

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA QUARTA REVOLUÇÃO INDUSTRIAL

*Rafael Küster de Oliveira
Cleverson Vitório Andreoli*

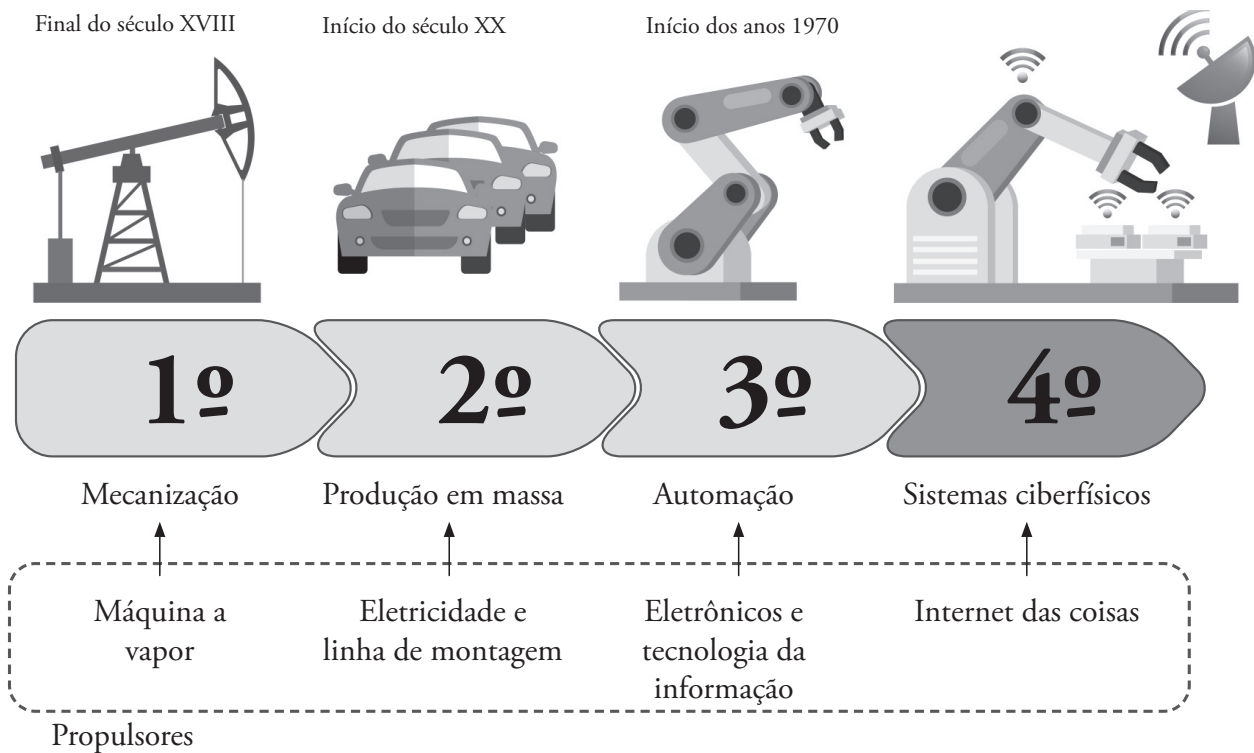
INTRODUÇÃO

Não é exagero afirmar que a tecnologia conferiu superpoderes aos humanos. Por exemplo, a invenção da máquina a vapor possibilitou mover objetos extremamente pesados durante períodos prolongados e em praticamente qualquer lugar. Além de potencializar a capacidade humana em termos de força, mobilidade, velocidade e comunicação, a tecnologia também permitiu que a espécie desenvolvesse novas habilidades, como voar e sintetizar fertilizantes nitrogenados.

Nas últimas décadas, as tecnologias de comunicação e transporte propiciaram o surgimento de uma sociedade global. A globalização se caracteriza por um fluxo frenético e jamais visto de informações, pessoas e produtos entre praticamente todas as regiões do planeta. Hoje em dia, não é de se estranhar franquias do McDonald's, uma rede de lanchonetes norte-americana, nas grandes cidades brasileiras. Nessa lanchonete, num parque ou no conforto de sua casa, você pode usar um *smartphone* ou *tablet* para interagir com familiares, amigos e colegas de trabalho. Você também pode assistir a um vídeo no YouTube que acabou de ser postado por alguém em outro canto do mundo. É provável que esse *smartphone* ou *tablet* tenha componentes confeccionados em diferentes países. Aliás, talvez seu aparelho não tenha sido projetado ou montado em qualquer dessas nações. Isso porque as 'cadeias globais de valor' representam a nova realidade do comércio internacional.

Se o surgimento de uma sociedade global já não indicasse o suprassumo do progresso tecnológico, há muitas discussões sobre a revolução tecnológica das cadeias globais de valor: a Indústria 4.0. Esse conceito viralizou a partir da Hannover Messe de 2011, a principal feira mundial de tecnologia industrial. Contudo, ainda é difícil explicá-lo¹. Ele surgiu naquele ano como uma iniciativa estratégica do governo alemão para a transformação computacional da indústria. Conforme a Figura 1, a premissa do programa é a de que a chegada da internet das coisas (IOT) na indústria abriria as portas para a Quarta Revolução Industrial (4RI).

Figura 1 – As quatro revoluções industriais e seus propulsores.



Fonte – Baseado em Kagermann *et al.*, 2013.

Antes do programa alemão, outros países já faziam pesquisas de inovação industrial com base na IOT. (KAGERMANN *et al.*, 2013). Não obstante, a Indústria 4.0 foi o conceito que viralizou. Atualmente, vários países, indústrias, centros de pesquisa e universidades a almejam, apesar de não se saberem ao certo o que ela significa e, conseqüentemente, a melhor forma de alcançá-la.

Presume-se conhecer algumas de suas principais tecnologias. Em especial, IOI, Big Data, computação em nuvem, manufatura aditiva (impressão 3D), inteligência artificial, cobots (robôs que cooperam com os humanos) e CPS. Trata-se de tecnologias muito promissoras da Terceira Revolução Industrial (3RI) que estão avançando rapidamente. Portanto, cabe questionar se estaríamos realmente beirando a 4RI ou apenas vivenciando os desdobramentos da 3RI. Afinal, qual seria o limiar entre as duas revoluções?

A mera ideia de uma indústria, ou cadeia produtiva, na qual as máquinas resolvem basicamente todos os problemas é vaga demais para iluminar esses questionamentos. Se caracterizar a Indústria 4.0 já não fosse difícil o bastante, outros ainda argumentam que a 4RI é algo muito maior.

A quarta revolução industrial, no entanto, não diz respeito apenas a sistemas e máquinas inteligentes e conectadas. Seu escopo é muito mais amplo. Ondas de novas descobertas ocorrem simultaneamente em áreas que vão desde o sequenciamento genético até a nanotecnologia, das energias renováveis à computação quântica. O que torna a quarta revolução industrial fundamentalmente diferente das anteriores é a fusão dessas tecnologias e a interação entre os domínios físicos, digitais e biológicos. (SCHWAB, 2016, p. 16).

Uma das únicas certezas sobre a 4RI é que ocorreria num planeta finito e imensamente alterado pelos humanos. Por conseguinte, seja ela o que for, teria dois desafios ecológicos colossais: 1) reverter a grave crise ambiental planetária deixada como legado pelas revoluções industriais anteriores; e 2) desvincular o crescimento econômico da degradação dos ecossistemas e da queima de combustíveis fósseis. Se a 4RI não realizar tais proezas, então o futuro da humanidade residirá na capacidade daquela em produzir substitutos tecnológicos para os serviços ecossistêmicos (SE).

Considerando os SE como os benefícios que os humanos obtêm dos ecossistemas, o objetivo deste capítulo é investigar tais benefícios sob uma ótica atual, ampla, integrada e, acima de tudo, plausível de ser trabalhada com estudantes do Ensino Fundamental. Acreditamos que a 4RI, ou a continuidade da 3RI, poderá proporcionar um mundo mais próspero, desde que norteada pelo desenvolvimento sustentável (DS). O tópico de SE oferece uma valiosa ponte entre inúmeros assuntos inerentes ao DS. Por conseguinte, confere ao estudante um importante instrumento (uma lupa investigativa) para a construção de uma visão mais crítica, holística e concreta acerca desse tão urgente modo de desenvolvimento. Esperamos que este capítulo propicie ao professor uma instigante e enriquecedora introdução aos tópicos de ES e DS.

O capítulo está estruturado na forma de um conjunto de perguntas-chaves (Quadro 1). Com exceção da última questão, a qual fará o fechamento do capítulo, as demais não precisam ser necessariamente lidas em ordem, uma vez que estão interligadas e, portanto, são complementares. Duas delas são dedicadas às mudanças climáticas. Os SE e as mudanças climáticas estão tão relacionados que não seria possível adentrar exclusivamente o primeiro tópico (a regulação do clima é um dos SE, enquanto as mudanças climáticas colocam a integridade dos ecossistemas e seus serviços em risco). A última questão explora a relação entre os SE e a tecnologia.

Quadro 1 – Dez perguntas-chaves do capítulo relacionadas aos serviços ecossistêmicos.

1. Serviços ecossistêmicos: a voz da biodiversidade no desenvolvimento sustentável?
2. O que é o Antropoceno?
3. Como as mudanças climáticas impactariam os ecossistemas terrestres?
4. A ciência prova que as mudanças climáticas são causadas pelos humanos?

5. O que foi a Avaliação Ecosistêmica do Milênio?
6. Qual é a relação entre a diversidade arbórea e a funcionalidade dos ecossistemas florestais?
7. Qual seria o melhor uso da terra para a provisão de serviços ecossistêmicos?
8. Se os serviços ecossistêmicos são tão importantes, por que a maioria não tem valor de mercado?
9. Seria ético comercializar os serviços ecossistêmicos?
10. Considerações finais: a tecnologia conseguiria substituir os serviços ecossistêmicos?

Fonte – Os autores.

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: A VOZ DA BIODIVERSIDADE NO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL?

A busca pelo desenvolvimento sustentável (DS) não é harmoniosa, mas conflituosa. Não poderia ser diferente. Afinal, esse conceito já nasceu com a incumbência de acomodar três ideias até então tidas como antagônicas: o crescimento econômico, a igualdade social e a proteção ambiental. Contudo, não importa que se gere calor desde que se alcance a luz no final. Isto é, o surgimento de conflitos no presente é plenamente justificável se propiciar um mundo mais sustentável no futuro.

Esta seção começa com um apanhado histórico do DS. Em seguida, discorre sobre sua natureza conflituosa. Finalmente, contrasta a importância da biodiversidade sob perspectivas conflitantes do DS, sendo uma delas referente à biodiversidade como fonte de benefícios para os humanos (serviços ecossistêmicos).

A Primeira Revolução Industrial (1RI) foi marcada por um amplo espectro de transformações sociais e econômicas, pelo desenvolvimento tecnológico e pelo aumento da poluição e da demanda de recursos naturais. Contudo, a relação entre a sociedade humana e o ambiente ainda não era vista como uma questão prioritária no século XIX. As questões sociológicas dominantes compreendiam as causas da desigualdade social, o combate à pobreza, a melhoria das condições de vida nos centros urbanos e a avaliação dos futuros rumos do desenvolvimento industrial. (GIDDENS, 2009). Apesar de cada um dos reconhecidos ‘pais’ da Sociologia – Durkheim, Weber e Marx – terem dado atenção a um ou outro aspecto da relação sociedade-ambiente, ela não configurou o tema central de seus trabalhos. (HANNIGAN, 2006).

Entre o início do século XX e a década de 1960, o meio ambiente ganhou notoriedade devido a catástrofes ambientais ocorridas pelo mundo. Dentre os relatos clássicos da literatura se destaca o ‘grande *smog*’ (mistura de névoa e fumaça) em Londres em 1952. Lá, os níveis de poluição atmosférica eram altíssimos desde a 1RI. No dia 5 de dezembro daquele ano, a cidade amanheceu coberta por um *smog* de consequências catastróficas. Uma inversão térmica impediu sua dispersão por quatro dias, o que levou a óbito mais de 4 mil pessoas.

Em 1962, Rachel Carson, naturalista e pesquisadora em biologia marinha, publicou o *best-seller* **Silent spring** (Primavera silenciosa), no qual documentou eloquentemente os efeitos nocivos dos pesticidas, especialmente o DDT, para o ambiente e a saúde humana. (CARSON, 1980). Esse livro foi de extrema importância para a ascensão do movimento ambientalista na década de 1960. Também atribui-se a ele proibição do uso do DDT nos Estados Unidos anos mais tarde. (ORESQUES, 2004).

O Clube de Roma foi outra peça-chave para a sensibilização da sociedade no tocante às questões ambientais. Fundado pelo industrial e filantropo italiano Aurelio Peccei em 1966, o Clube de Roma consistiu num *think tank* (laboratório de ideias) para os desafios globais da humanidade. Contou com a participação de diversos atores sociais, como cientistas, educadores, humanistas, economistas, oficiais das Nações Unidas e líderes corporativos.

Em 1972, sob encomenda do Clube de Roma, uma equipe do Instituto de Tecnologia de Massachusetts (MIT) publicou a obra **Limites para o crescimento**. (MEADOWS *et al.*, 1972). A obra aborda os resultados de um modelo computacional criado para simular as consequências do crescimento econômico desregulado, do crescimento populacional e da exploração desmedida dos recursos naturais. Os autores concluíram que o ambiente não suportaria o crescimento econômico até o ano de 2100 caso a sociedade não adotasse novas formas de agir e pensar.

Também em 1972 emergiu uma nova perspectiva sobre a relação entre o desenvolvimento e o meio ambiente na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, também conhecida como Conferência de Estocolmo. (EARTH COUNCIL *et al.*, 2002). Nessa conferência, as questões ambientais foram oficialmente elevadas como condicionantes da qualidade de vida humana e da garantia dos interesses das futuras gerações. A busca do crescimento econômico sem consideração a outros fatores – como necessidades básicas, respeito ao próximo, ar puro, água, abrigo e saúde – foi questionada de gerar condições de vida indignas ao ser humano. Reconheceu-se que dois terços da população mundial estavam vivendo em condições de pobreza, desnutrição, analfabetismo e miséria. Concluiu-se que satisfazer as necessidades básicas de vida nos países em desenvolvimento seria um requisito fundamental para que a sociedade avançasse nas questões ambientais; esses países, no entanto, deveriam promover um desenvolvimento correto. Isto é, um desenvolvimento alinhado às questões ambientais, de modo a evitar os mesmos erros cometidos pelos países desenvolvidos. (EARTH COUNCIL, 2002).

Em 1987, a Comissão Mundial das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) apresentou um documento chamado **Nosso Futuro Comum** (*Our Common Future*), também conhecido como Relatório Brundtland. Nele, o desenvolvimento sustentável (DS) é definido como “o desenvolvimento que procura satisfazer as necessidades da geração atual, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem as próprias necessidades”. (CMMAD, 1998). O desafio de alcançar o DS levou à convocação da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, ou Eco-92, realizada no Rio de Janeiro. Nesse evento foram criados importantes instrumentos internacionais relacionados ao meio ambiente, tais como a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas e a Convenção da Diversidade Biológica.

Desde a Eco-92, o DS vem se consolidando como um tema prioritário nos três setores da sociedade. Nos dias de hoje, dificilmente alguém refutaria a ideia de conciliar o bem-estar humano, a proteção da natureza e um futuro promissor para as próximas gerações. Entretanto, o conceito de DS, apesar de muito atrativo, abre espaço para múltiplas interpretações. Pode-se questionar que já existe um forte consenso sobre tal leitura: a do equilíbrio entre as dimensões ambiental, social e econômica (o famoso tripé do DS). Contudo, ainda precisaríamos definir o que seria esse tripé e quais as melhores estratégias para alcançá-lo. Em última análise, o DS diz respeito a um mundo ideal. Mais especificamente, a busca pelo DS exige uma reflexão profunda em torno da seguinte questão: ‘Como deveriam ser idealmente as relações dentro da sociedade e entre a sociedade e a natureza?’. Entretanto, dificilmente duas pessoas quaisquer dariam as mesmas respostas (já é difícil achar duas pessoas quaisquer que defendam o mesmo partido político, religião e time de futebol...).

Ressaltamos que a existência de múltiplas visões de mundo é extremamente desejável, pois serve como um valioso banco de ideias e perspectivas para a sociedade enfrentar os vários desafios do DS que já existem (por exemplo, consultar os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável das Organizações Unidas) ou que estão por vir. Uma ‘monocultura de mentes’ colocaria em risco o futuro da humanidade, pois diferentes problemas e desafios exigem diferentes respostas, as quais possivelmente não seriam produzidas por meio de uma única visão da realidade. Ademais, seria extremamente angustiante viver num planeta no qual todas as pessoas pensassem e agissem igualmente.

Em resumo, o desenvolvimento sustentável tem múltiplas interpretações, e cada indivíduo tende a crer que a sua é a correta. Por conseguinte, não é incomum que os debates sobre o DS sejam marcados pelo conflito, e não pela harmonia. Não obstante, esse pode ser um conflito do bem (se gerar ‘luz’ por causa dos ‘acalorados’ debates). Na verdade, ele não surge por causa do DS em si, mas devido às divergentes visões de mundo e interesses dos debatedores. O DS funciona, portanto, como uma janela de oportunidade para o diálogo (MEPPM; BOURKE, 1999), ou seja, oportuniza que essas divergências sejam expostas e negociadas. Uma vez expostas, cada indivíduo tem a chance de entender o significado do DS para os demais. À medida que o diálogo avança, o grupo começa a construir involuntariamente um ‘significado comum’ para o DS. Tal construção não assegura que as divergências sejam solucionadas ou minimizadas, contudo poderá ser um importante passo nessa direção.

Para ilustrar o argumento anterior, faremos a seguinte analogia: imagine um grupo no qual 1) cada integrante fale um idioma distinto e 2) cada integrante fale apenas um idioma. Não é difícil conceber que o grupo teria grande dificuldade na resolução de um impasse qualquer. Considere que, com o tempo e frente às adversidades impostas por esse impasse, essas pessoas desenvolvam, de alguma forma, um idioma em comum, isto é, uma segunda língua. Porém, o fato de elas conseguirem se comunicar verbalmente não significa que resolverão ou minimizarão o conflito, mas certamente as chances de sucesso se tornarão muito maiores. Em nossa analogia, o DS teria dois estágios: provocaria o desenvolvimento dessa segunda língua (ao trazer à tona vários impasses decorrentes dos diferentes interesses e visões de mundo) e passaria a constituir, à medida que o diálogo avançasse, a segunda língua

em si. Em outras palavras, o DS seria tanto o agente provocador quanto o resultado da provocação. É isso o que queremos dizer com a expressão ‘conflito do bem’.

É fundamental que a sociedade preserve sua pluralidade de perspectivas sobre como o mundo funciona e como deveria funcionar. Contudo, uma vez que essas pessoas habitam o mesmo planeta, elas precisam negociar um mundo em comum. Além disso, o desafio do DS não se limita a negociar e fazer esse mundo acontecer. Sob uma perspectiva ética, é preciso assegurar a integridade daqueles que não participam (a biodiversidade e as futuras gerações) ou que têm pouca voz (os mais pobres, as comunidades locais, as mulheres, as crianças e os idosos) nessa negociação.

Nas próximas seções, abordaremos a biodiversidade sob a ótica dos serviços ecossistêmicos. Nessa perspectiva, ela é importante porque assegura, direta ou indiretamente, vários constituintes do bem-estar humano. No entanto, vários autores já criticaram a dependência humana sobre os serviços ecossistêmicos como a principal justificativa para a conservação da biodiversidade. Por exemplo, tomemos o questionamento feito por Oreskes (2004): imagine que os humanos vivessem perfeitamente em um planeta com muito menos biodiversidade, no qual todos os serviços ecossistêmicos fossem obtidos das monoculturas florestais, dos campos de golfe, dos quintais, e assim por diante. Nesse caso, a perda da biodiversidade seria aceitável? Sob perspectivas éticas, religiosas, culturais e filosóficas, os ecossistemas possuem valores independentemente de contribuírem para o bem-estar humano. (ORESQUES, 2004).

Nós (autores do presente capítulo) acreditamos que a maioria dos pesquisadores da linha de serviços ecossistêmicos concorda que a biodiversidade é muito mais do que o somatório de seus benefícios para a humanidade. Contudo, consideram que tal perspectiva antropocêntrica seja vital para a biodiversidade ‘ganhar voz’ nas negociações do DS. Outros pesquisadores, por sua vez, defendem que uma melhor alternativa seria sensibilizar a sociedade sobre os demais valores da biodiversidade, ou seja, valores que existiriam de forma avulsa à satisfação humana imediata, tais como os éticos, religiosos, culturais e ecológicos. Em suma, os pesquisadores divergem em relação a como sensibilizar a sociedade quanto à importância da biodiversidade. Isso ocorre porque eles, assim como os demais seres humanos, têm diferentes visões sobre como a sociedade funciona.

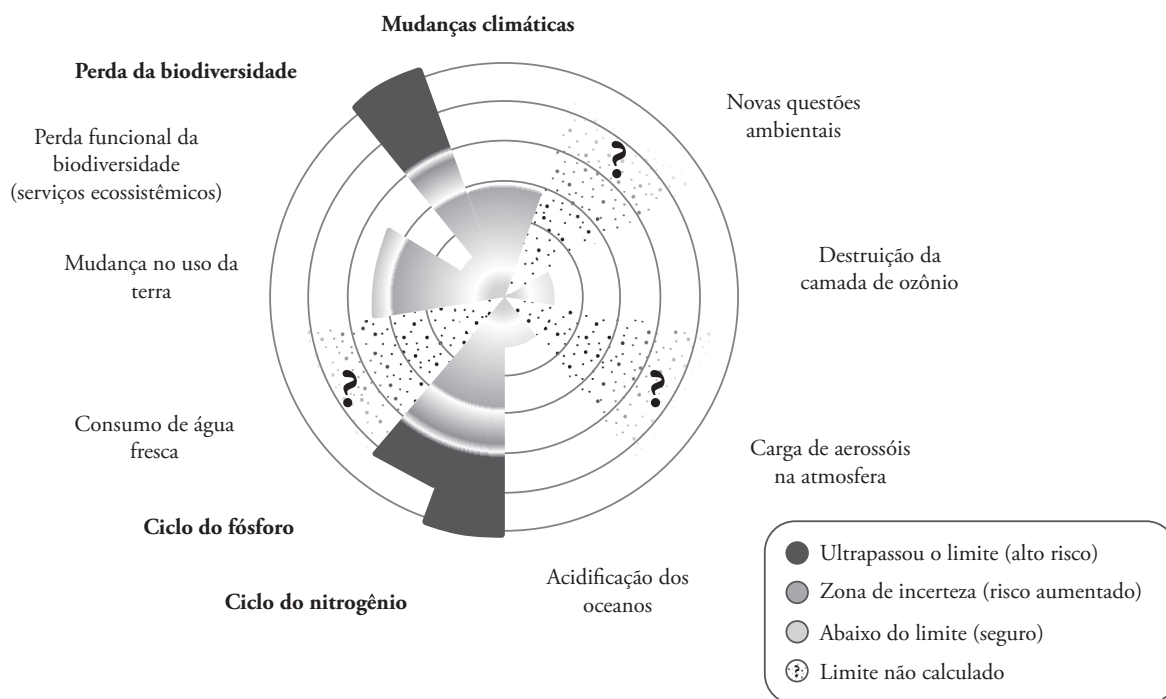
O QUE É O ANTROPOCENO?

O Holoceno é o período geológico pós-glacial com início entre dez e doze mil anos atrás. Foi palco do desenvolvimento da agricultura (a chamada Revolução Neolítica), da ascensão e do declínio das grandes civilizações e do advento das três revoluções industriais. Durante esse período de amenidade climática, no entanto, a tecnologia potencializou as atividades humanas a ponto de impactarem o planeta como um todo. Na década de 2000, o químico Paul Josef Crutzen tornou conhecido o termo ‘Antropoceno’ em referência a um período geológico que estaria sendo induzido pelos humanos. Na década anterior, esse mesmo químico ganhara o Nobel de Química por seu trabalho concernente à destruição da camada de ozônio por óxidos de nitrogênio.

Em um trabalho seminal publicado no periódico **Nature**, Rockstrom *et al.* (2009) propuseram que as dinâmicas naturais do Holoceno deveriam ser investigadas e fixadas como ‘limites planetários’. Conforme a lógica dos autores, uma vez que o Holoceno teria propiciado condições ambientais adequadas para a prosperidade humana, a integridade do planeta e de seus habitantes estaria em risco caso tais limites planetários fossem ultrapassados. Os autores concluíram que a perda da biodiversidade e o ciclo biogeoquímico do nitrogênio já superariam seus limites planetários. Esse estudo foi atualizado e aprimorado anos mais tarde por Steffen *et al.* (2015), que verificou o fato de o ciclo biogeoquímico do fósforo também estar além de seu respectivo limite, ao passo que as mudanças climáticas e as mudanças no uso da terra ocupariam a zona de incerteza (Figura 2).

É importante notar que os problemas ambientais, como aqueles destacados na Figura 2, não são independentes um do outro. Aliás, a distinção de problemas ambientais em categorias e subcategorias não passa de uma artimanha dos cientistas para facilitar e aprofundar seus estudos. Embora tenha sido uma estratégia importante para o avanço do conhecimento científico, trabalhos interdisciplinares que exploram as interconexões entre problemas ambientais são extremamente desafiadores e, portanto, escassos. (ANDREOLI *et al.*, 2014). Porém, são cada vez mais urgentes.

Figura 2 – Limites planetários no Antropoceno.



Fonte – Adaptado de Steffen *et al.*, 2015.

O interesse científico no Antropoceno tem crescido tanto que já existem três periódicos exclusivos sobre o tema: o **Anthropocene**, o **The Anthropocene Review** e o **Elementa**. Um assunto recorrente nesses periódicos é o início dessa possível era geológica. (LEWIS; MASLIN, 2015). A presença do

Homo sapiens no planeta remonta a 160 mil anos. Durante mais de 90% desse período, os humanos existiram como caçadores e coletores. (STEFFEN *et al.*, 2007).

Mas a relação desses antepassados com a natureza não foi tão harmônica como alguns romantizam hoje. (ELLIS *et al.*, 2013). O fogo era amplamente utilizado como estratégia de proteção e de caça. Na última era glacial, vários grandes mamíferos foram extintos na Ásia, Austrália e América. Essa extinção da megafauna teria coincidido com a chegada dos humanos. É polêmico se o *Homo sapiens* foi sua principal causa, mas já existe um forte consenso de que teve uma participação importante sobre o evento. (STEFFEN *et al.*, 2011).

A extensão em que o planeta fora modificado por caçadores e coletores é um assunto complexo, pois é difícil diferenciar as alterações ambientais causadas pelo clima e pelos humanos. (LEWIS; MASLIN, 2015). É certo que os impactos humanos chegavam a ser regionais e até continentais. (STEFFEN *et al.*, 2011). A dúvida é se poderiam ser globais, os quais assinalariam o começo do Antropoceno. De qualquer forma, se populações mundiais tão pequenas e com tecnologias limitadas (basicamente o fogo e instrumentos relativamente rudimentares) conseguiram modificar tanto a superfície do planeta (a ponto de fomentar o debate anterior), não é de se espantar que o avanço tecnológico aliado ao crescimento populacional nos dois últimos séculos romperia limites planetários (ver Figura 2). Enquanto não existe consenso quanto ao início do Antropoceno, não há dúvidas que a 1RI faça parte desse novo período geológico.

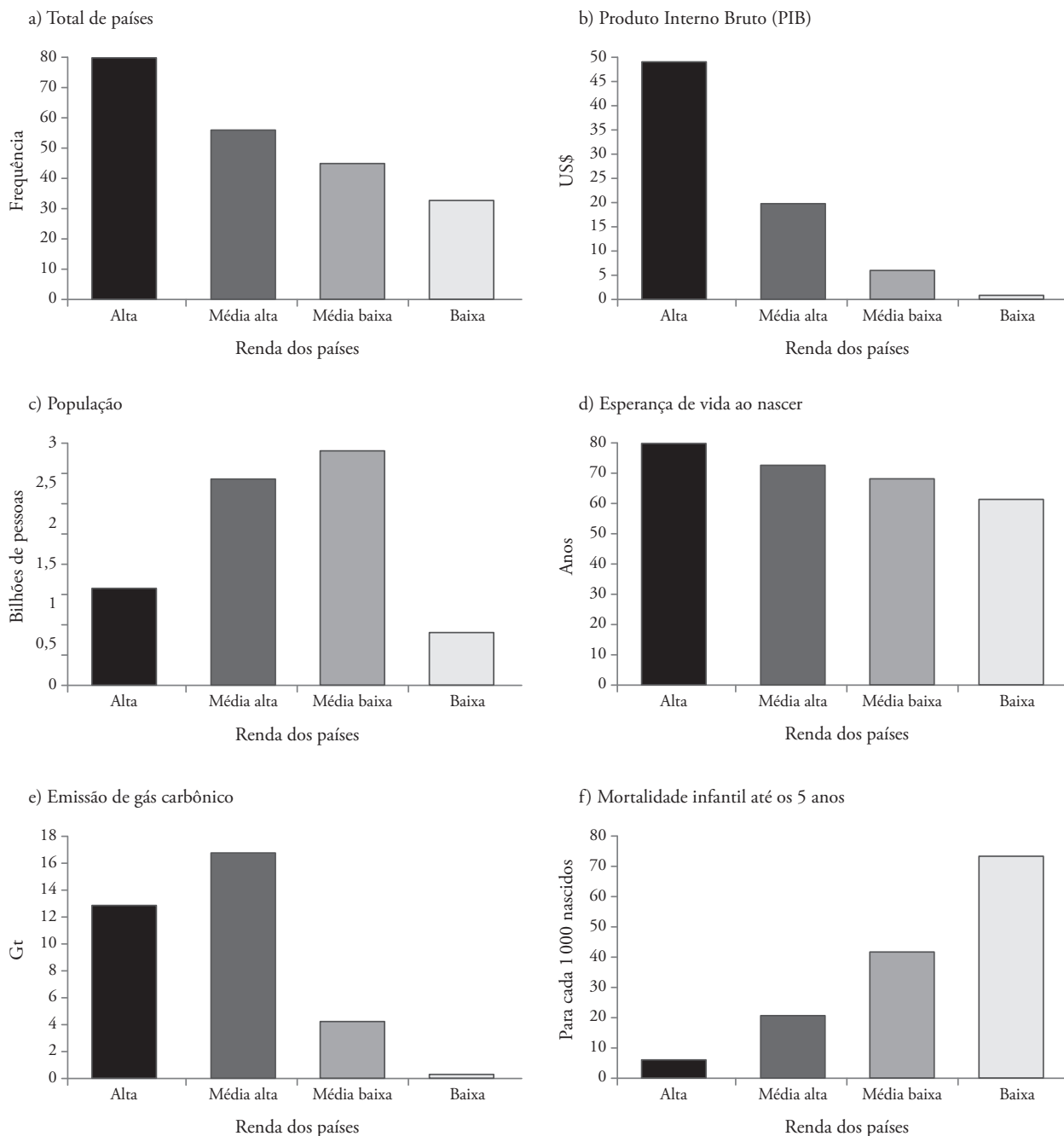
A 1RI ocorreu aproximadamente entre 1760 e 1840. Não seria apropriado dizer que a máquina a vapor foi sua causa solene. Afinal de contas, inovação tecnológica alguma ocorreria num ‘vácuo social’. Contudo, os fatores ou processos sociais que a propiciaram são foco de imensa polêmica dentro da Sociologia, Economia e História. Feitas as devidas considerações, por que a máquina a vapor seria considerada seu estopim? Basicamente, ela facultou o uso eficiente dos combustíveis fósseis, um vasto estoque de energia solar acumulada ao longo de dezenas ou milhares de anos. Os combustíveis fósseis representam uma fonte energética rica (concentrada), abundante, fácil de ser transportada e poluidora. Isso é, uma fonte energética ideal para um Antropoceno.

A 1RI propiciou mudanças socioeconômicas colossais. Entre 1800 e 2000, a esperança de vida ao nascer aumentou consideravelmente em todas as regiões do mundo. A população humana se tornou aproximadamente seis vezes maior, ao passo que a economia, conforme o produto interno bruto (PIB), cresceu mais de 50 vezes.

Indiscutivelmente, os dois últimos séculos testemunharam uma fase majestosa de prosperidade humana. Infelizmente, no entanto, três ressalvas precisam ser feitas. Em primeiro lugar, os frutos dessa prosperidade ainda não são colhidos de forma igualitária. Ou seja, enfrentamos gravíssimas questões de desigualdade social (Figura 3). É verdade que algumas desigualdades entre países, como a mortalidade infantil até os cinco anos, diminuíram nas últimas décadas. Mas ainda assim são expressivas e inaceitáveis. Em segundo lugar, todo esse crescimento econômico e populacional desmedido ocorreu em um planeta finito, cuja biodiversidade é base para seu funcionamento. A terceira ressalva mescla as duas primeiras. As mudanças climáticas e as perdas de serviços ecossistêmicos, dois grandes ‘sintomas’

do Antropoceno, deverão afetar desproporcionalmente as populações mais pobres, de modo a acentuar os contrastes e conflitos sociais pelo mundo.

Figura 3 – Desigualdades mundiais em relação às rendas dos países.



*Adotou-se a classificação de renda do Banco Mundial. O gráfico (e) abrange o ano de 2015, e os demais gráficos, o ano de 2016.

Fonte – World Bank, 2018.

COMO AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS IMPACTARIAM OS ECOSISTEMAS TERRESTRES?

Os modelos de circulação gerais (MCG), que são as principais ferramentas matemáticas do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), operam sob dois grandes focos de incerteza: 1) os futuros níveis de emissões de gases de efeito estufa, e 2) as respostas climáticas planetárias. Quanto ao segundo foco, não se sabe, por exemplo, se o aumento das nuvens acentuará ou minimizará o aquecimento global. (IPCC, 2013).

Para três dos quatro cenários de emissões do IPCC, é provável que a temperatura aumente em ao menos 1,5 °C (em comparação ao período de 1850-1900) até o final do século. (IPCC, 2013). Ressaltamos que pequenas alterações na temperatura média global representam mudanças muito maiores na temperatura de vários locais do planeta. Tanto é que a diferença de temperatura média global entre os períodos mais quente e mais frio dos últimos 150 mil anos (os picos interglacial e glacial) foi de apenas 5 °C. (TURNER; GARDNER, 2015). Os modelos do IPCC também projetam alterações nos regimes de precipitações: as regiões úmidas receberão mais chuvas; as regiões secas, ainda menos chuvas. Além disso, a frequência e a intensidade de eventos climáticos extremos (como secas, enchentes e ondas de calor) deverão aumentar em função do aquecimento global. (IPCC, 2013).

O aumento da temperatura e da concentração atmosférica de dióxido de carbono poderá favorecer o crescimento da vegetação em regiões atualmente frias, desde que esses aumentos não venham acompanhados por déficit hídrico. (LINDNER *et al.*, 2010; FAO, 2012; LINDNER *et al.*, 2014). Contudo, estudos de enriquecimento artificial de dióxido de carbono (*Free air carbon-dioxide enrichment – Face*) apontam que o efeito fertilizante do CO₂ sobre a vegetação diminui com o tempo. (AINSWORTH; LONG, 2005; JONES *et al.*, 2014).

Por outro lado, as mudanças climáticas influenciarão os distúrbios abióticos (como secas, tempestades e incêndios) e bióticos (como doenças e infestações de insetos). (LINDNER *et al.*, 2010; FAO, 2012). Quando eventos climáticos extremos, tais quais secas prolongadas ou tempestades muito severas, são acompanhados por infestações de insetos, doenças ou incêndios, os impactos ecológicos sinérgicos chegam a ser colossais. (DAVIDSON *et al.*, 2012; FAO, 2012).

Os distúrbios não são sempre prejudiciais aos ecossistemas. Para um ecossistema florestal, por exemplo, eles podem evitar que algumas poucas espécies arbóreas mais competitivas eliminem as demais. (CONNELL, 1978). Como um segundo exemplo, os distúrbios pequenos e frequentes dessincronizam as idades das árvores. Tal dessincronização evita que, com o passar dos anos, a floresta se torne dominada por árvores velhas, o que aumentaria sua vulnerabilidade a eventos climáticos extremos. (RADEMACHER *et al.*, 2004). Ressaltamos que eventos climáticos extremos possivelmente façam parte das dinâmicas de todos os ecossistemas naturais ou seminaturais. Contudo, têm intervalos de retorno bem longos (isto é, baixa probabilidade de ocorrência). (TURNER *et al.*, 1993; PERRY, 2002). Em suma, um ecossistema natural ou seminatural está adaptado a um regime de distúrbio,

o qual é necessário para sua manutenção. Mas esse regime de distúrbio deverá ser alterado pelas mudanças climáticas.

As pesquisas ecológicas ainda não desvendaram tão bem a relação temporal entre distúrbios (como incêndios ou o tombamento de árvores por tempestades), isso é, em que extensão e sob quais condições a ocorrência de um distúrbio influencia (aumenta ou diminui) a probabilidade de ocorrência de novos distúrbios. (ATTIWILL, 1994; PERRY, 2002). As possíveis conexões entre diferentes tipos de distúrbios tornam ainda mais complexa a previsão dos impactos das mudanças climáticas. (ATTIWILL, 1994; BENGTSSON *et al.*, 2000; DALE *et al.*, 2001). Finalmente, todas essas interações climáticas e ecológicas colocam em xeque a resistência do ecossistema à invasão de espécies exóticas. (PETERSON *et al.*, 2008). Muitas espécies endêmicas talvez não tenham tempo o bastante para responderem (migrarem e/ou se adaptarem geneticamente) às novas condições climáticas e ecológicas. Assim, alguns autores temem que as mudanças climáticas, caso não mitigadas, levem a uma nova extinção em massa da biodiversidade. (BELLARD *et al.*, 2012; ALFARO *et al.*, 2014).

A CIÊNCIA PROVA QUE AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SÃO CAUSADAS PELOS HUMANOS?

Podemos argumentar que modelos climáticos, assim como qualquer tipo de modelo matemático, são meras abstrações ou simplificações grosseiras do mundo real e que, por conseguinte, as projeções climáticas devem ser encaradas com muita cautela. Embora essas duas premissas sejam corretas, vale lembrar que já existem várias evidências de que o planeta esteja aquecendo desde a 1RI, por exemplo, o incremento das temperaturas médias da atmosfera e o dos oceanos, o derretimento das calotas polares e o aumento do nível do mar. Não obstante, alguns autores insistem que não existem provas científicas sobre esse aquecimento ou sobre sua relação com as ações antrópicas. (LOMBORG, 2001). Em resposta, muitos cientistas acreditam que sua função é fornecer tais provas. Porém, em última análise, a ciência não produz provas (afinal, o que seria uma prova científica?), e sim consensos, mas que devem passar por um processo rigorosíssimo e interminável de reavaliação. (ORESQUES, 2004).

Em poucas palavras, a ciência não trata de provas. Isso explica por que os autores céticos quanto à legitimidade dessas questões climáticas, do mesmo modo, não conseguem provar seus contrapontos. Em resumo, a ciência não produz provas inquestionáveis, mas consensos baseados em níveis de certeza. De acordo o IPCC (2013), é extremamente provável (nível de certeza acima de 95%) que mais da metade do aumento da temperatura entre 1951-2010 foi causado pelo aumento antropogênico de gases de efeito estufa. Vale lembrar que a preparação da sociedade para as mudanças climáticas (adaptação e mitigação) não deve se justificar apenas em argumentos científicos. Acima de tudo, essa é uma questão fundamentalmente ética, pois se coloca em jogo o bem-estar das gerações futuras, milhares de vidas humanas e a sobrevivência de uma porção expressiva da biodiversidade planetária.

O QUE FOI A AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO?

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (AEM), promovida pelas Nações Unidas, contemplou o estudo mais extenso e audacioso sobre o estado e as tendências de mudança dos ecossistemas do planeta. Conduzida no período de 2001 a 2005, contou com a participação de mais de dois mil autores e revisores de diversos países e foi de extrema importância para que os ecossistemas e a biodiversidade ganhassem enorme destaque na literatura, sendo que alguns desses estudos a corroboram, complementam ou corrigem. (CARPENTER *et al.*, 2006; CARPENTER *et al.*, 2009; CARDINALE *et al.*, 2012; YANG *et al.*, 2013). Tal destaque alavancou outras iniciativas das Nações Unidas para se avançar no assunto, notadamente, a Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB)² e a Plataforma Intergovernamental sobre a Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (IPBES)³.

Todas essas iniciativas das Nações Unidas, incluindo o IPCC e Global Environment Outlook (GEO), não têm o objetivo de conduzir novas pesquisas, e sim sintetizar o ‘estado da arte’ com base nos principais periódicos científicos⁴. Os próximos parágrafos apresentarão um breve panorama da AEM, o qual esperamos servir como um convite de leitura para o Relatório-Síntese da Avaliação Ecosistêmica do Milênio⁵.

De acordo com a AEM (2005a), o ecossistema é um complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais e de microrganismos que interagem com o meio como uma unidade funcional. Inclui desde áreas pouco perturbadas, como florestas naturais, até regiões intensamente administradas e modificadas pelos humanos, como áreas agrícolas e parques urbanos. Ainda de acordo com a AEM, os serviços dos ecossistemas, ou serviços ecosistêmicos (SE), são os benefícios diretos e indiretos que os humanos obtêm dos ecossistemas.

Antes de avançarmos na AEM, seria oportuno abordar o conceito de ‘funções ecosistêmicas’, frequentemente empregado como sinônimo de SE na literatura científica. Contudo, alguns autores os diferenciam. Para Groot e Van Der Meer (2010), as funções ecosistêmicas sempre existem, mas precisam ser vistas como benefícios para então serem consideradas serviços. Segundo Boyd e Banzhaf (2007), as funções não são os produtos finais, e sim intermediários na produção do serviço ecosistêmico. Como exemplo, argumentam que a purificação da água não é um SE, mas uma função associada a certas coberturas de uso da terra. A água pura, por sua vez, seria o serviço cujo valor é definido, em determinado lugar e época, por sua conexão com a saúde humana, recreação etc. Costanza *et al.* (1997) destacam que a relação entre funções e SE não é necessariamente de um para um. Ou seja, uma única função ecosistêmica pode contribuir para vários SE, enquanto um único SE pode configurar o resultado de duas ou mais funções ecosistêmicas.

A AEM não fez distinção entre função e serviço, mas criou categorias de serviços. Por exemplo, a água pura seria um SE de provisão, ao passo que a purificação da água configuraria um SE de regulação. Mais precisamente, a AEM classificou os SE em quatro linhas funcionais: provisão, regulação, cultural e suporte (Quadro 2).

Os ‘serviços de provisão’ são os produtos obtidos dos ecossistemas. Os ‘serviços de regulação’ são os benefícios obtidos por meio da regulação dos processos ecossistêmicos. Os ‘serviços culturais’ são caracterizados pelos benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas por meio de enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiências estéticas. Finalmente, os ‘serviços de suporte’ são aqueles necessários para a produção dos demais serviços ecossistêmicos. Ao contrário das outras categorias, os impactos desses serviços na sociedade são indiretos e ocorrem durante longos períodos. Por exemplo, as pessoas não usufruem diretamente do SE de formação do solo; o impacto da perda de solo, no entanto, prejudica a provisão de produtos agrícolas e florestais, dois serviços ecossistêmicos de provisão que afetam diretamente as pessoas. Se o efeito indireto da perda de solo é perceptível em poucos anos, então a formação de solo pode ser considerada como um serviço regulador. Se o efeito for observado ao longo de décadas, então a formação de solo passa a ser vista nesse enquadramento como um serviço de suporte.

Quadro 2 – Categorias, descrição e exemplos de serviços ecossistêmicos.

Categorias	Descrição	Exemplos
Serviços de suporte	Serviços necessários para a oferta dos demais serviços ecossistêmicos.	<ul style="list-style-type: none">• Fotossíntese• Ciclagem de nutrientes• Formação do solo
Serviços de provisão	Produtos obtidos dos ecossistemas.	<ul style="list-style-type: none">• Alimento• Água potável• Madeira• Fibras têxteis• Bioquímicos• Recursos genéticos
Serviços de regulação	Benefícios obtidos por meio da regulação dos processos ecológicos.	<ul style="list-style-type: none">• Regulação do clima• Purificação da água• Controle de enchentes• Sequestro de carbono• Controle de doenças• Controle de pragas• Polinização• Dispersão de sementes• Tratamento de resíduos
Serviços culturais	Benefícios intangíveis obtidos dos ecossistemas por meio do enriquecimento espiritual, do desenvolvimento cognitivo, da reflexão, da recreação e das experiências estéticas.	<ul style="list-style-type: none">• Espiritual e religioso• Estéticos• Inspiradores• Educacional• Recreação e ecoturismo• Senso de lugar• Herança cultural

Fonte – MEA, 2005a.

A AEM (2004b) concluiu, com alto nível de certeza, que a biodiversidade influencia fortemente a provisão de ES e, portanto, o bem-estar humano. Nessa conclusão, a biodiversidade incluiu número, abundância e composição de genótipos, populações, espécies, tipos funcionais, comunidades e unidades da paisagem. No relatório intitulado **Síntese da Biodiversidade**, a AEM (2005c) expressou essa conclusão da seguinte maneira: a biodiversidade forma a fundação do vasto conjunto de ES que contribui criticamente para o bem-estar humano. O último foi definido em função de múltiplos elementos (Quadro 3).

Quadro 3 – Elementos do bem-estar humano dependentes dos serviços ecossistêmicos.

Elementos do bem-estar	Descrição/exemplos
Materiais básicos para uma vida salutar	<ul style="list-style-type: none"> • Meio de sustento seguro e adequado. • Alimentos. • Moradia. • Vestuário. • Acesso a bens.
Saúde	<ul style="list-style-type: none"> • Ausência de doenças. • Ambiente físico salutar, incluindo ar puro e água limpa.
Boas relações sociais	<ul style="list-style-type: none"> • Coesão social. • Respeito mútuo. • Capacidade de ajudar o semelhante. • Prover as crianças do necessário.
Segurança	<ul style="list-style-type: none"> • Acesso seguro aos recursos naturais. • Segurança pessoal. • Proteção contra desastres naturais e desastres causados pelos humanos.
Liberdade de escolha e ação	<ul style="list-style-type: none"> • Oportunidades para o indivíduo alcançar o que almeja. A perda de serviços ecossistêmicos diminui o leque de opções e oportunidades para as relações entre os humanos e os ecossistemas. • Dependente dos demais elementos do bem-estar humano listados anteriormente. • Dependente de fatores sociais, econômicos, políticos e culturais. • Requisito para se usufruir outros elementos do bem-estar, notadamente a igualdade e a justiça.

Fonte – MEA, 2005d.

Conforme a AEM (2005a), a conversão de ecossistemas terrestres em diferentes formas de uso da terra desde 1945 foi maior do que a ocorrida nos séculos XVIII e XIX somados. Sua principal motivação foi a crescente demanda por alimentos, água, madeira, fibras e combustível. Apesar de trazer muitos benefícios aos humanos, resultou em um custo ambiental muito elevado, com destaque para a degradação de ecossistemas e a perda de biodiversidade. Eis algumas das principais conclusões da AEM (2005a):

- 60% dos 23 serviços ecossistêmicos avaliados estavam degradados (apresentavam menor disponibilidade) ou sendo utilizados de maneira insustentável (água doce e recursos pesqueiros);
- a degradação dos ecossistemas aumentou a probabilidade de ocorrência de mudanças ambientais abruptas e potencialmente irreversíveis, como o colapso da produção pesqueira, a introdução ou perda de espécies e mudanças climáticas regionais;
- os efeitos negativos da degradação dos ecossistemas recaíram desproporcionalmente sobre as populações mais pobres, o que contribuiu para o aumento das desigualdades e conflitos sociais pelo mundo.

A AEM elaborou quatro cenários para investigar os ecossistemas e o bem-estar humano no século 21 (Figura 4). Esses cenários possibilitaram explorar, entre outras questões, duas ambiguidades da gestão ecossistêmica: 1) gestão global *versus* gestão regional, e 2) gestão ativa (todas as questões só são abordadas quando já estão óbvias) *versus* gestão proativa (políticas buscam deliberadamente manter os serviços dos ecossistemas a longo prazo).

Figura 4 – Cenários da avaliação ecossistêmica do milênio.

Orquestração global

Sociedade totalmente conectada, que enfatiza o comércio global e a liberalização econômica e faz uma abordagem reativa das questões dos ecossistemas, mas que ao mesmo tempo adota medidas severas para minimizar a pobreza e a desigualdade e investir em bens públicos, como infraestrutura e educação.



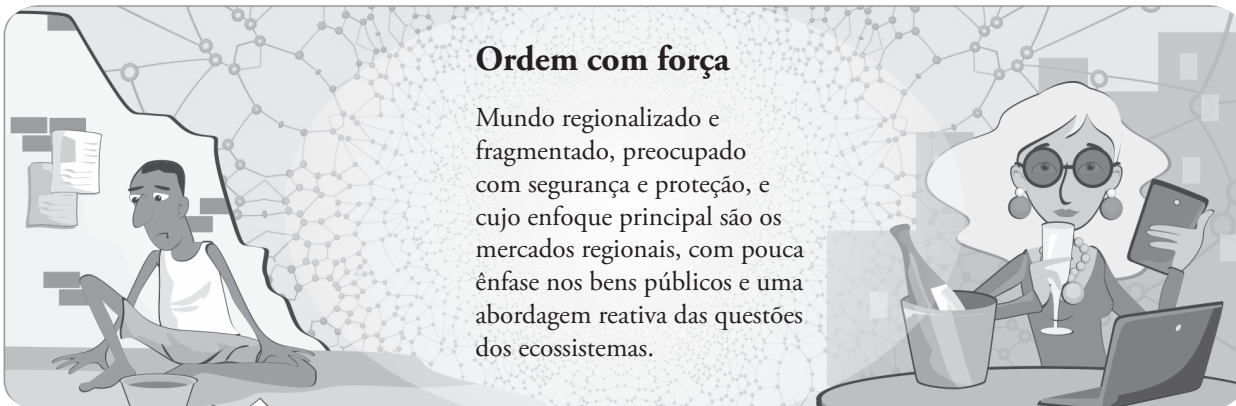
Mosaico adaptável

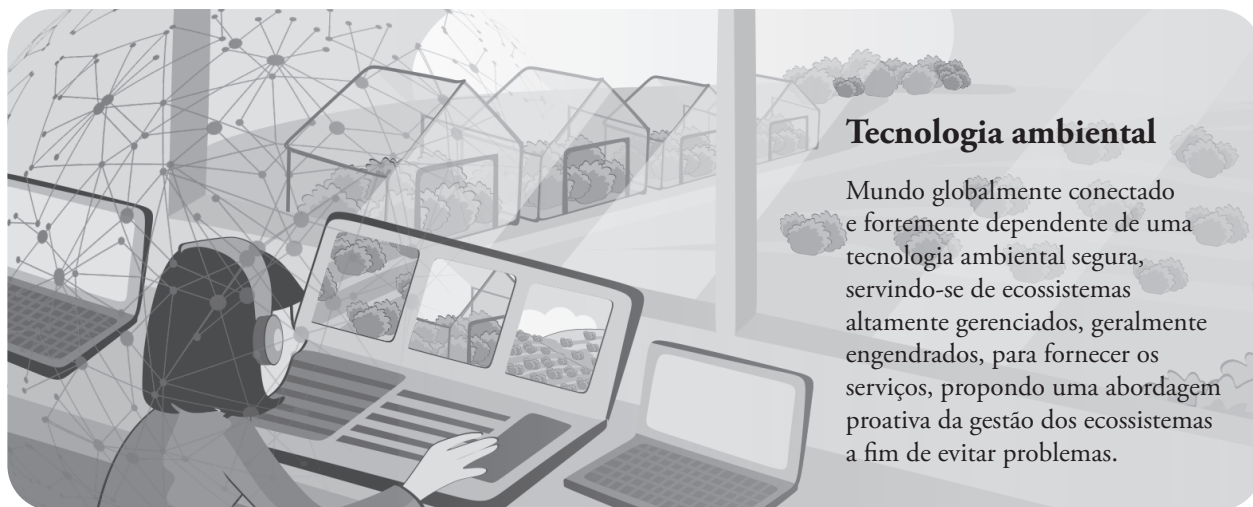
O foco das atividades políticas e econômicas são os ecossistemas regionais em âmbito de bacias. As instituições locais são fortalecidas e são comuns estratégias locais de gestão dos ecossistemas; as sociedades desenvolvem uma abordagem predominantemente proativa da gestão dos ecossistemas.



Ordem com força

Mundo regionalizado e fragmentado, preocupado com segurança e proteção, e cujo enfoque principal são os mercados regionais, com pouca ênfase nos bens públicos e uma abordagem reativa das questões dos ecossistemas.





Fonte – AEM, 2015a.

A gestão regional e ativa (cenário Ordem com Força) levou às maiores perdas de SE e aos maiores contrastes socioeconômicos entre países. Em relação aos demais cenários, corroborou-se que nenhum dos extremos de gestão é ideal. Mas por que não seriam ideais? Por exemplo, o conhecimento desenvolvido na gestão global pode ser limitado ou inadequado para lidar com os problemas ambientais regionais. Já os conhecimentos regionais talvez digam muito pouco sobre a resolução de questões ambientais globais, como as mudanças climáticas. A gestão ativa, por sua vez, pode falhar muitas vezes em responder em tempo hábil, ao passo que a gestão proativa corre o risco de se tornar engessada e repetir erros.

Em resumo, nenhum dos outros três cenários apontou um caminho satisfatório para reverter a degradação dos ecossistemas no século 21. Por conseguinte, não é de se estranhar que a AEM não tenha priorizado uma ou outra solução, e sim a sinergia entre múltiplas respostas (Quadro 4). As instituições não seriam as respostas em si, mas por meio delas estas seriam convertidas em vetores de mudança (AEM, 2005a) e teriam o desafio de lidar com o caráter multiescalar das questões ambientais. Isto é, o de atuar em diferentes níveis organizacionais: 1) local, 2) subnacional, 3) nacional, 4) regional, 5) global e 6) combinação entre os níveis anteriores. (MEA, 2005e). Além disso, exigiram a cooperação entre diferentes atores sociais, como: 1) governos nacionais e subnacionais, 2) organizações não governamentais nacionais e internacionais, 3) institutos de pesquisa, 4) setor de negócios, 5) comunidades e 6) famílias e indivíduos. (AEM, 2005e). Finalmente, deveriam promover a gestão ecossistêmica proativa e flexível. (AEM, 2005a).

Quadro 4 – Respostas sociais para a reversão da degradação dos ecossistemas.

Tipologia de resposta	Explicação/exemplos
Legal	<ul style="list-style-type: none">• Promovem as regras formais por meio das quais as demais respostas são estruturadas e operacionalizadas.
Econômica	<ul style="list-style-type: none">• Eliminação de subsídios que promovem o uso excessivo dos serviços ecossistêmicos.• Uso mais intensivo de instrumentos econômicos e abordagens baseadas no mercado para a gestão dos ecossistemas.
Social e comportamental	<ul style="list-style-type: none">• Educação ambiental e campanhas de sensibilização ambiental.• Movimentos e protestos sociais.• Empoderamento das comunidades mais dependentes dos serviços de um ecossistema e/ou mais afetadas pela sua degradação.• Empoderamento das mulheres e dos jovens.
Tecnológica	<ul style="list-style-type: none">• Produtos, instrumentos, processos e práticas que promovam o uso eficiente dos serviços ecossistêmicos e a minimização dos impactos humanos sobre os ecossistemas.
Cognitiva	<ul style="list-style-type: none">• Reconhecimento (legitimação) do conhecimento tradicional. O conhecimento tradicional é aquele desenvolvido e compartilhado entre os integrantes de uma comunidade caracterizada por uma cultura distinta. Vários integrantes da comunidade contribuem para a construção desse conhecimento.• Desenvolvimento, reconhecimento e integração do conhecimento científico sobre o funcionamento dos ecossistemas.• Desenvolvimento, reconhecimento e integração do conhecimento científico sobre a sinergia e a operacionalização de todas as respostas listadas nesse quadro.

Fonte – AEM, 2015d.

QUAL É A RELAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE ARBÓREA E A FUNCIONALIDADE DOS ECOSSISTEMAS FLORESTAIS?

Conforme a seção anterior, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio concluiu que a biodiversidade influencia fortemente a provisão dos ES. O objetivo dessa seção é propiciar uma breve imersão nessa complexa e fascinante relação.

Ao final da primeira seção, comentamos acerca de dois tipos de valores da biodiversidade: o ético e o instrumental/utilitarista (o que traz benefício aos humanos). O foco da presente seção é um terceiro tipo de valor: o ecológico. Nele, adotaremos as florestas como exemplo de ecossistema, considerando que o Brasil é privilegiado com a segunda maior área florestal do mundo.

Muito se tem discutido sobre o efeito (acréscimo ou decréscimo) do número de espécies sobre as funções ecossistêmicas. Essa relação será chamada daqui em diante como ‘biodiversidade-

-funcionalidade' (BF). Mas nada impede que consideremos as funções ecossistêmicas como sinônimos de SE. Na Avaliação Ecossistêmica do Milênio, boa parte das evidências empíricas experimentais (oriundas de estudos de campo controlados) sobre a BF adveio de pesquisas com espécies gramíneas. Em especial, os experimentos de Cedar Creek, os quais vêm sendo analisados desde 1996 (Figuras 5). A justificativa para a escolha de gramíneas se deu pela praticidade na instalação do experimento e na coleta dos dados. Por exemplo, experimentos florestais seriam muito maiores e mais demorados (embora já existam hoje). Os estudos com gramíneas elucidaram que a biodiversidade favorece e estabiliza funções ecossistêmicas, tais como produtividade, ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono no solo. (TILMAN; REICH; KNOPS, 2006). Existem diversas hipóteses para explicar essas conclusões⁶, dentre as quais se destacam: a da 'complementariedade de nicho' (TILMAN; LEHMAN; THOMSON, 1997; LOREAU; HECTOR, 2001), a do 'efeito de amostragem' (AARSSSEN, 1997) e a do 'seguro' (NAEEM; LI, 1997; YACHI; LOREAU, 1999).

Figuras 5 – Experimento *Long Term Ecological Research* (LTER), em Cedar Creek, Minnesota, nos EUA.



Fonte – University of Minnesota, 2018.

Contudo, as florestas são ecossistemas de vida longa e extremamente complexos. Logo, fortes questionamentos surgiram quanto à adequação daqueles experimentos com gramíneas como forma de conhecimento florestal. A solução foi investigar a BF florestal por meio de estudos observacionais (estudos não experimentais/manipulativos) com base em gradientes de diversidade arbórea. De forma geral, essas pesquisas corroboram o efeito positivo da biodiversidade para a produtividade e várias outras funções ecossistêmicas. (NADROWSKI; WIRTH; SCHERER-LORENZEN, 2010). Contudo, tais resultados devem ser analisados com cautela frente à falta de controle experimental sobre os efeitos do ambiente e, especialmente, da identidade das espécies. (NADROWSKI; WIRTH; SCHERER-LORENZEN, 2010; TROGISCH *et al.*, 2017). Quanto ao último, é difícil distinguir se o aparente efeito da biodiversidade sobre uma função não teria sido causado pela presença de uma espécie em particular que tenha se destacado na provisão daquela função.

Em comparação aos estudos experimentais (manipulativos), os estudos observacionais são menos rigorosos. Porém, são mais flexíveis, permitindo a investigação da BF florestal em escalas espaciais impraticáveis para um experimento, chegando quase até a escala de todo o continente europeu. (VAN DER PLAS *et al.*, 2016; RATCLIFFE *et al.*, 2017; VAN DER PLAS *et al.*, 2018). Esses raríssimos estudos de diversidade entre ecossistemas florestais foram possíveis graças ao cruzamento de diversos outros estudos com o aporte de ferramentas de estatística e modelagem. Para os próximos anos, o debate da BF florestal deverá ser fortalecido por conta dos resultados de experimentos florestais que foram instalados pelo mundo nos últimos quinze anos. (TROGISCH *et al.*, 2017).

Por razões de praticidade, o número de espécies, conhecido como riqueza de espécies, tem sido o nível da biodiversidade mais investigado no tocante à BF florestal. Entretanto, reconhece-se a importância de outros níveis de diversidade arbórea, como a funcional, a estrutural, a genética e a entre ecossistemas, assim como a de outros níveis tróficos.

Os ecossistemas florestais naturais ou seminaturais são extremamente complexos, de tal forma que generalizações são arriscadas. Ainda assim, tentaremos sumarizar algumas das principais perspectivas atuais relacionadas à BF florestal. No final da seção, abordaremos uma funcionalidade florestal que está intimamente associada à diversidade genética: a adaptabilidade climática.

Na Europa Central, a BF florestal aparentemente apresenta um efeito *jackknife*, para o qual o aumento da riqueza de espécies arbóreas propicia mais funções acima de um limite mínimo, porém em níveis intermediários⁷. (VAN DER PLAS *et al.*, 2016). Em outras palavras, nenhuma composição de espécies seria capaz de maximizar todas as funções. Porém, a diversidade entre florestas permitiria a maximização de muitas delas. (VAN DER PLAS *et al.*, 2016; VAN DER PLAS *et al.*, 2018). Isto é, a diversidade de ecossistemas na paisagem favoreceria a BF (o conceito de paisagem será tratado na próxima seção).

As condições ambientais, como *stress* hídrico, podem influenciar a BF florestal (RATCLIFFE *et al.*, 2017), mas é difícil prever a direção dessa relação. (FORRESTER; BAUHUS, 2016). Por exemplo, a diminuição de um recurso, como água ou nutrientes, poderia prejudicar uma espécie altamente

competitiva, o que favorecia outras espécies e, consequentemente, várias funções ecossistêmicas. A diminuição desse recurso também aumentaria o nível das funções ecossistêmicas ao estimular as espécies a explorarem novos nichos. (RATCLIFFE *et al.*, 2017). Por outro lado, o incremento de um recurso poderia amenizar a competição entre as espécies, o que levaria a ganhos nas funções ecossistêmicas. (FORRESTER; BAUHUS, 2016). Em resumo, embora se reconheça que as condições de *stress* ambiental influenciam a BF florestal, ainda não existe consenso se, ou sob quais condições, tais influências seriam benéficas. Nos próximos anos, espera-se que os estudos experimentais de BF florestal elucidem essa questão.

Comumente, o efeito de uma nova espécie sobre as funções ecossistêmicas é expressivo quando existem poucas espécies, mas pequeno quando já existem várias outras. (BAUHUS, 2017). Espécies com características distintas (arquitetura da copa e da raiz, profundidade da raiz, tipo de folha, exigência em luz, eficiência no uso da água e nutrientes, taxa de crescimento, período de crescimento durante o ano, resistência a insetos, concentração química foliar, capacidade em fixar nitrogênio etc.) influenciam mais a funcionalidade ecossistêmica do que espécies similares. (BAUHUS, 2017). Por outro lado, a existência de espécies com ‘redundância funcional’ é desejável, pois conferiria ao ecossistema um ‘seguro’ contra mudanças ambientais. (YACHI; LOREAU, 1999).

A presença de espécies com características diferentes favorece o compartilhamento de nicho, isto é, a utilização diferenciada dos recursos no tempo ou espaço. A exploração de mais nichos (como diferentes profundidades do solo ou diferentes estratos do dossel) acresce a diversidade estrutural. A última, por sua vez, contribui para a produtividade e o estoque de carbono, entre outras funções. (MCELHINNY *et al.*, 2005; FORRESTER; BAUHUS, 2016; ALBERTI *et al.*, 2017).

Para as florestas do México, a diversidade estrutural foi a variável mais importante para explicar os diferentes estoques de carbono florestal. (ARASA-GISBERT *et al.*, 2018). A diversidade estrutural (como múltiplos estratos de dossel, árvores ocas, árvores com diferentes diâmetros, idades e formas e troncos caídos sob diferentes estágios de decomposição) também contribui substancialmente na provisão de *habitat* para a biodiversidade terrestre (BAUHAUS *et al.*, 2009; BAUHUS, 2017), a qual inclui os polinizadores e dispersores de semente. Ambos os grupos ecológicos funcionais são essenciais no que se refere à manutenção da variabilidade (diversidade) genética das populações arbóreas. (THOMPSON *et al.*, 2009; ALFARO *et al.*, 2014). Por seu turno, a variabilidade genética dessas populações confere uma importante fonte de diversidade funcional e estrutural para os ecossistemas florestais. Em relação à segunda, existem florestas com expressiva diversidade estrutural apesar da pouca diversidade de espécies arbóreas, como é o caso das florestas seminaturais dominadas por *Fagus sylvatica* na Europa Central. (EMBORG *et al.*, 2000). Finalmente, considerando horizontes temporais longos, a variabilidade genética das populações é chave para a função ecossistêmica de adaptabilidade climática. (HOOPER *et al.*, 2005). Mais precisamente, se existir variabilidade genética e tempo suficiente, a adaptação das populações às novas condições climáticas pode ser alcançada por meio de alterações na frequência dos genes entre gerações.

A variabilidade genética intrapopulacional das árvores é admirável. Evidências paleoecológicas apontam que, em virtude de mudanças ambientais, as amplitudes geográficas das espécies arbóreas foram expandidas e contraídas diversas vezes desde a última era glacial. Entretanto, a maioria dessas espécies não apresentou consideráveis perdas de diversidade genética. Diferentemente das plantas herbáceas, as espécies arbóreas apresentam maior variabilidade genética dentro de populações do que entre populações. Por conseguinte, a extinção de uma grande proporção das populações de uma espécie arbórea teria resultado apenas numa perda genética pequena. (HAMRICK, 2004). Nota-se que as árvores também têm altas taxas de fecundidade. Além disso, as sementes e o pólen são capazes de percorrer distâncias longas rapidamente, permitindo reestabelecer a ampla diversidade genética das populações. Com tudo isso levado em consideração, não é de se espantar que as espécies arbóreas comumente apresentam mais adaptações locais do que outros grupos de plantas. (KAWECKI; EBERT, 2004). Ao longo de gradientes geográficos e ecológicos, as variações adaptativas nas espécies arbóreas são, de modo geral, tão pronunciadas quanto aquelas entre essas espécies. (PETIT; HAMPE, 2006; ALBERTO *et al.*, 2013). Em suma, a capacidade adaptativa das espécies florestais às mudanças climáticas não deve ser subestimada, desde que exista ampla variabilidade genética.

O Governo brasileiro, por meio do Decreto nº 8.972/2017, instituiu a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg) com os seguintes objetivos: I) articular, integrar e promover políticas, programas e ações indutoras da recuperação de florestas e demais formas de vegetação nativa; e II) impulsionar a regularização ambiental das propriedades rurais brasileiras, nos termos da Lei nº 12.651/2012 (o Novo Código Florestal), em ao menos 12 milhões de hectares (ha) até 2030.

Em relação ao estabelecimento (plantio) dessas florestas, a literatura científica brasileira reconhece a necessidade de assegurar uma ampla diversidade de espécies e, ainda, de modo a considerar a composição e aspectos ecológicos da vegetação natural regional. (BRANCALION *et al.*, 2010; DURIGAN *et al.*, 2010). Contudo, a importância de se assegurar conjuntamente a diversidade genética tem sido pouco debatida. Outro assunto negligenciado diz respeito ao manejo das florestas restauradas. O Governo brasileiro, em seu Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa (Planaveg), sugere que o manejo das florestas recuperadas em Reserva Legal seja viável economicamente. Mas não elucida como alcançar tal façanha. O problema é que o manejo de florestas mistas sempre foi um assunto relegado pela pesquisa florestal brasileira. Ironicamente, o Código Florestal 1) obriga que os produtores mantenham uma Reserva Legal em suas propriedades e 2) reconhece a função econômica dessas reservas. Nesse contexto, cabe ressaltar que vários países estão pesquisando a BF florestal com o intuito de desenvolver conhecimento para o manejo de florestas mistas. O Brasil poderia aproveitar o *momentum* ('o bonde') internacional da pesquisa em BFF florestal para desenvolver práticas de manejo voltadas para as florestas recuperadas em Reserva Legal.

QUAL SERIA O MELHOR USO DA TERRA PARA A PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS?

Nenhuma forma de uso da terra é capaz de ofertar todos os SE. (DEFRIES *et al.*, 2004; FOLEY *et al.*, 2005). Por exemplo, seria impossível conciliar num único ecossistema a conservação da biodiversidade, sequestro de carbono, recreação, produção de comida e produção de biocombustíveis. No entanto, pode-se reconciliar os SE conflitantes ao ampliar o foco do manejo, geralmente o talhão produtivo ou a propriedade, para a paisagem. (DEFRIES *et al.*, 2004; FOLEY *et al.*, 2005).

No âmbito desse capítulo, o conceito de paisagem remete a um todo integrado que se estende além de um único sítio. Pode ser concebida como um mosaico de diferentes formas de uso da terra, como áreas de proteção/conservação ecológica, corredores ecológicos, áreas agrícolas, florestas plantadas e faixas de vegetação ripária.

Existem duas grandes justificativas para que o manejo de ecossistemas seja adotado em nível de paisagem. Em primeiro lugar, a configuração espacial da paisagem influencia as dinâmicas ecológicas. (TURNER, 1989). Por exemplo, o sucesso reprodutivo de algumas espécies não depende apenas da área florestal total, mas também do grau de conectividade entre essas florestas. Similarmente, a capacidade das florestas em proteger a qualidade de um rio não é apenas uma função da área florestal total, mas da largura da faixa de floresta ripária, das condições de declividade do terreno e dos padrões de uso da terra nessa paisagem, dentre outros fatores como o solo. (NEARY *et al.*, 2009).

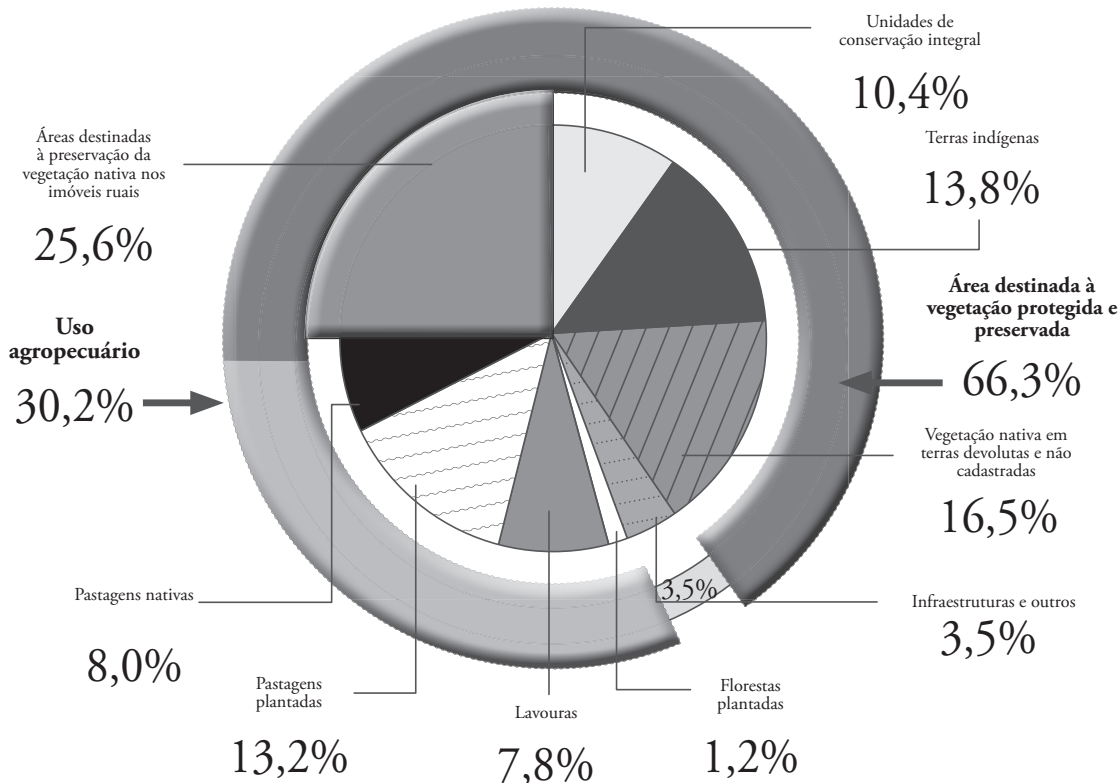
A segunda justificativa seria justamente conciliar os SE de diferentes ecossistemas. Por exemplo, as florestas ofertam inúmeros SE para a agricultura, tais como mitigação das mudanças climáticas, controle de pragas (*habitat* de inimigos naturais) e polinização. (THOMPSON *et al.*, 2009; FAO, 2015). A título de curiosidade, o SE de polinização está estimado entre 235 e 577 bilhões de dólares americanos ao ano (IPBES, [s.d]).

Um dos maiores desafios futuros será conciliar a produção de alimentos e a biodiversidade frente à crescente escassez de terras. A agricultura e a pecuária já ocupam 38% da superfície terrestre. (FOLEY *et al.*, 2011). Segundo estimativas das Nações Unidas, a população mundial alcançará 9,1 bilhões até 2050 (quase dois bilhões a mais que hoje). Com base em projeções para o crescimento econômico pelo mundo e a decorrente mudança de hábitos alimentares, a produção mundial de alimentos precisaria aumentar em 70% até 2050. (FAO, 2009).

O Brasil poderá assumir uma posição de supremacia no cenário agrícola mundial. E, ainda por cima, sem precisar converter um único hectare de vegetação natural. Além de ter dimensões continentais, o país apresenta condições climáticas (temperatura e disponibilidade hídrica) favoráveis para a agricultura em grande parte do território. A restauração da produtividade de pastagens degradadas em conjunto com a intensificação da pecuária poderia poupar um vasto contingente de terras para a agricultura (Figura 6). Entretanto, o futuro do agronegócio brasileiro deverá ser consolidado em práticas agrícolas

sustentáveis, as quais deverão priorizar, dentre outras questões, a conservação do solo e da água. Além disso, o manejo deverá ser adotado em nível de paisagem, de modo a conciliar a produção agrícola, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos.

Figura 6 – Uso da terra no Brasil.



Fonte – EMBRAPA, 2018.

SE OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS SÃO TÃO IMPORTANTES, POR QUE A MAIORIA NÃO TEM VALOR DE MERCADO?

Para o ano de 2011 (COSTANZA *et al.*, 2014), estimaram o valor global dos SE entre 125 e 145 trilhões US\$. Naquele ano, os SE contribuíram mais para o bem-estar humano do que o dobro de todo o produto interno bruto (PIB) global. Mas por que existe uma diferença tão grande entre esses valores? Grosso modo, o PIB é uma medida dos bens e serviços finais que têm valor de mercado (preço). Como regra geral, apenas serviços ecossistêmicos de provisão (produtos ecossistêmicos), como madeira, mel e produtos agrícolas, têm valor de mercado. (BROWN *et al.*, 2007). Precisamos entender então por que

um serviço ecossistêmico de outra categoria raramente teria um valor de mercado, isto é, quais seriam os requisitos para que esse SE tivesse preço de mercado. Logicamente, a existência de um mercado é necessária. Duas importantes condições para o surgimento de mercado são a escassez do produto/ serviço e a possibilidade de exclusão de terceiros. (BROWN *et al.*, 2007). Para ilustrá-las, tomemos como exemplo a internet *Wi-Fi*, um serviço humano para o qual sabemos que existe mercado.

Se você tem internet *Wi-Fi* na sua residência, então é muito provável que ela tenha uma senha de acesso. Essa é uma forma simples e eficiente de ‘excluir’ os vizinhos de ‘pegarem carona’ na sua internet. Similarmente, se você não mantiver o pagamento desse serviço em dia, é fácil para a empresa provedora cortá-lo. Para reduzir despesas, você poderia compartilhar a internet com algum vizinho, mas corre o risco de a velocidade do serviço oscilar. A internet *Wi-Fi* é, portanto, um exemplo do que os economistas denominam ‘bem privado’.

Na Economia, o bem privado é definido como um produto ou serviço que é ‘excludente’ e ‘rival’ (Figura 7). A exclusão diz respeito à possibilidade de controlar o acesso dos usuários. No exemplo anterior, se as empresas provedoras do serviço não conseguissem excluir os ‘caronistas’ (os usuários que não se dispõem a pagar pela internet), então teriam de mudar de ramo para evitar a falência.

Figura 7 – Quatro tipos de bens segundo os critérios de exclusão e rivalidade.

		Rival?	
		Sim	Não
Excludente?	Sim	Bens privados	Monopólios naturais
	Não	Bens comuns	Bens públicos

Fonte – Mankiw, 2011.

O bem é rival quando seu uso reduz ou elimina sua disponibilidade para os demais usuários, como nos casos do solo, água doce e recursos pesqueiros. Exemplos de bens sem rivalidade são a beleza cênica de uma paisagem, a regulação do clima e a proteção contra os raios ultravioleta.

A rivalidade é importante para o surgimento do mercado porque leva à escassez do bem. Mas por que esta estimularia a criação do mercado? Precisamos agora adentrar a natureza do valor econômico. Consideremos então o famoso ‘paradoxo da água e do diamante’, o qual intrigou os economistas por séculos. (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002). Apesar de essencial à vida, a água tem um valor de mercado muito inferior àquele do diamante. Os economistas resolveram esse paradoxo ao proporem que o valor econômico de um bem reflete sua ‘utilidade marginal’. (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002). A utilidade é uma medida abstrata do bem-estar que um consumidor obtém de um bem. A utilidade marginal é o aumento da utilidade que o indivíduo obtém do consumo de uma unidade adicional. Supõe-se que a maioria dos bens apresenta utilidade marginal decrescente: quanto maior seu consumo em um período curto, menor a utilidade marginal proporcionada pelo consumo de uma unidade adicional⁸. Em suma, a água é abundante, mas os diamantes são raros. Logo, um diamante a mais tem uma utilidade marginal maior do que um copo extra de água.

Muitos autores contestam a utilização de valores de mercado para a valoração dos recursos da natureza. (BROWN; ULGIATI, 1999; HAU; BAKSHI, 2004; GASPARATOS, 2010). Por exemplo, segundo a crítica de Odum *et al.* (2000), quando o solo, a madeira, as frutas, a água limpa escoada e outros produtos florestais estão em abundância, a contribuição florestal é máxima, mas o valor de mercado de seus produtos é baixo; vice-versa, quando os produtos florestais estão em escassez, seus valores de mercado são altos. Já outros autores lançam um olhar mais favorável sobre tal relação entre preço e escassez. (SUNDERLIN, 1995a). Para eles, a escassez, paradoxalmente, asseguraria que o recurso não se esgote. (DALY, 1998). Mais especificamente, o preço do recurso aumenta em função da escassez; esse aumento, contudo, induz à diminuição da quantidade demandada do bem. Ou seja, o encarecimento do recurso abrandaria a pressão da sociedade sobre ele.

Em resumo, para que exista mercado, o bem precisa propiciar utilidade marginal e ser excludente. Os SE de regulação, de suporte e culturais são, de modo geral, não excludentes. Ou seja, configuram ‘bens públicos’ ou ‘bens comuns’ (ver Figura 7). Para esses bens, o surgimento do mercado ainda é possível, mas quase sempre requer a interferência de um agente externo, como o governo ou as Nações Unidas, para coordená-lo e assegurar que os responsáveis pela proteção do ecossistema recebam um pagamento. (BROWN *et al.*, 2007; ENGEL *et al.*, 2008; FARLEY; COSTANZA, 2010). Em outras palavras, torna-se necessária a criação de programas de pagamento por serviços ecossistêmicos (no Brasil são chamados de programas de pagamento por serviços ambientais – PSA). Retornaremos para o tópico de PSA na próxima seção. Agora nos ateremos a outra questão econômica instigante: se a maioria dos SE não tem mercado, como seria possível estimar os valores econômicos desses serviços (como no estudo mencionado no início da seção)?

Existem diferentes métodos de valoração econômica para serviços ecossistêmicos sem valor de mercado, ou então subvalorizados por ele (Quadro 5). Cabe ressaltar que a valoração econômica de SE permanece como um assunto extremamente polêmico entre os economistas. Inclusive, alguns contestam que apenas mercados reais seriam fontes legítimas de valores econômicos. Contudo, esse debate extrapola o escopo desse capítulo. Independentemente de quem esteja com a razão, importa é que ele vem viralizando o tópico de SE. Aliás, motivou a criação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, assim como outras duas iniciativas das Nações Unidas relacionadas aos ES: a TEEB e a IPBES. A primeira foi estabelecida para abordar especificamente esse debate. Contudo, o assunto pelo jeito ainda dará muito pano para manga, o que não é de todo ruim, pois se trata de um daqueles ‘conflitos do bem’ a que nos referimos na segunda seção desse capítulo.

Cada método de valoração tem vantagens e desvantagens, e suas aplicações são limitadas pelo serviço ecossistêmico em questão e pela disponibilidade de dados e recursos. (TEEB, 2010). Os serviços ecossistêmicos de regulação têm sido preferencialmente avaliados pelos métodos de custos de substituição e valoração contingente; os serviços ecossistêmicos culturais, pelos métodos de custos de viagens, preços hedônicos e valoração contingente; e os serviços ecossistêmicos de provisão, pelos métodos de produção/fator renda e pelos preços de mercado. (TEEB, 2010).

Quadro 5 – Métodos de avaliação econômica para serviços ecossistêmicos.

Método			Comentário/exemplo
Valoração de mercado	Preço de mercado		Aplicável principalmente para serviços ecossistêmicos com características de bens privados, como o mel, a madeira e produtos agrícolas.
	Baseados nos custos	Custos evitados	O valor do serviço de controle de enchentes pode ser derivado dos danos estimados caso a enchente ocorresse.
		Custos de substituição	O valor da recarga do lençol freático pode ser estimado com base nos custos de obtenção de água de outras fontes.
		Custos de mitigação	Os benefícios dos serviços de regulação fornecidos por zonas úmidas podem ser estimados calculando-se os custos de investimento necessários para prevenir enchentes em sua ausência.
	Função de produção/ /fator de renda		O valor do serviço ecossistêmico é estimado por sua contribuição como insumo ou fator de produção de outro produto. Por exemplo, a contribuição da fertilidade do solo à produção e, com isso, à renda do produtor.
Preferências reveladas	Custos de viagens		Parte do valor de lazer atribuído pelas pessoas a uma localidade ou paisagem se reflete no montante de tempo e dinheiro que as pessoas gastam com a viagem para visitar esse lugar.
	Preços hedônicos		O valor da beleza cênica pode ser estimado ao identificar o quanto uma bela vista aumenta o preço de um imóvel.
Valoração simulada	Valoração contingente		A aplicação de questionários pode levantar a disposição dos usuários para pagar pela preservação das amenidades ambientais ou pela melhoria de um serviço: por exemplo, a melhoria da qualidade de água para possibilitar a pesca e o banho em um rio.
	Modelagem de escolha		Entre os métodos estão os experimentos de escolha, classificação de contingências e comparação de pares.
	Valoração em grupo		Estimativas de valoração obtidas em grupo e baseadas nos princípios da democracia deliberativa e na suposição de que as decisões públicas devem resultar do debate e de consensos entre atores sociais, e não da agregação de preferências individuais medidas separadamente.

Fonte – Adaptado de Groot; Van Der Meer, 2010; Teeb, 2010; Seehusen; Prem, 2011.

Uma vez feita a valoração econômica dos SE, pode-se incorporar esses valores nas análises de custo-benefício ou custo-efetividade para políticas governamentais. Para a primeira, recomenda-se a política se o benefício total superar o custo total. Já na análise custo-efetividade uma decisão já foi tomada em relação à implementação da política. Isto é, decidiu-se que seu benefício supera o custo. O propósito da análise custo-efetividade é apontar qual projeto possibilitaria alcançar tamanho benefício incorrendo o menor custo. (BROWN *et al.*, 2007).

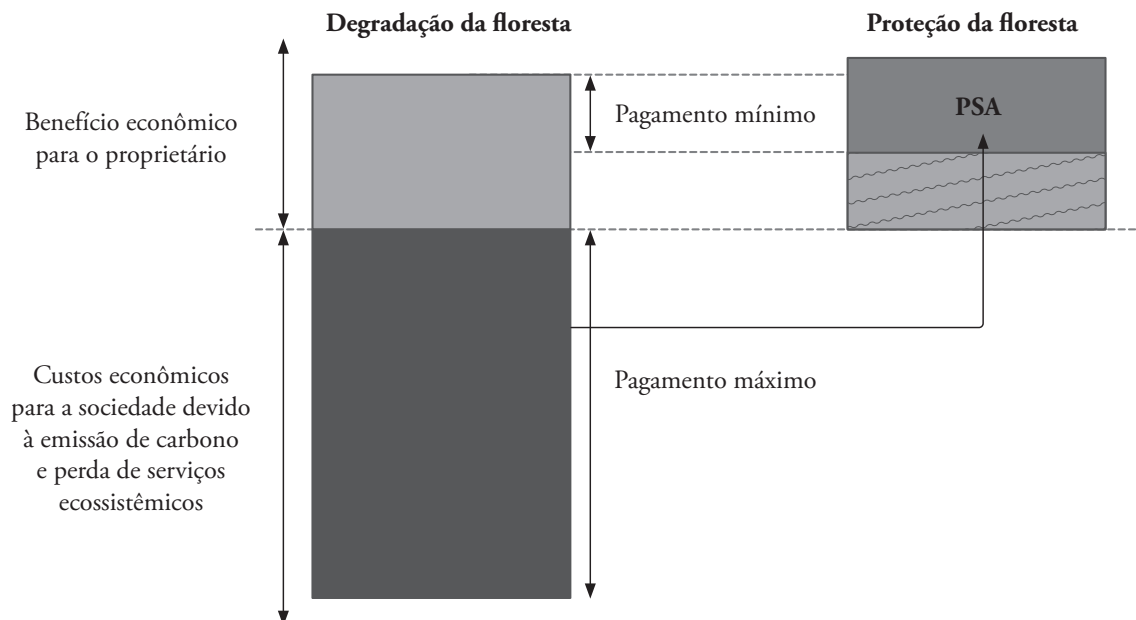
Um exemplo da análise custo-efetividade foi o famoso caso do abastecimento de água na cidade de Nova York. (CHICHILNISKY; HEAL, 1998). O serviço ecossistêmico de purificação de água na bacia hidrográfica de Catskill costumava ser suficiente para que água abastecida em Nova York atendesse aos padrões de qualidade da EPA, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Contudo, a qualidade da água foi sendo deteriorada em virtude do aumento da poluição do solo por efluentes domésticos, pesticidas e herbicidas. Em 1996, a prefeitura teve de optar entre a restauração ambiental da bacia ou a construção e manutenção de uma estação de tratamento de água. O custo estimado para a construção da estação foi entre 6 e 8 bilhões dólares, ademais um custo anual de manutenção de 300 mil dólares. No final, optou-se por investir cerca de 1,5 bilhão de dólares na restauração da bacia hidrográfica. Esse custo de restauração contemplou especialmente a compra de terras, subsídios de restrição do uso do solo para proprietários de terras e a construção de novas e melhores estações de tratamento de efluentes. Cabe destacar que, no Brasil, a proteção da vegetação ripária em propriedades rurais privadas (na figura das Áreas de Proteção Permanente) é uma obrigação legal prevista pelo Código Florestal. Não obstante, a Agência Nacional de Águas (ANA) criou o Programa Produtor de Água para incentivar o produtor rural (por meio de apoio técnico e financeiro) a adotar ações (como práticas agrícolas conservacionistas) que ajudem a melhorar o controle do fluxo e da qualidade da água em sua região.

SERIA ÉTICO COMERCIALIZAR OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS?

Considere o caso de uma propriedade rural cuja floresta natural contribui para o sequestro de carbono e o controle do fluxo e qualidade da água, dentre outros SE de regulação. Diferentemente dos SE de provisão (produtos como o mel, a madeira e o arroz), os SE de regulação se estendem além dos limites físicos da propriedade. É como possuir um bem cujos benefícios ‘vazam’ para a sociedade. Surge então o ‘dilema do caronista’: as pessoas não têm incentivos para pagar por um serviço recebido de graça; elas são beneficiadas pelo serviço, mas esperam que outros usuários paguem por ele. (SCHEFFER; BROCK; WESTLEY, 2000; WUNDER, 2007). Assim sendo, o proprietário é incentivado a converter a floresta em outra forma de uso da terra, como uma monocultura de soja ou de cana-de-açúcar, de tal modo a captar o benefício pleno do bem alternativo (isto é, ‘lacrar o vazamento’). Entretanto, tal conversão impõe custos à sociedade na medida em que aqueles serviços ecossistêmicos são perdidos.

Qual seria a lógica dos programas de pagamentos por serviços ecossistêmicos (também chamados de serviços ambientais – PSA)? Conforme a Figura 8, a sociedade não precisaria pagar ao proprietário todo o valor econômico referente aos SE, mas um valor mínimo que, somado ao benefício inicial da floresta, tornasse a conservação florestal mais atrativa em relação às outras formas de uso da terra. (ENGEL *et al.*, 2008). Nesse caso, todas as partes (o proprietário, a sociedade e a biodiversidade) sairiam ganhando.

Figura 8 – Lógica dos programas de pagamentos por serviços ambientais (PSA).



Fonte – Adaptado de Engel *et al.*, 2008.

Alguém poderia questionar que os serviços ecossistêmicos são direitos humanos fundamentais, de modo que não seria ético comercializá-los. No Brasil, a Constituição Federal de 1988, em seu artigo 225, traz a seguinte determinação: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. (BRASIL, 1988, n.p.). Respaldo pela Constituição de 1988, o Novo Código Florestal, instituído pela Lei nº 12.651/2012, dispõe sobre a proteção de áreas de vegetação nativa em terras privadas⁹. A Lei determina que as propriedades rurais mantenham uma Reserva Legal (RL), a qual varia entre 20 e 80% da área da propriedade dependendo do bioma. A Lei também estipula a obrigatoriedade das Áreas de Proteção Permanente (APP). É verdade que a RL já existe (embora com diferentes requisitos e não com esse nome) desde o Código Florestal de 1937. Mas seu papel na conservação da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos só foi oficialmente reconhecido na década de 1980 (até então o foco da RL era a segurança do estoque nacional de madeira). Em síntese, o atual Código Florestal prevê a manutenção dos SE em RL e APP como uma obrigação do proprietário. Mas, independentemente de estar pautada sobre princípios éticos, seria a fixação de tal obrigação legal uma estratégia eficiente para se assegurar esses SE?

Se o manejo de RL fosse atrativo economicamente (infelizmente, o governo não se interessou em desenvolver práticas de manejo sustentável para RL), se o governo tivesse interesse ou capacidade para implementar as versões anteriores do Código Florestal (as leis ambientais brasileiras são conhecidas mundialmente como fortes no papel, mas fracas na prática (MCALLISTER, 2008), ou se houvesse

incentivos de mercado para o cumprimento da lei (por exemplo, se o mercado boicotasse os produtores que não respeitassem a legislação, como no ‘boicote da soja’ realizado na Amazônia (GIBBS *et al.*, 2015)), talvez o desmatamento em propriedades privadas não teria sido tão pronunciado (aproximadamente um quarto da área de vegetação nativa dessas propriedades foi perdido. (SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

É difícil fazer conjecturas se o Novo Código Florestal será eficiente em conter o desmatamento no futuro. Além de ter dimensões continentais, o Brasil detém uma das legislações florestais mais exigentes do mundo. Por conseguinte, não existem referências mundo afora sobre casos de sucessos ou insucessos com base em iniciativas legais similares. De modo genérico, a literatura internacional de governança ambiental sugere que a proteção dos ecossistemas não pode ser uma incumbência exclusiva do governo. Em outras palavras, a governança ambiental requer a atuação conjunta de diferentes ‘atores sociais’. (LEMONS; AGRAWAL, 2006). Tomemos como exemplo as quedas das taxas de desmatamento na Amazônia entre 2004 e 2012, as quais o Governo brasileiro costuma atribuir ao seu Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). Em paralelo às melhorias no monitoramento e na aplicação das leis, vários outros fatores podem ter contribuído para a redução do desmatamento. Mais especificamente, a expansão das áreas públicas de proteção; flutuações na lucratividade da soja e pecuária; boicotes nas cadeias de soja e carne contra produtores que promovessem o desmatamento (a Moratória da Soja e o Acordo de Gado); criação do programa Municípios Verdes, que impôs restrições de crédito agrícola para os municípios com as maiores taxas de desmatamento. (MACEDO *et al.*, 2012; NEPSTAD *et al.*, 2014; GIBBS *et al.*, 2015). Para título de curiosidade, a Moratória da Soja e o Acordo de Gado surgiram por meio de campanhas de ONGs contra empresas europeias que adquiriam soja e gado de áreas recentemente desmatadas na Amazônia.

Certamente, um monitoramento eficiente e o alto risco de punição aos infratores configuram um incentivo importante para que os proprietários não desmatem áreas de RL e APP. As duas grandes questões são se existirá tal incentivo e, mesmo que exista, se será suficiente. (STICKLER *et al.*, 2013). Caso não seja, cabe então questionar o quanto o resto do mundo estará incentivando o cumprimento do Código Florestal.

Conforme a Avaliação Ecológica do Milênio, a biodiversidade forma a fundação do vasto conjunto de ES que contribui criticamente para o bem-estar. A maior porção da diversidade de espécies terrestres se encontra nos trópicos. (DIRZO; RAVEN, 2003). O Brasil tem a segunda maior área florestal do mundo (depois da Rússia), a maior área de vegetação natural nos trópicos e também a maior área de vegetação natural protegida. (FAO, 2015). Se não for justo que os proprietários rurais brasileiros recebam alguma compensação pelo cumprimento do Código Florestal (como pagamentos diretos por meio de PSA ou vantagens comerciais), não seria justo que todos os países também impusessem a obrigatoriedade de uma reserva natural em suas propriedades rurais?

A Convenção de Diversidade Biológica defende a necessidade de se compreender e gerir os ecossistemas sob um contexto econômico¹⁰. Existem duas lógicas centrais para isso. A primeira delas é a de que os proprietários deveriam ser os principais interessados no sucesso da restauração ou

manutenção da vegetação natural em suas propriedades. Afinal, o sucesso dessas atividades depende do comprometimento deles. A segunda é a de que essas atividades trariam benefícios para toda a sociedade. Por conseguinte, esta deveria compartilhar seus custos, e não apenas seus benefícios. É por esses motivos que, em outros países, costuma-se remunerar os proprietários rurais que mantêm ou restauram florestas. (SALZMAN *et al.*, 2018). E é por esses mesmos motivos que, considerando-se a gestão ecossistêmica em nível global, o Governo brasileiro deverá receber, a partir dos próximos anos, pagamentos de outros países por meio do programa Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD), promovido pelas Nações Unidas. Contudo, com a exceção do REDD, ainda não existem grandes perspectivas de PSA entre países. (SALZMAN *et al.*, 2018). Ademais, o foco do REDD brasileiro serão as florestas públicas, apesar de aproximadamente a metade da área de vegetação natural brasileira se localizar em propriedades privadas. (SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

É verdade que o Novo Código Florestal prevê a criação de programas de PSA. Um dos principais mecanismos previstos é a compensação de RL mediante Cotas de Reserva Ambiental (CRA). Mais precisamente, um proprietário que tenha déficit de RL terá a opção de restaurar essa área ou então adquirir CRA de outros proprietários. As CRA serão originadas especialmente de: 1) áreas de vegetação natural que excedem o requisito de RL e APP; e de 2) RL de pequenas propriedades. Entretanto, a quantidade ofertada de CRA seria muito superior àquela demandada. (SOARES *et al.*, 2016). Ou seja, o mercado de CRA só funcionará (como instrumento de combate ao desmatamento) caso o Governo brasileiro o abra para outros países (talvez como parte do REDD) (SOARES *et al.*, 2016) e, logicamente, haja o interesse de participação por parte desses países.

No Brasil, algumas ONGs internacionais fazem campanhas para associar a imagem do agronegócio brasileiro ao desmatamento. Uma estratégia mais eficiente para conter o desmatamento nas propriedades rurais brasileiras seria: 1) sensibilizar os governos ou empresas de seus países de origem a contribuírem para a proteção da biodiversidade dessas propriedades (por exemplo, por meio de programas de PSA) e 2) sensibilizar o mercado nacional e internacional a privilegiar os produtores rurais que seguem à risca o Código Florestal (em relação a produtores mundo afora que não tenham áreas de vegetação natural em suas propriedades ou produtores brasileiros que não cumpram a Lei).

Em síntese, no Brasil alguns defendem que os serviços ecossistêmicos configuram direitos humanos fundamentais, de tal forma que suas provisões devam ser impostas aos proprietários rurais, enquanto outros discorrem que, independentemente de a premissa estar correta, a forma mais eficiente de se assegurar tais serviços é remunerar os responsáveis pela proteção dos ecossistemas. O Governo brasileiro buscou conciliar ambos os lados desse debate no Novo Código Florestal. Agora, tem a árdua missão de fazer com que essa lei ambiental avançada, ao contrário dos códigos florestais anteriores, funcione satisfatoriamente na prática. Contudo, seria ingênuo acreditar que a eficiência da Lei dependerá apenas do desempenho e da boa vontade do Governo brasileiro. Nesse sentido, duas importantes estratégias seriam a participação de outros países no mercado de CRA e a exigência de mercados nacionais e internacionais pelo cumprimento do Código Florestal.

A TECNOLOGIA CONSEGUIRIA SUBSTITUIR OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS?

Existem três linhas centrais da economia no que se refere ao DS: a neoclássica, a ambiental e a ecológica. (ASAFU-ADJAYE, 2005; VENKATACHALAM, 2007; DAILY; FARLEY, 2011). A questão SE *versus* tecnologia está no cerne das divergências entre elas. Geralmente, tal questão é abordada em termos da substituição entre as diferentes formas de capital. Grosso modo, a ideia de capital remete a um estoque do qual um fluxo (bem ou serviço) é obtido. O capital natural contempla os ecossistemas e suas biodiversidades. Ou seja, o ‘estoque’ de serviços ecossistêmicos. O capital produzido constitui bens tangíveis, tais como ferramentas, equipamentos, máquinas, prédios e infraestrutura. O capital humano contempla bens intangíveis, como educação, conhecimento e habilidade das pessoas. Finalmente, o capital social diz respeito às redes e instituições sociais pelas quais esses bens intangíveis são transmitidos e as contribuições individuais são coordenadas na sociedade. Já a tecnologia seria o que combinaria todas essas formas de capital para a produção de bens e serviços humanos.

Sob a ótica da economia neoclássica, uma forma de capital geralmente pode ser substituída por outra sem acarretar prejuízos à sociedade (por exemplo, o serviço ecossistêmico de purificação da água é parcialmente substituído pelos sistemas humanos de saneamento). Se um serviço ecossistêmico não tiver um substituto tecnológico, então se confia fortemente na capacidade do mercado em induzir seu desenvolvimento.

Um argumento frequente é o da ‘curva ambiental de Kuznets’. (GROSSMAN; KRUEGER, 1995). Ela sugere que o desenvolvimento econômico provocaria inicialmente a deterioração ambiental; após certo nível de crescimento econômico, no entanto, a sociedade passaria a se preocupar mais com o ambiente e a cuidar dele. Em outras palavras, o crescimento econômico seria benéfico para o ambiente. Independentemente de a premissa estar correta, cabe ressaltar que a degradação ambiental nem sempre vem acompanhada por melhorias socioeconômicas. Por exemplo, Rodrigues *et al.* (2009) avaliaram o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 286 municipalidades no ‘arco do desmatamento’ (a fronteira agrícola da Amazônia Legal) caracterizadas por diferentes estágios de desmatamento. Verificou-se um padrão *boom and bust* (crescimento e expansão) de desenvolvimento: os valores do IDH aumentaram no início do desmatamento, mas decresceram com a expansão da fronteira, de modo que as condições de desenvolvimento humano, antes e depois da fronteira, foram similarmente baixas. Os autores concluíram que o padrão de desenvolvimento nas fronteiras agrícolas da Amazônia foi ineficaz tanto em termos de desenvolvimento humano quanto de conservação dos recursos naturais.

Mas o que estaria por trás do IDH e PIB de um país? Para explorar essa questão, criamos uma matriz de correlação contemplando o IDH, o PIB e indicadores de capital aplicados pelo Banco Mundial (Quadro 5). Selecionamos o ano de 2014 por ser o período mais recente que apresentou dados para todos os indicadores em questão. Os indicadores mais correlacionados com o IDH foram o ‘*rule of law*’ e o ‘controle de corrupção’, dois indicadores de capital social. O primeiro é uma medida da percepção

dos indivíduos sobre a extensão em que as leis da sociedade são seguidas pelos demais cidadãos, assim como da confiança dos entrevistados nas instituições públicas, como a polícia e os tribunais de justiça. O segundo considera a percepção do indivíduo quanto à extensão em que a corrupção é controlada no país. Os indicadores mais correlacionados com o PIB *per capita* foram o ‘capital produzido *per capita*’ e o ‘capital humano *per capita*’. É importante realçar que a correlação entre indicadores não significa uma relação de causalidade. Para investigar as relações de causalidade, os economistas constroem modelos matemáticos complexos (modelos econométricos) sobre séries temporais de dados (não se considera um único ano). Ainda assim, os resultados desses modelos não podem ser interpretados como genuínas relações de causalidade. Contudo, são fundamentais para elevar (ou diminuir) o nível de confiança dos economistas sobre tais relações. Dentre os indicadores do Quadro 5, a relação entre o ‘controle da corrupção’ e o PIB *per capita* vem sendo investigada por meio desses modelos econométricos. Com base nesses estudos, o consenso firmado é o de que o ‘controle da corrupção’ estaria por trás do PIB *per capita*, e não o contrário. (UGUR; DASGUPTA, 2011). Mais precisamente, a percepção da sociedade sobre a corrupção seria um bom indicador sobre a corrupção, e a corrupção depreciaria em grande medida o crescimento econômico dos países.

Quadro 6 – Matriz de correlação para indicadores de desenvolvimento de países no ano de 2014.

		<i>Rule of law</i>	Controle da corrupção	Capital humano <i>per capita</i>	Capital natural <i>per capita</i>	Capital produzido <i>per capita</i>	Produto Interno Bruto (PIB) <i>per capita</i>	Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)
<i>Rule of law</i> ¹	r	1	,937**	,813**	,107	,834**	,706**	,778**
	N	209	209	140	140	140	199	163
Controle da corrupção ²	r	,937**	1	,828**	,123	,839**	,705**	,730**
	N	209	209	140	140	140	199	163
Capital humano <i>per capita</i> ³	r	,813**	,828**	1	,234**	,961**	,959**	,668**
	N	140	140	140	140	140	140	124
Capital natural <i>per capita</i> ⁴	r	,107	,123	,234**	1	,200*	,357**	,200*
	N	140	140	140	140	140	140	124
Capital produzido <i>per capita</i> ⁵	r	,834**	,839**	,961**	,200*	1	,960**	,713**
	N	140	140	140	140	140	140	124
Produto Interno Bruto (PIB) <i>per capita</i> ⁶	r	,706**	,705**	,959**	,357**	,960**	1	,645**
	N	199	199	140	140	140	201	162

		<i>Rule of law</i>	Controle da corrupção	Capital humano <i>per capita</i>	Capital natural <i>per capita</i>	Capital produzido <i>per capita</i>	Produto Interno Bruto (PIB) <i>per capita</i>	Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)
Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) ⁷	r	,778**	,730**	,668**	,200*	,713**	,645**	1
	N	163	163	124	124	124	162	163

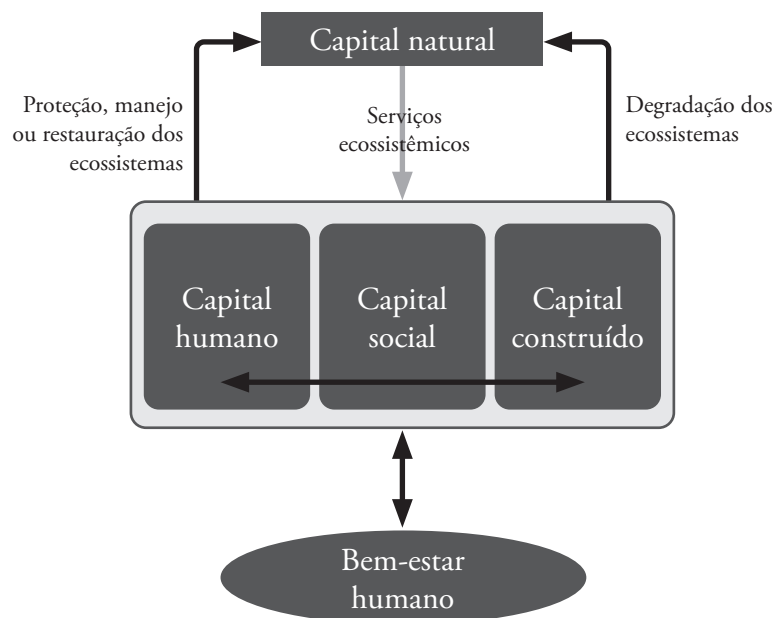
r – Coeficiente de correlação de Pearson
N – Tamanho da amostra
**Correlação significativa ao nível de 1% de probabilidade
*Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade
^{1,2}Worldwide Governance Indicators, 2015
^{3,4,5}Banco Mundial, 2018a
⁶Banco Mundial, 2018b
⁷UNDP, 2015
Fonte – Os autores.

Conforme o Quadro 6, o ‘capital natural’ foi o que apresentou a menor correlação com ambos, o PIB *per capita* e o IDH. Mas isso não significa que o capital natural seja menos importante que as demais formas de capital. Mas certamente aponta que ele é extremamente subvalorizado pelo sistema econômico. Afinal, o que seria da humanidade se o capital natural de todos os países fosse degradado? A única possibilidade de sobrevivência humana seria importar o capital natural de outro planeta. Além disso, o PIB não desconta o quanto do crescimento econômico foi obtido à custa da emissão de gases de efeito estufa. E mesmo que descontasse, não considera as emissões desses gases no contexto do comércio internacional. Ou seja, não rastreia as emissões dos gases ao país do consumidor final do produto. Finalmente, conforme ressaltado pelo Banco Mundial (2008), os países não enriquecem apenas por meio da liquidação do capital natural para outras formas de capital, mas também por meio do aumento da eficiência no uso do primeiro.

Na economia ambiental, busca-se avaliar para cada situação se as perdas do capital natural realmente valeriam a pena em longo prazo. Para tanto, torna-se necessário estimar o valor econômico dos SE em questão (ver Quadro 5). Esses mesmos métodos de valoração são adotados na economia ecológica. Mas o enfoque na última não é investigar relações de substituição entre as formas de capital, e sim sensibilizar a sociedade sobre a importância de se proteger os ecossistemas. Na economia ecológica, de modo geral, rejeita-se a visão utilitarista da natureza, ou então se advoga que seja apenas uma das múltiplas formas de contemplá-la. Considera-se que o capital natural constitui a base para a economia, revogando-se, assim, a ideia de substituição do capital natural (Figura 9). Por exemplo, não existiriam serrarias sem árvores ou barcos pesqueiros sem peixes. (COSTANZA; DALY, 1992; COSTANZA *et al.*, 2014). Ademais, para que um país ou região consiga substituir o capital natural por outras formas de capital, é necessário usar o capital natural de outros locais. Por exemplo, devido ao esgotamento de

madeira na Malásia, a indústria madeireira da região se tornou dependente da importação de madeira tropical. Isto é, a indústria madeireira da Malásia continua existindo porque outros países mantiveram suas florestas. Em resumo, sob a perspectiva da economia ecológica, as diferentes formas de capital não seriam substituíveis, apenas complementares.

Figura 9 – Relação entre as formas de capital segundo a Economia Ecológica.



Fonte – Os autores, 2018.

Qual das três escolas econômicas está com a razão? A resposta dependerá de sua visão de mundo. Se estudá-las a fundo, você possivelmente desenvolverá maior afinidade por uma delas. Não obstante, é importante reconhecer a importância das três para o DS. Destacaremos duas justificativas para isso. Em primeiro lugar, cada uma colabora com perspectivas que poderão ser úteis sob diferentes circunstâncias. Por exemplo, uma premissa central da economia neoclássica é a de que as pessoas respondem racionalmente a incentivos. Tal premissa, embora nem sempre correta¹¹ (KAHNEMAN, 2003), vem ganhando força e prestígio na gestão ambiental. (LE MOS; AGRAWAL, 2006). Por exemplo, se o custo para o cumprimento de uma lei ambiental for muito alto, cria-se um incentivo para que seja burlada, ou então para que práticas ainda mais nocivas sejam adotadas. Afinal, como é possível promover o reúso agrícola do esgoto tratado se uma lei estabelece padrões ambientais demasiadamente rigorosos? Nesse caso, o produto não é aplicado no solo, onde seria um adubo, mas acaba lançado no rio, onde configura um risco para a vida aquática. Como um segundo exemplo, a pressão social contra a instalação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) incentiva a expansão da energia termelétrica no Brasil, a qual é muito mais nociva que a primeira em termos de poluição atmosférica. Como um terceiro exemplo, teme-se que as fortes restrições ambientais nos países desenvolvidos estejam deslocando, num mundo globalizado, as atividades poluidoras para os países com legislações ambientais fracas ou governos

muito corruptos. Em síntese, proteger os ecossistemas e suas biodiversidades não é tão simples quanto elaborar leis ambientais rigorosas, um achado que encontra forte respaldo na economia neoclássica.

Um segundo motivo para a participação conjunta das três escolas na negociação do DS é o de que todas deverão se sentir representadas e responsáveis por ele. Se alguma escola ficar de fora desse processo, além de não contribuir para o DS, possivelmente o boicotará. (SUNDERLIN, 1995a,b). Afinal de contas, possivelmente grupo social algum aprecia o sentimento de exclusão. Ressalta-se que as duas considerações anteriores não se limitam às três escolas econômicas, mas a todas as escolas acadêmicas e grupos da sociedade.

Nesta seção, as perspectivas econômicas em relação à substituição entre as formas de capital foram agrupadas entre três escolas. Entretanto, é importante reconhecer que muitos economistas não se enquadram em um desses três extremos, mas em algum lugar ao longo do contínuo entre eles. Além do que, é questionável o quanto essas escolas diferem uma da outra. (VENKATACHALAM, 2007). Por exemplo, a economia ambiental é vista por muitos como uma ramificação da economia neoclássica, ao passo que os adeptos da economia ecológica, embora defendam acirradamente o pluralismo de métodos científicos, costumam limitar seus estudos de avaliações ambientais aos mesmos métodos praticados pela economia ambiental.

Embora a economia neoclássica traga importantes perspectivas para a construção do DS, o excessivo otimismo tecnológico não configura uma delas. Seria totalmente irresponsável confiar o futuro planetário a tecnologias que ainda nem existem. Como diz o ditado popular: 'não se deve contar com o ovo antes de a galinha o botar'. Contudo, nos dias de hoje, seria incorreto afirmar que a falta de consciência ambiental impera por toda a economia neoclássica. Na verdade, a mitigação das mudanças climáticas configura uma questão iminente nas principais e mais tradicionais universidades de economia do mundo, as quais serviram de berço para a economia neoclássica.

Em 2007, o IPCC e o político americano Albert Arnold (Al) Gore Jr. foram contemplados com o Prêmio Nobel da Paz em decorrência de seus esforços na construção e disseminação de conhecimento tangendo às mudanças climáticas causadas pelos humanos, assim como da importância da mitigação e adaptação climática. Esse prêmio contribuiu para que as mudanças climáticas ganhassem os holofotes como o grande problema ambiental da atualidade (o grande problema ambiental entre países desenvolvidos, haja vista que o resto do mundo ainda enfrenta sérias questões ambientais relacionadas ao saneamento). Desde então, contudo, o desenvolvimento tecnológico ainda não consagrou uma grande solução para as mudanças climáticas, ao passo que as emissões globais de gases de efeito estufa continuam aumentando¹². Para agravar ainda mais esse quadro ambiental, muitos cientistas temem que as perdas de serviços ecossistêmicos logo passem a dividir os holofotes com as mudanças climáticas.

Conforme a seção sobre a relação biodiversidade-funcionalidade, os europeus, com toda sua tradição de manejo e pesquisa florestal, além do aporte das tecnologias mais modernas para o monitoramento e a modelagem desses ecossistemas, estão tendo enorme dificuldade para explicar a relação entre uma dúzia de espécies arbóreas e algumas poucas funções ecossistêmicas. Isto é, os cientistas estão apenas começando a entender a importância da biodiversidade para a funcionalidade dos ecossistemas e,

consequentemente, para o bem-estar humano. Consequentemente, ainda pouco se sabe se os SE serão perdidos de forma gradativa ou abruptamente caso as perdas da biodiversidade não sejam contidas. (CARDINALE *et al.*, 2012; MONTTOYA *et al.*, 2018).

Mesmo que as tecnologias substituíssem todos os serviços ecossistêmicos, duas importantíssimas questões éticas deveriam ser consideradas: o direito de existência da biodiversidade e a liberdade de escolha das futuras gerações humanas. Talvez essas gerações não aprovem um mundo sem árvores, elefantes, peixes e pássaros. Talvez prefiram sucos de fruta natural a seus equivalentes artificiais em pó.

Perante a gravidade da crise ambiental planetária, a proteção dos serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento tecnológico de seus serviços humanos equivalentes não devem ser vistos como alternativas excludentes, mas complementares. Por exemplo, a mitigação das mudanças climáticas possivelmente exigirá a adoção em larga escala da captura e do sequestro artificial de carbono (as geoengenharias). (ROCKSTROM *et al.*, 2017; WALSH *et al.*, 2017). Contudo, mesmo com base nos cenários científicos mais otimistas quanto ao desenvolvimento e adoção dessas e outras tecnologias de mitigação climática, não será possível reverter o aquecimento global (ou ao menos atingir o Acordo de Paris¹³) sem que haja reduções substanciais nas emissões de gases de efeito estufa.

É difícil prever o efeito da Indústria 4.0 na qualidade ambiental. Por um lado, o avanço tecnológico da indústria permitiria utilizar os recursos naturais de forma mais eficiente. Por outro lado, a diminuição do custo de produção, oriunda do ganho em eficiência, poderia levar ao aumento da quantidade demandada do recurso (da mesma forma que as pessoas costumam dirigir mais quando o preço do combustível diminui). Assim, se o aumento do consumo superar o benefício do ganho em eficiência, o impacto ambiental do avanço tecnológico será negativo. Esse fenômeno é conhecido como ‘paradoxo de Jevons’. (POLIMENI; POLIMENI, 2006). Em última análise, os avanços tecnológicos serão fundamentais para contornar a crise ambiental planetária, mas necessitarão ser acompanhados impreterivelmente por alterações profundas na forma de agir e pensar de toda a espécie humana.

Mesmo que os caçadores e coletores tenham impactado enormemente o ambiente, ainda nos legaram um planeta habitável. Com as tecnologias e padrões de organização social atuais, ademais aqueles que ainda surgirão, a capacidade humana em modificar o planeta amplia-se de forma esmagadora. Logo, não é possível se pensar e agir como a única ou a mais importante espécie planetária. Nesse sentido, torna-se iminente que o *Homo sapiens* negocie – de forma inclusiva e pautada em considerações científicas e éticas – o planeta que será deixado como legado para seus sucessores. O desenvolvimento sustentável surge ‘quase aos quarenta e cinco minutos do segundo tempo’ como uma preciosa oportunidade de diálogo e reflexão para tal negociação.

BIBLIOGRAFIA

AARSSSEN, L. W. High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos*, v. 80, n. 1, p. 183-184, Oct 1997.

- AEM – AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Ecosystems and human well-being**: synthesis. [S.l.: s.ed.], 2005a. Disponível em: [http:// www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf](http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf). Acesso em: 23 jun. 2018.
- AEM – AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Biological regulation of ecosystem services**. [S.l.: s.ed.], 2005b. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.280.aspx.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2014.
- AEM – AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Ecosystems and human wellbeing**: biodiversity synthesis. [S.l.: s.ed.], 2005c. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2018.
- AEM – AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Multiscales assessments**: responses. [S.l.: s.ed.], 2005e. Disponível em: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.347.aspx.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2018.
- AEM – AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Policy responses**: typology of responses. [S.l.: s.ed.], 2005d. Disponível em: [http://www.millenniumassessment.org/ documents/document.307.aspx.pdf](http://www.millenniumassessment.org/documents/document.307.aspx.pdf). Acesso em: 28 jun. 2018.
- AINSWORTH, E. A.; LONG, S. P. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy. **New Phytologist**, v. 165, n. 2, p. 351-371, Feb 2005.
- ALBERTI, G. *et al.* Tree functional diversity influences belowground ecosystem functioning. **Applied Soil Ecology**, v. 120, p. 160-168, 2017.
- ALBERTO, F. J. *et al.* Potential for evolutionary responses to climate change evidence from tree populations. **Global Change Biology**, v. 19, n. 6, p. 1645-1661, Jun 2013.
- ALFARO, R. I. *et al.* The role of forest genetic resources in responding to biotic and abiotic factors in the context of anthropogenic climate change. **Forest Ecology and Management**, v. 333, p. 76-87, Dec 2014.
- ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; CUNHA, C. L. N. An introduction to eutrophication and the studies. In: CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C. V.; CUNHA, C. L. N.; GOBBI, E. F. (Ed.). **Reservoir eutrophication: preventive management: an applied example of integrated basin management interdisciplinary research**. London: IWA Publishing, 2014.
- ARASA-GISBERT, R. *et al.* Forest diversity plays a key role in determining the stand carbon stocks of Mexican forests. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 160-171, 2018.
- ASAFU-ADJAYE, J. **Environmental economics for non-economists**: techniques and policies for sustainable development. 2. ed. Singapore: World Scientific Publishing, 2005.
- ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and Management**, v. 63, n. 2-3, p. 247-300, Feb 1994.
- BAUHUS, J.; PUETTMANN, K.; MESSIER, C. Silviculture for old-growth attributes. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 4, p. 525-537, jul. 2009.
- BAUHUS, J. *et al.* Ecological Stability of Mixed-Species Forests. In: PRETZSCH, H.; FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J. **Mixed-Species Forests Ecology and Management**. New York: Springer-Verlag, 2017. p. 337-382.

BELLARD, C. *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p. 365-377, Apr 2012.

BENGTSSON, J. *et al.* Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. **Forest Ecology and Management**, v. 132, n. 1, p. 39-50, Jun 15 2000.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, Aug 1 2007.

BRANCALION, R.H. S. *et al.* Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASIL. **Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis no 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_

Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 15 out. 2019.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy evaluation of the biosphere and natural capital. **Ambio**, v. 28, n. 6, p. 486-493, sep. 1999.

BROWN, T. C.; BERGSTROM, J. C.; LOOMIS, John. B. Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. **Natural Resources Journal**, v. 47, n. 2, p. 329-376, 2007.

CARDINALE B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

CARPENTER, S. R. *et al.* Millennium ecosystem assessment: research needs. **Science**, v. 314, n. 5797, p. 257-258, Oct 2006.

CARPENTER, S. R. *et al.* Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 5, p. 1305-1312, Feb 2009.

CARSON, R. **Primavera silenciosa**. Barcelona: Grijalbo, 1980.

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Ecosystem Approach**. ago. 2018. Disponível em: <http://www.cbd.int/ecosystem/>. Acesso em: 15 maio 2019.

CHICHILNISKY, G.; HEAL, G. Economic returns from the biosphere: commentary. **Nature**, v. 391, n. 6668, p. 629-630, Feb 12 1998.

CMMAD – COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso Futuro Comum**. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1998.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, May 15 1997.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions**, v. 26, p. 152-158, May 2014.

- COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural capital and sustainable development. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 37-46, Mar 1992.
- DALE, V. H. *et al.* Climate change and forest disturbances. **Bioscience**, v. 51, n. 9, p. 723-734, Sep 2001.
- DALY, H. E. The return of Lauderdale's paradox. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 21-23, Apr 1998.
- DALY, H.; FARLEY, J. **Ecological economics: principles and applications**. 2. ed. Washington: Island Press, 2011.
- DAVIDSON, E. A. *et al.* The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 483, n. 7388, p. 232-232, Mar 8 2012.
- GROOT, R.; VAN DER MEER, P. Quantifying; valuing goods; services provided by plantations forests. *In*: BAUHUS, J.; VAN DER MEER, P.; KANNINEN. (Ed.). **Ecosystem Goods and Services from plantation forests**. London: Earthscan, 2010. p. 1642.
- DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 5, Jun 2004.
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 137-167, 2003.
- DURIGAN, G. *et al.* Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.
- EARTH COUNCIL. **ECO'92: Different visions**. San José: University for Peace, 2002.
- ELLIS, E. C. *et al.* Used planet: A global history. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 20, p. 7978-7985, May 2013.
- EMBORG, J.; CHRISTENSEN, M.; HEILMANN-CLAUSEN, J. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. **Forest Ecology and Management**, v. 126, n. 2, p. 173-189, Feb 2000.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663-674, May 2008.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Forest management and climate change: a literature review**. [S.l.: s.ed.], 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/015/md012e/md012e00.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2017.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2015. **Global Forest Resources Assessment 2015: Desk reference**. Acessado em: Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2017.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **High level expert forum how to feed the world in 2050**. Rome, 2009.
- FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 375-392, Jun 2002.
- FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: from local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, Sep 15 2010.

- FOLEY, J. A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, Jul 2005.
- FOLEY, J. A. *et al.* Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, Oct 2011.
- FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J. A review of processes behind diversity-productivity relationships in forests. **Current Forestry Reports**, v. 2, n. 1, p. 45-61, Mar 2016.
- GASPARATOS, A. Embedded value systems in sustainability assessment tools and their implications. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 8, Aug 2010.
- GIBBS, H. K. *et al.* Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, Jan 23 2015.
- GIDDENS, A. **Sociology**. 6. ed. Cambridge: Polity Press, 2009.
- GROSSMAN, G. M.; KRUEGER, A. B. Economic-growth and the environment. **Quarterly Journal of Economics**, v. 110, n. 2, p. 353-377, May 1995.
- HAMRICK, J. L. Response of forest trees to global environmental changes. **Forest Ecology and Management**, v. 197, n. 1-3, p. 323-335, Aug 2004.
- HANNIGAN, J. **Environmental sociology**. 2. ed. New York: Routledge, 2006.
- HAU, J. L.; BAKSHI, B. R. Promise and problems of emergy analysis. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 1-2, p. 215-225, Oct 15 2004.
- HERMANN, M.; PENTEK, T.; OTTO, B. Design principles for industrie 4.0 scenarios. *In*: 49th HAWAII INTERNATIONAL CONFERENCE ON SYSTEM SCIENCES (HICSS), 49., 2016. [**Annals**][S.l.: s.ed.], 2016. p. 3928-3937.
- HOOPER, D. U. *et al.* Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, Feb 2005.
- IPBES. INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. **Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production**. [S.n.t.]. s.d. Disponível em: https://www.ipbes.net/system/tdef/downloads/pdf/ipbes_4_19_annex_ii_spm_pollination_en.pdf?file=1&type=node&id=28363. Acesso em: 25 jun. 2018.
- IPCC. Climate Change 2013: the physical science basis. *In*: STOCHER, T. F. *et al.* (ed.). **Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press; New York: United Kingdom and New York, 2013.
- IPCC – PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Climate models and their evaluation. *In*: CLIMATE CHANGE **The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. Disponível em: <https://ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter8.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2017.
- JONES, A. G. *et al.* Completing the FACE of elevated CO₂ research. **Environment International**, v. 73, p. 252-258, Dec 2014.
- KAGERMANN, H.; WAHLSTER, W.; HELBIG, J. (Ed.). **Securing the future of German manufacturing industry: recommendations for implementing the strategic initiative Industrie 4.0: Final report of the Industrie 4.0**. Munich: Herbert Utz Verlag, 2013.

- KAHNEMAN, D. A perspective on judgment and choice: mapping bounded rationality. **American Psychologist**, v. 58, n. 9, p. 697-720, Sep 2003.
- KAWECKI, T. J.; EBERT, D. Conceptual issues in local adaptation. **Ecology Letters**, v. 7, p. 1225-1241, 2004.
- LEMOS, M. C.; AGRAWAL, A. **Environmental governance. Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto: Annual Reviews, v. 31, 2006.
- LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, v. 519, n. 7542, p. 171-180, Mar 2015.
- LIMA, R. C. A. *et al.* **Agricultura de baixo impacto: construindo a economia verde brasileira**. São Paulo: Instituto de Estudos do Comércio e Negociações Internacionais, jun. 2012.
- LINDNER, M. *et al.* Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 69-83, Dec. 2014.
- LINDNER, M. *et al.* Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 698-709, fev. 2010.
- LOREAU, M.; HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. **Nature**, v. 412, n. 6842, p. 72-76, Jul 2001.
- LOMBORG, B. **The skeptical environmentalist: measuring the real state of the world**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- MACEDO, M. N. *et al.* Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 4, p. 1.341-1.346, jan. 2012.
- MADDISON, A. **Historical statistics for the world economy: 1–2008 AD**. [S.n.t.]. Disponível em: <http://www.ggdc.net/maddison/>. Acesso em: 15 jun. 2018.
- MANKIW, G. **Principles of economics**. 6. ed. Mason: Cengage Learning, 2011.
- MCALLISTER, L. K. **Making law matter: environmental protection and legal institutions in Brasil**. Stanford: Stanford Law Books, 2008.
- MCELHINNY, C. *et al.* Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1-3, p. 1-24, Oct 2005.
- MEADOWS, D. H. *et al.* **The limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind**. New York: Universe Books, 1972.
- MEPPEM, T.; BOURKE, S. Different ways of knowing: a communicative turn toward sustainability. **Ecological Economics**, v. 30, n. 3, Sep 1999.
- MONTROYA, J. M.; DONOHUE, I.; PIMM, S. L. Planetary boundaries for biodiversity: implausible science, pernicious policies. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 33, n. 2, p. 71-73, Feb 2018.
- NADROWSKI, K.; WIRTH, C.; SCHERER-LORENZEN, M. Is forest diversity driving ecosystem function and service? **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 1-2, p. 75-79, May 2010.

NAEEM, S.; LI, S. B. Biodiversity enhances ecosystem reliability. **Nature**, v. 390, n. 6659, p. 507-509, Dec 1997.

NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269-2281, Oct 30 2009.

NEPSTAD, D. *et al.* Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science** [on-line], 344, n. 6188, p. 1118-1.123, jun. 2014.

ODUM, H. T. *et al.* Emergy evaluation of reforestation alternatives in Puerto Rico. **Forest Science**, v. 46, n. 4, p. 521-530, Nov 2000.

ORESQUES, N. Science and public policy: what's proof got to do with it? **Environmental Science & Policy**, v. 7, n. 5, p. 369-383, 2004.

PERRY, G. L. W. Landscapes, space and equilibrium: shifting viewpoints. **Progress in Physical Geography**, v. 26, n. 3, p. 339-359, Sep 2002.

PETERSON, A. T. *et al.* Shifting global invasive potential of european plants with climate change. **Plos One**, v. 3, n. 6, Jun 2008.

PETIT, R. J.; HAMPE, A. Some evolutionary consequences of being a tree. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 37, p. 187-214, 2006.

POLIMENI, J. M.; POLIMENI, R. I. Jevons' Paradox and the myth of technological liberation. **Ecological Complexity**, v. 3, n. 4, p. 344-353, Dec 2006.

RADEMACHER, C. *et al.* Reconstructing spatiotemporal dynamics of central european natural beech forests: the rule-based forest model before. **Forest Ecology and Management**, v. 194, n. 1-3, p. 349-368, Jun 2004.

RATCLIFFE, S. *et al.* Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context. **Ecology Letters**, v. 20, n. 11, p. 1414-1426, 2017.

ROCKSTROM, J. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472-475, Sep 2009.

ROCKSTROM, J. *et al.* Climate policy: a roadmap for rapid decarbonization. **Science**, v. 355, n. 6331, p. 1269-1271, Mar 2017.

RODRIGUES, A. S. L. *et al.* Boom-and-bust development patterns across the amazon deforestation frontier. **Science**, v. 324, n. 5933, p. 1435-1437, Jun 12 2009.

ROSER, M. **Life expectancy**. [S.n.t.] Disponível em: <https://ourworldindata.org/life-expectancy>. Acesso em: 15 jun. 2018.

SCHEFFER, Marten; BROCK, William; WESTLEY, Frances. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. **Ecosystems**, v. 3, n. 5, Sep.-Oct. 2000.

SCHROTER, M. *et al.* Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. **Conservation Letters**, v. 7, n. 6, p. 514-523, Nov-Dec 2014.

SCHWAB, K. **A Quarta Revolução Industrial**. Geneva: World Economic Forum, 2016.

- SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. Por que pagamentos por serviços ambientais? *In*: BECKER, F.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. p. 1554.
- SOARES-FILHO, B. *et al.* Brazil's Market for Trading Forest Certificates. **Plos One**, v. 11, n. 4, Apr 2016.
- SOARES-FILHO, B. *et al.* Land use cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, Apr 25 2014.
- STEFFEN, W. *et al.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, Feb 2015.
- STEFFEN, W. *et al.* The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 842-867, Mar 2011.
- STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. **Ambio**, v. 36, n. 8, p. 614-621, Dec 2007.
- STICKLER, C. M. *et al.* Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, Jun 2013.
- STOCK, T.; SELIGER, G. Opportunities of sustainable manufacturing in industry 4.0. *In*: GLOBAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE MANUFACTURING: decoupling growth from resource use, 13., 2016. [S.l.: s.ed.], 2016. v.40, p. 536-540.
- SUNDERLIN, W. D. Global environmental: change, sociology, and paradigm isolation. **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions**, v. 5, n. 3, Jun 1995a.
- SUNDERLIN, W. D. Managerialism and the conceptual limits of sustainable development. **Society & Natural Resources**, v. 8, n. 6, p. 481-492, Nov./Dec. 1995b.
- TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **The economics of valuing ecosystem services and biodiversity**. Earthscan: London, 2010.
- SCHAWAB, K. The fourth industrial revolution. *In*: In: WORLD economic forum. Geneva, 2016.
- THOMAS, E. *et al.* Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 333, p. 66-75, Dec 2014.
- THOMPSON, I., MACKAY, B., MCNULTY, S., MOSSELER, A. **Forest resilience, biodiversity, and climate change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems**. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2009. (Technical Series, n. 43).
- TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 94, n. 5, p. 1857-1861, Mar 1997.
- TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J. M. H. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. **Nature**, v. 441, n. 7093, p. 629-632, Jun 2006.
- TROGISCH, S. *et al.* Toward a methodical framework for comprehensively assessing forest multifunctionality. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 24, p. 10652-10674, 2017.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer-Verlag, 2015.

TURNER, M. G. *et al.* A Revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. **Landscape Ecology**, v. 8, n. 3, p. 213-227, Sep 1993.

UGUR, M.; DASGUPTA, N. Corruption and economic growth: a meta-analysis of the evidence on low-income countries and beyond. **MPRA Paper**, v. 31226, 2011. Disponível em: https://mpra.ub.unimuenchen.de/31226/1/MPRA_paper_31226.pdf. Acesso em: 15 out 2019.

UN – United Nations. World population prospects: the 2010 revision, highlights; advance tables. New York, 2011.

UNIVERSITY OF MINNESOTA. E 120 – Biodiversity II: Effects of Plant Biodiversity on Population and Ecosystem Processes. Disponível em: <http://www.cedarcreek.umn.edu/research/experiments/e120>. Acesso em: 29 jun. 2018.

VAN DER PLAS, F. *et al.* Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 13, p. 3557-3562, 2016.

VAN DER PLAS, F. *et al.* Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealised potential for forest multifunctionality. **Ecology Letters**, v. 21, n. 1, p. 31-42, 2018.

VAN DER PLAS, F. *et al.* Jack-of-all-trades effects drive biodiversity-ecosystem multifunctionality relationships in European forests. **Nature Communications**, v. 7, 2016.

VENKATACHALAM, L. Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? **Ecological Economics**, v. 61, n. 2-3, p. 550-558, Mar 2007.

WALSH, B. *et al.* Pathways for balancing CO₂ emissions and sinks. **Nature Communications**, v. 8, p. 12, Apr 2017.

WEBSTER, J. R.; WAIDE, J. B.; PATTEN, B. C., Nutrient cycling and the stability of ecosystems. In: HOWELL, F. G.; GENTRY, J. B.; SMITH, M. H. (Ed.). **Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems**. ERDA Conference 740513, National Technical Information Service. Springfield: US Department of Commerce, 1975. p.1-27.

WORLD BANK. **World Bank Open Data**. Disponível em: <https://data.worldbank.org/>. Acesso em: 28 jan. 2018.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48-58, Feb 2007.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 96, n. 4, p. 1463-1468, Feb 1999.

YANG, W. *et al.* Going Beyond the Millennium Ecosystem Assessment: An Index System of Human Dependence on Ecosystem Services. **Plos One**, v. 8, n. 5, p. 9, May 2013.

NOTAS EXPLICATIVAS

- 1 Segue uma breve descrição do conceito alemão de Indústria 4.0 com base em Kagermann *et al.*, 2013; Hermann *et al.*, 2016; Stock e Seliger, 2016: A IOT maximizaria a cooperação numa ‘indústria inteligente’ (*smart factory*), pois as máquinas se comunicariam com os humanos e entre elas mesmas. Contudo, boas decisões geralmente demandam boas informações contextuais. Portanto, além da IOT, os ‘sistemas ciber-físicos’ (CPS) também estariam no cerne da indústria inteligente. De acordo com o conceito de CPS, toda a indústria seria digitalizada, de tal modo que cada objeto e processo receberia um ‘irmão digital’. Os CPS analisariam esses processos, fariam simulações, antecipariam falhas, indicariam melhorias e até responderiam no mundo físico. Imagine agora que os CPS estariam integrados à IOT. Ou seja, receberiam dados em tempo real de praticamente tudo que estaria acontecendo na indústria física, tal como enviariam informações contextuais para as máquinas e pessoas dessa indústria. Considere então que os CPS de todas as indústrias da rede global de valor estariam conectados à IOT, assim como os serviços de logística, os serviços de infraestrutura (como água e energia) e os consumidores finais. O resultado disso tudo seria uma cadeia de valor inteligente. Dentre seus maiores benefícios, ela permitiria a personalização de produtos e ainda de forma rápida e barata. Acima de tudo, asseguraria a hegemonia econômica e tecnológica da Alemanha.
- 2 Para saber mais sobre o assunto, acesse <http://www.teebweb.org/>.
- 3 Para saber mais sobre o assunto, acesse <https://www.ipbes.net/>.
- 4 Os periódicos científicos são os principais meios de divulgação científica. Para que um artigo seja aprovado para publicação, ele é submetido a uma avaliação minuciosa por um editor e pelo menos dois especialistas anônimos. Os três principais critérios de avaliação são: 1) relevância, 2) originalidade e 3) validade (confiabilidade dos procedimentos). O fator de impacto é uma das métricas usadas para conceituar os periódicos científicos. A maioria das métricas considera a frequência com a qual os artigos publicados pelo periódico são citados na literatura científica.
- 5 Para saber mais sobre o assunto, acesse <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.446.aspx.pdf>.
- 6 De acordo com a hipótese do seguro, a maior diversidade aumentaria as chances de o ecossistema ter espécies que respondam diferentemente aos distúrbios (como enchentes, secas, vendavais, incêndios e pragas). Além do mais, aumentaria as chances de o ecossistema abrigar espécies com redundância funcional, de tal sorte que espécies com efeitos estabilizadores possam ser rapidamente substituídas. Nesses dois casos, a biodiversidade contribuiria, respectivamente, para a resistência e resiliência do ecossistema frente a distúrbios. Webster *et al.* (1975) definiram a resistência como a habilidade do ecossistema em resistir a uma mudança, e a resiliência como a de retornar a um estado de referência após a mudança. Segundo a hipótese de complementariedade de nicho, o aumento da diversidade pode aumentar a competição entre as espécies. Contudo, se as espécies conseguirem utilizar os recursos diferentemente no tempo ou espaço (isto é, explorando-se diferentes nichos), então se diminuirá a pressão competitiva. A diminuição da pressão competitiva por meio da exploração de mais nichos (como diferentes profundidades do solo) se traduziria então no aumento da produtividade do ecossistema. Na hipótese do efeito de amostragem, a maior diversidade aumenta as chances de existir uma espécie muito mais competitiva que as demais. Devido à superioridade competitiva, essa espécie conseguiria se desenvolver tão bem a ponto de aumentar a produtividade do ecossistema e estabilizar suas funções.

- 7 As funções consideradas foram: qualidade da madeira, produção de madeira, biomassa das raízes, decomposição da madeira, decomposição da serapilheira, biomassa microbiana, biomassa de minhocas, estoque de carbono no solo, resistência a *stress* hídrico, ausência de herbivorismo por insetos, ausência de herbivorismo por animais, ausência de estragos por patógenos, diversidade de pássaros, diversidade de morcegos e diversidade de plantas no sub-bosque. Consideraram-se quinze espécies arbóreas.
- 8 Por exemplo, mesmo que seu poder aquisitivo possibilitasse uma ida diária ao seu restaurante favorito, possivelmente você não o faria todos os dias. Se você foi a esse restaurante no dia anterior, é bem provável que uma ida ao seu segundo restaurante favorito hoje seja mais prazerosa do que repetir sua primeira opção dois dias consecutivos.
- 9 A RL tem a função de “assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa”. A Lei institui a Área de Preservação Permanente (APP) como “uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. (BRASIL, 2012, n.p.).
- 10 Estruturada em 12 princípios, a Abordagem Ecosistêmica da Convenção de Diversidade Biológica configura uma estratégia para a gestão integrada do solo, da água e dos recursos biológicos que busca a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas e da biodiversidade de forma equitativa. Conforme o quarto princípio: “Reconhecendo os ganhos potenciais da gestão, há geralmente a necessidade de compreender e gerir o ecossistema em um contexto econômico”. (CBD, 2018, n.p.).
- 11 Por exemplo, se as pessoas sempre tomassem decisões racionais, então não experimentariam drogas, não brigariam no trânsito, não fumariam, não ingeririam bebidas alcoólicas em excesso e não apostariam em casinos, entre outras decisões cujos malefícios superariam os benefícios em longo prazo.
- 12 Entre 2000 e 2009, os humanos emitiram aproximadamente 8,9 Gt/ano de carbono para a atmosfera (sendo 7,7 Gt/ano referentes às queimas de combustível fósseis). Os ecossistemas terrestres e os oceanos sequestraram 2,6 e 2,3 Gt/ano de carbono, respectivamente. A resultante foi o aumento de 4,0 Gt/ano de carbono na atmosfera. (IPCC, 2013).
- 13 Compromisso firmado por 195 países, incluindo o Brasil, em dezembro de 2015, com o objetivo de manter o aumento da temperatura média global abaixo de 2 °C em relação ao período anterior à 1RI.

