm | 1950-2000 | Raster 1km | Hijmans <i>et al.</i> (2005) |
| | Evapotranspiration annual real | mm | 1950-2000 | Raster 1km | Trabucco & Zomer (2010) |
| Carbon stock | Mg/ha | 2000 | Raster 1km | Ruesch & Gibbs (2008) | |
| Soil water content | % | 2013 | Raster 1km | Trabucco & Zomer (2010) | |
| Soil organic carbon | % | 2013 | Raster 1km | Hengl <i>et al.</i> (2014) | |
| Cation exchange capacity | cmolc/kg | 2013 | Raster 1km | Hengl <i>et al.</i> (2014) | |
| Biodiversity | | | | | |
| Family richness of mammals | n | 2005-2007 | Raster 1km | CIESIN (2008) | |
| Family richness of birds | n | 2005-2007 | Raster 1km | CIESIN (2008) | |
| Family richness of amphibians | n | 2005-2007 | Raster 1km | CIESIN (2008) | |
| Protected areas | ha | 2015 | Shape1:250000 | MMA (2015) | |

Table 2. Pairwise Pearson's correlations (r) between ecosystem services, categorized in positive, negative and no correlations patterns. Correlation: 0.2–0.5 (dark gray), 0.0-0.1 (light gray) and no correlation 0.000–0.01 (white).

| Positive correlations | | Negative correlations | | Uncorrelated | |
|----------------------------|------|-----------------------------|-------|---------------------------|-------|
| Carbon vs. Soil_capacity | 0.5 | Carbon vs. Coffee | -0.2 | Wbalance vs. Corn | 0.001 |
| Sugarcane vs. Soybean | 0.4 | Sugarcane vs. Soil_capacity | -0.1 | Sugacane vs. Cattle | 0.03 |
| Wbalance vs. Soil_capacity | 0.4 | Carbon vs. Sugarcane | -0.1 | Soybean vs. Soil_capacity | 0.03 |
| Wbalance vs. Carbon | 0.2 | Coffee vs. Soil_capacity | -0.1 | Carbon vs. Cattle | 0.03 |
| Coffee vs. Corn | 0.2 | Carbon vs. Soybean | -0.1 | Soybean vs. Cattle | 0.002 |
| Sugarcane vs. Corn | 0.2 | Carbon vs. Corn | -0.1 | Wbalance vs. Sugarcane | -0.01 |
| Soybean vs. Corn | 0.2 | Wbalance vs. Coffe | -0.06 | Wbalance vs. Soybean | -0.02 |
| Cattle vs. Soil_capacity | 0.1 | | | Coffee vs. Cattle | -0.03 |
| Coffee vs. Sugarcane | 0.1 | | | | |
| Wbalance vs. Cattle | 0.1 | | | | |
| Coffee vs. Soybean | 0.1 | | | | |
| Corn vs. Cattle | 0.1 | | | | |
| Corn vs. Soil_capacity | 0.04 | | | | |

Fig. 1. Limits of the Brazilian Atlantic Forest biome, with 3039 municipalities, state limits, protected areas and forest remnants (source: MMA 2015 and SOS Mata Atlântica 2013). States abbreviations: Alagoas (AL), Bahia (BA), Ceará (CE), Distrito Federal (DF), Espírito Santo (ES), Goiás (GO), Maranhão (MA), Mato Grosso do Sul (MS), Minas Gerais (MG), Paraíba (PB), Paraná (PR), Pernambuco (PE), Piauí (PI), Rio de Janeiro (RJ), Rio Grande do Norte (RN), Rio Grande do Sul (RS), São Paulo (SP), Santa Catarina (SC), Sergipe (SE) and Tocantins (TO).

Fig. 2. Spatial distribution of eight ecosystem services across the Brazilian Atlantic Forest.

Fig. 3. Moran's I Index correlogram for eight ecosystem services according to the distance in the Brazilian Atlantic Forest. Positive values indicate spatial clustering of variables. (a) provisioning services and (b) regulating services.

Fig. 4. The three ecosystem services bundles distributed across the Brazilian Atlantic Forest. Starplots represent the average values normalized (0-1) of ecosystem services in each bundle.

Fig. 5. The three ecosystem services and biodiversity bundles distributed across protected areas (a) and out of protected areas (b) in the Brazilian Atlantic Forest. Starplots represent the average values normalized (0-1) of ecosystem services in each bundle.

Fig. 1.

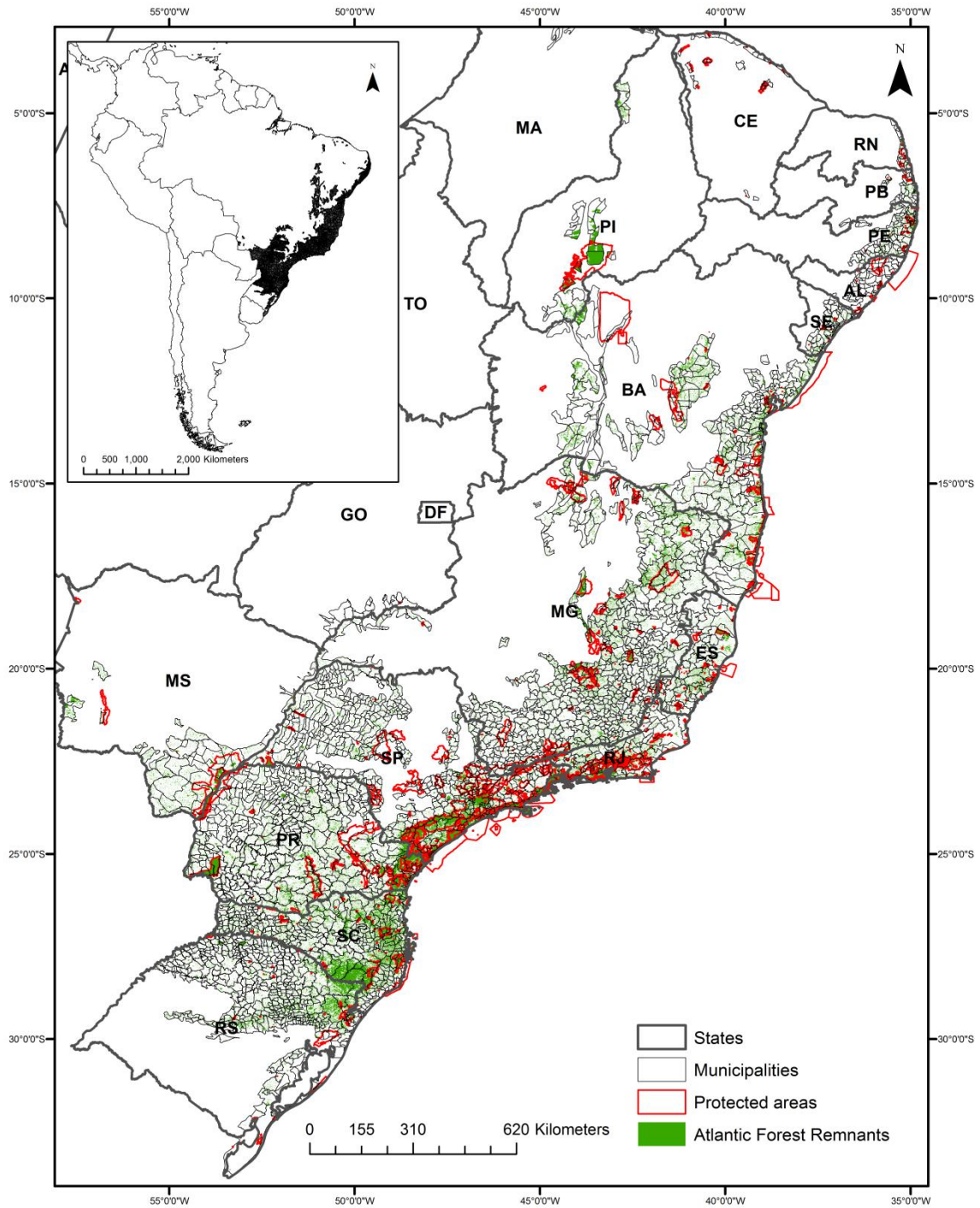


Fig. 2.

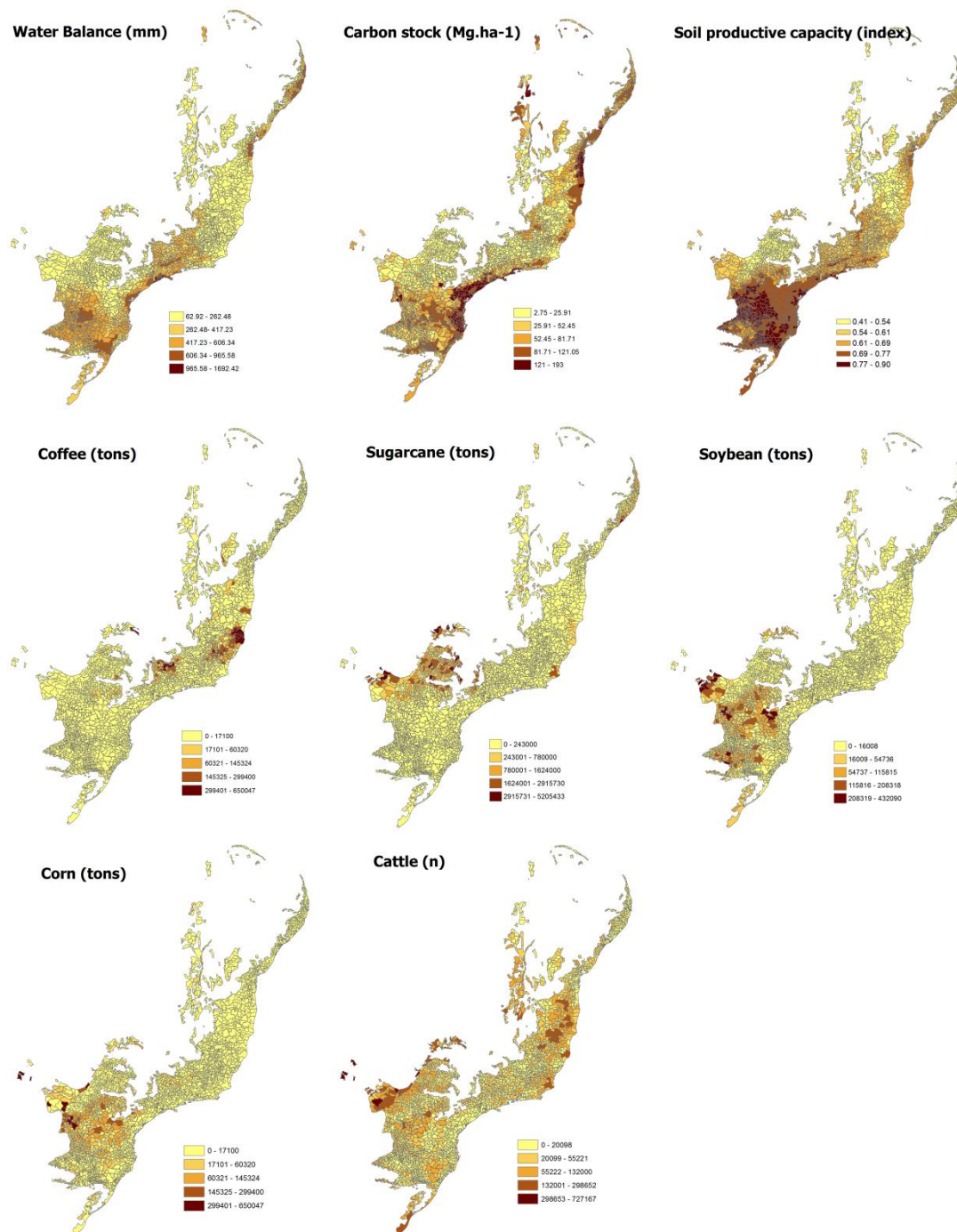


Fig. 3.

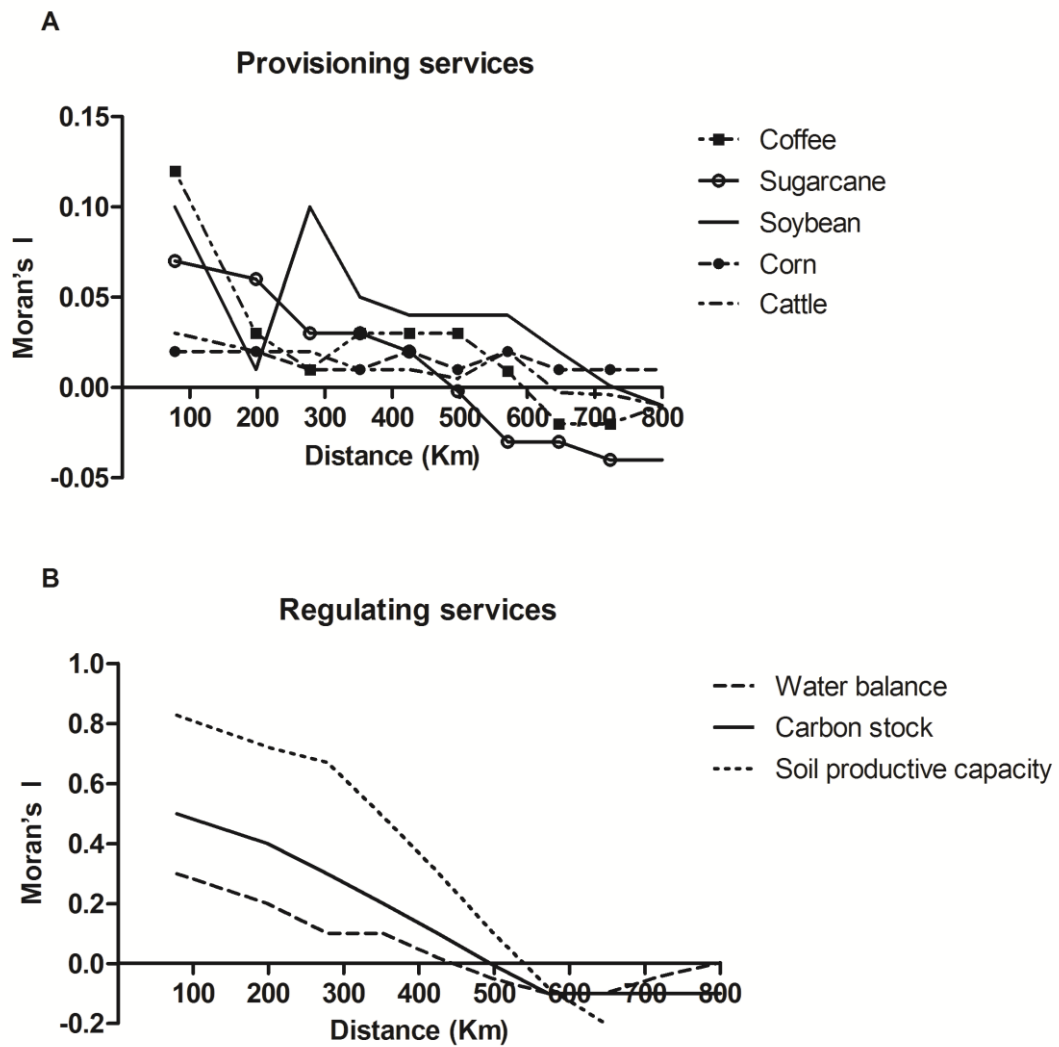


Fig. 4.

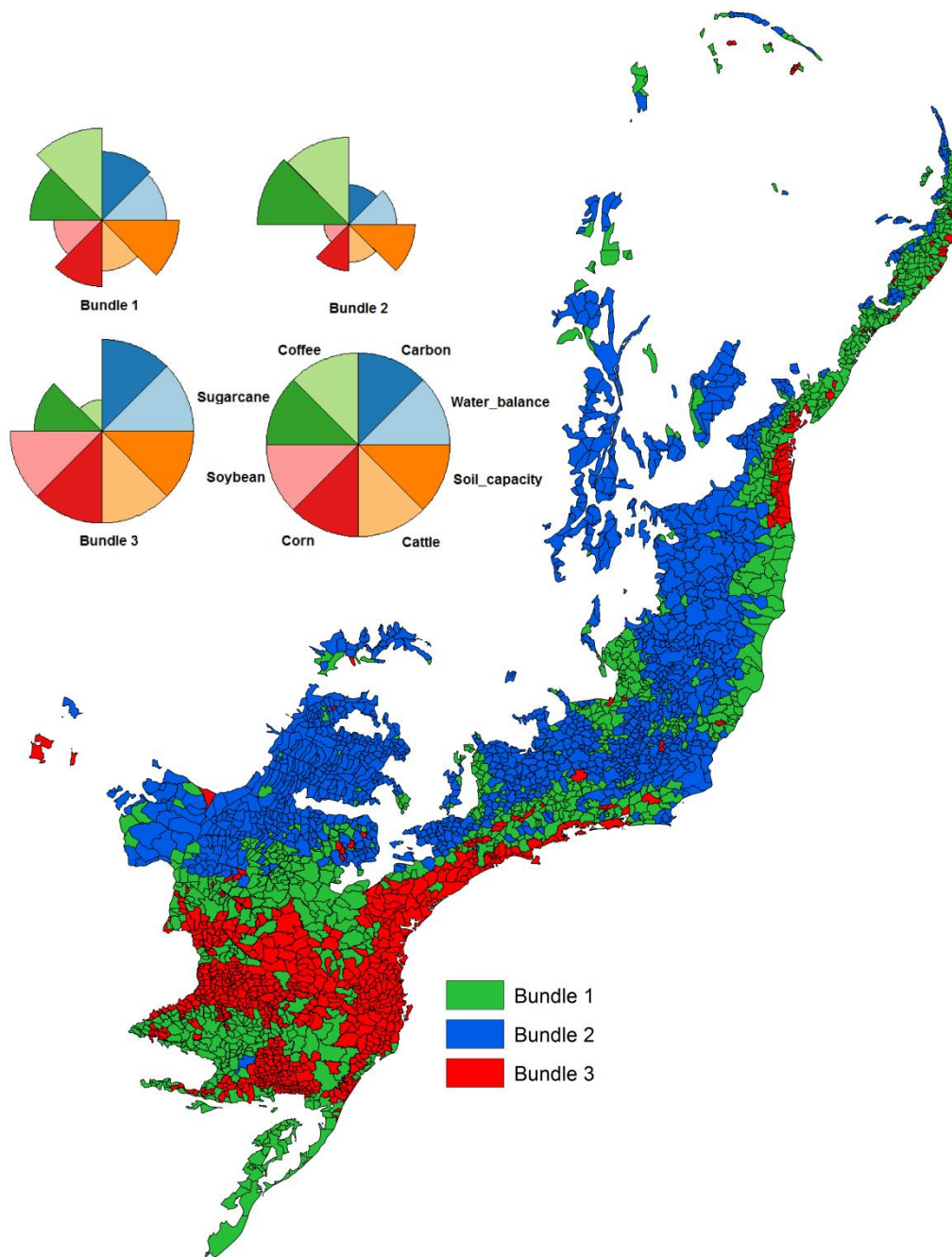
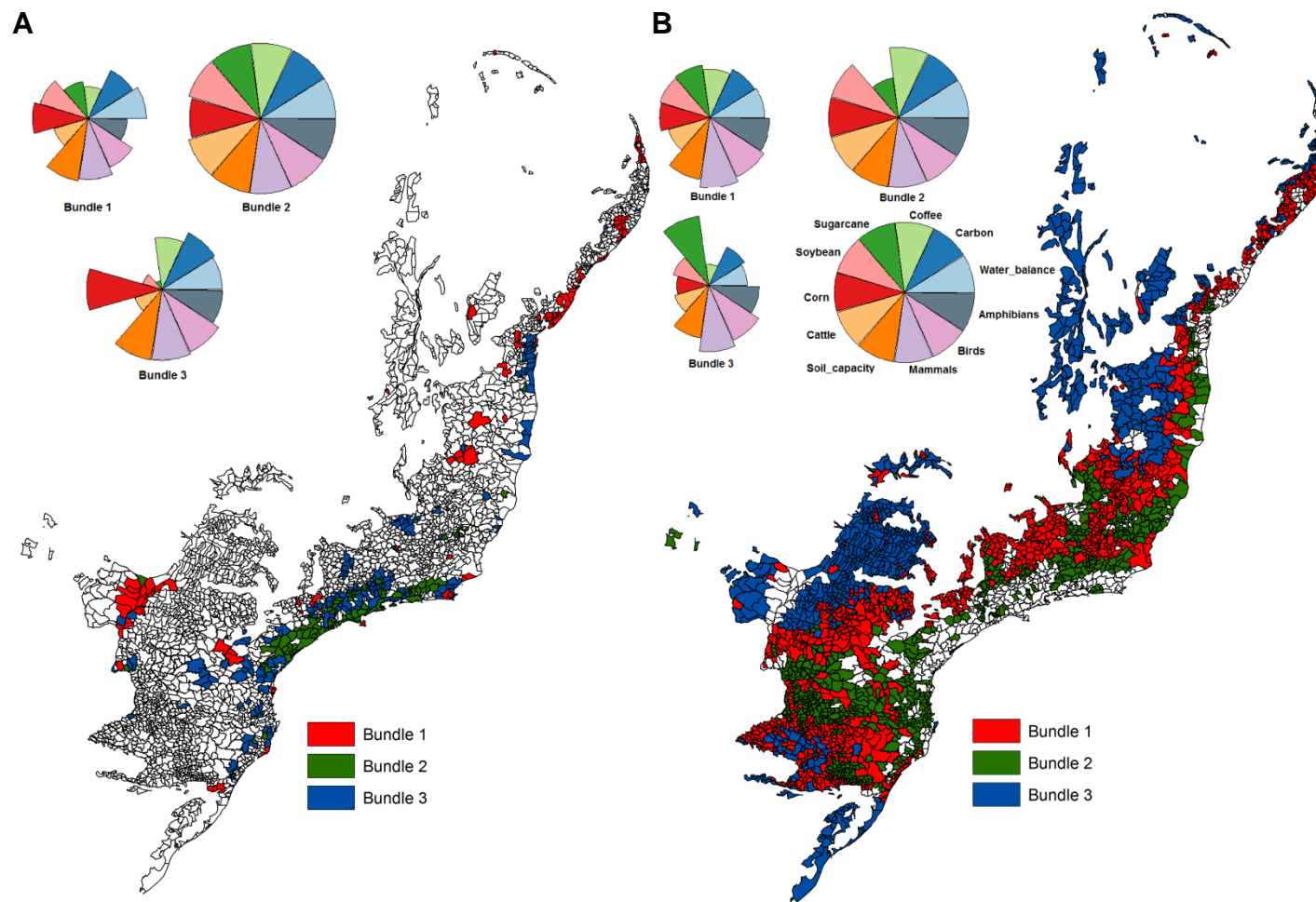


Fig. 5.



Supporting Information

Table S1. Moran's I for ecosystem services according to distance in the Brazilian Atlantic Forest. Significance level: $P < 0.001$ (dark gray); $P < 0.05$ (light gray); $P = ns$ (white).

| Distance (Km) | WBalance | Carbon stock | Coffee | Sugarcane | Soybean | Corn | Cattle | Soil_capacity |
|---------------|----------|--------------|--------|-----------|---------|-------|--------|---------------|
| 78 | 0.323 | 0.556 | 0.118 | 0.07 | 0.016 | 0.022 | 0.032 | 0.828 |
| 198 | 0.189 | 0.391 | 0.035 | 0.056 | 0.008 | 0.018 | 0.018 | 0.722 |
| 278 | 0.139 | 0.353 | 0.012 | 0.034 | 0.008 | 0.011 | 0.026 | 0.671 |
| 352 | 0.085 | 0.243 | 0.027 | 0.033 | 0.008 | 0.012 | 0.012 | 0.491 |
| 425 | 0.018 | 0.092 | 0.035 | 0.019 | 0.01 | 0.019 | 0.007 | 0.304 |
| 497 | -0.051 | -0.004 | 0.032 | -0.002 | 0.006 | 0.015 | 0.007 | 0.106 |
| 571 | -0.099 | -0.071 | 0.009 | -0.026 | 0.006 | 0.02 | 0.019 | -0.08 |
| 647 | -0.1 | -0.143 | -0.016 | -0.033 | 0.016 | 0.015 | -0.002 | -0.2 |
| 724 | -0.044 | -0.136 | -0.021 | -0.036 | 0.001 | 0.009 | -0.003 | -0.231 |
| 802 | 0.003 | -0.103 | -0.013 | -0.037 | -0.005 | 0.012 | -0.007 | -0.191 |
| 883 | -0.015 | -0.119 | -0.003 | -0.034 | -0.005 | 0.001 | -0.004 | -0.108 |
| 969 | 0.008 | -0.156 | -0.01 | -0.029 | 0.002 | 0.004 | -0.001 | -0.077 |
| 1065 | -0.001 | -0.174 | -0.02 | -0.021 | -0.002 | 0.001 | -0.003 | -0.009 |

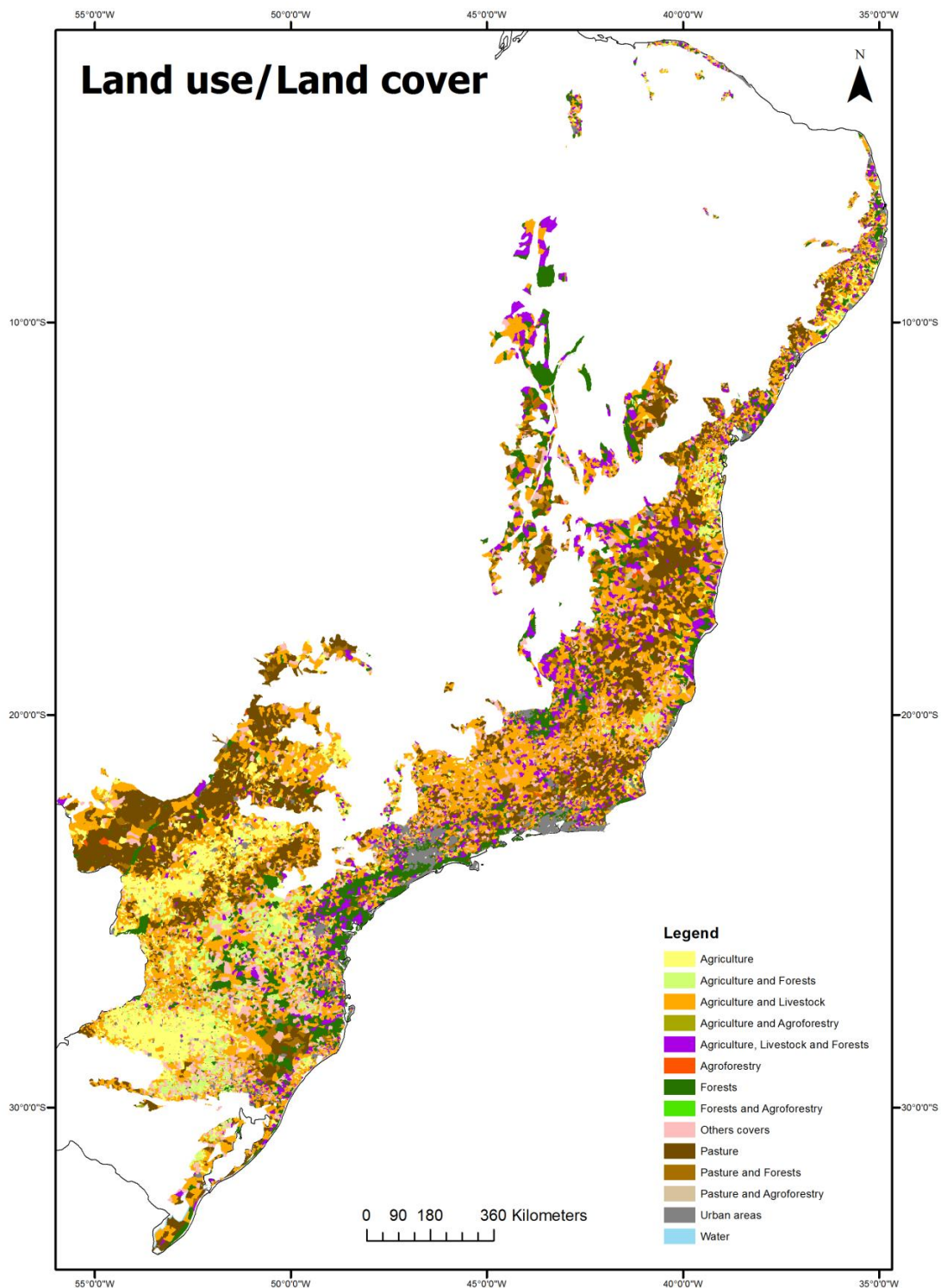


Figure S1. Land use map of the Brazilian Atlantic Forest. Source: IBGE (2010).

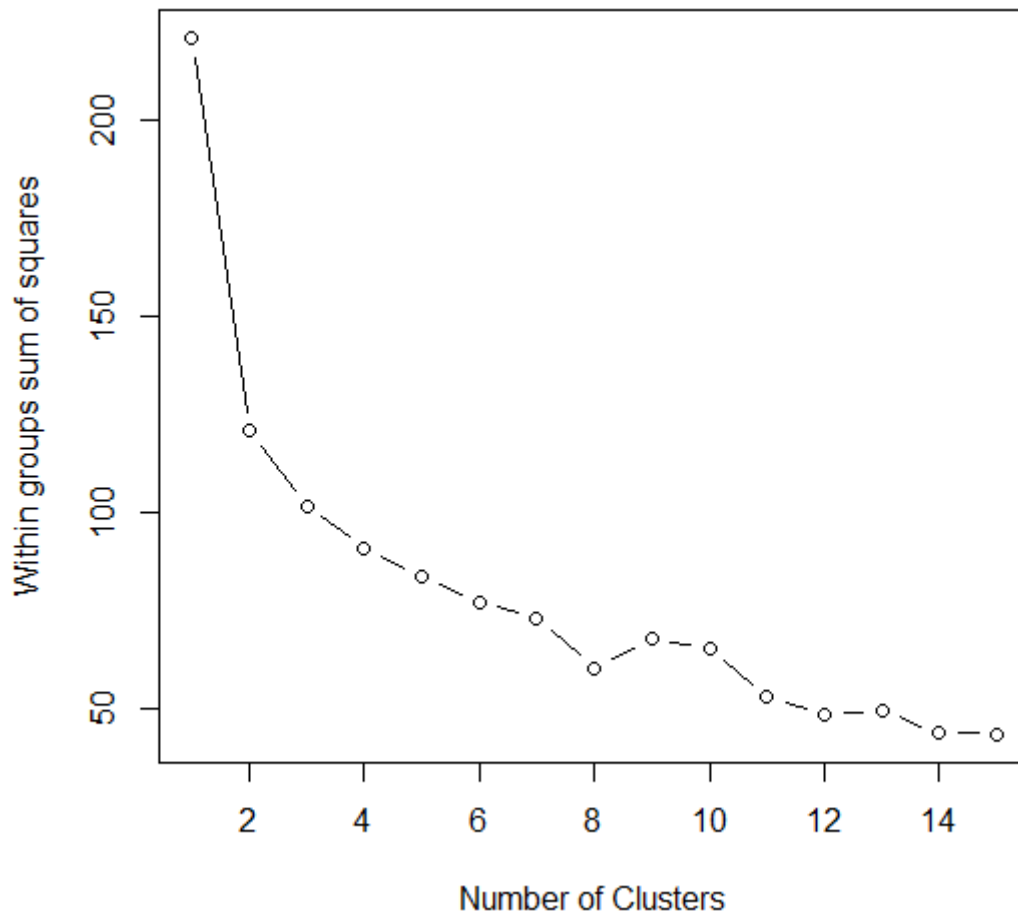


Figure S2. Plot the within groups sums of squares vs. the number of clusters from K-means cluster analysis in municipalities of Brazilian Atlantic Forest.

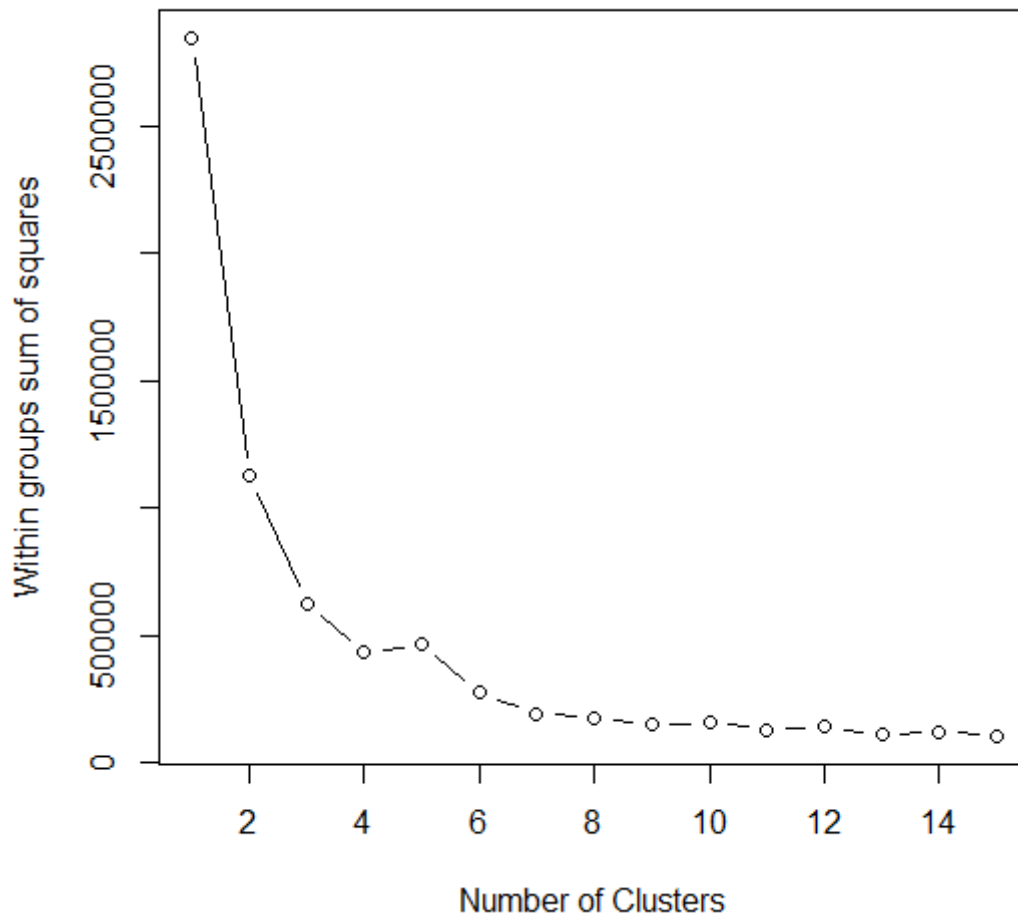


Figure S3. Plot the within groups sums of squares vs. the number of clusters from K-means cluster analysis in municipalities with protected areas of Brazilian Atlantic Forest.

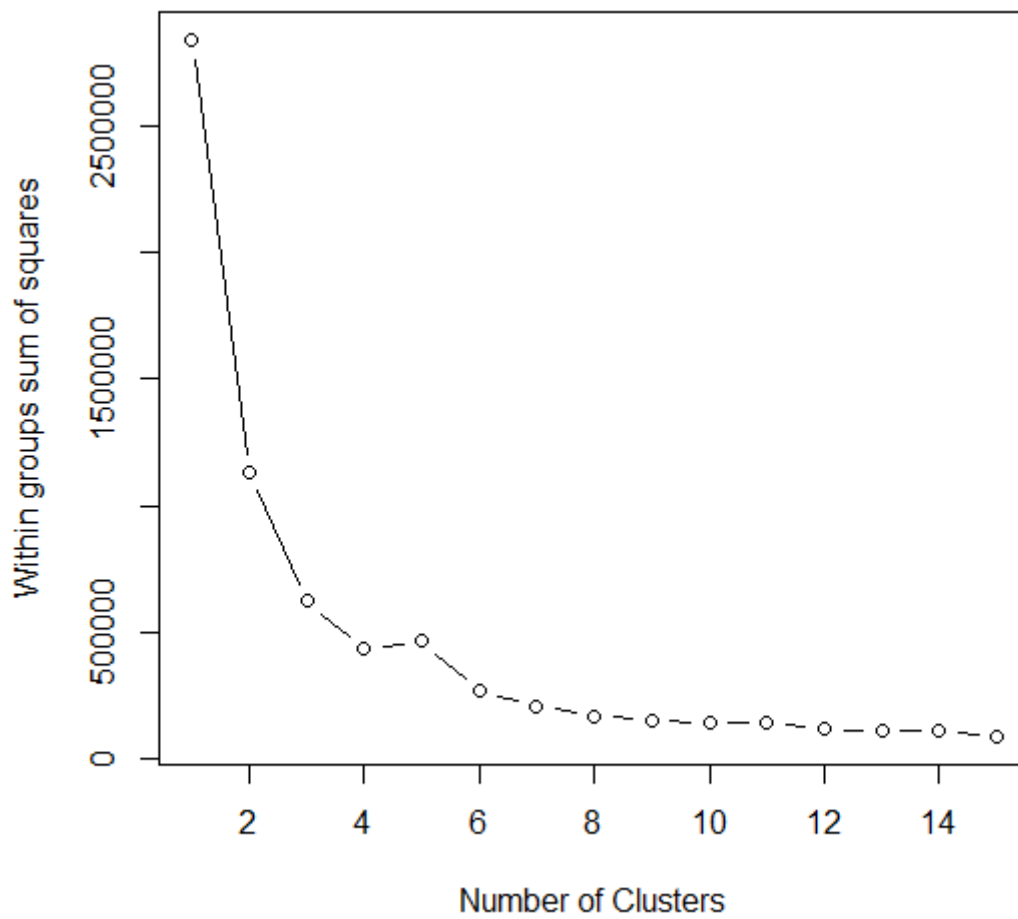


Figure S4. Plot the within groups sums of squares vs. the number of clusters from K-means cluster analysis in municipalities without protected areas of Brazilian Atlantic Forest.

4 CAPÍTULO III*

O potencial econômico dos serviços ecossistêmicos da região do Mosaico Lagamar, o maior remanescente da Floresta Atlântica brasileira

*Capítulo formatado de acordo com as normas da revista científica Natureza & Conservação

O potencial econômico dos serviços ecossistêmicos da região do Mosaico Lagamar, o maior remanescente da Floresta Atlântica brasileira

Carolina Y. Shimamoto^{1,3}, Júnior Ruiz Garcia², and Márcia C.M. Marques¹

Departamento de Botânica¹, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná,
Caixa Postal 19031, 81531-980, Curitiba, PR, Brazil

Departamento de Economia², Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brazil

³Corresponding author. Tel./fax: +55 41 3361 1686/3266 2042

E-mail address: carolyshima@gmail.com (Carolina Y. Shimamoto)

1 **Resumo**

2

3 A região do Mosaico Lagamar é o maior remanescente da Floresta Atlântica brasileira e
4 abriga várias unidades de conservação importantes. Essa região é responsável pelo
5 provimento de inúmeros serviços ecossistêmicos, com destaque para a manutenção da
6 biodiversidade. A valoração ambiental destas áreas é um instrumento que facilita o
7 entendimento da sociedade sobre a ligação que há entre a integridade dos ecossistemas e
8 seu próprio bem-estar. Neste contexto, objetivo deste estudo foi quantificar e valorar
9 economicamente os serviços ecossistêmicos comerciáveis de regulação (estoque e
10 sequestro de carbono) e de provisão (agropecuário, silvicultura e aquicultura) no Mosaico
11 Lagamar. O estudo compara os serviços dentro e fora de unidades de conservação, a fim de
12 subsidiar políticas de conservação e de financiamento destas unidades. A partir do mapa de
13 uso do solo e das informações disponíveis em bases nacionais e literatura científica, foi
14 realizada a valoração monetária (em dólares americanos) dos serviços ecossistêmicos em
15 níveis de unidade de conservação e municipal. No Mosaico são fornecidos anualmente US\$
16 104 milhões em serviços de provisão, com predomínio de culturas permanentes (US\$ 85
17 milhões), e US\$ 147 milhões de serviço de regulação na forma de sequestro de carbono. No
18 total são evitados pelo Mosaico emissões de 227 milhões de toneladas de carbono. Deste
19 total áreas com Floresta Ombrófila Densa apresentaram maiores estoques e valor
20 econômico de carbono ($283,60 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, equivalendo a US\$ 6.140 ha^{-1}) comparado a
21 outros usos como agricultura ($81,79 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, US\$ 1.771 ha^{-1}) e pastagem ($34,14 \text{ MgC ha}^{-1}$,
22 US\$ 740 ha^{-1}). Estes valores revelam que a conversão de áreas florestais em agricultura e
23 pastagem pode causar uma perda de US\$ $3.629 \text{ ha}^{-1}\text{C}$ apenas considerando o serviço de
24 estoque de carbono. Tanto em unidades de conservação quanto fora delas o valor do
25 sequestro de carbono foi muito maior (US\$ 3 bilhões em UC; US\$ 529 milhões fora de
26 UC) que os serviços de provisão (US\$ 2 milhões em UC; US\$ 1 milhão fora). Estes
27 resultados reforçam a ideia de que áreas protegidas podem contribuir com o
28 desenvolvimento econômico e socioambiental. Portanto, a busca de mecanismos políticos e
29 financeiros que visem o pagamento de serviços ambientais, além de instrumentos
30 internacionais como o REDD+ podem ajudar a garantir a conservação e sustentabilidade do
31 Mosaico Lagamar.

32 **Palavras-chave:** unidades de conservação, estoque de carbono, serviço de provisão,
33 pagamentos por serviços ambientais, Floresta Atlântica.

34

35 **Introdução**

36

37 O conceito de serviços ecossistêmicos evidencia a importância dos ecossistemas
38 para o bem-estar humano (de Groot et al., 2010), pois sabe-se que a estrutura e processos
39 ecológicos são essenciais para a manutenção da vida (Daily, 1997; de Groot et al., 2002;
40 MEA, 2005). Dado esse papel que serviços ecossistêmicos apresentam, é importante
41 reconhecer que esses benefícios têm um grande valor para sociedade e que, por isso, devem
42 ser considerados na tomada de decisão (Daily, 1997; TEEB, 2010). Esta visão
43 antropocêntrica tem levado a um aumento nos esforços em identificar, quantificar e valorar
44 esses serviços (Liu et al., 2010; Gascoigne et al., 2011) tornando, assim, mais explícita a
45 ligação entre os serviços e a sociedade (Fisher et al., 2009).

46 A valoração econômica dos serviços ecossistêmicos proporciona uma unidade de
47 medida comum que possibilita a comparação dos custos gerados pela proteção ambiental e
48 de seus benefícios (Hanley e Barbier, 2009), ou pela perda ambiental, representado pelo
49 custo da não proteção ambiental. Esta abordagem incentiva ações ambientais mais
50 sustentáveis, além de tornar a conservação economicamente mais atraente na rotina de
51 tomadores de decisão que incluem desde indivíduos até empresas e governos (Daily e
52 Matson, 2008; Tallis et al., 2008).

53 Neste contexto, serviços ecossistêmicos como os de provisão (alimentos e água),
54 regulação (regulação climática e polinização), suporte (ciclos de nutrientes) e culturais
55 (ecoturismo e recreação) (MEA, 2005) foram valorados economicamente em diferentes
56 escalas espaciais, tanto globais (Costanza et al., 1997; Patterson, 2002) quanto regionais
57 (Xie et al., 2010; Ghaley et al., 2014; Felardo e Lippitt, 2016) e mesmo na escala local
58 (Clarke et al., 2015; Boithias et al., 2016). Estudos como o de Costanza et al. (1997)
59 mostraram que o valor total dos serviços ecossistêmicos da biosfera somava cerca de US\$
60 33 trilhões no ano de 1994. Deste total, só as florestas tropicais contribuíam com US\$
61 2.000 ha.ano⁻¹, enquanto que áreas cultivadas apenas US\$ 92 ha.ano⁻¹, evidenciando as
62 possíveis perdas econômicas em se converter áreas florestais em zonas agrícolas.

63 No Brasil, alguns serviços ecossistêmicos e a biodiversidade também já foram
64 valorados nos diferentes biomas (May et al., 2000; Camphora e May, 2006; Van der Ploeg
65 e de Groot, 2010). Por exemplo, para a Floresta Atlântica, os serviços ecossistêmicos de
66 regulação (regulação climática e ciclagem de nutrientes) prestados por áreas florestais na
67 Estação Ecológica de Jataí em São Paulo, geram um valor estimado de US\$ 708 ha⁻¹.ano⁻¹
68 (Santos et al., 2001) e serviços de regulação no Parque Estadual do Rio Doce em Minas
69 Gerais cerca de US\$ 261 mil.ano⁻¹ (Milkhailova e Barbosa, 2002). Estes dados revelam que
70 as unidades de conservação da Floresta Atlântica podem ser economicamente viáveis se
71 diferentes serviços ecossistêmicos forem considerados.

72 Do exercício da valoração também se obtém subsídios para políticas de pagamentos
73 por serviços ambientais (Wunder, 2015), que traz diversos benefícios sociais e econômicos,
74 além de incentivar a criação e o fortalecimento de áreas protegidas (Guedes e Seehusen,
75 2011). No bioma Floresta Atlântica existem 78 iniciativas de pagamentos por serviços
76 ecossistêmicos tais como, o sequestro de carbono, proteção de mananciais e biodiversidade,
77 que contribuem para a conservação, recuperação e uso sustentável dos ecossistemas
78 naturais (Guedes e Seehusen, 2011). Contudo, este número poderia ser ainda maior com o
79 conhecimento do potencial que outras regiões da Floresta Atlântica têm em fornecer outros
80 serviços essenciais.

81 As áreas protegidas ou unidades de conservação, como são denominadas no Brasil,
82 podem contribuir para a conservação da biodiversidade e o provimento de importantes
83 serviços ecossistêmicos (Silva, 2005; Gaston et al., 2008). O Brasil conta com 1.940
84 unidades de conservação federais, estaduais e municipais sendo destes, 586 de proteção
85 integral e 1.354 de uso sustentável (MMA, 2015). A Floresta Atlântica concentra 1.071
86 unidades de conservação que ajudam a proteger importantes remanescentes florestais
87 (Ribeiro, 2009; SOSMA, 2015). Destes remanescentes, os maiores se encontram entre os
88 estados do Paraná e São Paulo e são protegidos por 52 unidades de conservação. Com o
89 objetivo de realizar uma gestão integrada destas unidades foi criado na região o *Mosaico*
90 *Lagamar de Unidades de Conservação* que permite a participação conjunta entre a
91 população local, governo local e os órgãos gestores para, assim, promoverem ações mais
92 eficientes de proteção dessas áreas naturais.

93 A criação de unidades de conservação no Brasil apresentou uma grande expansão
94 entre os anos 1990 e 2000, porém houve uma estagnação a partir dos anos 2009 e
95 atualmente vem ocorrendo processos de degradação, redução, extinção e reclassificação
96 devido a pressões políticas, do agronegócio e do turismo (Bernard et al., 2014). Diante
97 desse problema é necessário destacar a gama de valores ou benefícios que o ecossistema
98 aporta diariamente à sociedade, que inclui os benefícios ecológicos, socioculturais e
99 econômicos e, com isso, desenvolver melhores políticas de gestão destes ecossistemas.
100 Neste contexto, o objetivo deste estudo foi quantificar e valorar economicamente serviços
101 ecossistêmicos comerciáveis de provisão e de regulação no Mosaico Lagamar, a fim de
102 contribuir nas políticas de conservação e de financiamento de unidades de conservação.
103 Especificamente, buscamos responder às seguintes questões: (1) Quanto que o Mosaico
104 gera em serviços de provisão e de regulação? (2) Qual a contribuição relativa de cada tipo
105 de uso do solo no estoque de carbono? (3) No Mosaico, as áreas localizadas em unidades de
106 conservação e fora delas diferem nas quantidades e valor dos serviços de provisão e de
107 regulação? (4) Os municípios do Mosaico diferem no valor econômico de serviços de
108 provisão e de regulação dentro e fora das unidades de conservação?

109

110 **Métodos**

111

112 **Área de estudo**

113

114 O Mosaico Lagamar está localizado na região litorânea do Paraná e sul de São
115 Paulo (aproximadamente entre 24°18'/27°10' S e 46°50'/49°10' W) (Fig. 1), era
116 inicialmente formado por 43 unidades de conservação, e foi instituído pela Portaria do
117 Ministério do Ambiente (Portaria 150 de 2006, MMA). Atualmente compreende 52
118 unidades de conservação em uma área de 1.622.168 hectares, dos quais 677.659 ha (42%)
119 correspondem à porção marinha e 944.509 ha (58%) representam a porção terrestre (Fig.
120 S1; SPVS, 2011).

121 Nos limites do Mosaico fazem parte 12 municípios do Estado do Paraná (Antonina,
122 Campina Grande do Sul, Guaraqueçaba, Guaratuba, Matinhos, Morretes, Paranaguá,
123 Piraquara, Pontal do Paraná, Quatro Barras, São José dos Pinhais, Tijucas do Sul) e 10 do

124 Estado de São Paulo (Barra do Turvo, Cananéia, Iguape, Ilha Comprida, Itariri,
125 Jacupiranga, Miracatu, Pariquera-Açu, Pedro de Toledo, Peruíbe) (Fig. S2; SPVS, 2011).
126 Desse total de 22 municípios, 14 deles (Antonina, Campina Grande do Sul, Guaraqueçaba,
127 Guaratuba, Matinhos, Morretes, Paranaguá, Pontal do Paraná, Quatro Barras, Cananéia,
128 Iguape, Ilha Comprida, Itariri, Peruíbe) apresentam no mínimo 30% de sua área inserida
129 nos limites do Mosaico. Dentre esses 14 municípios, somente nove municípios estão
130 inseridos integralmente (Antonina, Guaratuba, Guaraqueçaba, Matinhos, Morretes,
131 Paranaguá, Pontal do Paraná, Cananéia, Ilha Comprida).

132 A figura de mosaico foi instituída pelo Sistema Nacional de Unidades de
133 Conservação (SNUC), com a função de realizar uma gestão integrada destas unidades de
134 conservação. As unidades de conservação que fazem parte do Mosaico Lagamar são
135 administradas por três instâncias, Governos Federal e Estadual e particular. As categorias
136 de unidades de conservação representadas no Mosaico Lagamar são Áreas de Especial
137 Interesse Turístico (AEIT), Áreas de Proteção Ambiental (APA), Áreas de Relevante
138 Interesse Ecológico (ARIE), Estações Ecológicas (EE), Florestas Estaduais (FE), Parques
139 Nacionais, (PN), Parques Estaduais (PE), Reservas Biológicas (REBIO), Reservas de
140 Desenvolvimento Sustentável (RDS), Reservas Extrativistas (RESEX) e Reservas
141 Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (Fig. S1).

142 A região do Mosaico Lagamar está inserida nos limites do bioma Floresta Atlântica
143 sob as formações vegetacionais Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista nas
144 suas sub-formações Alto-Montana, Montana, Submontana, de Terras Baixas e Aluvial.
145 Compreendem também Áreas de Formações Pioneiras com influência fluvial,
146 flúviomarinha e marinha e Refúgios vegetacionais (Veloso et al., 1991). Nesta região
147 também se encontram os dois maiores fragmentos de Floresta Atlântica, o primeiro
148 representado pela Serra do Mar com 1.109.546 ha de florestas contínuas que abrange os
149 estados de São Paulo e Rio de Janeiro e o segundo maior no Paraná com 508.571 ha (Fig.
150 S2; Ribeiro et al., 2009; SOSMA, 2015).

151

152 *Serviços ecossistêmicos*

153

154 Foram selecionados serviços ecossistêmicos comerciáveis, ou seja, que
155 apresentassem preço de mercado, segundo a classificação do MEA (2005): serviços de
156 provisão (produção agrícola temporária¹ e permanente², aquicultura, produção de origem
157 animal (leite, ovos, mel), número de cabeças de gado abatidos, extração vegetal e produção
158 silvícola) e de regulação (estoque e sequestro de carbono). Para os serviços de provisão
159 foram considerados dados de produção e de seu respectivo valor econômico dos 14
160 municípios com, no mínimo, 30% de área dentro dos limites do Mosaico Lagamar
161 disponíveis no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2015). Estes dados
162 foram obtidos para 2012 por ser o ano mais recente da série de dados encerrados do IBGE,
163 porém para os serviços de aquicultura e número de cabeças de gado abatidos, devido à
164 disponibilidade de dados, foram utilizados os de 2013 e 2006 respectivamente. Os dados de
165 produção e valor econômico dos serviços de provisão obtidos ao nível municipal pelo
166 IBGE foram ponderados de acordo com o percentual de área dos 14 municípios contido no
167 Mosaico. Para os nove municípios inseridos integralmente no Mosaico e que foram
168 avaliados os serviços dentro e fora de unidades de conservação os dados de produção e
169 valor econômico foram ponderados de acordo com a área de uso do solo dentro e fora das
170 unidades de conservação referente ao mapa do PROBIO (2004; Fig. S2).

171 Em relação ao serviço de regulação, estoque e sequestro de carbono, primeiramente
172 foi realizada uma busca na literatura científica sobre dados de estoque de carbono nos
173 quatro “repositórios” (acima do solo, abaixo do solo, carbono orgânico do solo e matéria
174 orgânica morta; Tabela S1 e S2) de acordo com os diferentes tipos de uso do solo
175 representados no mapa do Mosaico Lagamar (PROBIO, 2004). Sendo assim, para cada tipo
176 de uso (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Restinga, Reflorestamento,
177 Agricultura, Agropasto, Pastagem, Urbano) foram levantados dados de estoque de carbono
178 provenientes de 42 estudos (Tabela S1e S2) realizados na região do Mosaico e no Brasil
179 com a mesma fitofisionomia ou tipo de uso de solo. Em seguida, com os valores médios de
180 estoque de carbono para cada tipo de uso do solo, nos quatro “repositórios”, e o mapa de
181 uso e cobertura do solo foi calculado o valor do estoque de carbono total e médio com

¹ Culturas temporárias são as que apresentam curta ou média duração com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessita de novo plantio para produzir (IBGE 2015).

² Culturas permanentes são as de ciclo vegetativo longo, que permitem colheitas sucessivas, sem necessidade de novo plantio (IBGE 2015).

182 auxílio do Carbon Model, da Plataforma de Valoração InVEST (Integrated Valuation of
183 Environmental Services and Tradeoffs; Sharp et al., 2015). O Carbon Model agrega as
184 quantidades de carbono estocado nestes quatro “repositórios” (acima do solo, abaixo do
185 solo, carbono orgânico do solo e matéria orgânica morta) de acordo com o tipo de uso e
186 cobertura do solo em um único mapa que representa esse montante total. Para o sequestro
187 de carbono, foi atribuída uma taxa líquida média anual de captura e armazenamento de
188 carbono de 3%, o que representa uma média para espécies da região (Shimamoto et al.
189 2014).

190

191 *Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos*

192

193 O método de valoração econômica utilizado para estimar os valores de ambos os
194 serviços ecossistêmicos foi o de preços de mercado (de Groot et al., 2002; TEEB 2010).
195 Para os serviços de provisão (produção agrícola temporária e permanente, aquicultura,
196 produção de origem animal, número de cabeças de gado abatidas, extração vegetal e
197 produção silvícola) a valoração foi realizada com base nos valores de mercado dos dados de
198 produção (IBGE 2015) dos 14 municípios que apresentaram no mínimo 30% de área no
199 Mosaico Lagamar. Posteriormente, os valores fornecidos em reais (R\$) pelo IBGE foram
200 convertidos para dólar americano com base na taxa de câmbio comercial média para
201 compra Real (R\$)/ Dólar Americano (US\$) de 2006 (2,17), 2012 (1,95) e 2013 (2,15)
202 (IpeaData, 2015).

203 Para o estoque e sequestro de carbono, primeiramente foi realizada a conversão do
204 teor de carbono estimado no Mosaico Lagamar para toneladas de CO₂ equivalente, pois é a
205 unidade utilizada nas negociações no mercado de créditos de carbono. Cada crédito de
206 carbono corresponde a uma tonelada de CO₂ equivalente (CO₂e) (Ecosystem Marketplace,
207 2013) e cada tonelada por hectare de carbono corresponde a 3,67 toneladas de CO₂
208 equivalente (IPCC, 2006). O preço médio de CO₂ equivalente no mercado de crédito de
209 carbono foi baseado no mercado voluntário de 2012 (Ecosystem Marketplace, 2013) que
210 corresponde a US\$5.9/tCO₂e.

211

212 **Resultados**

213

214 O valor estimado total para ano de 2012 da produção dos serviços de provisão no
215 Mosaico Lagamar alcançou US\$ 104 milhões, com predomínio das culturas permanentes
216 (US\$ 85 milhões) e temporárias (US\$ 11 milhões). Silvicultura e extração vegetal somaram
217 US\$ 3 milhões, produção animal US\$ 1 milhão, gado abatido US\$ 131 mil e aquicultura
218 US\$ 1 milhão. Analisando o valor de produção total por município, os maiores valores
219 foram os de Guaratuba (US\$ 28 milhões), Guaraqueçaba e Iguape (ambas com US\$ 19
220 milhões) e os menores os de Pontal do Paraná (US\$ 328 mil) e Matinhos (US\$ 161 mil).

221 Em relação ao estoque de carbono total, o Mosaico Lagamar concentra 227 milhões
222 de toneladas de carbono que correspondem a 835 milhões de toneladas de CO₂ equivalente
223 e um valor estimado de US\$ 5 bilhões. A taxa líquida média anual de captura e
224 armazenamento de carbono (sequestro) foi estimada em 7 milhões de toneladas por ano,
225 totalizando 25 milhões de CO₂ equivalente e US\$147 milhões. Considerando os
226 municípios, os maiores valores de estoque de carbono foram estimados para Guaraqueçaba
227 (US\$ 46 milhões), Iguape (US\$ 39 milhões), Guaratuba (US\$ 33 milhões) e os menores
228 para Matinhos, Pontal e Quatro Barras (US\$ 1 milhão cada). O estoque médio de carbono
229 do Mosaico foi de 263 MgC.ha⁻¹, que representa 965 tCO₂e.ha⁻¹, correspondendo a
230 US\$5.698 ha⁻¹.ano⁻¹. O estoque médio de carbono também variou de acordo com o tipo de
231 uso e cobertura do solo no Mosaico e dentre eles os maiores valores foram representados
232 pelas Florestas Ombrófilas Densa e Mista, Restinga e os Reflorestamentos (Tabela 1). A
233 Floresta Ombrófila Densa foi a que apresentou maiores médias (283,60 MgC.ha⁻¹) e,
234 consequentemente, maiores valores econômicos (US\$ 6.140.ha⁻¹) ao contrário de outros
235 usos como agricultura (81,79 MgC.ha⁻¹, US\$1.771.ha⁻¹.ano⁻¹) e pastagem (34,14 MgC.ha⁻¹,
236 US\$740.ha⁻¹.ano⁻¹).

237 As áreas no Mosaico localizadas em unidades de conservação e fora delas
238 apresentaram diferenças nas quantidades e no valor dos serviços de provisão e de regulação
239 (Fig. 2). Serviços de provisão em unidades de conservação somaram um valor total de US\$
240 2 milhões (Fig. 2a). Dentre eles, os maiores valores foram estimados para aquicultura (que
241 produziu 464 mil kg, gerando um rendimento de US\$ 1 milhão), seguidos pela agricultura
242 permanente (3 mil toneladas, US\$ 879 mil) e a agricultura temporária (861 toneladas, US\$
243 161 mil). O estoque de carbono total em unidades de conservação foi maior em relação aos

244 serviços de provisão e somou 148 milhões de toneladas de carbono, que corresponderam a
245 US\$ 3 bilhões (Fig. 2b). Em relação às áreas do Mosaico fora de unidades de conservação,
246 os serviços de provisão somaram cerca de US\$ 1 milhão (Fig. 2a) e destes pode-se destacar
247 a agricultura permanente (2.093 toneladas, US\$ 1 milhão), a aquicultura (133 mil kg, US\$
248 456 mil) e a agricultura temporária (1.293 toneladas, US\$ 267 mil). O estoque de carbono
249 total fora de unidades de conservação também foi maior em relação aos serviços de
250 provisão e somou 24 milhões de toneladas que corresponderam a US\$ 529 milhões (Fig.
251 2b).

252 Considerando os municípios com área total dentro dos limites do Mosaico, o valor
253 econômico dos serviços de provisão e de regulação variou dentro e fora das unidades de
254 conservação (Fig. 3). Em relação aos serviços de provisão, quatro municípios (Antonina,
255 Cananéia, Guaraqueçaba e Guaratuba) apresentaram maiores valores dentro de unidades de
256 conservação de uso sustentável e outros três (Morretes, Paranaguá e Pontal) fora de
257 unidades de conservação (Fig. 3a). Considerando o serviço de regulação (estoque de
258 carbono), a taxa de captura anual foi maior dentro de unidades de uso sustentável para três
259 municípios (Antonina, Guaraqueçaba, Guaratuba e Morretes) e somente para Cananéia
260 dentro de unidades de proteção integral (Fig. 3b). A maioria dos municípios apresentou
261 valores menores fora de unidades, exceto Matinhos e Morretes.

262 Em relação a todo o Mosaico, o estoque de carbono em unidades de conservação de
263 uso sustentável (641.248 ha) apresentou os maiores estoques totais (103.650.566 de
264 toneladas) que as de proteção integral (211.584 ha; 44.551.442 toneladas; Tabelas S2 e S3).
265 No entanto, ao considerar o valor médio (média \pm DP) do estoque de carbono por hectare,
266 as de proteção integral apresentaram médias (272 ± 26) levemente superiores que as de uso
267 sustentável (233 ± 49).

268

269 **Discussão**

270

271 O Mosaico Lagamar e as unidades de conservação que o compõe, além de proteger
272 importantes remanescentes florestais da Floresta Atlântica, que fornecem diversos serviços
273 ecossistêmicos e biodiversidade, podem gerar também oportunidades econômicas, pois em
274 um ano pode fornecer cerca de US\$ 104 milhões em serviços de provisão e US\$ 147

275 milhões em serviço de regulação (sequestro de carbono). Estes resultados reforçam a ideia
276 de que áreas protegidas podem contribuir com o desenvolvimento econômico e
277 socioambiental de um país e que conflitos gerados entre esses dois lados ocorrem quando
278 há um pseudodesenvolvimento baseado na exaustão dos recursos naturais (Gurgel et al.,
279 2009). A gestão integrada do Mosaico, considerando seu potencial para gerar renda para a
280 população local, poderá ser uma estratégia eficiente para garantir a conservação do maior
281 remanescente de Floresta Atlântica do Brasil.

282 Os serviços de provisão no Mosaico Lagamar (944.509 hectares) somaram US\$
283 104 milhões, com predomínio das culturas permanentes (US\$ 85 milhões). Um estudo
284 realizado em bacias hidrográficas (603.600 ha) dominados por agricultura no Paraná
285 mostrou valores maiores (US\$ 224,42 milhões, convertido para dólar a R\$1,99 em 2009;
286 Ipeadata, 2015; Garcia, 2012). Outro estudo realizado em Pontal do Paraná também
287 mostrou valores maiores US\$ 425 mil (convertido para dólar a R\$2,15 em 2013; Ipeadata,
288 2015; Garcia et al., 2015) do encontrado por este estudo para o mesmo município (US\$ 328
289 mil). Isso demonstra que mesmo com maior número de unidades de conservação, a região
290 do Mosaico fornece serviços de provisão com a mesma magnitude de rendimento que
291 outras áreas, que apesar de menores são dominadas por agricultura limitando o provimento
292 de outros serviços também essenciais ao bem-estar humano.

293 O estoque total de carbono armazenado pelo Mosaico Lagamar em uma área de
294 944.509 hectares foi de 227 milhões de toneladas de carbono o que corresponde a US\$ 5
295 bilhões. Outras regiões da Floresta Atlântica também foram quantificadas e valoradas e
296 apresentaram valores menores, porém de acordo com a sua extensão, tipo de uso e
297 cobertura do solo (May et al., 2000; Santos et al., 2001; Milkhailova e Barbosa, 2002).
298 Como o valor dos serviços depende do ano considerado na cotação e da localização,
299 diferenças ecológicas, sócio-ecológicas e metodológicas podem explicar a variação nos
300 valores encontrados na literatura em comparação a este estudo (Camphora e May, 2006; de
301 Groot et al., 2012). Por exemplo, em Florestas Ombrófila Densa, reflorestamentos e
302 restingas na região de Pontal do Paraná estimativas apontaram um estoque total de carbono
303 de 4 milhões de toneladas, correspondendo a US\$ 23 milhões numa área de 20.216 ha
304 (Garcia et al., 2015). Bacias hidrográficas (603.600 ha) no Paraná dominadas por Florestas
305 Ombrófilas Densa, Mista e reflorestamentos representaram 43,2 milhões de toneladas de

306 carbono correspondendo a US\$ 280,8 milhões (Garcia 2012). Em relação aos tipos de uso e
307 cobertura do Mosaico Lagamar, a Floresta Ombrófila Densa apresentou maiores médias de
308 carbono (283,60 MgC.ha⁻¹) e valores econômicos (US\$6.140 ha⁻¹) comparado a outros usos
309 como agricultura (81,79 MgC.ha⁻¹, US\$1.771.ha⁻¹) e pastagem (34,14 MgC.ha⁻¹,
310 US\$740.ha⁻¹). Isso demonstra uma perda de cerca US\$3.629.ha⁻¹ só para o serviço de
311 estoque de carbono ao se converter áreas florestais em agricultura e pastagem. Já
312 comparando florestas estacionais e pastagens em São Paulo, essa diferença entre os usos foi
313 ainda maior, pois o estoque de carbono nessas florestas renderam US\$6.569.ha⁻¹.ano⁻¹ e
314 reflorestamentos US\$1.453.ha⁻¹.ano⁻¹ enquanto que as pastagens apresentaram valor zero no
315 estoque de carbono (Ditt, 2008). Outras estimativas de perdas em relação ao estoque de
316 carbono pela conversão de áreas também foram encontradas em florestas tropicais no
317 Camarões, e mostraram que a manutenção dessas florestas contribui com US\$2.225.ha⁻¹
318 contra US\$664. ha⁻¹ da agricultura (Yaron 2001).

319 No geral, as áreas no Mosaico localizadas em unidades de conservação e fora delas
320 apresentaram diferenças nas quantidades e no valor dos serviços de provisão e de
321 regulação. O estoque e o sequestro de carbono foram maiores que o serviço de provisão
322 dentro e fora das unidades e esse padrão se manteve ao se analisar também o nível
323 municipal. Anualmente, o sequestro de carbono apresenta um rendimento de mais de mil
324 vezes maiores que os serviços de provisão. Estes resultados demonstram o potencial dessa
325 região em fornecer e também receber por esse tipo de serviço de regulação, contribuindo,
326 assim, com a economia local. Importante destacar que os municípios do Paraná e São Paulo
327 recebem ICMS ecológico³, que foi o primeiro instrumento econômico a pagar pelos
328 serviços ambientais no Brasil e que provem do repasse de recursos financeiros gerados da
329 arrecadação tributária aos municípios que abrigam unidades de conservação em seus
330 territórios (<http://www.icmsecologico.org.br>). Portanto, além do ICMS ecológico que já
331 existe, a região poderia se beneficiar com projetos de pagamentos por serviços ambientais
332 (PSA). Como o estoque e o sequestro de carbono são serviços indispensáveis às sociedades
333 locais e globais, pois estão diretamente relacionadas às mudanças climáticas (IPCC, 2006),

³ Os municípios recebem 25% da arrecadação estadual decorrente do Imposto sobre operações relativas à Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) e os critérios de repasse desses recursos são definidos pelo Estado. Um desses critérios é o ICMS-Ecológico que é a denominação de qualquer critério ambiental (ou conjunto de critérios) utilizado para calcular o percentual do ICMS que será destinado aos municípios de um estado em função da questão ambiental (Loureiro, 2002).

334 políticas que priorizem a adoção de programas de pagamentos por este tipo de serviço via
335 mercado de créditos de carbono são essenciais (Pfaff et al., 2000; Kirby e Potvin, 2007;
336 May, 2011). Na Floresta Atlântica existem somente 33 projetos de pagamentos por serviços
337 ambientais (PSA) de carbono, por meio da conservação e restauração florestal. Um
338 exemplo dessas iniciativas na região de estudo é o que está sendo realizado pela
339 organização não governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS), em
340 uma área de 19.000 ha, na APA de Guaraqueçaba (Guedes e Seehusen, 2011). Este número
341 de projetos de PSA de carbono poderia ser intensificado, visto o potencial da região como
342 sumidouro de carbono. Esses resultados também podem contribuir para o apoio financeiro
343 as unidades de conservação por instrumentos econômicos internacionais como o REDD+
344 que tem por objetivo reduzir as emissões de gases do efeito estufa provenientes do
345 desmatamento e da degradação florestal por meio da conservação e do aumento dos
346 estoques de carbono florestal e do manejo sustentável de florestas (MMA, 2016). Em
347 dezembro de 2015 o Brasil estabeleceu uma estratégia nacional para o REDD+ (Portaria
348 MMA nº 370, de 2 de dezembro de 2015) com metas na redução das emissões de gases do
349 efeito estufa até 2020. Sendo assim, a criação e o fortalecimento de unidades de
350 conservação como o Mosaico Lagamar que armazena 227 milhões de toneladas de carbono
351 pode ajudar o Brasil a cumprir essas metas visto que são instrumentos essenciais para
352 reduzir desmatamentos e a degradação florestal.

353 O estoque de carbono com 103.650.566 de toneladas foi maior em unidades de
354 conservação de uso sustentável do que em unidades de proteção integral com cerca de
355 44.551.442. Resultados semelhantes foram encontrados por Medeiros e Young (2011), ao
356 analisar todas as unidades de conservação (uso sustentável e de proteção integral) da
357 Floresta Atlântica. Eles demonstraram que o estoque de carbono em unidades de
358 conservação de uso sustentável era de 238.582.400 toneladas contra 136.258.560 toneladas
359 em unidades de proteção integral. Essas diferenças podem ser explicadas pelo tamanho
360 médio destas diferentes categorias, onde as áreas de conservação de uso sustentável são
361 maiores que as de proteção integral, estocando, portanto, mais carbono. Apesar das
362 diferenças entre os tipos de unidades de conservação, juntas elas impediram a emissão de
363 cerca de 148 milhões de toneladas de carbono e um rendimento potencial de US\$ 3 bilhões
364 na região do Lagamar. Resultados como esse demonstram como as áreas protegidas

365 contribuem para a economia nacional e que serviços ecossistêmicos como um todo geram
366 contribuições econômicas que superam significativamente o montante que tem sido
367 destinado pelas administrações públicas à manutenção do Sistema Nacional de Unidades de
368 Conservação da Natureza (SNUC) (Medeiros e Young 2011).

369 Os resultados desse estudo destacam a importância do Mosaico Lagamar e de suas
370 unidades de conservação para a sociedade em geral, pois demonstra que mesmo em
371 unidades de conservação há uma geração de US\$ 104 milhões em serviços de provisão,
372 porém muito menores em magnitude ao rendimento de outro serviço, como o de estoque de
373 carbono (US\$ 5 bilhões). Isso ressalta o prejuízo decorrente da conversão de uma área
374 florestal em uma zona agrícola podendo causar perdas econômicas de serviços
375 ecossistêmicos em US\$ 4.3–20.2 trilhões ao ano ao nível global (Costanza et al., 2014). No
376 caso da Floresta Atlântica em que a conversão de áreas naturais em áreas urbanas, agrícolas
377 e de pecuária pode causar a perda de diversos serviços ecossistêmicos, inclusive outros não
378 avaliados aqui (p. ex. purificação da água, controle de erosão, biodiversidade, polinização
379 e serviços culturais), a criação e manutenção de unidades de conservação têm um papel
380 importante em barrar este processo. Os resultados desse estudo podem contribuir com o
381 fortalecimento do Mosaico Lagamar como unidade de gestão ambiental, direcionando
382 decisões sobre o uso e proteção dos ecossistemas e a formulação de políticas ambientais e
383 de pagamentos por serviços ambientais. Ações como esta devem minimizar a pressão que
384 as unidades de conservação vêm sofrendo com processos de degradação, redução, extinção
385 e reclassificação das mesmas (Bernard et al., 2014).

386

387 **Agradecimentos**

388 Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)
389 pela bolsa a CYS, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico Tecnológico
390 (CNPq, 304650/2012-9) pelos subsídios fornecidos a MCMM e à Fundação Grupo
391 Boticário de Proteção a Natureza pelo financiamento da pesquisa.

392

393 **Referências**

394

- 395 Bernard, E., Penna, L.A.O., Araújo, E., 2014. Downgrading, Downsizing, Degazettement
396 and Reclassification of Protected Areas in Brazil. *Conserv. Biol.* 00, 1-12.
- 397 Boithias, L., et al., 2016. Analysis of the uncertainty in the monetary valuation of
398 ecosystem services — A case study at the river basin scale. *Sci. Total Environ.* 543,
399 683–690.
- 400 Camphora, A.L.L., May, P.H., 2006. A valoração ambiental como ferramenta de gestão de
401 unidades de conservação: há convergência de valores para o bioma Mata Atlântica?
402 *Megadiversidade* 2, 23–38..
- 403 Clarke, S.J. et al., 2015. Valuing the ecosystem service changes from catchment restoration:
404 A practical example from upland England. *Ecosystem Services* 15, 93–102
- 405 Costanza, R. et al., 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital.
406 *Nature* 387, 253-260.
- 407 Costanza, R. et al., 2014. Changes in the global value of ecosystem services *Global*
408 *Environ. Chang.* 26, 152–158.
- 409 Daily, G.C., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.* Island
410 Press, Washington, D.C., USA.
- 411 Daily, G.C., Matson, P.A., 2008. Ecosystem services: From theory to implementation.
412 *Proc. Nat. Acad. Sci.* 28, 9455–9456.
- 413 de Groot, R.S., et al., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in
414 biodiversity and ecosystem service valuation. In: Kumar, P. (Ed.), *The economics of*
415 *ecosystems and biodiversity (TEEB): ecological and economic foundations.*
416 Earthscan, London.
- 417 de Groot, R.S., et al., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services
418 in monetary units. *Ecosystem Services*, 1, 50-61.
- 419 de Groot, R.S., Wilson, M.A. Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification,
420 description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econom.*
421 41, 393-408.
- 422 Ditt, E.H., 2008. (Thesis of Doctor of Philosophy) *Integration of ecosystem services and*
423 *policy to manage forest and water resources around the Atibainha Reservoir in Brazil.*
424 University of London.

- 425 Ecosystem Marketplace, 2013. Maneuvering the Mosaic State of the Voluntary Carbon
426 Markets :2013. Forest Trends, Washington, DC. Disponível em: <[http://www.forest](http://www.forest-trends.org/vcm2013.php)
427 [trends.org/vcm2013.php](http://www.forest-trends.org/vcm2013.php)>. Acesso em: 15/05/2015.
- 428 Felardo, J., Lippitt, C.D., 2016. Spatial forest valuation: The role of location in determining
429 attitudes toward payment for ecosystem services policies. *For. Policy Econ.* 62, 158–
430 167.
- 431 Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for
432 decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653.
- 433 Garcia, J.R., (Tese de doutorado) 2012. Valoração, cobrança pelo uso da água e a gestão
434 das bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira: uma abordagem
435 econômico-ecológica. Universidade Estadual de Campinas.
- 436 Garcia, J.R., Andrade, S., 2015. Valoração dos recursos naturais em Pontal do Paraná.
437 Observatório de Conservação Costeira do Paraná (no prelo).
- 438 Gascoigne, W.R.D., et al., 2011. Valuing ecosystem and economic services across land-use
439 scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. *Ecol. Econom.* 70,
440 1715-1725.
- 441 Gaston, K.J., et al., 2008. The ecological performance of protected areas. *Annu. Rev. Ecol.*
442 *Evol. Syst.* 39, 93–113.
- 443 Ghaley, B.B., Vesterdal, L., Porter, J.R., 2014. Quantification and valuation of ecosystem
444 services in diverse production systems for informed decision-making. *Environ.*
445 *Sci. Policy.* 39, 139-149.
- 446 Guedes, F.B., Seehusen, S.E., 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata
447 Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA.
- 448 Gurgel, H.C., Hargrave, J., França, F. et al., 2009 Unidades de conservação e o falso dilema
449 entre conservação e desenvolvimento. *Boletim regional, urbano e ambiental* 3, 109–
450 119.
- 451 Hanley, N., Barbier, E.B., 2009. Pricing nature - cost-benefit analysis and environmental
452 policy. Edward Elgar, Cheltenham.
- 453 IBGE, 2015. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sidra – Sistema IBGE de
454 Recuperação Automática. Disponível em: <<http://goo.gl/GI4df0>>. Acesso em:
455 11/05/2015.

- 456 IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National
457 Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and other land use. Japan: Institute
458 for Global Environmental Strategies (IGES) v.4.
- 459 IPEADATA, 2015. Base de dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.
460 Disponível em: <<http://goo.gl/hFVNxK>>. Acesso em: 11/12/2015.
- 461 Kirby, K.R., Potvin, C., 2007. Variation in carbon storage among tree species: implications
462 for the management of a small-scale carbon sink project. *For. Ecol. Manag.* 246 (2–
463 3), 208–221
- 464 Young, C.E.F., 2004. Desenvolvimento e meio ambiente: uma falsa incompatibilidade.
465 *Ciência Hoje* 36 (211), 30-34.
- 466 Yaron, G., 2001. 'Forest, plantation crops or small-scale agricultura? An economic analysis
467 of alternative land use options in the Mount Cameroon area'. *J. Environ. Plann. Man.*
468 44(1), 85.
- 469 Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A., 2010. Valuing ecosystem services. *Ann. N. Y.*
470 *Acad. Sci.* 1185, 54–78
- 471 Loureiro, W., 2002. (Tese de Doutorado), Contribuição do ICMS- Ecológico à conservação
472 da biodiversidade no estado do Paraná. Universidade Federal do Paraná.
- 473 May, P., 2011. Iniciativas de PSA de carbono florestal na Mata Atlântica. In: Guedes, F.B.,
474 Seehusen, S.E. (eds.). *Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições*
475 *aprendidas e desafios*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- 476 May, P.H., Veiga Neto, F.C., Pozo, O.V.C., 2000. *Valoração Econômica da*
477 *Biodiversidade. Estudos de Caso no Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- 478 MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment. *Relatório-Síntese da Avaliação*
479 *Ecológica do Milênio*. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org>>.
480 Acesso em: 11/12/2015.
- 481 Medeiros, R., Young, C.E.F., 2011. Contribuição das unidades de conservação brasileiras
482 para a economia nacional. *Sumário Executivo*. Brasília: UNEP-WCMC.
- 483 Milkhailova, I., Barbosa, F.A.R., 2002. Estimativa preliminar do valor de recursos
484 ambientais do Parque Estadual do Rio Doce (MG): uma aplicação dos métodos
485 “Disposição a Pagar”. Disponível em: <<http://www.cemac-ufla.com.br>>. Acesso em:
486 07/12/2015.

- 487 MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2015. Cadastro Nacional de Unidades de
488 Conservação. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs)
489 [nacional-de-ucs](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs)>. Acesso em: 11/12/2015.
- 490 MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2015a. Mosaico de unidades de conservação.
491 Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/acoes-e-](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/acoes-e-iniciativas/gestao-territorial-para-a-conservacao/mosaicos)
492 [iniciativas/gestao-territorial-para-a-conservacao/mosaicos](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/acoes-e-iniciativas/gestao-territorial-para-a-conservacao/mosaicos)>. Acesso em: 11/12/2015.
- 493 MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2016. ENREDD+: estratégia nacional para redução das
494 emissões provenientes do desmatamento e da degradação florestal, conservação dos estoques
495 de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono
496 florestal / Brasil. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Departamento
497 de Políticas de Combate ao Desmatamento. Brasília, 48 p.
- 498 Patterson, M.G., 2002. Ecological production based pricing of biosphere processes. *Ecol.*
499 *Econom.* 41, 457–478.
- 500 Pfaff, A.S.P., et al., 2000. The Kyoto protocol and payments for tropical forest: An
501 interdisciplinary method for estimating carbon-offset supply and increasing the
502 feasibility of a carbon market under the CDM. *Ecol. Econom.* 35, 203–221.
- 503 PROBIO, 2004. Levantamento da cobertura vegetal nativa do Bioma Mata Atlântica.
504 Disponível em: [http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm/?/](http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/)
505 Acesso: 10/05/2015.
- 506 Ribeiro, M.C., et al., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the
507 remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142,
508 1141-1153.
- 509 Santos, J.E., et al., 2001. The value of the Ecological Station of Jatai's ecosystem services
510 and natural capital. *R. Bras. Biol.* 61, 171–190.
- 511 Sharp, R., et al., 2015. InVEST User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford
512 University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife
513 Fund.
- 514 Shimamoto, C.Y., Botosso, P.C., Marques, M.C.M. 2014 How much carbon is sequestered
515 during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian
516 Atlantic forest. *Forest Ecol. Manag.* 329:1-9.
- 517 Silva, M., 2005. O programa brasileiro de unidades de conservação. *Megadiversidade*, 1,
518 22-26.

- 519 SOSMA., 2015. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2013-2014.
520 Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/> Acesso: 15/12/2015.
- 521 SPVS, 2011. Base cartográfica para o Mosaico de áreas protegidas do Lagamar. Relatório
522 Complementar. Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental -
523 SPVS.
- 524 Tallis, H., et al., 2008. An ecosystem services framework to support both practical
525 conservation and economic development. Proc. Nat. Acad. Sci. 105, 9457-9464.
- 526 TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic
527 Foundations, 2010. Chapter 5: The economics of valuing ecosystem services and
528 biodiversity by Unai Pascual, Roldan Muradian. Earthscan, London and Washington.
- 529 Van der Ploeg, S., de Groot, R.S., 2010. The TEEB Valuation Database – a searchable
530 database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services. Foundation for
531 Sustainable Development, Wageningen, the Netherlands.
- 532 Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação
533 brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE/PROJETO
534 RADAMBRASIL.
- 535 Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. Ecol.
536 Econom. 117, 234-243.
- 537 Xie, G., et al., 2010. Forest ecosystem services and their values in Beijing. Chinese Geogr.
538 Sci. 20 (1), 051-058.
- 539
- 540
- 541

Tabela 1. Estoque de carbono (acima do solo, abaixo do solo, carbono orgânico do solo e matéria orgânica morta) médio e valor econômico, por classe de uso e cobertura do solo, no Mosaico Lagamar. ¹Reflorestamento (Vegetação secundária inicial); ²Agropasto (Integração Lavoura-Pecuária).

| Classe | Área (ha) | Estoque de carbono | | Valor (US\$. ha ⁻¹) |
|------------------------------|-----------|------------------------------|---|---------------------------------|
| | | médio (Mg.ha ⁻¹) | CO _{2(eq)} (Mg.ha ⁻¹) | |
| Floresta Ombrófila Densa | 916.813 | 283,60 | 1.040,81 | 6.140,79 |
| Floresta Ombrófila Mista | 780 | 177,78 | 652,44 | 3.849,42 |
| Restinga | 32.756 | 111,11 | 407,78 | 2.405,89 |
| Reflorestamento ¹ | 1.981 | 100 | 367 | 2.165,30 |
| Agricultura | 26.012 | 81,79 | 300,17 | 1.771,00 |
| Agropasto ² | 6.141 | 57,98 | 212,77 | 1.255,33 |
| Pastagem | 1.540 | 34,18 | 125,44 | 740,10 |
| Urbano | 7.516 | 0 | 0 | 0 |

Fig. 1. Localização do Mosaico Lagamar, no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, e os remanescentes florestais da Floresta Atlântica. (Fonte: SOSMA, 2015 e SPVS, 2011).

Fig. 2. Valor econômico dos serviços de provisão (a) e de regulação (estoque de carbono) (b) dentro e fora de unidades de conservação no Mosaico Lagamar.

Fig. 3. Valor econômico, por município, dos serviços de provisão (a) e de regulação estoque de carbono (b) dentro e fora de unidades de conservação no Mosaico Lagamar.

Fig. 1.

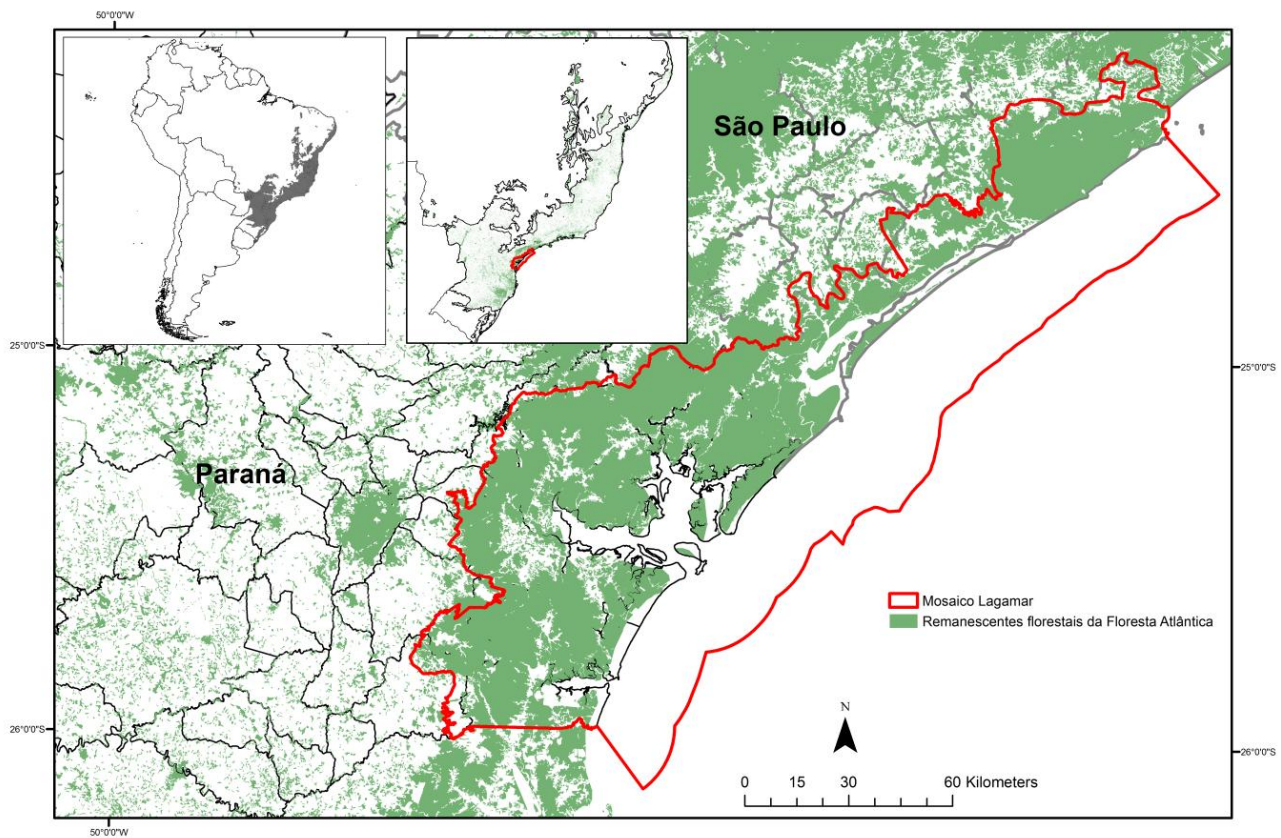


Fig.2.

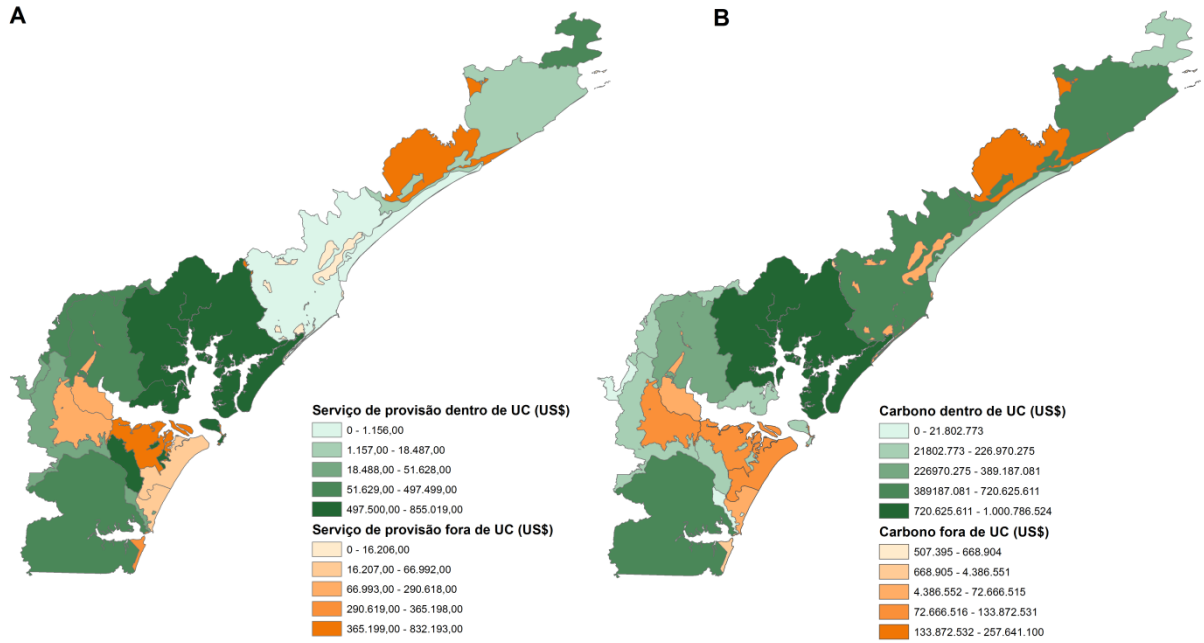
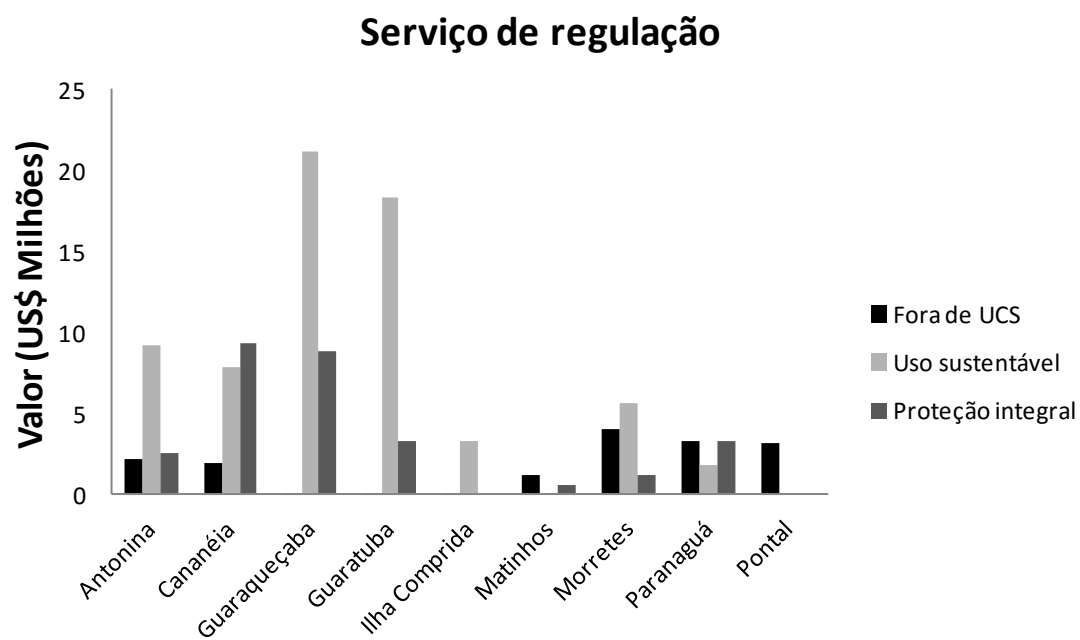
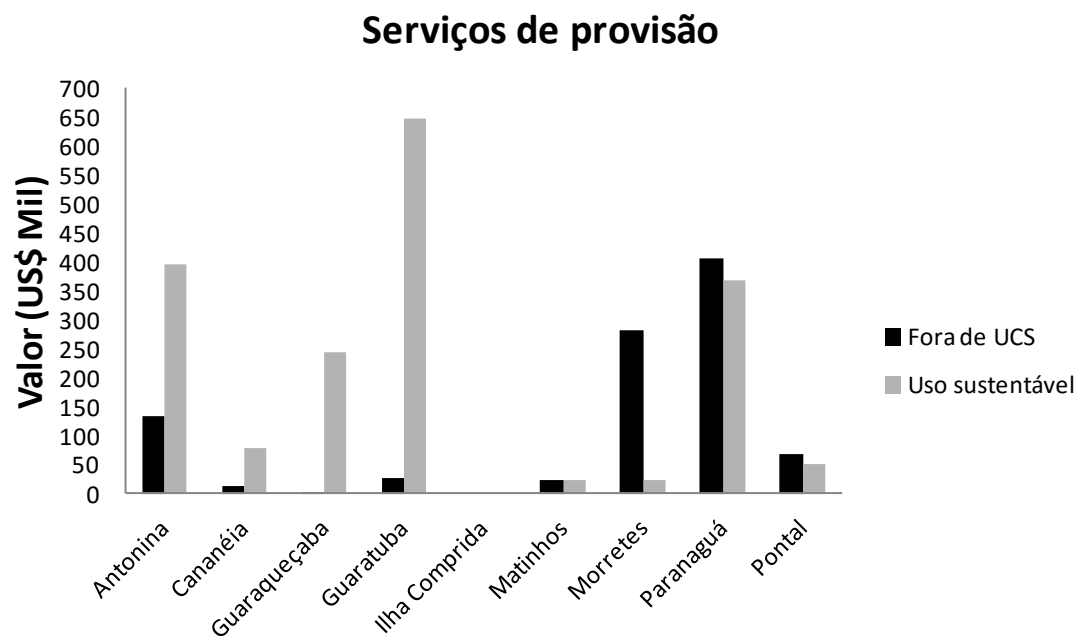


Fig.3.



ANEXO

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Valores médios de estoque de carbono ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), em cada nível, nas diferentes classes de uso e cobertura do solo, no Mosaico Lagamar. (n) número de citações utilizadas para o cálculo médio; (ref) referências bibliográficas utilizadas nas estimativas, de acordo com a Tabela S2. Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Ombrófila Mista (FOM).

| Classe de uso e cobertura | C_acima | n | ref | C_abaixo | n | ref | C_solo | n | ref | C_morta | n | ref |
|---------------------------|---------|---|-----------------------|----------|---|-------------|--------|----|------------|---------|---|-------------------|
| FOD | 133.6 | 8 | 2,7,8,14,20,22,36,37 | 94.33 | 4 | 7,14,36,37 | 48.28 | 3 | 13,19 | 7.39 | 4 | 7,14,36,37 |
| FOM | 87.76 | 8 | 3,5,23,35,38,39,40,41 | 19.83 | 3 | 9,39,40 | 65.7 | 2 | 6,21 | 3.38 | 6 | 10,17,31,35,39,40 |
| Reflorestamento | 44.7 | 3 | 14,32,36 | 8.2 | 4 | 14,26,36,32 | 43.45 | 11 | 4,14,19,32 | 2.08 | 5 | 14,11,36 |
| Agricultura | 18.08 | 4 | 28,33 | 3.88 | 3 | 33 | 57.08 | 5 | 21,34 | 2.46 | 3 | 6,12 |
| Pastagem | 1.34 | 7 | 12,30,36,42 | 1.47 | 2 | 12 | 30.19 | 8 | 4,13,14,19 | 1.18 | 5 | 12,17,25,42 |
| Restinga | 84.49 | 3 | 18,2,36 | 12.82 | 2 | 36,26 | 9.67 | 5 | 1 | 2.4 | 4 | 15,24,29,36 |
| Agropasto* | 9.71 | - | - | 2.675 | - | - | 43.635 | - | - | 1.82 | - | - |
| Urbano | 0 | | | 0 | | | 0 | | | 0 | | |

*Para agropasto foram utilizados valores médios de carbono na agricultura e pastagem

Tabela S2. Lista de referências bibliográficas utilizadas para a estimativa do estoque médio de carbono citadas na Tabela S1.

| Número | Referência |
|---------------|--|
| 1 | Almeida, D.Q.A., (Dissertação de Mestrado) 2012. Ciclagem de carbono e nitrogênio no solo sob restinga do estado de São Paulo.. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" |
| 2 | Alves, L.F., et al., 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). <i>Forest Ecol. Manage.</i> 260, 679–691. |
| 3 | Amaral, L.P., et al., 2010. Análise da distribuição espacial de biomassa e carbono arbóreo acima do solo em Floresta Ombrófila Mista. <i>Ambiência</i> , 6, 103-114. |
| 4 | Balieiro, F.C., et al., 2008. Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with Eucalyptus and Guachapele. <i>R. Bras. Ci. Solo</i> , 32, 1253-1260. |
| 5 | Barreto, T.G., et al., 2014. Dinâmica da biomassa e do carbono em fragmento urbano de floresta ombrófila mista. <i>Enciclopédia Biosfera</i> , 10 (18), 1300-1315. |
| 6 | Bini, D., et al., 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. <i>Eur. J. Soil Biol.</i> 55, 117-123. |
| 7 | Borgo, M., (Tese de Doutorado) 2010. A Floresta Atlântica do litoral norte do Paraná, Brasil: aspectos florísticos, estruturais e estoque de biomassa ao longo do processo sucessional. Universidade Federal do Paraná. |
| 8 | Britez, R.M., et al., 2006. Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamento de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do sul do Brasil. Colombo, Embrapa Florestas. |
| 9 | Caldeira, M.V.W., (Tese de Doutorado) 2003. Determinação de biomassa e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, Paraná. Universidade Federal do Paraná. |
| 10 | Caldeira, M.V.W., et al., 2007. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. <i>Rev. Acad.</i> 5(2), 101-116. |
| 11 | Caldeira, M.V.W., et al., 2008. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. <i>Semina</i> , 29(1), 53-68. |
| 12 | Costa, L.G.S., et al., 2012. Biomass in different types of land use in the Brazil's 'arc of deforestation'. <i>Forest Ecol. Manage.</i> 278, 101–109. |
| 13 | Costa, O.V., et al., 2009. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no Sul da Bahia. <i>R. Bras. Ci. Solo</i> , 33:1137-1145. |
| 14 | Damasceno de Azevedo, A., (Dissertação de Mestrado) 2012. Estoque de carbono em áreas de recuperação da Mata Atlântica com diferentes idades na Bacia do Rio Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. |
| 15 | Dias, A.T.C., et al., 2006. Aboveground biomass stock of native woodland on a Brazilian sandy coastal plain: Estimates based on the dominant tree species. <i>Forest Ecol. Manage.</i> 226, 364–367. |

| | |
|----|---|
| 16 | Figueiredo Filho, A., et al., 2003. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Estado do Paraná. <i>Ciência Florestal</i> , 13(1), 11-18 |
| 17 | Goulart, A. C.O., Monteiro, J. M. G. 2012. Estoque carbono na biomassa acima do solo de pastagens e serapilheira em São José de Ubá, estado do Rio de Janeiro. In: <i>Anais do Congresso Florestal Paranaense</i> . |
| 18 | Hawes, J.E., et al., 2012. Landscape-scale variation in structure and biomass of Amazonian seasonally flooded and unflooded forests. <i>Forest Ecol. Manage.</i> 281, 163–176. |
| 19 | Lima, A.M.N., et al., 2011. Modeling changes in organic carbon stocks for distinct soils in Southeastern Brazil after four eucalyptus rotations using the century model. <i>R. Bras. Ci. Solo</i> , 35, 833-847. |
| 20 | Lindner, A. 2010. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest—The role of big trees. <i>Ecol Eng.</i> 36 (12), 1769-1773. |
| 21 | Machado, P.L.O.A., Silva, C.A., 2001. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. <i>Nutr. Cycl. Agroecosys</i> 61, 119–130. |
| 22 | Medeiros, M.C.M.P., Aidar, M.P.M., 2011. Structural variation and content of aboveground living biomass in an area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. <i>Hoehnea</i> 38(3), 413-428. |
| 23 | Mognon, F., et al., 2013. Uma década de dinâmica da fixação de carbono na biomassa arbórea em Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná. <i>Floresta</i> , 43, 153-164. |
| 24 | Moraes, R.M., Delitti, W.B.C., Struffaldi-Vuono, Y., 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. <i>Braz. J. Bot.</i> 22, 9–16. |
| 25 | Müller, M.D., et al., 2007. Estimativa do acúmulo de biomassa e carbono por sistema silvipastoril implantado em área montanhosa na Zona da Mata Mineira – Juiz de Fora. <i>Embrapa Gado de Leite, Boletim de Pesquisa</i> , 23, 23p. |
| 26 | Nogueira, E.M., et al., 2015. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. <i>Glob. Change Biol.</i> 21, 1271-1292. |
| 27 | Nogueira, M.O.G., (Dissertação de Mestrado) 2013. Estoque de carbono na biomassa radicular e no solo em ecossistema florestal em processo de recuperação. Universidade Federal de Lavras. |
| 28 | Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 4, 2006. Disponível em: http:// www.ipcc.ch/meetings/session25 . Acesso em: 23/05/2015 |
| 29 | Pires, L.A., et al., 2006. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. <i>Acta Bot. Bras.</i> , 20, 173–184. |
| 30 | Ribeiro, S.C., (Dissertação de Mestrado) 2007. Quantificação do estoque de biomassa e análise econômica da implementação de projetos visando a geração de créditos de carbono em pastagem, capoeira e floresta primária. |

| | |
|----|---|
| | Universidade Federal de Viçosa. |
| 31 | Sanquetta, C.R. et al., 2014. Biomass and carbon in non-woody vegetation, dead wood and litter in Iguazu National Park. <i>Floresta</i> , 44(2), 185-194. |
| 32 | Sattler, D., et al., 2014. Influence of soil and topography on aboveground biomass accumulation and carbon stocks of afforested pastures in South East Brazil. <i>Ecol. Eng.</i> 73, 126–131. |
| 33 | Silva-Olaya, A.M., (Tese de doutorado) 2014. Soil organic carbon dynamics in sugarcane in south-central Brazil. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". |
| 34 | Sisti, C.P.J., 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. <i>Soil Till Res.</i> 76, 39–58. |
| 35 | Socher, L.G., Roderjan, C.V., Galvão, F., 2008. Biomassa aérea de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no município de Araucária (PR). <i>Floresta</i> 38(2), 245-252. |
| 36 | Tiepolo, G.M., Calmon, M., Ferretti, A.R., 2002. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring, 2002, Taipei, Taiwan. Anais, Taipei, Taiwan Forestry Research Institute, Taipei, pp. 98–115. |
| 37 | Vieira, S.M., et al., 2011. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. <i>Ecol Evol.</i> 1(3), 421–434. |
| 38 | Watzlawick, L.F., 2004. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: Sanquetta, C.R., Balbinot, R., Ziliotto, M.A.B., Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas. Curitiba: AM Impressos, p.95 - 109. |
| 39 | Watzlawick, L.F., et al., 2002. Fixação de carbono em floresta ombrófila mista em diferentes estágios de regeneração. In: Sanquetta, C.R., Watzlawick, L.F., Balbinot, R., Ziliotto, M.A.B., Gomes, F.S., As florestas e o carbono. Curitiba, p.153-173. |
| 40 | Watzlawick, L.F. et al. 2012. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. <i>Scientia Forestalis</i> , 40 (95), 353-362. |
| 41 | Weber, K.S., Sanquetta, C.R., Eisefeld, R.L., 2005. Variação volumétrica e distribuição espacial do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista. <i>Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais</i> , 3(2), 77- 85. |
| 42 | Zanchi, F.B., et al., 2009. Estimativa do Índice de Área Foliar (IAF) e Biomassa em pastagem no estado de Rondônia, Brasil. <i>Acta Amazonica</i> 39(2), 335 - 348. |

Tabela S3. Estoque de carbono médio (\pm DP) e total, por unidade de conservação (UC) de uso sustentável no Mosaico Lagamar.

| UC | Carbono (MgC. ha ⁻¹) | Total |
|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|
| AEIT do Marumbi | 272 \pm 46,16 | 14.719.012 |
| APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe | 273,37 \pm 42,48 | 42.436.731 |
| APA de Guaraqueçaba | 266,92 \pm 51,96 | 42.091.071 |
| APA Estadual de Guaratuba | 265,33 \pm 56,11 | 42.523.528 |
| APA Ilha Comprida | 219,87 \pm 93,55 | 3.926.819 |
| ARIE Guará | 108,73 \pm 5,81 | 15.729 |
| ARIE Ilha Ameixal | 109 \pm 85,79 | 9.777 |
| FE do Palmito | 267,42 \pm 50,98 | 141.361 |
| RDS da Barra do Una | 140 \pm 66,5 | 53.914 |
| RDS do Despraiado | 281,37 \pm 18 | 1.114.732 |
| RDS Itapanhapima | 212,41 \pm 85,27 | 199.608 |
| RESEX Ilha do Tumba | 194,79 \pm 86,78 | 189.881 |
| RESEX Mandira | 154,25 \pm 76,15 | 122.470 |
| RESEX Taquari | 152,64 \pm 75,07 | 202.440 |
| RPPN Aguas Belas | 277,22 \pm 33,62 | 162.191 |
| RPPN Cachoeira | 245,23 \pm 78,63 | 1.046.077 |
| RPPN Itaqui | 261,22 \pm 60,44 | 1.187.748 |
| RPPN Morro da Mina | 282,63 \pm 8,27 | 378.889 |
| RPPN Salto do Morato | 283 | 251.269 |
| RPPN Santa Maria | 253,92 \pm 70,80 | 108.748 |
| RPPN Sebuí | 275,48 \pm 35,34 | 126.722 |
| RPPN Serra do Itatins | 283 | 21.270 |
| RPPN Vo Borges | 283 | 3.686 |
| Total | 233 \pm 49 | 151.033.684 |

Tabela S4. Estoque de carbono médio e total (\pm DP) por unidade de conservação (UC) de proteção integral no Mosaico Lagamar.

| UC | Carbono (MgC. ha ⁻¹) | Total |
|-----------------------------|--------------------------------------|-------------------|
| EE Chauás | 281,88 \pm 14,96 | 747.296 |
| EE de Guaraqueçaba | 156,75 \pm 77,74 | 475.287 |
| EE do Guaraguaçu | 273 \pm 40,42 | 315.384 |
| EE Ilha do Mel | 283 | 590.455 |
| EE Juréia-Itatins | 275,95 \pm 35,07 | 6.652.950 |
| PE Campina do Encantado | 282,90 \pm 4,36 | 885.966 |
| PE da Graciosa | 280,81 \pm 20,53 | 323.891 |
| PE da Ilha do Mel | 279,08 \pm 25,83 | 85.006 |
| PE da Serra da Baitaca | 275,75 \pm 37,92 | 833.954 |
| PE do Boguaçu | 247,99 \pm 72,44 | 1.444.179 |
| PE do Itinguçu | 282,97 \pm 2,26 | 1.369.749 |
| PE do Pau Oco | 283 | 250.418 |
| PE do Prelado | 283 | 517.286 |
| PE Florestal do Rio da Onça | 280,84 \pm 24,58 | 33.181 |
| PE Ilha do Cardoso | 271,62 \pm 43,60 | 3.004.575 |
| PE Lagamar Cananéia | 281,44 \pm 16,48 | 11.439.722 |
| PE Pico do Marumbi | 283 | 707.298 |
| PE Pico Paraná | 266,88 \pm 55,78 | 1.152.677 |
| PE Ribas Lange | 283 | 790.393 |
| PN do Superaqui | 259,90 \pm 59,42 | 7.993.326 |
| PN Saint Hilaire-Lang | 282,25 \pm 12,74 | 6.921.285 |
| REBIO Bom Jesus | 281,14 \pm 18,68 | 9.704.548 |
| Total | 271,64 \pm 25,58 | 56.238.837 |

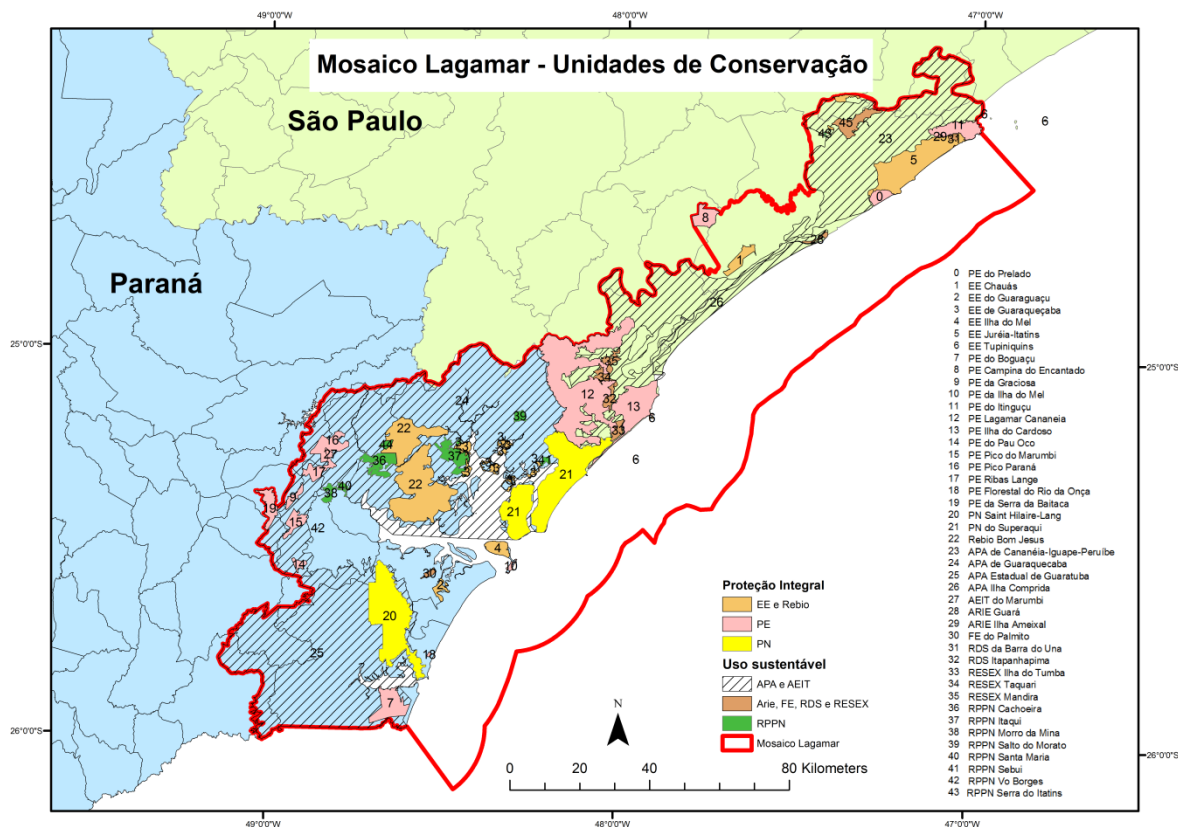


Figura S1: Unidades de conservação analisadas no Mosaico Lagamar. Siglas: Estação Ecológica (EE), Área de Proteção Ambiental (APA), Parque Estadual (PE), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Reserva Extrativista (RESEX), Reserva Biológica (REBIO), Parque Nacional (PN), Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Floresta Estadual (FE), Área de Especial Interesse Turístico (AEIT). Fonte: MMA (<http://www.mma.gov.br>) e SPVS, 2011.

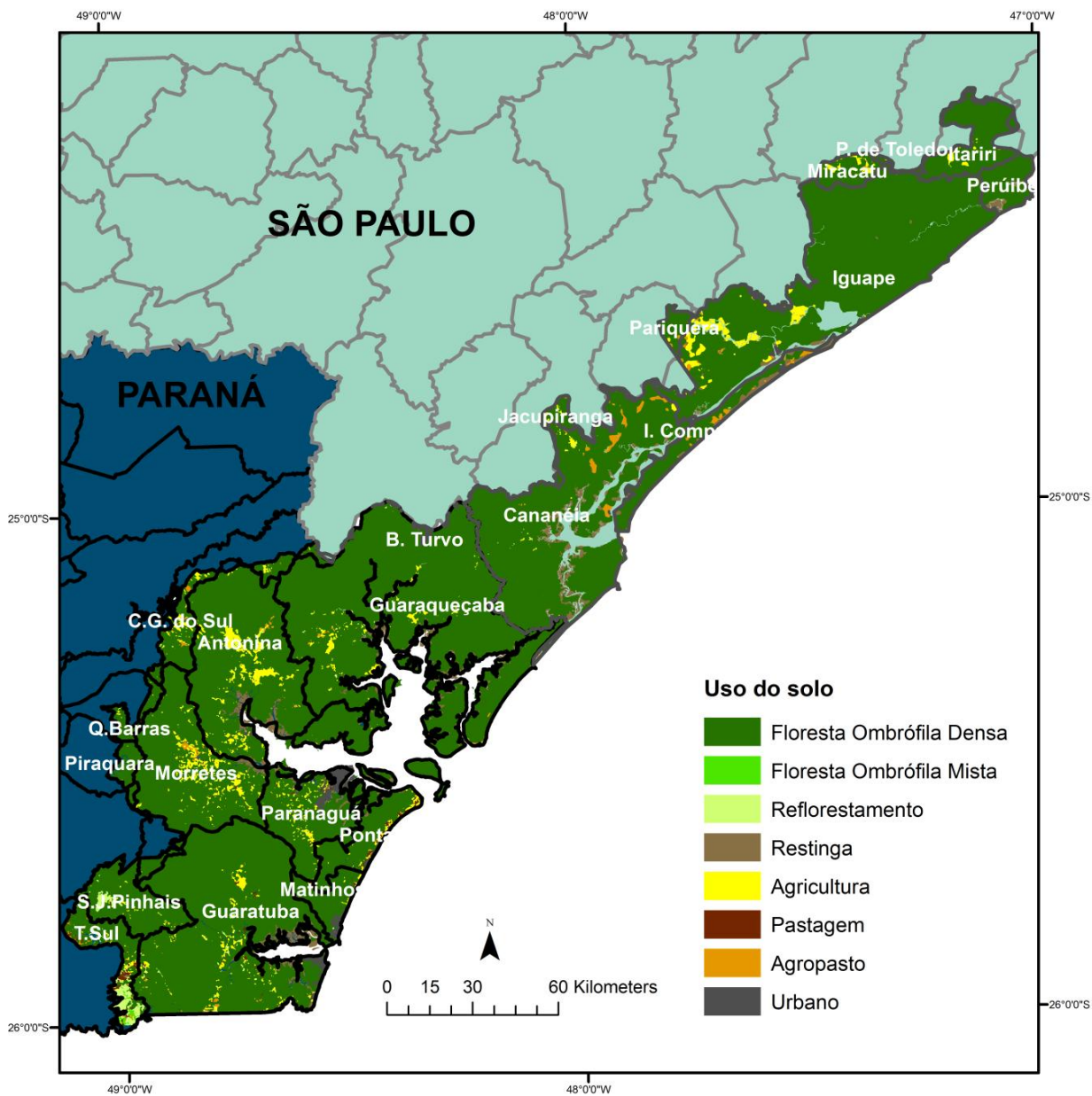


Figura S2: Mapa de uso e cobertura do solo nos municípios do Mosaico Lagamar. Fonte: PROBIO, 2004.

CONCLUSÕES

A Floresta Atlântica, assim como as demais florestas tropicais, é um ecossistema rico em biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Apesar das constantes ameaças devido às expansões agrícola e pecuária, ações de restauração estão contribuindo com o aumento na provisão de serviços e biodiversidade em relação às áreas degradadas. A recuperação dos SE é influenciada pela escolha das estratégias de restauração, onde estratégias simples e baratas como a regeneração natural apresentam, em geral, os melhores resultados, enquanto reflorestamentos com espécies exóticas, os piores. A estratégia de restauração utilizando sistemas agroflorestais apresenta bons resultados na recuperação dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade, podendo ser esta uma alternativa na gestão dos ecossistemas, onde é possível equilibrar a produtividade agrícola com a proteção ambiental e melhorar os meios de subsistência a pequenos agricultores rurais. Portanto, enquanto políticas de redução de desmatamento da Floresta Tropical ainda não alcancem resultados significativos, a restauração ecológica é uma opção eficiente para retomada dos serviços ecossistêmicos e biodiversidade nestes importantes ecossistemas.

A análise dos padrões de distribuição e interação espacial entre os serviços ecossistêmicos e biodiversidade da Floresta Atlântica mostraram que os mesmos são decorrentes dos gradientes sócio-ecológicos resultantes da diversidade de usos e do histórico de degradação. “Tradeoffs” foram mais comuns entre serviços de provisão e de regulação enquanto que as sinergias ocorreram entre serviços de mesma categoria. Os “bundles” apresentaram diferentes composições de serviços ecossistêmicos e biodiversidade, indicando uma covariação entre essas variáveis e também regiões no bioma onde há uma maior provisão de determinados tipos de serviço. Estes padrões na distribuição dos serviços indicam áreas importantes para ações de conservação e de restauração ao apresentarem regiões onde há “bundles” com maiores níveis de biodiversidade e baixos níveis de serviços de provisão e de regulação. Assim, identificar padrões de distribuição e a interação entre serviços e a biodiversidade pode guiar melhor a gestão dos ecossistemas,

além de ações de conservação e de restauração, afim de mitigar potenciais trade-offs e aumentar sinergias entre os serviços dos ecossistemas e da biodiversidade.

A avaliação dos SE no Mosaico Lagamar mostrou que a região tem um potencial econômico no valor de US\$ 104 milhões em serviços de provisão e US\$ 147 milhões em serviço de regulação ao ano. O serviço de regulação apresentou maiores valores (US\$ 3 bilhões em UC; US\$ 529 milhões fora de UC) em relação aos serviços de provisão (US\$ 2 milhões em UC; US\$ 1 milhão fora) dentro e fora de unidades de conservação. Além disso, ao se comparar o estoque médio de carbono por tipo de cobertura no Mosaico, fragmentos de Floresta Ombrófila Densa são responsáveis pelo estoque de carbono ($283,60 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$, equivalendo a US\$ 6.140 ha^{-1}) três vezes maior que a agricultura ($81,79 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$, US\$ 1.771 ha^{-1}) e oito vezes maior que pastagens ($34,14 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$, US\$ 740 ha^{-1}). Sendo assim, a conversão de áreas florestais em agricultura e pastagem pode causar uma perda de US\$ 3.629 ha^{-1} apenas considerando o serviço de estoque de carbono. Isso ressalta que existiriam perdas econômicas de serviços ecossistêmicos, além da emissão de gases de efeito estufa decorrente da conversão de uma área florestal em uma zona agrícola. A criação e a manutenção de unidades de conservação, além de barrar esse processo de conversão de áreas naturais, poderiam gerar também oportunidades econômicas reforçando a ideia de que áreas protegidas podem contribuir com o desenvolvimento econômico e socioambiental. Os resultados desse estudo podem contribuir com o fortalecimento do Mosaico Lagamar como unidade de gestão ambiental, direcionando decisões sobre o uso e proteção dos ecossistemas, na formulação de políticas ambientais de pagamentos por serviços ambientais e de instrumentos internacionais como o REDD+.