



# AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM SISTEMAS AGROSSILVIPASTORIS

**Lucilia Maria Parron**

Embrapa-Florestas, Colombo, Paraná

[lucilia.parron@embrapa.br](mailto:lucilia.parron@embrapa.br)

**Junior Ruiz Garcia**

Departamento de Economia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba

[jrgarcia1989@gmail.com](mailto:jrgarcia1989@gmail.com)

**José Mauro Magalhães Ávila Paz Moreira**

Embrapa-Florestas, Colombo, Paraná

[jose-mauro.moreira@embrapa.br](mailto:jose-mauro.moreira@embrapa.br)

**Vanderley Porfírio-da-Silva**

Embrapa-Florestas, Colombo, Paraná

[vanderley.porfirio@embrapa.br](mailto:vanderley.porfirio@embrapa.br)

## Resumo

Agroecossistemas são sistemas ecológicos naturais modificados por práticas agropecuárias e/ou silviculturais para produzir alimentos, fibras e outros produtos para o bem-estar da sociedade. O grau de complexidade desses sistemas indica a capacidade em prover serviços ecossistêmicos (SE). O objetivo do estudo é apresentar uma avaliação biofísica e monetária de SE providos em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e lavoura-pecuária (ILP), tendo como base a abordagem proposta pela Economia Ecológica e Avaliação Ecossistêmica do Milênio. O estudo compara os SE providos pelos sistemas ILP e ILPF com o cultivo de *Eucalyptus* e de culturas agrícolas (produção de grãos) sem integração em plantio direto, tendo como referência uma vegetação natural. Em termos do fluxo de SE os resultados da avaliação indicam que o sistema produtivo de maior complexidade ecológica (ILPF) apresenta desempenho melhor do que os sistemas menos complexos, como ILP, *Eucalyptus* e culturas agrícolas sem integração.

**Palavras-chave:** valoração econômica, sistemas de integração, serviços ecossistêmicos; gestão ambiental.

## Abstract

Agrosystems are natural ecological systems modified by agricultural practices to produce food, fiber, energy and other products essential to human well-being. The degree of complexity of the systems can be used to evaluate the ability to provide ecosystem services (ES), such as carbon sequestration, support for biodiversity and cultural services. The objective of this study is to present a biophysical and monetary evaluation of ES provided in crop-livestock-forest integration systems (ICLF) and crop-livestock integration systems (ICL), based on the approach proposed by Ecological Economy and Millennium Ecosystem Assessment. The study also compares ES provided by ICL and ICLF systems with those provided by *Eucalyptus* monoculture and annual crop under no-tillage, with reference to



natural ecosystem. In terms of the flow of ES the results of the evaluation indicate that the more complex productive system (ICLF) perform better than the less complex systems.

**Keywords:** economic valuation, integrated systems, ecosystem services, environmental management.

**JEL Codes:** Q01; Q25; Q28.

## 1. Introdução

Os bens e serviços ecossistêmicos (SE) representam condições e processos por meio dos quais os ecossistemas contribuem direta e indiretamente para a qualidade e manutenção da vida humana (Daily, 1997; de Groot et al., 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Os SE representam os benefícios dos ecossistemas apropriados pela sociedade (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). O principal elemento que caracteriza os SE é a contribuição dos ecossistemas para o bem-estar humano, sem ela, seriam apenas funções ecossistêmicas (Daily, 1997; de Groot, Wilson e Boumans, 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

O reconhecimento da importância dos SE para a sociedade remonta à Platão, que já entendia a relação entre a presença de florestas e controle de processos erosivos e a própria ocorrência de secas (Gómez-Baggethun et al., 2010). Contudo, a temática ganhou relevância na agenda política e de pesquisa com a publicação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Esse estudo não apenas mostrou a relação de dependência entre o bem-estar da sociedade e da dinâmica econômica e o fluxo de SE, mas apresentou um quadro preocupante a respeito do grau de degradação dos ecossistemas em escala global. O estudo também tem contribuído para a expansão das publicações na temática dos SE (Tancoigne et al., 2014; Sutton et al., 2016; Santos et al., 2019; Teoh et al., 2019) e para o desenvolvimento da abordagem multidimensional (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Martínez-Harms &

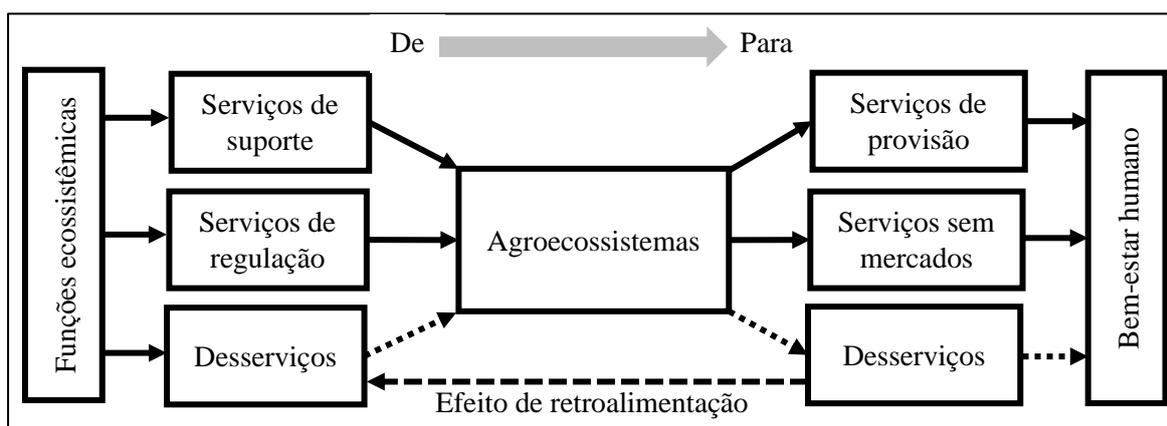
Balvanera, 2012; Ingram et al., 2014; Elliff & Kikuchi, 2015).

Essa abordagem considera simultaneamente a dimensão ecológica, social e econômica, incluindo a identificação, mensuração, mapeamento e/ou modelagem dos SE e dos *trade-offs* envolvidos nas decisões de mudança no uso da terra (Groot et al., 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Martínez-Harms & Balvanera, 2012; Elliff & Kikuchi, 2015; Naeem et al., 2015). A análise vai além da simples valoração monetária dos SE ou da abordagem monodisciplinar, porque envolve uma avaliação que reconhece a complexidade inerente dos ecossistemas e a interdependência dinâmica entre seus componentes (Gomes & Varriale, 2004; Kumar & Kumar, 2008) e o subsistema socioeconômico. Os SE têm sido classificados e agrupados de diversas formas, porém, a classificação mais usada está baseada na Millennium Ecosystem Assessment (2005): serviços de suporte; serviços de regulação; serviços de provisão e serviços culturais.

Práticas agrícolas sustentáveis e intensificação sustentável da produção são iniciativas baseadas na adoção de medidas de conservação do solo (Salton et al., 2014). Os princípios básicos da agricultura conservacionista são cobertura do solo com resíduos de culturas, incorporação de plantas de cobertura, rotação de culturas, gestão integrada de nutrientes e redução de perturbações no solo (Strassburg et al., 2014). A estratégia da intensificação sustentável é produzir mais com menos, aprimorando a ecoeficiência, reduzindo o desperdício e restaurando a saúde do solo (Lal, 2013, 2019).

Os agroecossistemas tem por objetivo a maximização dos fluxos de SE de provisão (Zhang et al., 2007), ou seja, a produção agropecuária, mas também oferecem uma gama de SE ignorados pelo mercado tais como biodiversidade, controle de erosão e purificação da água. Portanto, esses sistemas são ao mesmo tempo dependentes e provedores de SE, que se adequadamente manejados podem maximizar a provisão de SE

sem sacrificar a produtividade (Baral et al., 2013; Boyd & Banzhaf, 2007; Daily, 1997; Firbank et al., 2018; Fisher et al., 2009; Ghaley et al., 2013; Koschke et al., 2013; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Parron et al., 2015a; Romeiro, 2014; Schipanski et al., 2014; Zhang et al., 2007) (Erro! Fonte de referência não encontrada.).



**Figura 1.** Funções, serviços e desserviços ecossistêmicos em agroecossistemas. Linhas sólidas indicam SE e as linhas tracejadas indicam desserviços ecossistêmicos (DE)

Fonte: preparado pelos autores com base em Zhang et al., 2007, p. 254.

Os agroecossistemas dependem dos SE de suporte (p.ex. estrutura e fertilidade do solo, matéria orgânica do solo, ciclagem de nutrientes, disponibilidade de água) e de regulação (p.ex. retenção do solo, polinização, controle natural de pragas e doenças, purificação da água, amenidade climática) (Zhang et al., 2007). Contudo, estes sistemas também são afetados negativamente pelos desserviços ecossistêmicos (DE), que podem reduzir a produtividade e aumentar os custos de produção (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Os DE representam danos causados em sistemas agropecuários pela dinâmica natural, como por exemplo, pragas e doenças que prejudicam as lavouras e/ou a criação de animais, assim como a competição por água e nutrientes, redução de

polinizadores, perda de nutrientes e a contaminação por agroquímicos, podem retroalimentar os DE que afetam os agroecossistemas (**Figura 1**).

Assim, a identificação e a mensuração dos SE e DE permitem traduzir os benefícios e prejuízos ao bem-estar para a métrica monetária. Isto é possível porque os SE têm valor positivo para a sociedade, e os DE representam uma perda (custo positivo) e, portanto, ambos são passíveis de valoração. Todavia, nem sempre é possível apresentar o resultado da valoração na métrica monetária (Andrade & Romeiro, 2009, 2013; Garcia, 2013). Ainda assim, a identificação ou mensuração biofísica dos SE e DE são um avanço em termos da quantidade de



informação disponível para a tomada de decisão.

Sistemas integrados de produção agropecuária promovem a combinação simultânea ou intercalada de cultivos agrícolas, cultivos florestais e criação de animais (Mangabeira et al., 2011; Moraes et al., 2014; Alves et al., 2015). Existe a perspectiva de que sistemas agropecuários mais simplificados sejam substituídos por sistemas ecologicamente mais complexos (Baral et al., 2013; Romeiro, 2014), como sistemas integrados de produção agropecuária, dentre estes a integração lavoura, pecuária e floresta (ILPF) (Carvalho et al., 2018; Costa et al., 2018). Contudo, o aumento da complexidade acarreta investimentos, e nem todos os benefícios gerados são privados, já que a maioria dos SE são inerentemente bens públicos (Parron & Garcia, 2015). Assim, a identificação, mensuração e valoração dos SE aportados pelos sistemas integrados podem contribuir para esta necessária transição para uma agropecuária mais sustentável.

Os benefícios da adoção desses sistemas podem orientar a retirada de subsídios implícitos ou ocultos dos sistemas baseados no uso excessivo dos recursos naturais, ou daqueles que reduzam os SE, transferindo-os para sistemas que contribuam para a provisão de SE. Dessa maneira, a identificação e avaliação dos SE providos por sistemas integrados de produção agropecuária podem fornecer subsídios para a formulação e execução de mecanismos de pagamentos por serviços ambientais (PSA) (Wunder, 2015) nas áreas rurais. Os mecanismos de PSA podem ser destinados a ações voluntárias (ANA, 2018) ou obrigatórias de conservação ambiental (Brasil, 2012), que impõem um custo de oportunidade privado ao produtor rural em prol de um benefício público.

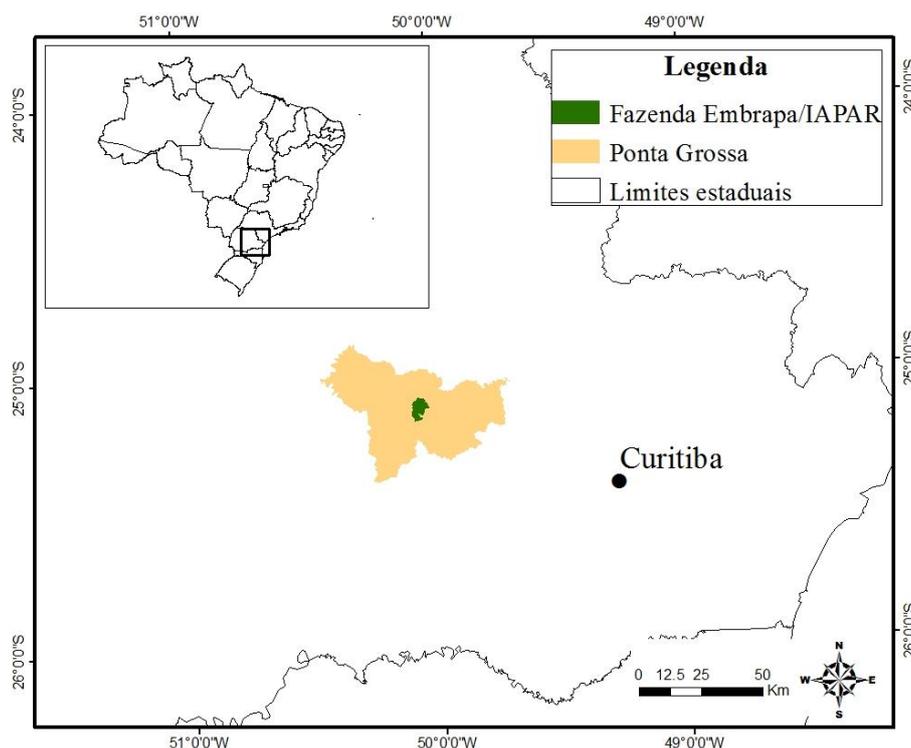
Portanto, a avaliação de sistemas agropecuários com base na abordagem dos SE (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) pode auxiliar na adoção de sistemas mais sustentáveis, contribuindo para a maximização dos ganhos (Oliveira-Silva et al., 2016). A valoração econômica corresponde à tradução dos resultados biofísicos da avaliação dos SE na métrica monetária, que representa o produto da quantidade de SE pelo seu respectivo “preço” (Garcia et al., 2015).

Frente a este contexto, o objetivo deste trabalho é apresentar uma avaliação biofísica e monetária de SE providos em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) sob plantio direto, tendo como base a abordagem proposta pela Economia Ecológica e pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio. O trabalho também compara SE providos por sistemas integrados de produção agropecuária com os providos por monocultivo de *Eucalyptus* e de culturas agrícolas sem integração (produção de grãos) sob plantio direto, tendo como referência uma vegetação natural (floresta nativa).

## 2. Materiais e Métodos

### 2.1. Área de estudo

Os agroecossistemas estão localizados nos Campos Gerais, Ponta Grossa, Paraná, na Estação Fazenda Modelo do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) (25° 7' 22" S; 50° 3' 01" O) e na área da EMBRAPA (25° 10' 49" S e 50° 04' 21" O). A floresta natural, usada como referência, está no Parque Estadual de Vila Velha (25° 14' 17" S e 50° 0' 39" O) (**Figura 2**).



**Figura 2.** Localização da área de estudo em Ponta Grossa

Fonte: preparado pelos autores.

Nos Campos Gerais o clima é Cfb (Köppen), subtropical úmido, caracterizado por temperaturas médias entre 13,9°C e 21,4 °C, precipitação de 1.523 mm ano<sup>-1</sup> e evapotranspiração de 930 mm ano<sup>-1</sup> (período 1954-2001) com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Aparecido et al., 2016; IAPAR, 2018). A vegetação original era constituída por campos naturais e capões de floresta de araucária (Cervi & Linsingen, 2007). As áreas experimentais compreendem os sistemas agrossilvipastoril (integração lavoura-pecuária-floresta - ILPF), agropastoril (integração lavoura-pecuária - ILP), cultivo florestal de eucalipto (EP) e cultivo agrícola em plantio direto (NT), e floresta natural (NF). Em cada sistema foram definidas três parcelas de 50 m x 100 m (5.000 m<sup>2</sup>). Na área experimental, as classes de solos são Latossolo vermelho (em todas as parcelas de ILPF, EP e NT, e em duas parcelas de ILP e duas de NF) e Cambissolos (uma parcela de ILP e uma parcela de NF), com textura média

argilosa e horizonte superficial proeminente (rico em matéria orgânica), e alta capacidade de troca catiônica na camada superficial. A altitude média local é de 953 m.

As áreas de ILPF (7,5 ha) e ILP (4,8 ha) foram usadas como campo nativo pastejado extensivo até 2006, quando foram convertidas para ILPF mediante aração, gradagem e incorporação de calcário dolomítico. A conversão de campo nativo para sistemas integrados buscou principalmente o aumento da rentabilidade por unidade de área (eficiência). No ILPF foram plantadas, em linhas simples, mudas de eucalipto (*Eucalyptus dunnii* Maiden) e grevéia (*Grevillea robusta* A. Cunn. Ex. R. Br.), em espaçamento de 14 m entre linhas 3 m entre plantas, alocadas transversalmente ao sentido da declividade do terreno (Nascimento et al., 2019). Desde a implantação, ambos sistemas foram cultivados no inverno com aveia preta (*Avena strigosa*) e azevém (*Lolium multiflorum*) em consórcio e pastejados por



novilhas da raça Purunã. No verão foram cultivados milho e soja, em sistema de rotação bianual (Pontes et al., 2016). No primeiro ano de ambos os sistemas foi cultivado arroz para recuperação do solo.

A área de cultivo agrícola (produção de grãos) sem integração sob plantio direto (NT) implantada em 1983, seguiu a rotação trigo-soja/aveia-milho/aveia-feijão (5,0 ha). O manejo adotado foi adubação no plantio, adubação de cobertura e tratos culturais com herbicidas, fungicidas e inseticidas.

O cultivo de *Eucalyptus dunnii* (EP) (6,0 ha) foi implantado em 1994, em espaçamento de 3 m entre linhas e 2 m entre plantas (Andrade et al. 2003). Para reduzir o sombreamento, desbastes regulares foram feitos a cada três anos (Pontes et al., 2016).

A área de floresta natural (NF) é representada por um capão de floresta do Parque Estadual

de Vila Velha, que sofreu exploração madeireira até 1953, quando o parque foi criado. O local possui espécies características de floresta primária, como *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis*, *Tabebuia alba* e *Cabralea canjerana* (Cervi & Linsingen, 2007).

## 2.2. Base de dados

Os dados sobre os SE de sequestro de carbono, conservação da água e solo, qualidade do solo e produção agropecuária e silvicultura foram obtidos nas três parcelas experimentais de cada sistema e em artigos com dados para o mesmo local ou região (Pergher, 2014; Gomes, 2014; Cardoso et al., 2015; Silva, 2016; Skalitz, 2013; Ramos et al., 2014; Zagatto, 2017) (Erro! Fonte de referência não encontrada.).

**Quadro 1.** Serviços ecossistêmicos e indicadores avaliados no estudo

| Serviços ecossistêmicos       | Funções ecossistêmicas                             | Indicadores                | O que avalia  |
|-------------------------------|--|----------------------------|---|
| Sequestro de carbono          | Fertilidade do solo                                | SOC 1m                     | Capacidade do solo em sequestrar ou emitir carbono no/ do solo,<br>Fertilidade do solo    |
|                               |  | SON 1m                     |   |
|                               |  | N <sub>2</sub> O emissão   |   |
|                               |  | CH <sub>4</sub> oxidação   |   |
| Produtividade primária        | Sequestro e estocagem de carbono na biomassa aérea | Estoque de carbono         | Capacidade da vegetação em sequestrar carbono,<br>Crescimento/desenvolvimento das plantas |
| Conservação da água e do solo | Retenção hídrica e regulação da erosão             | Infiltração de água        | Prevenção de erosão,<br>Retenção de água no solo,<br>Qualidade do solo                    |
|                               |  | Perda de N-NO <sub>3</sub> | Qualidade da água   |
|                               |  | Perda de água              | Retenção de água no solo,<br>Qualidade da água  |
|                               |  | Perda de solo              | Prevenção de erosão   |



| Serviços ecossistêmicos         | Funções ecossistêmicas  | Indicadores                       | O que avalia  |
|---------------------------------|---|-----------------------------------|---|
| Qualidade do solo               | Agregação do solo e decomposição, abundância e diversidade da fauna no solo | Distribuição de agregados no solo | Biodiversidade da fauna edáfica, Qualidade do solo (textura, porosidade, densidade, compactação, umidade, atividade biológica e matéria orgânica) |
|                                 |   | Riqueza da macrofauna do solo     |   |
|                                 |   | Riqueza da mesofauna do solo      |   |
| Produção de alimentos e madeira | Produção de alimentos e madeira   | Produção de grãos                 | Produtividades agrícola, pecuária e florestal   |
|                                 |   | Produção de carne                 |   |
|                                 |   | Produção de madeira               |   |

A quantificação do carbono no solo foi realizada a partir da amostragem de solo, em trincheiras de 1 m<sup>3</sup> no centro de cada parcela, em camadas definidas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, permitindo a determinação da concentração de carbono orgânico total (COT) no solo (Zanatta et al., 2014; ONU, 2015; FAO, 2019). Os estoques foram obtidos pelo produto entre COT, densidade aparente da camada do solo e espessura da camada (Parron et al., 2015b). Para a avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera foi usado o método da câmara estática fechada, que consiste na acoplagem das câmaras sobre uma base de metal fixada no solo e na coleta das amostras de ar em seringas (Brevilieri & Dieckow, 2015).

A estimativa do carbono na biomassa arbórea aérea foi realizada com base em equações alométricas, que relacionam as variáveis amostradas nas parcelas, com o número de indivíduos, diâmetro à altura do peito (DAP), altura da árvore e densidade da madeira (Cardoso et al., 2015). A estimativa da biomassa herbácea acima do solo foi obtida a

partir do corte rente à superfície do solo em quadrados de 0,25 m<sup>2</sup> (FAO, 2019).

A quantificação da taxa de infiltração da água no solo foi realizada com infiltrômetros de anéis concêntricos. A quantificação das perdas de solo, água e N-NO<sub>3</sub>, foi obtida a partir da coleta do escoamento superficial em parcelas coletoras (36,1 m<sup>2</sup>) delimitadas por chapas de metal (Skalisz, 2013; Silva, 2016). A avaliação da biodiversidade do solo foi realizada para a mesofauna (ácaros e colêmbolos) e a macrofauna (minhocas, besouros, formigas e cupins) edáfica, a partir da mensuração da abundância (densidade e biomassa) e da diversidade encontrada no solo e na serapilheira (Brown et al., 2015, Zagatto et al., 2017). A abundância foi obtida pelo número de indivíduos ha<sup>-1</sup> e a diversidade pelo número de espécies ha<sup>-1</sup>, usando o método de coleta TSBF (*Tropical Soil Biology and Fertility*) (Brown et al., 2015), que considera a estimativa da umidade gravimétrica e granulometria ente 0 a 20 cm do solo.

A produção de grãos foi estimada com base em Porfírio-da-Silva (2012). A produção de



madeira foi avaliada por cubagem rigorosa de amostras das árvores em cinco classes de DAP (diâmetro à altura do peito) e densidade da madeira de  $0,51 \text{ kg.cm}^{-3}$  (Paludzyszyn Filho & Santos, 2005). Para estimativa da produção de carne, o ganho médio diário dos animais (GMD,  $\text{Kg animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) foi obtido pela diferença entre o peso final e inicial dos animais dividido pelo número de dias entre as pesagens. O ganho de peso vivo por hectare (Gha,  $\text{Kg ha}^{-1}$ ) é o produto entre GMD, lotação por parcela e número de dias dos animais em pastejo.

### 2.3. Valoração Econômica

A valoração econômica usou o produto da quantidade de SE pelo seu respectivo 'preço sombra' (Maia et al. 2004). A valoração do estoque de carbono no solo e na vegetação, da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  (desserviço) e da mitigação de  $\text{CH}_4$  foi realizada com base no método preços de mercado (Garcia et al., 2015). Foram usados os preços médios do crédito de carbono de 2014 (Hamrick & Gallant, 2017), convertidos a partir da taxa de câmbio média do mesmo ano (IpeaData, 2019). Para o  $\text{N}_2\text{O}$  e o  $\text{CH}_4$  foi necessária a conversão de ambas as moléculas em carbono equivalente com base nos fatores de conversão 81,27 para o  $\text{N}_2\text{O}$  e 6,82 para o  $\text{CH}_4$  (IPCC, 2007; Sharp et al., 2018).

O estoque de nitrogênio no solo foi valorado com base no método dos bens substitutos (Garcia et al., 2015). Este método considera que o sulfato de amônia seria um substituto para a reposição do nitrogênio no solo. Assim, a valoração usou o preço médio do sulfato de amônia (farelado e granulado) em fevereiro de 2015, disponibilizado pela Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado do Paraná (SEAB, 2019). A estimativa da quantidade de sulfato de amônia para repor o estoque de nitrogênio no solo foi realizada com base no teor de nitrogênio no sulfato de amônia, da ordem de 20% (Marques & Pazzianotto, 2004).

A valoração dos serviços de provisão da produção agropecuária foi realizada com base em seus respectivos preços de mercados. Para evitar uma subestimação da avaliação econômica do ILPF em relação a um cultivo real, foi considerado apenas o eucalipto como espécie florestal. A avaliação considerou a produção florestal aos anos 9 (desbaste) e 11 (corte raso). A análise econômica do manejo do monocultivo florestal considerou *Eucalyptus urograndis*, sem desbastes, com um ciclo de duas rotações (7 e 14 anos). O sistema de produção modal foi levantado em 2015, e os custos de colheita foram atualizados (corrigidos) em 2016.

O sistema de produção dura 14 anos (um ciclo de duas rotações aos sete anos), sendo que a produção no primeiro corte foi de 600 mst/ha e no segundo 480 mst/ha. Considerando um fator de forma de  $0,7 \text{ m}^3/\text{mst}$ , a produção total estimada de 1080 mst em 14 anos por hectare, é de  $54 \text{ m}^3/\text{ha ano}$  de madeira para lenha. O preço considera a madeira entregue no cliente, com distância de frete variando entre 20-30 km. O valor mais comum (R\$ 55,00/mst) resulta em R\$  $78,57/\text{m}^3$ . O sistema ILPF considera o preço de venda da madeira *in natura*, cabendo ao adquirente extrair e retirar a madeira da propriedade rural. Para esse cálculo, no preço da madeira *in natura* no sistema de eucalipto são descontados os custos de sua colheita e transporte (R\$ 28,50/mst), resultando em R\$ 26,50/mst, equivalente a R\$  $37,86/\text{m}^3$ .

O sistema de produção de grãos em plantio direto foi levantado em Castro-PR, em uma propriedade que cultiva 250 hectares, divididos em feijão (25 ha), milho (25 ha) e soja (200 ha) no verão, e trigo (62,5 ha), aveia (125 ha) e azevém (62,5 ha) no inverno. O método de levantamento dos preços e custos foi o painel (desenho de um sistema típico de produção, definido entre produtores, pesquisadores e técnicos locais) para 2015.



A valoração econômica dos SE de conservação da água e do solo (inclui infiltração de água, perda de N-NO<sub>3</sub>, perdas de água e de solo) e dos SE de qualidade do solo (representados pela análise visual dos agregados e riqueza da meso e da macrofauna) não foi realizada em função dos baixos valores e de dificuldades metodológicas para a obtenção dos respectivos preços de mercado.

#### 2.4. Limitações metodológicas

O estudo tem um foco regional e apresenta resultados de pesquisa de campo. A avaliação de indicadores foi realizada em parcelas alocadas em distintos usos da terra e em um curto espaço de tempo (2013-2014). Todos os tipos de uso da terra aportam um conjunto de SE, onde as diferenças estão no gradiente do fluxo de contribuição. A floresta natural (FN) aporta SE que são difíceis de serem valorados na métrica biofísica, impossibilitando a valoração monetária. No entanto, muitos SE de provisão aportados por sistemas naturais

como recursos de biodiversidade, genéticos, medicinais e ornamentais não foram avaliados, e por isso, os resultados podem gerar a falsa impressão de que a FN aportaria um fluxo menor de SE quando comparados aos demais sistemas. Por isso, os resultados obtidos têm caráter metodológico de avaliação e valoração econômica de SE, e preliminar no que se refere às comparações entre os diferentes usos da terra.

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Avaliação Biofísica

Os resultados da avaliação biofísica mostram heterogeneidade dos SE (**Quadro 2**), com destaque para os de provisão dos agroecossistemas, cujo objetivo é justamente sua maximização. Entretanto, a sua maximização é alcançada em função da redução dos SE de suporte, regulação e culturais.

**Quadro 2.** Resultados biofísicos dos serviços e desserviços ecossistêmicos avaliados

| Serviço e desserviço ecossistêmico | Indicador   | Unidade                              | Uso da terra            |                       |                        |                        |                        |
|------------------------------------|---|--------------------------------------|-------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
|                                    |   |                                      | NF                      | EP                    | ILP                    | ILPF                   | NT                     |
| Sequestro de carbono               | SOC 1m <sup>1</sup>                                 | Mg ha <sup>-1</sup>                  | 108                     | 104,4                 | 97,4                   | 97,5                   | 96,5                   |
|                                    | SON 1m <sup>1</sup>                                 | Mg ha <sup>-1</sup>                  | 7,7                     | 6,5                   | 7,3                    | 6,8                    | 6,7                    |
|                                    | N <sub>2</sub> O emissão <sup>2,3</sup>             | Mg ha <sup>-1</sup>                  | 0,008 x10 <sup>-3</sup> | 2,0 x10 <sup>-3</sup> | 0,65 x10 <sup>-3</sup> | 0,57 x10 <sup>-3</sup> | 2,68x10 <sup>-3</sup>  |
|                                    | CH <sub>4</sub> oxidação <sup>2,3</sup>             | Mg ha <sup>-1</sup>                  | 10,77 x10 <sup>-3</sup> | 3,6 x10 <sup>-3</sup> | 1,7 x10 <sup>-3</sup>  | 1,7 x10 <sup>-3</sup>  | 2,08 x10 <sup>-3</sup> |
|                                    | Estoque de carbono na biomassa aérea <sup>4,8</sup> | Mg ha <sup>-1</sup>                  | 176,2                   | 169,2                 | 4,0                    | 25,6                   | 4,3                    |
| Conservação da água e do solo      | Infiltração de água <sup>5</sup>                    | mm h <sup>-1</sup>                   | 999,6                   | 724,3                 | 119,7                  | 96,3                   | 176,6                  |
|                                    | Perda de N-NO <sub>3</sub> <sup>5,6,7</sup>         | g ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> | 1                       | 45,9                  | 77,2                   | 238                    | 77,9                   |



| Serviço e desserviço ecossistêmico | Indicador                          | Unidade                               | Uso da terra |      |         |         |         |
|------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|--------------|------|---------|---------|---------|
|                                    |                                    |                                       | NF           | EP   | ILP     | ILPF    | NT      |
|                                    | Perda de água <sup>5,6,7</sup>     | mm ano <sup>-1</sup>                  | 0,32         | 7,5  | 9,9     | 18,9    | 8,3     |
|                                    | Perda de solo <sup>5,6,7</sup>     | kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> | 0,52         | 4,9  | 35,8    | 125,9   | 36,1    |
| Qualidade do solo                  | Agregação do solo <sup>8</sup>     | -                                     | 1,6          | 2,1  | 2,7     | 2,5     | 2,4     |
|                                    | Riqueza da macrofauna <sup>8</sup> | -                                     | 15           | 8,5  | 13      | 12      | 8,5     |
|                                    | Riqueza da mesofauna <sup>8</sup>  | -                                     | 12           | 10,5 | 9       | 9,5     | 8,5     |
| Produção de alimentos e madeira    | Arroz                              | kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> |              |      | 202,5   | 174,2   |         |
|                                    | Milho                              | kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> |              |      | 1.930,9 | 1.780,6 | 1.050,0 |
|                                    | Soja                               | kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> |              |      | 2.092,7 | 1.458,1 | 3.040,0 |
|                                    | Feijão                             | kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> |              |      |         |         | 260,0   |
|                                    | Trigo                              | kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> |              |      |         |         | 950,0   |
|                                    | Carne                              | Mg ha <sup>-1</sup>                   |              |      | 0,1     | 0,1     |         |
|                                    | Madeira – lenha                    | m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano   |              | 54,0 |         | 5,1     |         |
|                                    | Madeira – tora                     | Mg ha <sup>-1</sup>                   |              |      |         | 4,6     |         |

Fonte: preparado pelos autores com base nos resultados da pesquisa. <sup>1</sup>Dados dos autores.; <sup>2</sup>Pergher, 2014; <sup>3</sup>Gomes, 2014 (dados de NF); <sup>4</sup>Cardoso et al. 2015; <sup>5</sup>Silva, 2016; <sup>6</sup>Skalitz, 2013 (dados de NT); <sup>7</sup>Ramos et al. 2014 (dados de NF); <sup>8</sup>Zagatto, 2017.

Apesar das limitações na mensuração, a produção de madeira no sistema EP, por exemplo, implica na redução de grande parte dos SE avaliados, quando comparado aos da floresta natural. Cabe destacar que os resultados revelam apenas parte do custo ambiental envolvido na maximização do SE de provisão. Situação semelhante pode ser observada nos demais sistemas, isto é, a redução no fluxo de SE em função da maximização do SE de provisão.

A análise deve considerar que os resultados em unidades biofísicas podem gerar a falsa impressão de que os SE seriam substitutos perfeitos entre si, na tentativa de maximizar o volume biofísico total. Neste sentido, o fato de

que o sistema EP apresente o maior valor do SE de provisão em Mg ha<sup>-1</sup> – média anual linear de 25,3 Mg ha<sup>-1</sup> (2006-2013), não significa que a recomendação seja a supressão dos demais agroecossistemas ou da floresta natural.

Mesmo diante da baixa diversidade da fauna e flora no sistema EP, o que compromete vários SE, a floresta plantada é responsável por importantes SE de regulação e de suporte, tais como: sequestro e estocagem de carbono, taxa de infiltração de água, controle de erosão e N-NO<sub>3</sub>, afetando positivamente a qualidade do solo e a qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Cabe destacar que a análise desconsidera o efeito negativo decorrente da



colheita e do início do novo ciclo produtivo, onde o solo está mais suscetível às intempéries climáticas, que afetam negativamente os SE.

O sistema ILP e ILPF, que apresentam maior complexidade ecológica que os sistemas EP e NT, contribui tanto para a maximização do serviço de provisão como de outros SE (**Quadro 2**). A cobertura vegetal nestes sistemas e a entrada do componente animal contribui para a relativa estabilidade no fluxo de SE, diferentemente dos sistemas EP e NT. Neste sentido, os sistemas integrados permitem a produção de alimentos, mas também a manutenção de importantes SE.

Os fluxos de Gases de Efeito Estufa (GEE) podem ser negativos ou positivos (**Quadro 2**). Os sistemas emitem  $N_2O$  em maior ou menor concentração; a produção de  $N_2O$  no solo ocorre em função dos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. Ambos são afetados por condições físicas (difusão de  $O_2$  – Oxigênio, temperatura e conteúdo de água), químicas (concentração de  $N-NO_3^-$  e  $N-NH_4^+$  e disponibilidade de carbono facilmente metabolizável) e biológicas (atividade microbiana) (Brevilieri & Dieckow, 2015). Quanto maior a emissão de  $N_2O$ , maior é a degradação do solo. O sistema NT emitiu mais  $N_2O$  ( $2,7 \times 10^{-3}$  Mg ha  $N-N_2O$  ano<sup>-1</sup>) do que os demais sistemas. No sistema ILPF e ILP as emissões de  $N_2O$  são mais reduzidas do que no NT, um fator positivo para a recomendação de sistemas integrados.

Em contraste, o fluxo de  $CH_4$  é negativo quando ocorre sua oxidação ou consumo. Para a maioria dos solos, quanto maior a oxidação de  $CH_4$ , menor é o seu estado de degradação. A produção de  $CH_4$  ocorre pelas bactérias metanogênicas que, em condições restritas de  $O_2$ , reduzem os compostos orgânicos a  $CH_4$ , isto é, o  $CH_4$  é um dos produtos da etapa final da decomposição microbiana da matéria orgânica em meio

anaeróbio. A perturbação que ocorre durante o revolvimento para o plantio pode modificar a população dessas bactérias, afetando a dinâmica do  $CH_4$ .

Os resultados indicam que o consumo de  $CH_4$  pelo sistema ILPF é seis vezes menor que na FN (**Quadro 2**). Os maiores valores de oxidação de  $CH_4$  na NF ( $10,8 \times 10^{-3}$  Mg  $CH_4$  ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), indicam que o solo da floresta atua como um dreno, retirando este gás da atmosfera, portanto, apresenta maior potencial líquido de mitigação de  $CH_4$  (Pergher, 2014). Ambos os fluxos, emissão de  $N_2O$  e oxidação de  $CH_4$ , são importantes indicadores do SE de sequestro de carbono, afetando a capacidade de estocagem dos solos. Neste sentido, solos sob sistemas agrícolas que adotam práticas de manejo conservacionistas tendem a emitir pouco  $N_2O$  e servir como dreno de  $CH_4$ , conforme verificado no sistema de ILPF.

A riqueza da fauna edáfica e a agregação podem ser considerados indicadores que implicam diretamente no provimento de SE que afetam a qualidade do solo. A macrofauna foi maior na NF e menor na EP e NT, mas a NT também apresentou os menores valores de mesofauna. Quanto maiores os valores da riqueza da meso e macrofauna edáfica, maior é a decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, fluxos de gases, sequestro de carbono, produtividade primária, agregação do solo, infiltração e capacidade de retenção de água (Brown et al., 2015; Zagatto et al., 2017).

O contrário ocorre com a agregação, medida pela e avaliação visual da qualidade estrutural do solo (VSS), que representa o agrupamento de partículas primárias que compõem os agregados em diferentes estágios de formação (Giarola et al., 2009). Os menores valores deste índice ocorreram na NF. Quanto menor o índice VSS, menor é a degradação da qualidade do solo, em termos de textura, porosidade, densidade,



compactação, umidade, atividade biológica e matéria orgânica.

A infiltração de água a erosão e a perda de água e de N-NO<sub>3</sub> representam indicadores do SE conservação da água e do solo. A melhoria da estrutura do solo contribui para o aumento da infiltração e diminuição do escoamento superficial, o que por sua vez ocasiona uma redução na transferência de poluentes entre eles sedimentos e agroquímicos para cursos d'água (Power, 2010). Os sistemas FN e EP apresentaram os maiores valores de infiltração e de modo geral os dados indicam que os sistemas de uso e manejo com maior biomassa e menor revolvimento (FN, EP) resultaram em melhor qualidade física.

Entre os sistemas sob plantio direto (ILP, ILPF e NT), a NT apresentou os menores índices estruturais e hidráulicos do solo. Os sistemas também influenciaram a qualidade da água de escoamento superficial. A erosão e a perda de água e de N-NO<sub>3</sub>, embora com valores muito baixos, foram maiores nos sistemas de produção agrícola (ILPF, ILP, NT) (Silva, 2016).

A partir dos resultados biofísicos é possível observar que os sistemas integrados (ILP e ILPF) apresentam um melhor desempenho em termos dos SE do que os sistemas com menor complexidade ecológica (EP e NT). Evidentemente que os resultados do sistema ILPF são inferiores aos apresentados pela NF, uso de referência em termos do provimento de SE. A sociedade em que vivemos enfrenta o *trade-off* entre produzir alimentos e recuperar e proteger a cobertura vegetal nativa. Neste sentido, os resultados biofísicos já poderiam auxiliar na tomada de decisão dos agentes em um contexto de maximização dos benefícios sociais e ambientais para a instalação de agroecossistemas. Os resultados permitem a internalização da dimensão ambiental, representada pelos SE, na tomada de decisão, apesar da necessidade de mais avaliações de SE nos usos da terra.

Um aspecto a ser considerado, é que a instalação dos sistemas ILP e ILPF ocorreram numa estratégia de recuperação da produtividade de uma área degradada, sendo provável que a continuidade da produção nestes sistemas, principalmente nos primeiros quatro anos, não se repita nos ciclos futuros. As primeiras lavouras tiveram como finalidade o condicionamento e a recuperação da fertilidade. Ainda após os cinco primeiros anos de cultivo, a produtividade do milho nos sistemas ILP e ILPF é inferior à obtida sob plantio direto, local de referência para produtividade agrícola. É esperado que a produtividade de milho aumente em função do aumento da fertilidade, o que possibilitaria a adoção de cultivares mais produtivas. Para produção de carne, a partir do quinto ano, o ganho médio diário dos animais (GMD) do ILP e ILPF foi de aproximadamente 0,86±0,310 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> animal e o ganho animal foi de 90 kg ha<sup>-1</sup>.

Apesar das limitações apontadas, os resultados mostram que o sistema ILPF aporta um conjunto de SE, que vai além dos serviços de provisão. O estudo realiza a comparação dos SE pela floresta natural (NF) passíveis de serem providos pelos usos antrópicos, o que significa que não há dados de campos para outros SE não providos pelos sistemas agrícolas e de ILPF. Evidentemente que a comparação com a floresta natural revela o *trade-off* envolvido na conversão de áreas naturais em agroecossistemas, esta informação representaria parte do custo de oportunidade envolvido na decisão de mudanças no uso das terras em termos da redução do serviço de regulação, de suporte e culturais, e mesmo de provisão em sentido amplo pela floresta nativa, tais como produtos extrativos vegetais como sementes e frutas silvestres. Neste aspecto, a valoração biofísica e monetária pode revelar para a sociedade parte do tamanho deste *trade-off* ou do custo de oportunidade envolvido na decisão, considerando que os SE da floresta natural



são maiores do que aquele apresentado nos resultados.

### 3.2. Valoração Econômica

A conversão dos resultados da avaliação biofísica para a métrica monetária permite a inclusão dos SE no cálculo econômico ou na análise econômico-financeira. Os resultados da valoração econômica permitem a

comparação de parcela dos benefícios econômicos aportados pelos diferentes sistemas em termos de SE. A valoração monetária representa a tradução dos resultados biofísicos na métrica monetária. Apesar das limitações, esta tradução foi possível para sete indicadores (**Quadro 3**).

**Quadro 3.** Valoração econômica de serviços ecossistêmicos de regulação e provisão (R\$ ha<sup>-1</sup>)

| Classificação dos SE      | Serviço ecossistêmico           | Indicador                            | Unidade                                | Uso da terra |          |           |           |          |
|---------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|--|--------------|----------|-----------|-----------|----------|
|                           |                                 |                                      |  | NF           | EP       | ILP       | ILPF      | NT       |
| A – Serviços de regulação | Sequestro de carbono            | SOC 1m <sup>1</sup>                  | R\$ ha <sup>-1</sup>                   | 4.006,41     | 3.872,86 | 3.613,19  | 3.616,90  | 3.579,80 |
|                           |                                 | SON 1m                               | R\$ ha <sup>-1</sup>                   | 285,64       | 241,13   | 270,80    | 252,26    | 248,55   |
|                           |                                 | CH <sub>4</sub> oxidação             | R\$ ha <sup>-1</sup>                   | 0,74         | 0,25     | 0,12      | 0,12      | 0,14     |
|                           |                                 | Estoque de carbono na biomassa aérea | R\$ ha <sup>-1</sup>                   | 1,780.83     | 1,710.68 | 40,43     | 258,97    | 43,46    |
| B – Serviços de provisão  | Produção de alimentos e madeira | Produção de grãos                    | R\$ ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> | -            | -        | 2.291,97* | 1.744,62* |          |
|                           |                                 | Produção de carne                    | R\$ ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> | -            | -        | 2.402,28* | 2.065,96* | -        |
|                           |                                 | Produção de madeira                  | R\$ ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> | -            |          | -         | 408,20*   | -        |

ILP – Integração Lavoura-Pecuária; ILPF – Integração Lavoura-Pecuária-Floresta; EP – Plantio Florestal de *Eucalyptus dunnii*; NT – Sistema de Plantio Direto; NF – Floresta natural. <sup>1</sup> em valores de 2014, \* média anual do período de 11 anos.

Apesar dos SE terem valor positivo para a sociedade, não significa que serão considerados nas tomadas de decisão na gestão ambiental e agrícola. Isso ocorre porque os SE, em sua maioria, são tratados como externalidades das atividades econômicas. Desse modo, a valoração econômica permitiria sua internacionalização nas tomadas de decisão, proporcionando uma correção dos custos envolvidos na produção. Contudo, este resultado representa apenas a dimensão econômica dos benefícios dos sistemas, aquela já considerada na tomada de decisão, mas agora ampliada com a inclusão dos SE.

As principais fontes de SE de regulação em valores monetários são os estoques de

carbono no solo e na vegetação, seguidos pelos SE de provisão. Esses dois conjuntos de SE possuem valores de mercado, facilitando a sua valoração. Apesar disso, os SE de regulação ainda têm sido ignorados nas tomadas de decisão, devido aos custos de transação envolvidos e à insegurança presente nestes mercados, ainda em desenvolvimento. Para os indicadores avaliados, os agroecossistemas maximizam o SE de provisão, mas sacrificam outros SE, como a diversidade genética, conservação da água e do solo e beleza cênica.

Contudo, a maioria dos SE de regulação, como conservação de biodiversidade e manutenção da população de polinizadores, assim como os serviços culturais e de suporte, cuja provisão



ocorre quase que exclusivamente em áreas naturais, não foram avaliados porque são pouco comparáveis aos providos por sistemas agrícolas experimentais. Além disso, a valoração desses SE em áreas naturais esbarra na ausência de dados biofísicos em função da heterogeneidade dos ecossistemas. Em um estudo em nível global, Costanza et al. (2014) estimaram em U\$3.800 ha ano<sup>-1</sup> o valor de dezessete SE em florestas tropicais em 2011. Esse valor é uma base do que poderíamos encontrar se mais SE fossem avaliados.

As principais fontes de SE de provisão são a produção de alimentos e de madeira. Embora possam ser manejadas e produtivas e, conseqüentemente, terem uso econômico, mas neste estudo as florestas naturais não são consideradas sistemas de produção. A extração de madeira poderia afetar negativamente a capacidade das áreas naturais no provimento de SE de regulação e de suporte, inclusive sua resiliência. A análise dos agroecossistemas deveria considerar na devida medida o custo da maximização dos serviços de provisão. Este custo representaria o custo de oportunidade da maximização do SE de provisão, por isso, a importância de dados biofísicos, especialmente de séries temporais.

Apesar do sistema ILPF ter apresentado os maiores valores entre os sistemas, devido à sua diversidade em termos de fontes de provisão (grãos, carne e madeira), não necessariamente significa que a sociedade deveria converter todas as áreas naturais em sistemas ILPF, por tudo que os sistemas naturais representam em termos de provisão de SE. Mas seria uma opção adequada converter sistemas convencionais em sistemas integrados. Strassburg et al. (2014) mostraram que a produtividade atual nas pastagens cultivadas do Brasil está a 32-34% do seu potencial e que o aumento da produtividade para 49-52% do potencial seria

suficiente para atender as demandas de carne, grãos, produtos madeireiros e biocombustíveis até meados de 2040, sem necessidade de conversão de ecossistemas naturais (o efeito poupa-terra). Como resultado seriam mitigados 14,3 Gt CO<sub>2</sub> eq.

### 3.3. Aspectos sociais de sistemas produtivos sustentáveis

Sistemas produtivos estão no centro do desenvolvimento sustentável. Sua atividade de fornecimento de nutrição humana molda a economia global e a relação da sociedade com a natureza. Por isso, sistemas produtivos sustentáveis são fundamentais para alcançar o conjunto de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) acordado pelas Nações Unidas (UN, 2015), que vão desde o fim da fome e da pobreza, até a melhoria do bem-estar humano e a redução dos impactos ambientais.

A abordagem proposta pela Economia Ecológica e pela Avaliação Ecológica do Milênio prevê que intervenções sejam feitas para reduzir a degradação dos ecossistemas. Essas intervenções incluem, entre outras, maiores investimentos em tecnologias ambientalmente sustentáveis, de modo que os sistemas produtivos possam equilibrar a produção de alimentos com a produção de outros serviços ecossistêmicos. Nesse cenário, avanços importantes ocorrem no desenvolvimento de tecnologias que aumentem a produção de SE, criem bens substitutos e reduzam os DE. Essa abordagem evidencia as possibilidades de subordinar o avanço técnico e abrange o conceito de tecnologia adaptada defendida por Sachs (2002).

Os SE providos por sistemas produtivos consideram as dimensões social, econômica, ambiental, espacial e cultural. A dimensão social envolve a criação de um processo de desenvolvimento que seja acessível e sustentável para todos na sociedade. A



dimensão econômica envolve a alocação e o gerenciamento mais eficiente dos recursos. A dimensão ecológica está associada ao uso de tecnologias eficientes em recursos e à redução de danos aos sistemas naturais. A dimensão espacial permite a obtenção de uma configuração rural-urbana mais equilibrada. Por último, a dimensão cultural envolve o conceito de ecodesenvolvimento, que abrange um conjunto de soluções específicas para a região, o ecossistema ou bioma.

#### 4. Considerações finais

As práticas de manejo dos agroecossistemas deveriam privilegiar aquelas que contribuam para o aumento dos SE, melhorando a sustentabilidade do sistema. Não deve ser ignorado o fato de que a sociedade precisa dos SE de provisão da produção agropecuária. Neste contexto, tem-se a seguinte questão: é possível elevar o provimento de SE em agroecossistemas?

Os resultados deste estudo indicam que a resposta pode ser positiva. Contudo, o provimento de SE pelos agroecossistemas precisa ser ainda mais avaliado. A identificação e a mensuração, biofísica ou monetária dos SE em agroecossistemas, se mostram como um grande desafio para o avanço da gestão ambiental e recuperação de ambientes degradados, inclusive para mitigação das emissões GEE. Enquanto os custos da adequada gestão ambiental e da recuperação de ambientes degradados são privados, os seus benefícios, na forma de SE, em sua maioria são bens públicos, ou seja, bens não-rivais e não-exclusivos. Pela falta de incentivo financeiro e pela ausência de arcabouço jurídico, produtores rurais não são motivados a adotarem sistemas que maximizem o provimento de SE para a sociedade.

Cabe destacar que os SE beneficiam os produtores rurais, por exemplo, a partir da

redução e do controle da erosão, conservação dos ciclos da água e de nutrientes, controle biológico de pragas e doenças, aumento do estoque de carbono no solo, polinização, entre outros. Assim, a adoção de práticas agropecuárias ou de sistemas integrados podem proporcionar benefícios *in situ* e *ex situ* nas propriedades rurais.

#### Agradecimentos

Os autores agradecem às seguintes fontes de recursos: Contrato de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa no.02.11.01.031.00.01.

#### Referências

- Alves, F.V., Laura, V.A. e R.G. Almeida, 2015. Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável. Embrapa, Brasília.
- ANA, 2018. Nota informativa - Programa Produtor de Água. 17
- Andrade, G.C., Silva, H.D., Bellote, A.F.J. e C.A. Ferreira, 2003. Efeitos da adubação fosfatada e da aplicação de resíduo de celulose no crescimento de *Eucalyptus*. *Boletim de Pesquisa Florestal* Vol. 47:43–54.
- Aparecido, L.E.O. Rolim, G.S. Richetti, J., Souza, P.S. e J.A. Johann, 2016. Köppen, Thornthwaite and Camargo climate classifications for climatic zoning in the State of Paraná, Brazil. *Ciência e Agrotecnologia*. Vol. 40(4): 405-417.
- Baral, H., Keenan, R.J., Fox, J.C. Stork, N.E. e S. Kasel, 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity* 13:35–45.
- BRASIL, Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; (...) e dá outras



providências, Brasília, Diário Oficial da União, nº 102, Seção 1, p.1 a 8.

Boyd, J. e S. Banzhaf, 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units *Ecological Economics* 63: 616–626.

Brevilieri, R.C. e J. Dieckow, 2015. Mitigação de emissões de gases de efeito estufa em solos agrícolas e florestais como indicador de serviços ambientais, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds) *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, pp 109–121.

Brown, G.G., Niva, C.C. e M.R.G. Zagatto, et al. 2015. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds) *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, pp 122–154.

Cardoso, D.J., Parron, L.M. e L. Franciscon, 2015. Carbono de biomassa em floresta nativa e sistemas florestais como indicador de serviços ambientais, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds) *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, pp 84–91.

Carvalho, P.C.F., Barro, R.S., Neto, A.B, Nunes, P.A.A., Moraes, A., Anghinoni, I., Bredemeier, C., Bayer, C., Martins, A.P. e T.R. Kunrath, 2018. Integrating the pastoral component in agricultural systems. *Revista Brasileira de Zootecnia* Vol. 47: e20170001.

Cervi, A.C. e L.V. Linsingen, 2007. A vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Boletim do Museu Botânico Municipal* Vol. 69:1–52.

Costa, M.P., Schoeneboom, J.C., Oliveira, S.A., Viñas, R.S. e G.A. Medeiros, 2018. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and

non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. *Journal of Cleaner Production* Vol. 171: 1460e1471.

Costanza, R., de Groot, R. e P. Sutton, 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* Vol. 26:152–158.

Daily, G.C., 1997. What are ecosystem services.pdf, em Daily GC (ed) *Nature's Services: societal dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC., p 10

de Groot, R.S., Wilson, M.A. e R.M.J. Boumans, 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* Vol. 41:393–408.

Elliff, C.I. e R.K.P. Kikuchi, 2015. The ecosystem service approach and its application as a tool for integrated coastal management. *Natureza & Conservação* Vol. 13:105–111.

FAO. 2017. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (Version 1). *Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership*. Rome, FAO. 170 pp. 2017. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Firbank, L.G., Attwood, S., Eory, V., Gadanakis, Y., Lynch, J.M., Sonnino, R. e T. Takahashi, 2018. Grand challenges in Sustainable intensification and ecosystem services. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2: 1-3.

Fisher, B., Turner, R.K. e P. Morling, 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68:643–653.

Garcia, J.R., Reis, J.C., Moreira, J.M.A.P., C. Ferronato, 2015. Considerações teórico-metodológicas sobre o processo de valoração dos recursos naturais, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds)



Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica. Embrapa, Brasília, pp 191–198

Ghaley, B.B., Vesterdal, L. e J.R. Porter, 2013. Quantification and valuation of ecosystem services in diverse production systems for informed. *Environmental Science Policy* Vol. 39:139–149.

Giarola, N.F.B., Tormena, C.A, Silva, A.P e B. Ball, 2009. Método de avaliação visual da qualidade da estrutura aplicado a Latossolo Vermelho Distroférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Ciência Rural* Vol. 39: 2531-2534.

Gomes, A.G. e M.C. Varriale, 2004. Modelagem de ecossistemas: uma introdução. 2.ed. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria. 503p.

Gomes, M.V., 2014. Estoque de carbono e emissão de gases de efeito estufa em Cambissolo sob plantações de *Pinus taeda*. 91p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.

Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. e C. Montes, 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* Vol. 69(6): 1209–1218.

Hamrick, K. e M. Gallant, 2017. Unlocking Potential - State of the Voluntary Carbon Markets 2017. Forest Trends' Ecosystem Marketplace Washington, DC. 52p.

IAPAR, 2018. Evapotranspiração anual, em Inst. Agrônomo do Paraná - IAPAR. <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=619>. Acessado em 16 Out 2018

Ingram, J.C., Wilkie, D. e T. Clements, et al 2014. Evidence of payments for ecosystem services as a mechanism for supporting biodiversity conservation and rural livelihoods. *Ecosystem Services* Vol. 7:10–21.

IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, em Parry, M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson (eds), Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976pp.

IpeaData, 2019. Base de dados socioeconômicos do Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada, em Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA)2. <http://www.ipeadata.gov.br/>. Accessed 23 May 2018

Koschke, L., Fürst, C. e M. Lorenz, et al 2013. The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. *Ecological Indicators* Vol. 32:157–171.

Kumar, M. e P. Kumar, 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* Vol. 64:808–819.

Lal, R., 2013. Enhancing ecosystem services with no-till. *Renewable Agriculture and Food Systems* Vol. 28(2): 102-114.

Lal, R. 2019. Promoting “4 Per Thousand” and “Adapting African Agriculture” by south-south cooperation: Conservation agriculture and sustainable intensification. *Soil & Tillage Research* Vol. 188: 27-34.

Mangabeira, J.A.C, Tosto, S.G. e A.R. Romeiro, 2011. Valoração de serviços ecossistêmicos: estado da arte dos sistemas agroflorestais (SAFs). Embrapa 1–47

Marques, J,F e C.B. Pazzianotto, 2004. Custos econômicos da erosão do solo: estimativa pelo método do custo de reposição de nutrientes. Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 23.

Martínez-Harms, M.J. e P. Balvanera, 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of*



Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management Vol. 8:17–25.

Nascimento, D.M., Cavalieri-Polizeli, K.M.V., Silva, A.H., Favareto, N. e L.M. Parron, 2019. Soil physical quality under long-term integrated agricultural production systems. *Soil & Tillage Research* Vol. 186:292-299.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.v.5.

Moraes, A., Carvalho, P.C.F. e I. Anghinoni, et al. 2014. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *European Journal of Agronomy* Vol. 57:4–9.

Naeem, S., Ingram, J.C. e A. Varga, et al 2015. Get the science right when paying for nature's services: Few projects adequately address design and evaluation. *Science* Vol. 347 (6227): 1206-1207.

Oliveira-Silva, R.D, Barioni, L.G., Hall, J.A.J., Matsuura, M.F., Albertini, T.Z. e F.A. Fernandes, 2016. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. *Nature Climate Change* Vol. 6: 493-497.

Paludzyszyn Filho, E. e P.E.T. Santos, 2005. Considerações Sobre o Plantio de *Eucalyptus dunnii* no Estado do Paraná. Embrapa Florestas, Comunicado Técnico 141, Colombo, PR

Parron, L.M., e J.R. Garcia, 2015. Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds) *Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, pp 29–35.

Parron, L.M., Garcia, J.R. e M.F.G Rachwal, et al 2015a. Avaliação de serviços ambientais no âmbito do projeto ServiAmbi, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds) *Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica*. Embrapa,

Brasília, pp 36–46.

Parron, L.M., Rachwal, M.F.G. e C.M.B.F. Maia 2015b. Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais, em Parron L.M., Garcia, J.R., Oliveira E.B. e R.B. Prado, (eds) *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, pp 92–100.

Pergher, M., 2014. Emissão de óxido nitroso e metano do solo e de dejetos bovinos em sistemas integrados de produção com ILP E ILPF. 48p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba

Pontes, L.S., Giostri, A.F., Baldissera, T.C., Barro, R.S., Stafin, G.I., Porfírio-Da-Silva, V., Moletta, J. L. e P.C.F. Carvalho. 2016. Interactive effects of trees and nitrogen supply on the agronomic characteristics of warm-climate grasses. *Agronomy Journal* Vol. 105:1531-1541.

Porfírio-da-Silva, V., 2012. *Produtividade em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no subtropico brasileiro*. Curitiba, Universidade Federal do Paraná.

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* Vol. 365 (1554): 2959–2971.

Ramos, M.R., Favareto, N., Dieckow, J., Dedek, R A., Vezzani, F.M., Almeida, L., e M. Sperrin, 2014. Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics* Vol.115:31-40.

Romeiro, A.R., 2014. O agronegócio será ecológico, em Buainain, A.M., Alves, E., Silveira, J.M. e Z. Navarro (eds) *O mundo rural no Brasil do século XXI: a formação de um novo padrão agrário e agrícola*, 1ªed. Embrapa, Brasília-DF



- Sachs, I., 2002 Caminhos para o desenvolvimento sustentável, 2ª. Garamond, São Paulo. 96p.
- Salton, J.C., Mercante, F.M., Tomazi, M., Zanatta, J.A., Concenco, G., Silva, W.M. e M. Retore, 2014. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* Vol. 190: 70-79.
- Santos, P.Z.F., Crouzeilles, R. e J.B.B Sansevero, 2019. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* Vol. 433:140-145.
- Schipanski, M.E., Barbercheck, M. e M.R. Douglas, et al 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems* 125:12–22.
- SEAB, 2019. Custos de Produção - Secretaria da Agricultura e Abastecimento, em Custos de Produção. <http://www.agricultura.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=228>. Accessed 7 Sep 2019
- Sharp, R., Chaplin-Kramer, R. e S. Wood, et al 2018. InVEST User's Guide Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Version 3.5.0. The Natural Capital Project
- Silva, A.H., 2016. Uso e manejo do solo: impactos em atributos físicos do solo e nas perdas de água, solo e nutrientes via escoamento superficial. 92p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba
- Skalisz, R., 2013. Aplicação de dejetos líquidos bovino a longo prazo em plantio direto: perdas de água, solo e nutrientes via escoamento superficial. 41p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba
- Strassburg, B.B.N., Latawiec, A.E. e L.G.Barioni, et al 2014. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change* Vol. 28:84–97.
- Sutton, P.C., Anderson, S.J., Costanza, R. e I. Kubiszewski, 2016. The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values. *Ecological Economics* Vol. 129:182–192.
- Tancoigne, E., Barbier, M., Cointet, J. e G. Richard, 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services* Vol. 10:35–48.
- Teoh, S.H.S., Symes, W.S. e H. Sun, et al 2019. A global meta-analysis of the economic values of provisioning and cultural ecosystem services. *Science of the Total Environment* Vol. 649: 1293-1298.
- UN, 2015. 17 Objetivos para transformar nosso mundo | ONU Brasil, em Objet. do Desenvol. Sustentável - ODS. <https://nacoesunidas.org/pos2015/>. Acessado em 6 Jun 2018
- UNFCCC, 2015. Measurements for estimation of carbon stocks in afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism: a field manual. Bonn, Germany, United Nations Climate Change Secretariat (UNFCCC). 72p. <http://www.unfccc.int> Acessado em 24 Jul 2019
- Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics* Vol. 117: 234–243.
- Zagatto, M.R.G., Niva, C.C.N., Thomazini, M.J., Baretta, D., Santos, A., Nadolny, H., Cardoso, G.B.X. e G.G. Brown, 2017. Soil Invertebrates in Different Land Use Systems: How Integrated Production Systems and Seasonality Affect Soil Mesofauna Communities. *Journal of Agricultural Science and Technology* Vol. 7: 158-169.



Zanatta, J.A., Alves, B.J.R., Bayer, C., Tomazi, M., Fernandes, A.H.B.M., Costa, F.S., Carvalho, A.M. Protocolo para medição de fluxos de gases de efeito estufa do solo. Colombo: Embrapa Florestas, 2014. 53 p. Série Documentos (CNPQ).

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C. et al 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* Vol. 64:253–260.