

MAPEANDO OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UM CONTEXTO DE FRENTE PIONEIRA: UMA NOVA FORMA DE INTERPRETAÇÃO DOS TERRITÓRIOS¹

MAPPING ECOSYSTEM SERVICES IN A PIONEER FRONT CONTEXT: A NEW FRAMEWORK TO ANALYZE TERRITORIES

Solen Le Clec'h²
 Nicolas Jégou³
 Simon Dufour²
 Michel Grimaldi⁴
 Thibaud Decaens⁵
 Johan Oszwald²
 Rafael Oliveira Fonseca⁶

Resumo: Quantificar e especializar os serviços ecossistêmicos (SE) é considerado na atualidade como uma das formas de auxiliar as tomadas de decisões e o ordenamento do território para melhor integrar as questões ambientais. Na escala de três localidades da Amazônia brasileira extremamente impactadas pelas frentes de desflorestamentos, sete indicadores de fornecimento de serviços ecossistêmicos (índice de biodiversidade, riqueza em polinizadores, índice de qualidade química do solo, água biodisponível, estoques de carbono do solo, infiltração de água no solo e estoques de carbono da vegetação) foram mapeados com uma resolução espacial de 30x30m. Para isso, medições *in situ* de SE em 135 “pontos” de amostragem e de dados obtidos através de teledetecção foram relacionados através de métodos estatísticos. Estes métodos nos permitiram prever os valores de SE para um conjunto de localidades e identificar os fatores de controle do fornecimento dos serviços ecossistêmicos. As cartografias resultantes permitem dessa maneira compreender a distribuição espacial desses SE, no interior de um *site*, à luz de fatores ambientais que os influenciam. As análises ilustram o papel das alterações na ocupação do solo sobre o fornecimento de SE e os efeitos de contexto (efeito-*site*) devido, especialmente, a não uniformidade do meio físico, a uma profundidade histórica do desflorestamento diferenciando pelos *sites* e/ou seus contextos sócio-políticos variados. De um ponto de vista metodológico, o estudo destacou a importância das escolhas que são inerentes a todas as práticas cartográficas e que devem ser levadas em consideração, sobretudo em um contexto de operacionalização dos mapas.

¹ Esta pesquisa foi financiada pelo Instituto das Américas e pela Agência Nacional de Pesquisa francesa - ANR (ANR AMAZ, coordenado por P. Lavelle e ANR AGES, coordenado por Arnauld de Sartre).

² Universidade Europeia da Bretanha – Rennes 2. Laboratório LETG Rennes – COSTEL (UMR CNRS 6554). França. E-mail: solen.leclech@uhn.fr; simon.dufour@uhb.fr; johan.oszwald@uhb.fr

³ Universidade Europeia da Bretanha – Rennes 2. Departamento de Matemática Aplicada às Ciências Sociais. França. E-mail: nicolas.jegou@uhb.fr

⁴ Instituto de Pesquisa para o Desenvolvimento – IRD (UMR 242 iEES-Paris). Centro IRD França-Norte. França. E-mail: michel.grimaldi@irf.fr

⁵ Centro de Ecologia Funcional e Evolutiva (UMR 5175 CNRS). Univ. de Montpellier 3.EPHE. SupAgro Montpellier. INRA. IRD. França. E-mail: thibaud.decaens@cefe.cnrs.fr

⁶ Universidade de São Paulo – USP. Departamento de Geografia. Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana. E-mail: rafaelfonseca@usp.br

Palavras-chaves: indicadores de serviços ecossistêmicos, métodos estatísticos, sensoriamento remoto, desflorestamento, Amazônia brasileira.

Abstract: Quantifying and mapping ecosystem services (ES) is nowadays seen as one of the ways to help decision-making and land management in order to better integrate environmental issues. For three study cases in the Brazilian Amazon, highly impacted by the deforestation processes, seven indicators of ES supply (biodiversity index, richness of pollinators, index of soil chemical quality, water available for plants, soil carbon stocks, rates of water infiltration into the soil and vegetation carbon stocks) were mapped with at a spatial resolution of 30x30m. To do this, in situ measurements of ES for 135 sampling points and remote sensing data were linked using statistical methods. These methods were used to predict the ES values for the whole study sites and to identify the factors that influence ES supply. The resulting maps resulting enable the understanding of the spatial distribution of the ES indicators within the sites, regarding the environmental factors that influence them. The analyzes illustrate the role of land use changes on ES supply and context effects due, in particular, to the non-uniformity of the biophysical environment, the historical depth of the deforestation that varies from one site to another and / or their diversified socio-political contexts. From a methodological point of view, the study highlighted the importance of choices that are inherent in all cartographic practices and that need to be taken into consideration, especially in a context of operationalization of the ES maps.

Keywords: Ecosystem services indicators, statistical methods, remote sensing, deforestation, Brazilian Amazon

Introdução

Os serviços ecossistêmicos (SE) são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (DAILY, 1997; MEA, 2005). No Brasil, por vezes, o termo “serviços ecossistêmicos” é utilizado como sinônimo de “serviços ambientais”, mas não existe um consenso sobre a diferenciação ou não desses termos. Como essa discussão conceitual não é o objeto central deste artigo para tanto adotaremos o termo SE tendo como base a definição anteriormente mencionada⁷.

Dessa maneira, desde a publicação da Avaliação Ecológica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment*) em 2005, o conceito de SE se tornou um dos novos conceitos chaves para a governança ambiental. Quantificar e cartografar os SE, tendo em conta os indicadores de processos biofísicos que lhe são associados, é considerado como uma

⁷ Uma breve e sucinta discussão sobre a conceituação desses termos no Brasil foi feita por Tôsto, Pereira e Mangabeira (2012)

das formas de auxiliar as tomadas de decisões e o ordenamento do território para melhor integrar as questões ambientais (DAILY; MATSON, 2008). Mapear os SE deveria auxiliar os gestores do território e os decisores políticos a atingir os espaços estratégicos para colocar em prática novas políticas públicas e/ou avaliar os impactos de políticas públicas passadas (MCINERNEY *et al*, 2014).

A Amazônia brasileira, como todos os espaços florestais, proporciona um grande número de SE. No entanto, é reconhecida por possuir desde os anos de 1970 taxas de desflorestamento extremamente altas (EVANS *et al*, 2001; FEARNSSIDE, 2005; INPE, 2014), sobretudo no estado do Pará que possui os maiores índices de desmatamento da Amazônia (INPE, 2014). Nas frentes pioneiras amazônicas, em um ambiente de degradação, o mapeamento dos SE poderia oferecer a possibilidade de garantir o monitoramento dos impactos do desflorestamento, seja na escala regional colocando em prática políticas públicas ou na escala internacional aprimorando o controle efetuado no contexto dos programas REDD e REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* - Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal).

Cartografar os indicadores dos serviços ecossistêmicos a escala local apresenta grandes desafios, tanto técnicos como operacionais (GRÊT-REGAMEY *et al*, 2014; MALINGA *et al*, 2015). De fato, as cartografias locais permitem distinguir de maneira relativamente precisa os espaços onde os fornecimentos dos SE são intensos (*hotspots*) daqueles onde são frágeis (*coldspots*), tendo como base os dados detalhados. Ademais, elas oferecem a possibilidade de associar os diferentes tipos de espaços aos fatores de controle tais como as variações topográficas ou a ocupação do solo.

Nesse sentido, o mapeamento de SE na escala local nos permitem atingir as atividades de desenvolvimento e de conservação para avaliar os benefícios e os custos das políticas públicas alternativas (GRÊT-REGAMEY *et al*, 2014). Além disso, elas facilitam as transferências de informações e de saberes entre um grande número de atores, especialmente em relação a exploração agrícola que pode considerar seu território em um contexto que lhe é familiar (PAGELLA; SINCLAIR, 2014). Por fim, poucos estudos buscam especializar os

serviços ecossistêmicos ou os seus indicadores nesta escala espacial (15% dos artigos visam apresentar uma cartografia dos serviços ecossistêmicos ou de seus indicadores)⁸

Neste artigo, buscamos mapear um grande número de indicadores de SE (índice de biodiversidade, riqueza em polinizadores, índice de qualidade química do solo, água biodisponível, estoques de carbono do solo, infiltração de água no solo e estoques de carbono da vegetação) a partir de conjunto de dados diversificado. Para isso, nos baseamos em três localidades de frente pioneiras na Amazônia brasileira. As cartografias resultantes foram analisadas para determinar os elementos espaciais estruturadores do fornecimento de SE, além de melhor compreender os indicadores a partir de identificação dos fatores de controle destes serviços ecossistêmicos.

Metodologia

Abordagem geral

A abordagem metodológica é composta de duas grandes etapas:

- Em um primeiro momento, nos baseamos na aplicação de métodos estatísticos (árvore de regressão e regressão linear) e buscamos identificar os fatores de controle de sete indicadores de serviços.
- Em um segundo momento, com base dos mapeamentos dos indicadores dos serviços ecossistêmicos obtidos a partir dos métodos estatísticos e dos fatores de controles mencionados, decidimos descrever a distribuição espacial dos sete indicadores de serviços.

Sites de estudo

Este artigo se baseia no caso de três localidades da Amazônia brasileira (Figura 1). As questões em termos de biodiversidade desses locais são bem conhecidas e além disso são áreas de frequentes fontes de conflitos (PAVÉ; FORNET, 2010). Além disso, a Amazônia

⁸ De acordo com uma pesquisa bibliográfica realizada na *Web of Science*.

brasileira, conforme mencionamos, proporciona um grande número de SE sendo também reconhecida por possuir desde os anos de 1970 taxas de desflorestamento elevadas.

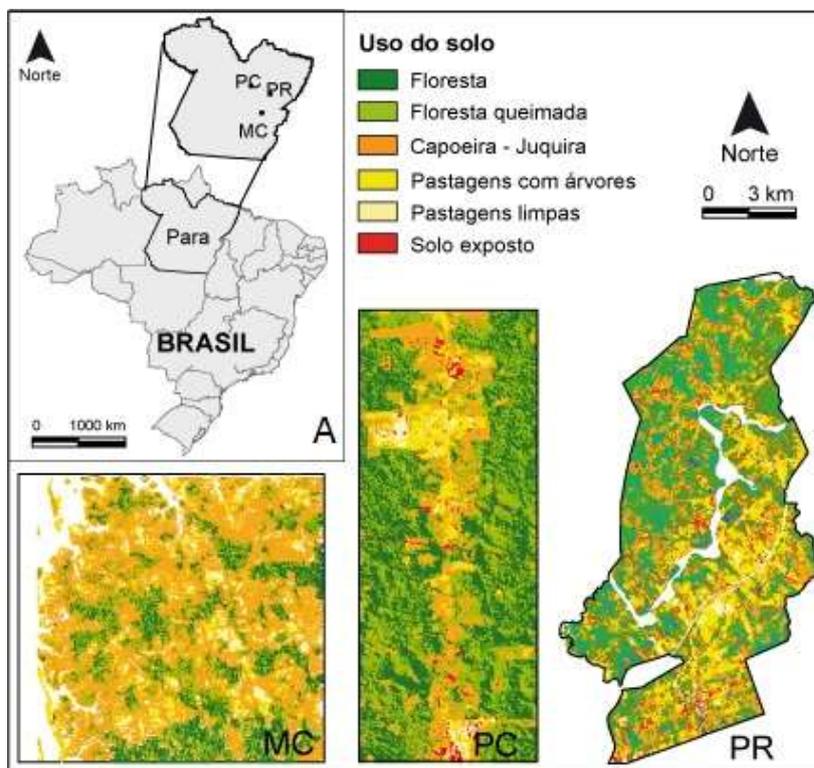


Figura 1: Localização da região de estudo na Amazônia brasileira (A), com destaque para as três áreas de estudos no estado do Pará e suas respectivas coberturas do solo: Maçarambuda (MC), Pacajá (PC) e Palmares II (PR)

Fonte: organização Johan Oszwald.

Cada uma dessas áreas selecionadas apresenta contextos institucionais variados e situações de contrastes devido as grandes diferenças na implantação e no avanço das frentes de desflorestamentos (ALBALADEJO *et al*, 1996). Contudo, as especificidades ambientais, políticas, econômicas e sociais são consideradas no funcionamento dos SE (DIXON *et al*, 1994). O desmatamento do *site* de Maçarambuda se iniciou em 1970. Em 2000, uma organização social agroextrativista foi implementada com base na propriedade coletiva da terra e limitação ao desmatamento.

O *site* de Palmares II é marcado por uma história mais recente e contrastante, pois desde do fim dos anos 1980 até 1994, essa área conheceu um forte desenvolvimento da criação de gado, seguido por um conflito social entre agricultores do Movimento dos Sem-Terra (MST) e fazendeiros até que a região foi abandonada em 1997. Isso se traduziu

basicamente na improdutividade da terra. Apesar disso, posteriormente, a área se tornou oficialmente propriedade de um grupo de agricultores do MST que distribuíram a terra equitativamente provocando o parcelamento das terras, ainda que a intervenção de políticas públicas que buscam dar importância aos meios naturais, tais como existiam antes do início da deflorestação local, seja forte.

Por fim, o *site* de Pacajá conheceu as suas primeiras conversões agrícolas no início da década de 1990 a partir de estradas secundárias de desflorestamento construídas em “espinha de peixe” a partir da Transamazônica. A colonização, isolada parcialmente, foi incentivada pelo Estado que concedeu a terra aos camponeses.

Dados utilizados

Indicadores de serviços ecossistêmicos

De acordo com a definição de SE proposta por Portela e Rademacher (2011), uma das maneiras de mapear seria a partir da definição dos indicadores espaciais dos processos biofísicos fornecidos pelos serviços ecossistêmicos (OSZWALD *et al*, 2014). Vários indicadores de serviços foram amostrados *in situ* (Tabela 1):

- Os SE ligados a biodiversidade (medições realizadas por Thibaud Decaëns, Marlucia B. Martins, George G. Brown, Eduardo Dias, Florence Dubs, Gregory Ferreira, Ivaneide S. Furtado, Raphaël Marichal, Danielle Mijka, Izildinha Miranda, Catarina Praxedes, Rodolphe Rougerie, Alex Velasquez e Patrick Lavelle);
- Os SE ligados aos processos biofísicos dos solos (medições conduzidas por Michel Grimaldi, Maria del Pilar Hurtado, Izildinha de Souza Miranda, William Santos de Assis, Thierry Desjardins, Florence Dubs, Ernesto Guevara, Tâmara Thaiz Santana Lima, Raphaël Marichal, Fernando Michelotti, Danielle Mitja, Norberto Cornejo Noronha, Mariana Nascimento Delgado Oliveira, Bertha Ramirez, Gamaliel Rodriguez, Max Sarrazin, Mário Lopes da Silva Jr, Simão Lindoso de Souza, Elena Velasquez e Patrick Lavelle).

- Os SE ligados à estrutura da vegetação.

No total, sete indicadores de SE foram utilizados neste estudo: os estoques de carbono da vegetação, os estoques de carbono do solo, a água biodisponível, a infiltração de água no solo, a qualidade química do solo, um índice padronizado de biodiversidade e riqueza específica em *Sphingidae*, uma família de insetos da ordem Lepidóptera.

Esses indicadores foram escolhidos por várias razões: primeiramente, o estudo de cada um é pertinente em um contexto de frente pioneira. Além disso, eles são complementares a cada um deles, porque são fornecidos por processos biofísicos variados e em diferentes escalas espaciais. Ademais, alguns deles, como os estoques de carbono do solo e da vegetação ou da biodiversidade são SE emblemáticos, pois as questões que lhe estão associadas são conhecidas da comunidade científica e do grande público, ao passo que as questões dos outros indicadores são bem menos perceptíveis. O conjunto desses indicadores foram medidos *in situ* durante trabalhos de campo em 27 fazendas (9 por *site*). No interior de cada uma dessas fazendas, 5 pontos foram equidistantes foram amostrados ao longo de um transecto. Os indicadores foram avaliados da seguinte maneira:

Estoques de carbono da vegetação: a biomassa vegetal seca e aérea das árvores e arbustos foram avaliadas a partir de equações alométricas após a identificação e medição do diâmetro e da altura dos indivíduos em parcelas de 50 metros por 10 metros e 50 metros por 5 metros respectivamente, além da medição da umidade sobre as alíquotas subtraídas. A biomassa do estrato herbáceo foi igualmente mensurada pela extração e medida da massa seca das herbáceas a cada 10 parcelas por 1m², distribuídos ao longo de um transecto de 50 metros de comprimento; por fim, as medições do teor de carbono das diferentes amostras vegetais foram efetuadas em um dispositivo CHN.

Estoques de carbono do solo: o teor total de carbono no horizonte 0-30 cm foi mensurado com um dispositivo CHNS em três amostragens por ponto (composição dos horizontes 0-10, 10-20 e 20-30 cm de quatro poços). Para calcular os estoques de carbono, a massa

volumétrica foi mensurada para o horizonte 0-30 cm, separadamente para os horizontes de 0-2, 2-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm.

Infiltração de água no solo: a infiltração da água no solo foi mensurada a partir de um círculo de 20 cm onde a água foi derramada de uma altura de 0,8 cm até uma profundidade de 1 cm em média.

Qualidade química do solo: a distribuição do tamanho das partículas e das propriedades químicas do horizonte 0-10 cm foram mensuradas a partir de dois poços. O pH, a capacidade de troca de cátions (CTC) no pH do solo, o Al_3^+ trocável, o Ca_2^+ , o Mg_2^+ e o K^+ ; o NH_4^+ trocável e o P trocável foram mensurados utilizados os métodos padrão (PANSU; GAUTHEYROU, 2006). O índice foi determinado por um ACP (análise das componentes principais) padronizado para propriedades químicas do solo (VELASQUEZ *et al*, 2007).

Água biodisponível: uma regressão linear realizada sobre as variáveis de solo amostrados *in situ* (teor de argila, sílica e areia, massa volumétrica e resistência vertical do horizonte superficial, pH, CTC e teor de carbono) possibilitou estimar as capacidades potenciais de retenção do solo. A água biodisponível foi então calculada como sendo o volume de água drenada entre as capacidades potenciais de -30 kPa e -16 MPa.

Riqueza em Sphingidae: o indicador do serviço de polinização é a riqueza específica em *Sphingidae*, que foi mensurada pelas armadilhas luminosas como descrito por Lamarre *et al* (2015).

Índice de biodiversidade: o índice considerou doze grupos de organismos, nove de fauna e três estratos de vegetação (inferior, médio e superior) tendo como base uma amostragem de dados da biodiversidade que foi realizada em 2008. Duas famílias de borboletas, as *Saturnidae* e as *Sphingidae*, as drosophilas, as minhocas, os cupins, as aranhas, a macrofauna do solo, as abelhas da subfamília das *Euglossinae* (família das *Apidae*) e os pássaros. O cálculo foi feito a partir dos valores de riquezas de cada um dos pontos relacionados com base

no percentual mais elevado dentro do grupo taxonômico correspondente. O conjunto de dados resultantes é composto de riquezas específicas normalizadas entre 0 e 100, sendo que o índice padronizado corresponde ao ponto médio de todos estes valores. (DECAËNS *et al*, *no prelo*). Esses valores situam-se entre 0 (pontos onde a riqueza específica de cada um dos grupos é nula) e 100 (pontos onde a riqueza específica é a mais elevada para cada um dos grupos).

Indicador espacial	Unidade ou faixa de medição	SE fornecido	Categoria de SE do MEA
Estoques de carbono da vegetação	mg / ha	Regulação do clima	Regulação
Estoques de carbono do solo	mg / ha	Regulação do clima e fertilidade do solo	Regulação
Infiltração da água no solo	mm / h	Regulação do ciclo de água e controle da erosão	Regulação
Qualidade química do solo	0,1-1,0	Suporte a produção	Apoio
Água biodisponível	cm	Regulação do ciclo de água e apoio a produção primária	Suporte e regulação
Riqueza em polinização	nº de Sphingidae coletadas	Regulação do clima	Regulação
Índice de biodiversidade	Média de todas as espécies colhidas 0,1-1,0	Regulação do clima	Apoio e cultural

Tabela 1: os sete indicadores utilizados no estudos e exemplos de serviços ecossistêmicos associados
Fonte: organização dos autores

Variáveis explicativas: os dados teledetectados

Afim de modelar os indicadores de serviços, dados de sensoriamento remoto foram utilizados (resultantes do tratamento de imagens Landsat TM e MNT ASTER) (Tabela 2). Estes revelam as informações relativas a vegetação (ocupação do solo, densidade vegetal etc.) e a topografia (altitude, declividade etc.)

Dados	Fonte	Variáveis à explicar	Variáveis explicativas
Dados de sensoriamento remoto			
Classificação de ocupação do solo	Landsat TM		✓
Trajectoria histórica de ocupação do solo			✓
NDVI			✓
NDWI			✓
Distante da floresta (m)			✓
Altitude (m)	MNT ASTER		✓
Topografia			✓
Distância da rede hidrográfica			✓
Site			✓
Indicadores de serviços ecossistêmicos			
Índice de biodiversidade	Levantamento de campo	✓	
Riqueza específica em Sphingidae		✓	
Qualidade química do solo		✓	
Estoques de carbono do solo (Mg / ha)		✓	
Infiltrabilidade do solo (mm / h)		✓	
Estoques de carbono da vegetação (Mg / ha)		✓	

Tabela 2: descrição dos dados com variáveis a explicar e explicativas

Fonte: organização dos autores

Metodologia

Os indicadores de SE foram relacionados com os dados de sensoriamento remoto a partir de aplicação de métodos estatísticos (Figura 2). Dois métodos de regressão (o modelo linear – Cornillon & Matzner (2011) e a árvore de decisão, algoritmo CART – Breiman (1984) foram adotados. Esses métodos de regressão possuem o objetivo de explicar uma variável em particular (sete indicadores de serviços ecossistêmicos) a partir de outras consideradas explicativas (ocupação do solo, topografia e o *site*). Se o método de regressão é considerado pertinente, ele pode ser utilizado para prever a variável e explicar a partir de novas observações feitas apenas nas variáveis explicativas.

Para cada indicador, determinamos e conservamos o método mais eficiente para a realizar o mapeamento tendo como base a pontuação da validação cruzada mais baixa. Esses valores foram projetados no *ArcGis 10.1* para a produção das cartografias dos serviços ecossistêmicos.

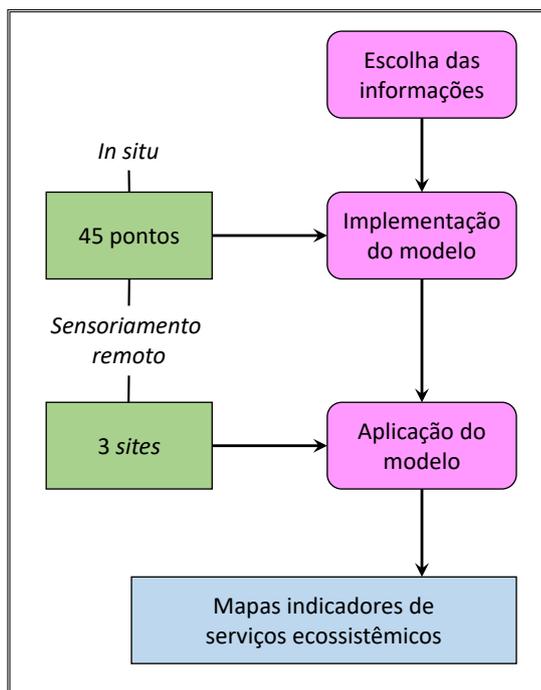


Figura 2: metodologia estatística do mapeamento dos indicadores de serviços ecossistêmicos

Fonte: organização dos autores

Resultados

Resultados estatísticos gerais

De maneira geral, os métodos estatísticos utilizados são considerados pertinentes para explicar e prever os indicadores de SE a partir de dados de sensoriamento remoto (coeficiente de determinação – R^2 - = 0,65 para a biodiversidade e 0,67 para a quantidade química do solo por exemplo – Tabela 3). Embora os coeficientes de determinação sejam aqui presentes, os métodos foram comparados e os melhores escolhidos selecionados a partir dos valores de validação cruzada. De fato, estes últimos são mais confiáveis que os coeficientes de determinação onde os valores tendem a aumentar mecanicamente com o número de variáveis. A maior parte das previsões foram então realizadas a partir da árvore de decisão: o índice de biodiversidade, a riqueza específica em *Sphingidae*, os estoques de carbono do solo e o índice de qualidade química do solo. Os outros indicadores foram previstos a partir de regressões lineares.

Indicador modelizado	Árvore de decisão		Modelo linear		Método adotado
	R ²	VC	R ²	VC	
Índice de biodiversidade	0,65	0,98	0,34	1	árvore de decisão
Riqueza específica em <i>Sphingidae</i>	0,57	0,91	0,18	1	árvore de decisão
Índice de qualidade química do solo	0,67	0,79	0,50	1	árvore de decisão
Estoques de carbono do solo	0,52	0,93	0,47	1	árvore de decisão
Água biodisponível	0,55	1	0,39	0,78	Regressão linear
Infiltração de água no solo	0,66	1	0,57	0,86	Regressão linear
Estoques de carbono da vegetação	0,74	1	0,75	0,92	Regressão linear

Tabela 3: coeficiente de determinação (R²) e resultado de validação cruzada (VC - erro de previsão cumulativo) padronizada (para cada indicador, cada um dos resultados foram divididos pelo valor máximo) de cada regressão para os sete indicadores de serviços.

Fonte: organização dos autores

Os resultados são muito diferentes segundo o método estatístico adotado. Em média, o coeficiente de determinação (R²) das árvores de decisão se eleva a 0,6, enquanto que aqueles dos modelos lineares ficam em média em 0,43. Além disso, de um indicador para outro, os coeficientes de determinação associados a implementação de dois métodos estatísticos podem ser muito diferentes, variando de 0,18 (riqueza específica em *Sphingidae*) a 0,75 (estoques de carbono da vegetação). Algumas regressões possuem assim uma capacidade de previsão muito baixa (água biodisponível – coeficiente de determinação (R²) < 0,5), por isso decidimos arbitrariamente não mapear esse indicador.

Essa baixa capacidade de previsão ilustra as limitações de utilização de dados teledetectados para prever os serviços ecossistêmicos. De fato, as variações de alguns indicadores, como os estoques de carbono da vegetação, podem essencialmente, ou mesmo exclusivamente, ser explicados pelas variáveis ligadas a propriedades modificáveis dos ecossistemas, que podem ser em parte indicadas por sensoriamento remoto. Entretanto, as variações de outros indicadores tais como aqueles ligados aos processos biofísicos do solo, revelam muitas propriedades inerentes ao meio, que são mais difíceis de serem indicadas por teledeteção (DOMINATI *et al.*, 2010).

Além da variabilidade da sua capacidade de previsão, os métodos se diferenciam pelos seus dados explicativos adotados, em termos de número e identidade (Tabela 4). De forma geral, o número de variáveis adotadas é muito elevado, o que destaca a complexidade dos fenômenos estudados. Isso destaca bem a necessidade de possuir um conjunto de dados ricos e adaptá-lo para o indicador de serviço ecossistêmico estudado.

Indicador modelado	Árvore de decisão	Modelo linear	Método adotado
Índice de biodiversidade	OS , topografia, <i>site</i> , declividade, NDVI, altitude, NDWI e trajetória da OS	Site , NDVI e trajetória da OS	Árvore de decisão
Riqueza específica em <i>Sphingidae</i>	Site , distância da floresta, altitude, OS, NDVI e NDWI	Site	Árvore de decisão
Índice de qualidade química do solo	NDWI , OS, <i>site</i> , altitude, declividade, trajetória da OS e distância da água	NDWI , distância da água, <i>site</i> , topografia, declividade e trajetória de OS	Árvore de decisão
Estoques de carbono do solo	Site , distância da água, trajetória da OS, topografia, NDWI e OS	Site , topografia, trajetória de OS e distância da água	Árvore de decisão
Água biodisponível	Site , NDWI, OS, trajetória da OS, declividade e NDVI	NDWI , <i>site</i> , OS e trajetória de OS	Regressão linear
Infiltração de água no solo	Trajetoária da Ocupação do Solo , NDWI, OS, altitude, distância da água, topografia e NDVI	Trajetoária da Ocupação do Solo e OS	Regressão linear
Estoques de carbono da vegetação	OS e <i>site</i>	OS e <i>site</i>	Regressão linear

Tabela 4: variáveis obtidas para cada método estatístico coloca em prática para os sete indicadores de SE. As variáveis em destaque correspondem as mais influentes. OS = ocupação do solo.

Fonte: organização dos autores

Doze das quatorze regressões foram implementadas mantendo a variável relacionada ao *site* (pertencente a Maçaranduba, Pacajá e Palmares II). Este resultado indica dessa forma que existe um forte efeito vinculado ao contexto geográfico e/ou histórico. De fato, cada *site* foi caracterizado por algumas políticas públicas, possuem sua própria historicidade de colonização e tiveram uma valorização do território espacialmente diferente, que influenciam consideravelmente no fornecimento de serviços ecossistêmicos.

Para um mesmo indicador, a árvore de decisão e a regressão linear consideraram variáveis muito diferentes e apresentaram capacidades de previsão contrastantes. Para alguns indicadores, como os estoques de carbono da vegetação, os dois métodos destacam o papel dos mesmos fatores geográficos e ambientais, mas na maior parte dos outros indicadores, como para o índice de biodiversidade, as variáveis obtidas são muito diferentes.

O mapeamento dos indicadores de SE

Resultados gerais: a influência das mudanças de ocupação do solo

A maior parte dos mapeamentos de indicadores de serviços ecossistêmicos destacam a influência das mudanças da ocupação do solo sobre o fornecimento de SE (por exemplo, o

mapeamento do índice de biodiversidade e da riqueza em *Sphingidae* no caso do *site* de Maçaranduba – Figuras 3 a 8).

Para quatro dos indicadores (índice de biodiversidade, riqueza em *Sphingidae*, infiltração da água no solo e estoques de carbono na vegetação), os valores mais elevados se encontram nos espaços florestais. Os valores mais baixos, por outro lado, se situam de maneira geral nas áreas de exploração agrícola. No caso de Maçaranduba próxima ao curso d'água, em Pacajá ao longo da principal estrada e em Palmares II na sua parte meridional onde localiza-se seu centro urbano, a rodovia e uma ferrovia.

O mapeamento do índice de qualidade química do solo mostra algumas tendências inversas: o índice aumenta nas áreas onde os espaços foram convertidos em pastagens. De fato, o solo na floresta é quimicamente pobre e se enriquece com a absorção a partir a queda dos elementos nutritivos das árvores, as queimadas ligadas ao desmatamento e as práticas agrícolas (GRIMALDI *et al*, 2014).

O índice de biodiversidade

A árvore de decisão explica as variações observadas nos índices de biodiversidade que são relativamente adequadas pois seu R^2 se eleva a 0,65 (Figura 3 - A). Esta árvore destaca a importância de ocupação do solo para explicar as variações observadas na biodiversidade. Seja qual for o *site*, os valores mais fortes se localizam nos espaços fechados devido à forte densidade vegetal (floresta, floresta queimada e juquira-capoeira) e os valores mais baixos correspondem, de maneira geral, aos espaços de pastagem ou cultivados, logo, as diferenças entre os *sites* revelam a influência da configuração da paisagem.

Sem dúvida, os valores mais elevados se localizam em Maçaranduba. A árvore destaca igualmente o papel da topografia e sobretudo da presença de áreas baixas aplainadas, e em menor medida, da declividade, da densidade da vegetação e de seu teor em água, da altitude e da trajetória histórica da ocupação do solo.

Do ponto de vista espacial, o índice se distribui de maneira contrastante pelo *site* (Figura 3). Os valores são, em geral, globalmente mais elevados em Maçaranduba do que nas outras duas áreas. Nos *sites*, o índice se distribui de maneira praticamente heterogênea,

sobretudo em Maçaranduba onde os contrastes são mais fortes entre os valores maiores e menores. Mas de forma geral, nesses grandes espaços, a repartição espacial do índice é bastante uniforme, exceto em Maçaranduba onde se apresenta bem mais fragmentada.

Este *site* possui contrastes importantes no que se refere a biodiversidade, com os valores do índice mais extremos. As florestas são pouco numerosas, mas bem conservadas e distribuídas em áreas várias manchas de tamanho relevante. A configuração da paisagem é constituída de áreas antigas e bem conservadas criando assim uma real dicotomia na paisagem. Esses contrastes se estabelecem na biodiversidade, que se concentra essencialmente nos espaços florestais ou nas suas bordas.

Em Pacajá, a colonização local ainda está em curso, criando um gradiente paisagístico sem ruptura. Na verdade, a distribuição da biodiversidade é mais difusa sem qualquer oposição real entre os espaços.

Em Palmares II, as florestas são muito degradadas e residuais, além disso as pastagens passam ou passaram por um processo de abandono. Como consequência, existe uma continuidade entre o conjunto de tipos de ocupação do solo, provocando a ausência de contraste espacial e estatísticos no que se refere a biodiversidade.

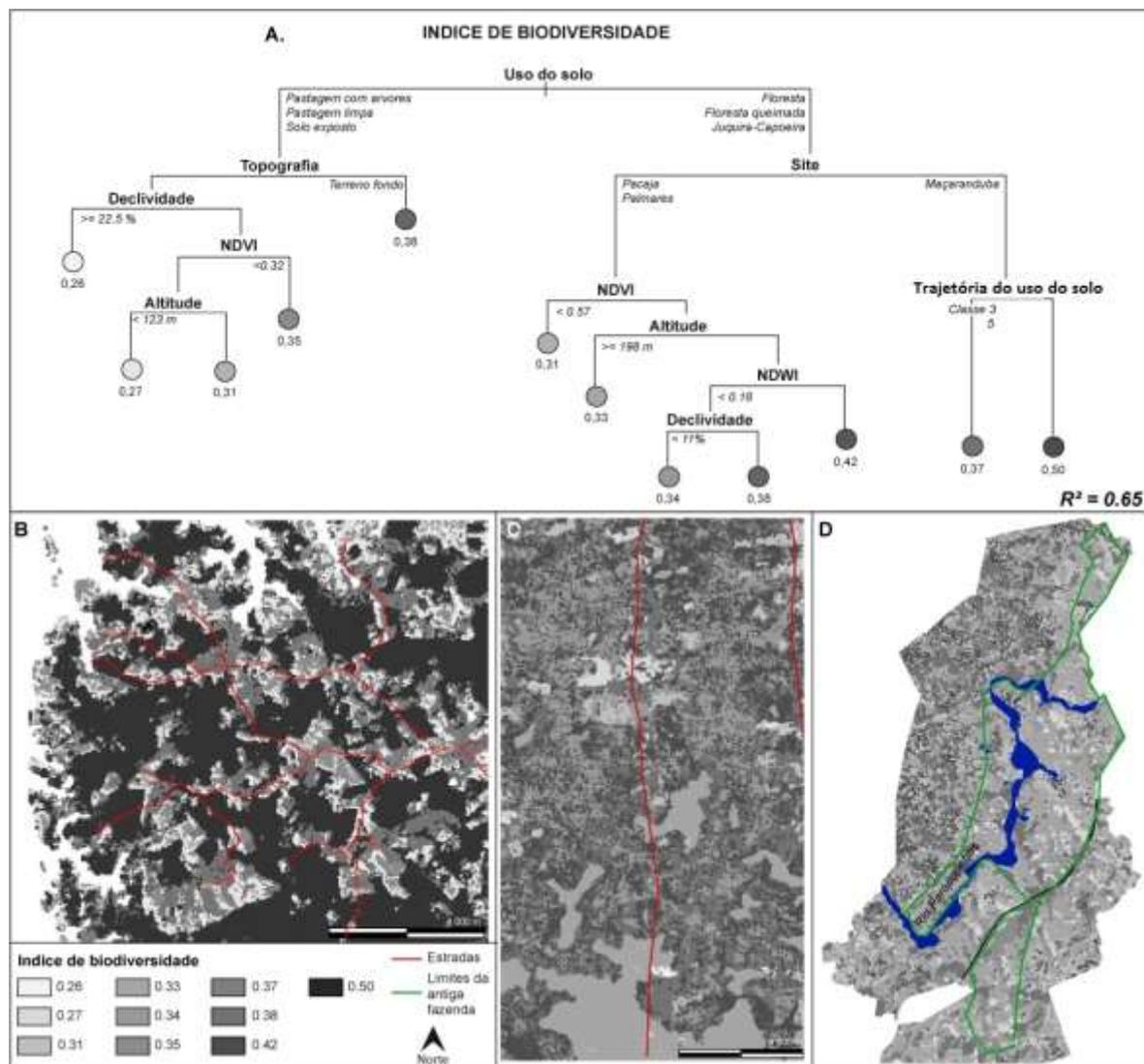


Figura 3: distribuição espacial do índice de biodiversidade em 2007 em Maçaranduba (B), Pacajá (C) e Palmeiras II (D)

Fonte: organização dos autores

A riqueza em *Sphingidae*

A árvore de decisão permite explicar as variações da riqueza específica em *Sphingidae* e de prever os valores presentes em R^2 de 0,57. Ela contém principalmente dados relativos à relação local, a distância para a floresta mais próxima e elevação (Figura 4 – A). Outras informações tais como a ocupação do solo e os índices de vegetação são, da mesma maneira, significativos, mas bem menos influentes que os precedentes.

Palmares II (Figura 4 – D). Há ainda fortes diferenças de valores dos *sites* de Pacajá e Palmares II em relação ao *site* de Maçaranduba, que apresenta índices mais elevados do que as outras duas localidades, particularmente nos espaços de florestas. Em Pacajá, os espaços meridionais de elevada altitude, possuem uma baixa riqueza específica em *Sphingidae*. Em Palmares II, os valores mais elevados se localizam na sua parte sudeste, que em sua zona setentrional apresenta uma riqueza específica distribuída de maneira homogênea.

Essas grandes diferenças provêm provavelmente, como no caso do índice de biodiversidade, da configuração paisagística do *site* (tipos de ocupação do solo distintos em Maçaranduba, variação de paisagem em Pacajá com sem clara ruptura, e florestas degradadas e pastos abandonados no caso de Palmares II).

O índice de qualidade química do solo

A árvore de regressão obtida foi adequada pois seu R^2 atingiu 0,67 (Figura 5 – A), apresentando várias variáveis onde a mais significativa são o teor de água da vegetação, a ocupação do solo e o *site*. Outros fatores tais como a altitude, a declividade, a trajetória histórica de ocupação do solo e a distância da água também influenciam, mas de forma bem menor, o índice de qualidade química do solo.

Embora as estruturas espaciais bastante claras possam ser identificadas, correspondentes as grandes manchas de florestas e espaços agrícolas, a distribuição espacial do índice de qualidade química do solo é bastante fragmentado (Figura 5), isso se explica pelo papel essencial do NDWI na previsibilidade dos valores mapeados.

Em Maçaranduba, as elevadas variações do índice se explica basicamente pela presença ou ausência de florestas, dado que o mesmo atinge valores elevados nos espaços agrícolas e o inverso nos espaços florestais. A heterogeneidade que há nos espaços florestais e não florestais se deve a topografia, pois a árvore de decisão destaca a riqueza química do solo no nível das encostas mais suaves.

Em Pacajá, o solo é da mesma forma quimicamente muito pobre na floresta e os valores mais elevados se encontram nas áreas abandonadas ou em descanso localizadas na

área norte da localidade, ou seja, em baixas altitudes, assim como nos solos nus do *site* (Figura 5 - C).

Já em Palmares II, o índice químico possui valores médios no entorno do rio central, revelando assim um espaço muito homogêneo, que foram submetidos a pequenas mudanças de ocupação do solo dado que estão em uso agropecuário há ao menos 15 anos (Figura 5 - D)

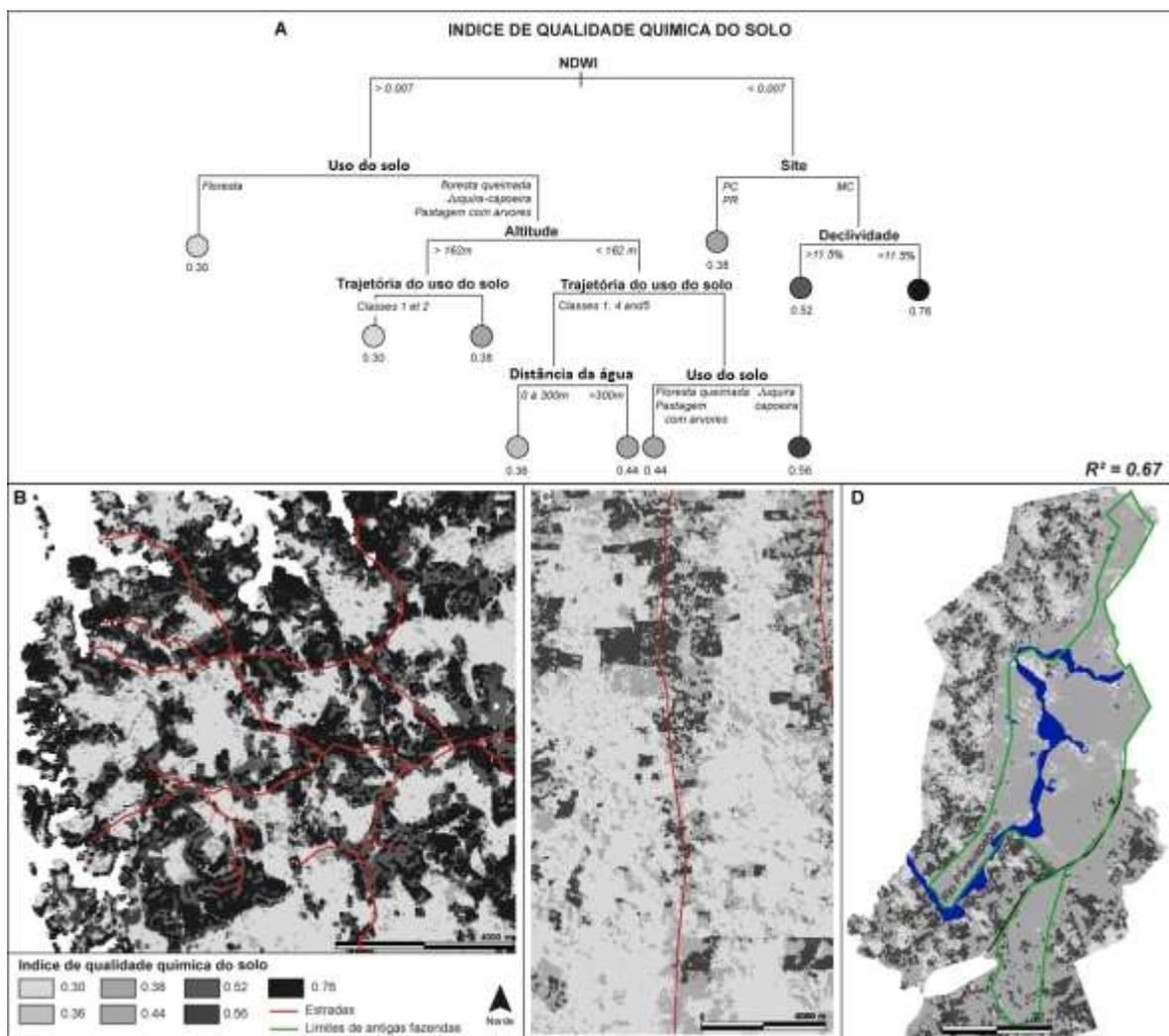


Figura 5: distribuição espacial do índice de qualidade química do solo em 2007 em Maçaranduba (B), Pacajá (C) e Palmares II (D)

Fonte: organização dos autores

Os estoques de carbono do solo

De forma geral, os estoques se apresentam de forma mais elevada em Palmares II do que nos outros dois *sites* onde há muitos solos hidromórficos. Áreas que estocam mais carbono no solo são temporalmente mais estáveis em termos de mudanças de cobertura da terra (florestas e antigas pastagens), especialmente nas áreas de alta densidade vegetal.

A árvore de regressão destaca que as variações observadas no estoque de carbono do solo são adequadas dado que a relação de variação é de 0,52 (Figura 6 – A). Esta árvore revela um grande número de variáveis, ilustrando assim a complexidade do fenômeno. Os principais fatores que influenciam no estoque de carbono do solo nos *sites* são a distância dos cursos d'água e a trajetória histórica da ocupação do solo.

Globalmente, os estoques são mais elevados em Palmares II, porque os solos são nessa área, em seu conjunto, mais argilosos. Os pontos que conhecem uma estabilidade temporal do ponto de vista do uso do solo (florestas e pastagens de longa data) estocam em média mais carbono do que aqueles que estão em curso de evolução ou que passaram por modificações recentemente (florestas queimadas e pastagens recentes) e que correspondem aos espaços situados sobre os solos argilosos. Estes estoques de carbono mais elevados são encontrados frequentemente nas áreas florestais com alta densidade vegetal ou em áreas de inundação.

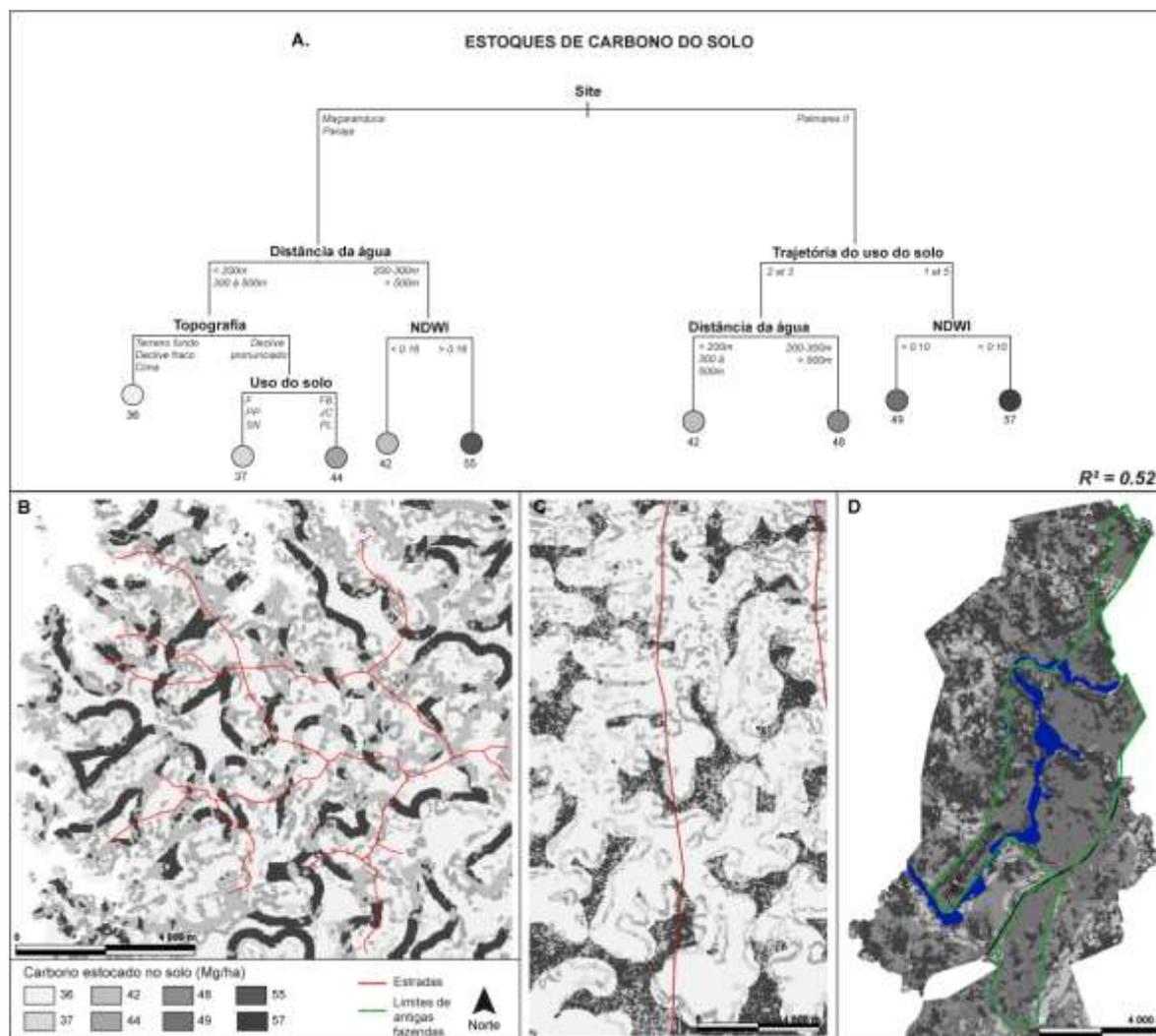


Figura 6: distribuição espacial dos estoques de carbono do solo em 2007 em Maçanduba (B), Pacajá (C) e Palmeiras II (D)

Fonte: organização dos autores

Em Pacajá e em Maçanduba os estoques são mais baixos, provavelmente porque os solos são, na maioria, formados de rochas graníticas resultando assim em solos mais arenosos, ou seja, menos argilosos e estocando menos carbono. Contudo, esses dois *sites* possuem uma quantidade relevante de solos hidromórficos, fartos em água, que se localizam basicamente nas depressões ou sobre áreas pantanosas, ou seja, que podem ser facilmente encontradas em áreas de talvegue, principais ou secundários.

Ambos são marcados morfologicamente pela estagnação de água em períodos de chuvas e pela associação com condições redutoras (déficit ou abstenção de oxigênio). Ricos em materiais orgânicos e por isso potencialmente mais pobres, esses solos conhecem uma

mineralização, ou seja, uma transformação em CO₂ mais lenta e com tendência a armazenar carbono. Assim, a evolução do estoque de carbono orgânico no solo resulta do equilíbrio entre a contribuição de matéria orgânica vegetal no solo e sua mineralização. Os mapeamentos produzidos destacam o papel dos solos hidromórficos uma vez que os valores mais elevados ocorrem ao longo dos talwegues secundários.

A infiltração de água no solo

O modelo criado pela regressão linear apresenta um R² de 0,57 e é baseado na variável “trajetória histórica de ocupação do solo” e, em menor medida, na variável “ocupação do solo” (vide equação a seguir)

$$\text{Infiltração}^9 = 3896 - 2438 * \text{Traj}_2 - 2250 * \text{Traj}_3 - 2823 * \text{Traj}_4 - 2549 * \text{Traj}_5 - 829 * \text{OS}_p$$

Espacialmente, a infiltração da água no solo se traduz em entidades homogêneas contratantes, qualquer seja o *site* considerado (Figura 7). Cada um dos três *sites* revelam uma oposição entre os espaços onde a infiltrabilidade dos solos é muito forte e outros onde é extremamente baixa. Estes correspondem as bordas dos cursos d’água em Maçaranduba (Figura 7 – A), a frente pioneira em Pacajá (Figura 7 – B) e a parte sul de Palmares II (Figura 7 – C), ou seja, nas áreas que estavam desmatadas havia vários anos, pois qualquer que seja a área considerada, esses elementos correspondem sempre aos espaços desmatados mais antigos.

⁹ Traj_n: modalidade *n* da variável trajetória histórica de ocupação do solo. OS_p: pastagem adequada e pastagem arborizada

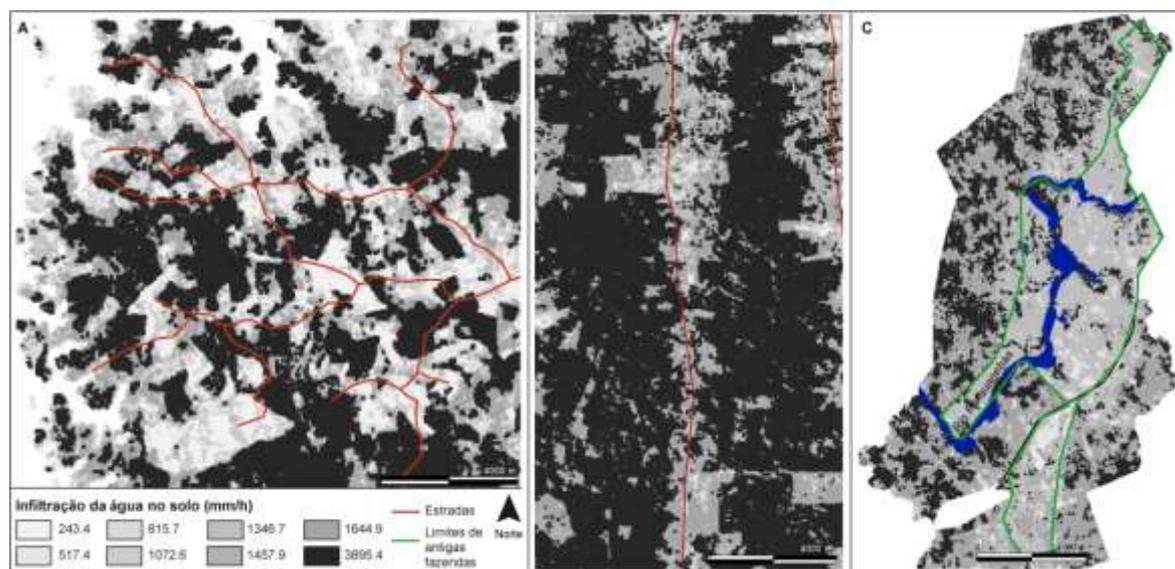


Figura 7: infiltração de água no solo em 2007 em Maçaranduba (B), Pacajá (C) e Palmares II (D)

Fonte: organização dos autores

Os estoques de carbono da vegetação

O modelo utilizado é simples, uma vez que mantém apenas duas variáveis “ocupação do solo” e “*site*” em duas maneiras: uma para Palmares II e outra para os outros dois *sites* analisados (vide equação a seguir). A sua qualidade do ajuste medido pela relação entre a variância é de 0,75, sendo a ocupação do solo a variável mais influente.

$$BCS = 162 + 61*OS_{FB} - 89*OS_{JC} - 144*OS_{PL} - 143*OS_{PP} - 132*OS_{SN} - 38*Site_{PR}^{10}$$

Espacialmente, os estoques de carbono se dividem de maneira relativamente heterogênea, mas se apresentam pouco fragmentados nas grandes manchas com as mesmas tendências (Figura 8), sobretudo em Maçaranduba e Palmares II (Figura 8 – A e C).

Os estoques de carbono mais elevados se situam nas zonas mais arborizadas (florestas densas e florestas queimadas) de Pacajá e Maçaranduba (Figura 8 – A e B) e em menor medida em Palmares II (Figura 8 – C). Dessa maneira, o modelo estatístico expõe a importância das modalidades relativas nos espaços florestais (coeficientes positivos - vide

¹⁰ BCS: estoques de carbono da vegetação. OS_N : modalidade n da variável ocupação do solo. $Site_{PR}$: site de Palmares II.

equação anterior). Contudo, as variações podem ser distinguidas nos espaços florestais, dessa maneira, as florestas de Palmares II estocam globalmente menos carbono que aqueles dos outros *sites*. O estoque de carbono de um tipo de vegetação depende de fato de seu estado, ou é resultado da pressão antrópica sofrida e, portanto, de fatores políticos e socioeconômicos próprios de cada localidade. Logo, como as florestas do *site* de Palmares II foram muito degradadas por isso seu estoque de carbono é menor.

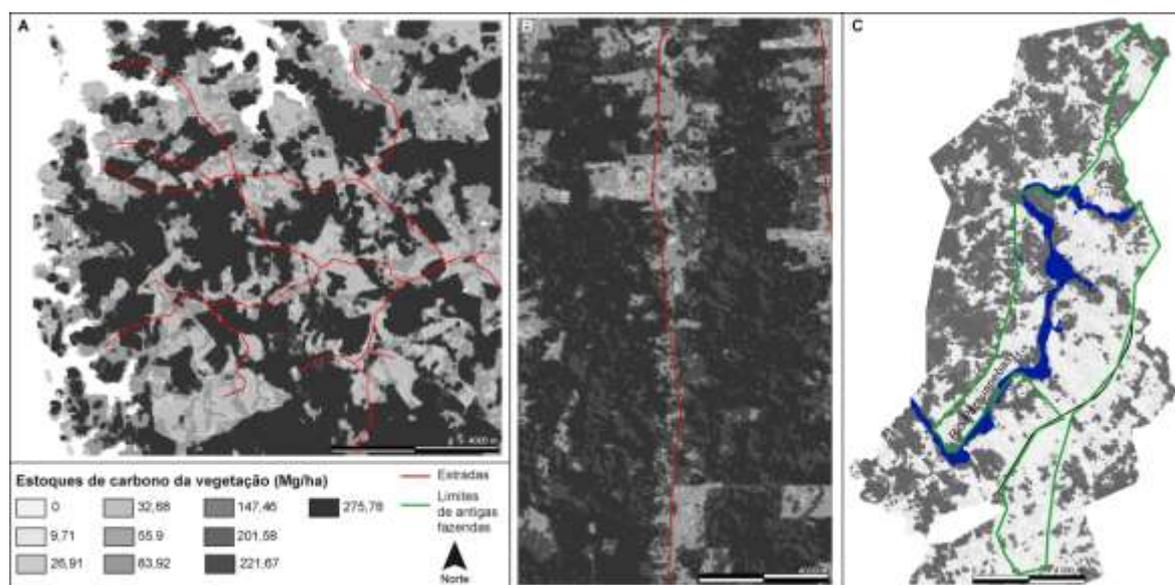


Figura 8: estoques de carbono da vegetação em 2007: Maçaranduba (B), Pacajá (C) e Palmares II (D)
Fonte: organização dos autores

Discussão

As análises ilustram o papel das mudanças da ocupação do solo no fornecimento de SE. Em Maçaranduba, o fornecimento é estruturado pela distância em relação ao principal curso d'água, em Palmares II, pela ferrovia e a distância dos centros urbanos, e em Pacajá, pela estrada principal. Esses elementos constituem os componentes principais, históricos e atuais do desflorestamento.

As florestas se distinguem dos espaços ainda em desmatamento ou de pastagens através de um fornecimento de SE globalmente mais elevados (a exceção do índice de qualidade química do solo - GRIMALDI *et al.*, 2014). No interior dos espaços antropizados, os espaços de transição (florestas queimadas, áreas abandonadas e em descanso) são

caracterizadas por um fornecimento intermediário em serviços ligados ao índice de biodiversidade, a infiltração de água no solo e aos estoques de carbono da vegetação.

Assim, as florestas queimadas estocam menos carbono que as florestas densas pois as árvores liberam o carbono estocados devido a ação das sucessivas queimadas (DIXON *et al*, 1994). A infiltração da água no solo local é igualmente mais baixa do que nas florestas densas (ZIMMERMAN *et al*, 2006), mas mais elevadas do que nos espaços recentemente cultivados. De qualquer maneira, desmatadas há pouco tempo, esses espaços ainda não sofreram todas as transformações ligadas a exploração antrópica, pois por exemplo, a compactação do horizonte 10-30 cm do solo que diminui a infiltrabilidade não é instantânea e ocorre somente após três anos de cultura.

Nos espaços cultivados, as transformações de origem antrópica são muito antigas ou muito recente, conduzindo a degradação dos conjuntos de SE com exceção daqueles ligados a qualidade química do solo. Menos protegidos pela cobertura vegetal aérea pelos sistemas de raízes, ficando mais expostos as variações climáticas, o solo fica mais sensível a erosão e a perda de capacidade de infiltração da água (MARKEWITZ *et al*, 2004; ZIMMERMAN *et al*, 2006).

A perda de biomassa contribui para uma diminuição da capacidade dos ecossistemas a estocarem carbono. A biodiversidade é igualmente afetada pelas mudanças na ocupação do solo (SOLAR *et al*, 2016), provavelmente devido a destruição de certos habitats. Inversamente, as agriculturas sobre a queima de florestas permitem o melhoramento da qualidade química do solo devido a uma eficaz atividade de reciclagem de nutrientes (STARK; JORDAN, 1978). No entanto, se as mudanças de ocupação do solo possuem um papel crucial no fornecimento de SE, por outro lado, outros fatores tais como a topografia, são importantes e não podem ser ignoradas.

As análises destacam igualmente o papel nos efeitos de contexto (efeito-*site*). De fato, a variável ligada ao *site* impacta um conjunto de indicadores de serviços ecossistêmicos com exceção da infiltração da água no solo. Isso se traduz de maneira diferenciada segundo o indicador analisado: o índice de biodiversidade, a riqueza em polinização e o índice de qualidade química do solo, são globalmente mais elevados em Maçaranduba onde os estoques

de carbono do solo e da vegetação são de maneira geral mais elevadas do que nos outros dois *sites*.

Esse efeito-*site* é ligado a vários aspectos: a não uniformidade do meio físico, um aprofundamento histórico do desflorestamento diferente entre os *sites* e/ou seus contextos sociopolíticos variados. Assim, o conjunto desses fatores modelaram o meio de cada um dos *sites*, influenciando assim fortemente a capacidade dos ecossistemas em fornecer os SE.

Em Maçaranduba, por exemplo, o desflorestamento e a implantação da atividade agrícola antigas provocam uma distinção clara entre os espaços agrícolas e os espaços florestais, contribuindo para a presença de uma biodiversidade e uma riqueza em polinização elevada. Além disso, presença de antigas pastagens explica igualmente os elevados valores para o índice de qualidade química do solo.

Em Pacajá, as dinâmicas de desmatamento, iniciada recentemente, provocaram a destruição de apenas uma parte da área e a vegetação arbórea restante, ainda numerosa, representa importantes estoques de carbono. Por fim, Palmares II constitui em um reservatório de estoques de carbono no solo, devido à natureza do logo ali existente.

Contudo, apesar dos interesses inegáveis a cartografia dos serviços ecossistêmicos, este artigo destaca igualmente a importância das escolhas metodológicas que são inerentes a todas as práticas cartográficas e que, em certa medida, estão ainda começando a serem estudadas por parte das comunidades científicas.

As análises propostas neste artigo são baseadas em metodologias estatísticas que são vinculadas a dados de campos e de sensoriamento remoto. Enquanto a maioria dos métodos empregados pelos estudos tem como objetivo o mapeamento de SE como aplicação de métodos ecológicos (ex. USLE, equação alométricas – NELSON *et al*, 2009; BAI *et al*, 2011) ou econômicos (EIGENBROD *et al*, 2010; ROCEZ-DIAZ *et al*, 2014), os métodos estatísticos permitem a identificação de controle de SE e podem levar em conta as especificidades do território.

Nossos resultados estatísticos destacam três pontos principais:

- Eles ilustram a inegável capacidade que nós temos ao mapear os indicadores de SE a partir de dados teledetectados. Os mapas obtidos são associados a uma medida de incerteza, baseada em nossa capacidade de prever os valores de SE e

<https://periodicosonline.uems.br/index.php/GEOF/index>

que são variáveis de um indicador para outro. De fato, alguns indicadores, como os estoques de carbono da vegetação, podem facilmente ser modelados, mas isso não se aplica a todos eles (ex. água biodisponível). A questão da incerteza é particularmente importante no contexto da operacionalização das cartográficas de SE e na análise de *trade-off* e sinergias entre serviços.

- As diferentes de variáveis e de metodologia estatística adotadas ilustram a necessidade de adaptar a metodologia a cada indicador. Realmente, alguns indicadores podem ser melhores modelados a partir da árvore de decisão e outros a partir da regressão linear. Seria interessante testar outras abordagens (ecológicas, sociais etc.). Os dados que permitem modelar os indicadores são muito variáveis, alguns indicadores, como a água biodisponível, são muito influenciados pelas propriedades inerentes do meio (DOMINATI *et al*, 2010), o que dificulta a modelação a partir apenas dos dados de sensoriamento remoto.
- Enfim, eles mostram a necessidade de modelar os indicadores a partir de dados detalhados, sobretudo em termos de ocupação do solo. Contudo uma classificação detalhada de ocupação do solo é difícil de obter em larga escala (DOMAÇ, 2004; FOODY, 2015). Em largas escalas é igualmente mais difícil de obter os dados variados em termos temáticos (CHAN *et al*, 2006), conseqüentemente, a escala local parece ser importante para o mapeamento de SE. Isso coloca um problema no contexto da realização de cartografia de indicadores de serviços ecossistêmicos em largas escalas espaciais em um objetivo operacional, que podem contribuir para a expansão dos objetivos de comunicação sobre a importância dos SE para a nossa sociedade (VAN DER BIEST *et al*, 2014). Além disso, as tomadas de decisões na gestão territorial são acompanhadas, frequentemente, de estudos realizados em pequenas escalas de um contexto local (VAN DER BIEST *et al*, 2014), substituindo assim a questão das análises multiescalares como centro dos interesses.

Conclusões

Noção chave da gestão ambiental, os serviços ecossistêmicos são frequentemente considerados como neutros e operacionais (KULL *et al*, 2015). No entanto, por trás dessa aparente neutralidade, há escolhas implícitas devem ser efetuadas na sua conceituação e implementação (método de avaliação, escala espacial de análise etc.). Nesse sentido, o conceito é eminentemente político e seu uso depende do contexto e o motivo pelo qual é empregado (ARNAULD DE SARTRE *et al*, 2014; KULL *et al*, 2015), dado que essa dimensão política traz consequências.

Realmente, a representação espacial dos SE (e sua mensuração – OSZWALD *et al*, 2014), abre e fecha potenciais planos de ação, pois o mapeamento SE parece fornecer argumentos para apoiar as decisões políticas e sociais, sejam quais forem.

Assim, mesmo com as abordagens críticas emergindo no campo da cartografia de serviços ecossistêmicos, este artigo traz consigo elementos de discussão sobre esse viés, em termos de metodologia. Sem dúvida, pudemos demonstrar que um mapa não fornece uma representação fiel da realidade, pois depende das escolhas metodológicas que implicaram na criação do mesmo (impacto sobre seus valores previstos, as estruturas espaciais representadas e sobre a incerteza associada ao mapa).

Contudo, essas escolhas, inerentes ao exercício de espacialização, são ainda “caixas-pretas” para as políticas (RANGAN; KILL, 2009). De fato, é essencial melhor compreender as escolhas políticas e as inerentes consequências do uso dos serviços ecossistêmicos e dessa forma questionar como o conceito muda a descrição, bem como a nossa compreensão da realidade. Considerando que as dificuldades encontradas no mapeamento dos SE podem refletir de modo distorcido do conceito em si, ter um olhar crítico sobre o exercício de mapeamento já pode ser considerada uma contribuição para a análise crítica do conceito.

Referências bibliográficas

ALBALADEJO, C; DUVERNOY, I; DOMINGUEZ, C; VEIGA, I. La construction du territoire sur les fronts pionniers. In: **Les fronts pionniers de l'Amazonie Brésilienne : la formation de nouveaux territoires**. L'Harmattan, Paris, France, 1996, p. 247-278

ARNAULT DE SARTRE, X.; CASTRO, M; Hubert, B; KULL, C. Modernité écologique et services écosystémiques. In **Political Ecology des services écosystémiques**, Peter Lang, Bruxelles, 2014, p. 31-47.

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

BREIMAN, L; FRIEDMAN, J; STONE, C; OLSEN, R. **Classification and regression Trees**. Boca Ratoned, Monterey, USA, 1984.

CHAN, K. M. A; SHAW, M. R, CAMERON D. R; UNDERWOOD, E. C, DAILY, G. C. **Conservation planning for ecosystem services**. *Plos Biology*, 4(11): 2006, p. 2138-2152.

CORNILLON, P. A; MATZNER-LOBER, E. **Regression avec R. Springer**. France, 2011.

DAILY, G. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystem**. Washington DC: Island Press, 1997.

DAILY, G; MATSON, P. **Ecosystem services: From theory to implementation**. *Proceedins of the national academy of Sciences of the United States of America - PNAS*, 105 (28), jul, 2008, p. 9455-9456.

DIXON, R; BROWN, S; HOUGHTON, R; SOLOMON, A; TREXLER, M; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. In: **Science**. (263): 1994, p. 185-190.

DOMAÇ, A. **Increasing the accuracy of vegetation classification using geology and DEM**. PhD Thesis, Middle East technical University, Turkey, 2004.

DOMINATI, E; PATTERSON, M; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. In: **Ecological Economics**. 69(9): 2010, p. 1858-1868.

EIGENBROD, F; ARMSWORTH, P. R; ANDERSON, B. J; HEINEMEYER, A; GILLINGS, S; ROY, D. B; THOMAS, C. D; GASTON, K. J. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. In: **Journal of Applied Ecology**, 47(2): 2010, p. 377-385.

EVANS, T.; MANIRE, A.; CASTRO, F.; BRONDIZIO, E.; MCCRACKEN, S. A dynamic model of household decision-making and parcel level landcover change in the eastern Amazon. **Ecological Modelling**. 143(1-2), p. 95-113, 2001.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, 19(3), p. 680-688, 2005.

FOODY, G. Valuing map validation: The need for rigorous land cover map accuracy assessment in economic valuations of ecosystem services. In: **Ecological Economics**. 111. 2015, p. 23-28.

GRIMALDI, M; OSZWALD, J; DOLÉDEC, S; HURTADO, M. D. P; SOUZA MIRANDA, I DE; ARNAULT, X de SARTRE, ASSIS, W. S. D; CASTAÑEDA, E; DESJARDINS, T; DUBS, F; GUEVARA, E; GOND, V; LIMA, T. T. S; MARICHAL, R; MICHELOTTI, F; MITJA, D; NORONHA, N. C; DELGADO OLIVEIRA, M. N; RAMIREZ, B; RODRIGUEZ, G; SARRAZIN, M; SILVA, M. L. D, COSTA, L. G. S; SOUZA, S. L. D; VEIGA, I; VELASQUEZ, E; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts : searching for landscape drivers. In: **Landscape Ecology**. 29(2). 2014, p. 311-328.

GRÊT-REGAMEY, A.; WEIBEL, B.; BAGSTAD, K. J.; FERRARI, M.; GENELETTI, D. KLUG, H.; SCHIRPKE, U.; TAPPEINER, U. **On the effects of scale for ecosystem services mapping**. Plos One, 9 (12), dez., p. 1-17, 2014.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Projeto Prodes – Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite**, Brasília: 2014.

KULL, C. A; ARNAULT, X de SARTRE, CASTRO-LARRANAGA, M. The political ecology of ecosystem services. In: **Geoforum**. 61. 2015, p. 122-134.

LAMARRE, G; MENDOZA, I; ROUGERIE, R; DECAËNS, T; HÉRAULT, B; BÉNÉLUZ, F. Stay out (almost) all night: Contrasting responses in flight activity among tropical moth assemblages. In: **Neotropical Entomology**. 44(2). 2015, p. 109-115.

MALINGA, R.; GORDON, L. J.; JEWITT, G.; LINDBORG, R. Mapping ecosystem services across scales and continents - a review. **Ecosystem Services**, 13 (Best Practices for Mapping Eco-system Services), p. 57-63, 2015.

MARKEWITZ, D; DAVIDSON, E; MOUTINHO, P; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. In: **Ecological Applications**. 14(4, S). 2004, p. S177-S199.

MCINERNY, G. J; CHEN, M; FREEMAN, R; GAVAGHAN, D; MEYER, M; ROWLAND, F; SPIEGELHALTER, D. J; STEFANER, M; TESSAROLO, G; HORTAL, J. Information visualization for science and policy: engaging users and avoiding bias. **Trends in Ecology & Evolution**, 29 (3), mar., p. 148-157, 2014.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: scenarios**. Washington DC: Island Press, 2005.

NELSON, E; MENDOZA, G; REGETZ, J; POLASKY, S; TALLIS, H; CAMERON, D; CHAN, DAILY, G.C; GOLDSTEIN, J; KAREIVA, P. M; LONSDORF, E; NAIDOO, R;

RICKETTS, T. H; SHAW, M. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. In: **Frontiers in Ecology and the Environment**. 7(1). 2009, p. 4-11.

OSZWALD, J; GRIMALDI, M. S; DUFOUR, S.; LE CLEC'H, S. Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques: l'apport des approches paysagères. In **Political Ecology des services écosystémiques**. Peter land edition, 2014, p. 191-204.

PAGELLA, T. F; SINCLAIR, F. L. Development and use of a typology of mapping tools to assess their fitness for supporting management of ecosystem service provision. In: **Landscape Ecology**. 29 (3). 2014, p. 383-399.

PANSU, M; GAUTHEYROU, J. Handbook of soil analysis. In: **Mineralogical, organic and inorganic methods**. 2006.

PAVÉ A.; FORNET G. **Amazonie: une aventure scientifique et humaine du CNRS**, Galaade éditions, 156 p. 2010

PORTELA, R; RADEMACHER; I. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. In **Ecological Modelling**, 143(1), p. 115-146, 2001.

RANGAN, H; KULL, C. A. What makes ecology 'political?': rethinking 'scale' in political ecology. In: **Progress in Human Geography**. Year, Vol.33, N. 1, 2009, p. 28-45.

ROCES-DIAZ, J. V; DIAZ-VARELA, E. R; ALVAREZ, P. Analysis of spatial scales for ecosystem services: Application of the lacunarity concept at landscape level in Galicia (NWSpain). In: **Ecological Indicators**. 36. 2015, p. 495-507.

SOLAR, R. R. d. C; BARLOW, J; ANDERSEN, A. N; SCHOEREDER, J. H; BERENQUER, E; FERREIRA, J. N; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the amazon: A multi-scale assessment using ant communities. In: **Biological Conservation**, n. 197, p. 98-107, 2016.

STARK, N; JORDAN, C. Nutrient retention by root mat of an Amazonian rainforest. In: **Ecology**. 59(3). 1978, p. 434-437.

TÔSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; MANGABEIRA, J. A. C. Serviços ecossistêmicos e Serviços ambientais: Conceitos e importância! In: **Ecodebate: cidadania e meio ambiente**. Dez, 2012. Disponível em: <<https://goo.gl/ID5PZq>>. Acesso em: 18.mai.2016

VAN DER BIEST, K; D'HONDT, K; JACOBS, S; LANDUYT, D; STAES, J; GOETHALS, P; MEIRE, P. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. In: **Ecological Indicators**. 37(A). 2014, 252-265.

<https://periodicosonline.uems.br/index.php/GEOF/index>

VELASQUEZ, E; LAVELLE, P; ANDRADE, M. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. In: **Soil Biology & Biochemistry**. 39 (12): 2007, p. 3066-3080.

ZIMMERMANN, B; ELSENBEER, H; MORAES, J. M de. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff-generation. In: **Forest Ecology and Management**. 222 (1-3), 2006, p. 29-38.

Recebido em 15 de junho de 2016.

Aceito em 25 de junho de 2016.