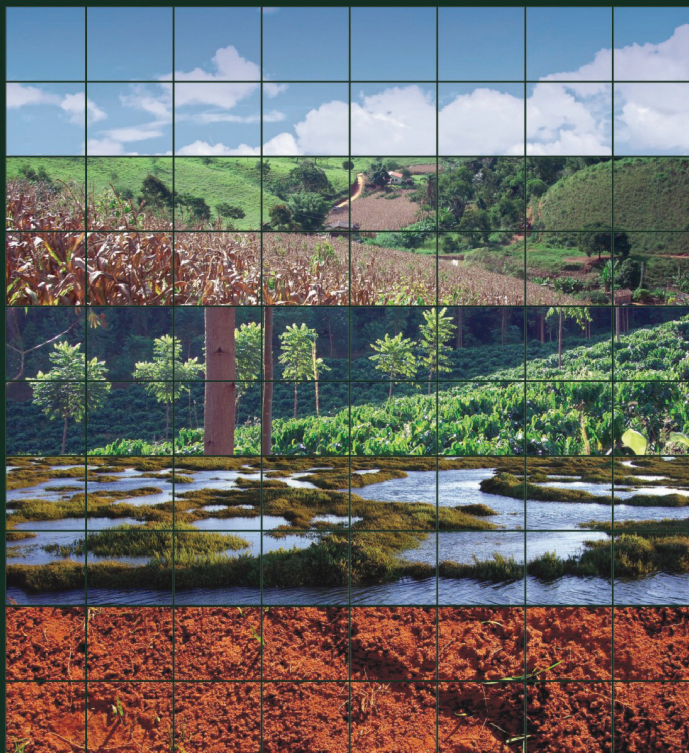




EPAMIG

Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais
Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento



INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA

**José Mário Lobo Ferreira
Antônio de Pádua Alvarenga
Derli Prudente Santana
Mário Ramos Vilela**

Editores Técnicos

**INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE
EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA**

Governo do Estado de Minas Gerais

Antonio Augusto Junho Anastasia
Governador

Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Gilman Viana Rodrigues
Secretário

Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais - EPAMIG

Presidência

Baldonado Arthur Napoleão

Diretoria de Operações Técnicas

Enilson Abrahão

Diretoria de Administração e Finanças

Luiz Carlos Gomes Guerra



Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA

*José Mário Lobo Ferreira
Antônio de Pádua Alvarenga
Derli Prudente Santana
Mário Ramos Vilela
Editores técnicos*

Belo Horizonte

2010

©2010 Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG)

Todos os direitos reservados. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida sem a autorização escrita e prévia dos Editores técnicos

Organização

José Mário Lobo Ferreira
Departamento de Pesquisa

Apoio

Departamento de Publicações

Revisão

Ana Maria de Gouveia Almeida e Denise Euclides

Capa

Eurimar Cunha (DPET)

Formatação e impressão

Suprema Gráfica e Editora Ltda

EPAMIG

Av. José Cândido da Silveira, 1647 - Bairro União

CEP 31170-495 - Belo Horizonte - MG

Tel. (31) 3489-5000

www.epamig.br

Indicadores de sustentabilidade em sistemas de produção agrícola/
editores técnicos José Mário Lobo Ferreira...[et al.]. – Belo
Horizonte: EPAMIG, 2010.
424p.: il.; 22 cm.

ISBN 978-85-99764-19-0

1. Gestão ambiental. 2. Impacto ambiental. 3. Agricultura. I. Ferreira,
J.M.L. II. Alvarenga, A. de P. III. Santana, D. P. IV. Vilela, M.R. V. EPAMIG.

CDD 338.1

AGRADECIMENTOS

Este livro é o fruto do trabalho de um grande número de pessoas e instituições às quais gostaríamos de expressar os nossos agradecimentos.

À Seapa-MG e a Sectes-MG pelo apoio na realização do workshop sobre Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas e na publicação deste livro. À Fapemig pelo apoio financeiro. À Epamig, à Embrapa Milho e Sorgo, à Emater-MG, ao IEF, à Fundação João Pinheiro, e à Semad-MG, pelo apoio na consecução desse evento.

Aos autores dos capítulos, pela disposição em compartilhar suas pesquisas e experiências.

Ao secretário-adjunto da Seapa-MG, Dr. Paulo Afonso Romano, pelo suporte e participação, a Adriana Monteiro da Costa, Ana Cláudia Albanez, Ana Paula de Souza Silva, Débora da Silveira Toledo, Diego Nogueira da Silva, Eliane Maria Vieira, Ênio Resende, Gustavo Vieira Veloso, Heitor Mancini Teixeira, Ivair Gomes, Izabel Cristina dos Santos, Jason de Oliveira Duarte, João Batista Rezende, João Herbert Moreira Vieira, Lilian Messias Lobo, Márcio Stoduto de Mello, Maria Lélia Rodriguez Simão, Pedro Heyerdahl Cesário da Costa de Sá, Rafaella da Silva Nogueira e Ricardo Aguiar Galeno, integrantes da equipe executora do projeto “Identificação de indicadores e ajuste de instrumentos para serem integrados às metodologias de avaliação da sustentabilidade de atividades agrícolas”, pelo auxílio na organização do workshop e na edição deste livro.

Ao Departamento de Publicações e à Divisão de Propriedade Intelectual da Epamig, à Vânia Lacerda e às revisoras Ana Maria Gouveia, Denise Euclides e Rosely Aparecida Ribeiro Battista Pereira, ao Eurimar Cunha pela arte da capa, e à Suprema Gráfica e Editora, pela contribuição na publicação deste livro. Ao Departamento de Eventos Tecnológicos, pelo apoio na realização do workshop.

Finalmente, a todos aqueles que, direta ou indiretamente contribuíram para a realização do workshop e para a publicação deste livro.

Editores

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....

PREFÁCIO.....

Desenvolvimento sustentável

Paulo R. Haddad.....

Agroecologia: superar o discurso ecotecnocrático na busca de indicadores de sustentabilidade

Francisco R. Caporal, Rafaella S. Nogueira e Diego N. da Silva

Indicadores de sustentabilidade e aprendizagem social

Sandro L. Schlindwein

Prioridades e o ambiental: difícil passagem entre o eu e o nós

Luiz R. D'Agostini

Percepção ambiental e o uso dos recursos naturais em moldes sustentáveis

J. L. Lani, E. A. Araujo, E. F. Amaral, N. G. Bardalles, N. A. Figueredo, e M. A. Gomes

Indicadores de qualidade do solo

Guilherme Kangussu Donagemma, Guilherme Montandon Chaer, Fabiano de Carvalho Balieiro, Rachel Bardy Prado, Aluisio Granato de Andrade, Marcelo Ferreira Fernandes, Heitor Luiz da Costa Coutinho, Elizabeth Correia e Edmundo Barrios

Indicador de avaliação e manejo do risco de contaminação da água por pesticidas

Henrique Marinho Leite Chaves

Indicadores de biodiversidade

Irene M. Cardoso, Ivo Jucksh e Eduardo de Sá Mendonça

Marco referencial para serviços ambientais: reflexões sobre a prática

Fernando C. Veiga Neto, Peter H. May e Jorge L. Vivan

Indicadores de sustentabilidade social em agroecossistemas: reflexões
e aplicabilidade para o desenvolvimento local

Cristhiane Amâncio e Robson Amâncio

Certificação e governança socioambiental multissetorial na agricultura

Fátima C. Cardoso

Tipificação dos agricultores no contexto do desenvolvimento sustentável

Angela Kageyama

Zoneamento ecológico econômico: a contribuição de Minas

João B. Rezende, Eduardo T. Leite e José R. Pereira

O alcance territorial da legislação ambiental e indigenista: implicações para a
agricultura

Evaristo E. Miranda

Avaliação de impactos para gestão ambiental de atividades rurais

Geraldo S. Rodrigues

APRESENTAÇÃO

A questão ambiental deixou de ser preocupação de apenas alguns e hoje permeia toda a sociedade. Desta consciência coletiva surge uma pressão cada vez maior sobre governantes e iniciativa privada, para adoção de medidas consonantes com os anseios diversos ou específicos da comunidade. Tal circunstância gerou uma profusão de instrumentos legais de comando e controle, ampliando as tensões, principalmente no meio rural.

A complexa legislação ambiental, de âmbito federal e estadual, suscita a necessidade de mudança na gestão dos agroecossistemas, como caminho para a pactuação de interesses da sociedade e apaziguamento de conflitos entre produção agropecuária x meio ambiente. A utilização de ferramentas, como os indicadores de sustentabilidade, visa auxiliar na aferição do desempenho ambiental e socioeconômico, e na diminuição do grau de incertezas nas tomadas de decisão para a gestão do espaço rural, diante da grande complexidade de fatores econômicos, sociais, culturais e ambientais. A partir da interpretação dos dados, considerando o contexto socioeconômico e as vulnerabilidades e fragilidades ambientais, podem ser delineadas tendências de comportamento, e elaboradas estratégias para otimização nas relações homem-natureza, sem perder de vista que seu alcance envolve assegurar crescimento econômico, por meio da produção sustentada e inclusão social.

Dentro deste quadro, o governo do estado de Minas Gerais decidiu pela elaboração de metodologias que pudessem contribuir para a superação do tríplice desafio proposto. Assim, houve demanda explícita às Secretarias de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Seapa), de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (Sectes) e de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Semad), que se mobilizaram, por meio de um grupo de trabalho, coordenado pela EPAMIG, que, em parceria com Emater-MG, IEF, Fundação João Pinheiro, Embrapa Milho e Sorgo e UFMG, com o apoio da Fapemig, desenvolvessem o projeto de pesquisa "Identificação de indicadores e ajuste de instrumentos para

serem integrados às metodologias de avaliação da sustentabilidade de atividades agrícolas.”

Na primeira etapa do projeto foi realizado o workshop sobre Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas, com o objetivo de levantar o estado da arte sobre este tema, do qual resultou nesta publicação, ora colocada à disposição de quantos se dediquem ou se interessem pela adequação socioeconômica e ambiental de atividades agrícolas em Minas Gerais e no Brasil.

O governo mineiro evidencia claramente o discernimento e a disposição de inovar para evolução do paradigma da sustentabilidade ainda não suficientemente entendido. O presente trabalho visa instrumentalizar mudanças paradigmáticas requeridas, dentre elas a de que o produtor rural, para atender às demandas da sociedade, deve evoluir para a condição de gestor do espaço rural, em seus respectivos domínios.

Paulo Afonso Romano

Secretário-adjunto de Agricultura, Pecuária e Abastecimento de Minas Gerais

PREFÁCIO

A presente publicação é um esforço de reprodução e compartilhamento do conteúdo do workshop sobre Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas, realizado com o objetivo de levantar o estado da arte deste tema. As palestras apresentadas no workshop estão aqui organizadas na forma de 15 capítulos.

No primeiro capítulo, o ex-ministro da Fazenda e do Planejamento da República Federativa do Brasil, Paulo Roberto Haddad, discorre sobre o conceito de desenvolvimento sustentável, as políticas macroeconômicas e a necessidade de ampliação da agenda de mudanças sociais e de transformações produtivas, diante da inquietação quanto à capacidade de assimilação e regeneração do sistema para acomodar a intensificação dos níveis de produção e de consumo. No segundo capítulo, Caporal et al. apresentam uma análise sobre a necessidade de uma transição dos processos atuais de produção no setor agropecuário, fundamentada nos princípios da agroecologia, envolvendo um processo social integrado a sistemas econômicos, incluindo a pesquisa, o ensino e a extensão, abordando também o uso de indicadores que possam orientar o caminho a ser trilhado neste processo.

No terceiro capítulo, Schindwein aborda a importância do processo coletivo na construção das questões e busca de melhorias para a promoção de uma ação concertada dos múltiplos e interdependentes interessados no manejo dos recursos presentes no meio rural. No quarto capítulo, D'Agostini explora a questão ambiental, sua origem no comportamental, relacional e social, e o estreito caminhar na busca da sustentabilidade, entre os limites, de um lado, de um determinismo e conformidade que possibilitam estabilizar e dar confiabilidade a um determinado sistema, e do outro, de um liberalismo que possibilita a evolução em complexidade e diversidade do sistema.

No quinto capítulo, Lani et al. abordam a importância da sensibilidade e percepção sobre o meio, onde estão inseridos os sistemas de produção, a interpretação destas informações e a aplicabilidade do conhecimento gerado,

com alguns exemplos de critérios para a distinção e estratificação de ambientes.

Nos capítulos 6 a 11, são abordados temas mais específicos: indicadores sobre a qualidade do solo; risco de contaminação da água por agrotóxicos; indicadores de biodiversidade; serviços ambientais; indicadores de sustentabilidade social e certificação socioambiental. No capítulo 6, Donagemma et al. apresentam diversas variáveis que podem ser utilizadas como indicadoras de qualidade do solo, abrangendo indicadores visuais, físicos, químicos e biológicos, e alguns métodos para análise integrada desses indicadores. No capítulo 7, é feita a descrição de uma metodologia, desenvolvida por Chaves, sobre um indicador de avaliação e manejo do risco de contaminação da água (superficial e subterrânea) por pesticidas, por meio da verificação do potencial de contaminação dos produtos utilizados e da vulnerabilidade do local de aplicação. No capítulo 8, Cardoso et al. exploram o conceito de indicadores de biodiversidade, biodiversidade funcional e biodiversidade associada, e trazem uma análise das experiências obtidas na implantação de Sistemas Agroflorestais, na Zona da Mata de Minas Gerais e sua contribuição para o incremento da agrobiodiversidade e para a prestação de serviços ambientais. No capítulo 9, Veiga Neto et al. apresentam casos sobre o desenvolvimento dos mercados de pagamentos por serviços ambientais (PSA), relacionados com o armazenamento de carbono em vegetação terrestre, a quantidade e qualidade da água e a conservação da biodiversidade, percorrendo também sobre a potencial contribuição de Sistemas Agroflorestais a esse processo, finalizando com o levantamento de alguns indicadores para o monitoramento de projetos de PSA.

No capítulo 10, Amâncio e Amâncio trazem uma reflexão sobre a construção de indicadores de sustentabilidade relacionados com a dimensão social, incluindo propostas para a sistematização de dados, em uma linguagem uniforme e metodologicamente compatível para comparação, sobre a dinâmica social de um determinado local, e sobre a ação do Estado e sua influência nas condições básicas para acesso e promoção da qualidade de vida da população. No capítulo 11, Fátima Cardoso discorre sobre a influência dos temas

socioambientais na organização das atividades econômicas do setor agropecuário, dando origem a processos de certificação e de governança socioambiental multissetorial.

No capítulo 12, Kageyama explora o tema tipificação dos agricultores, ressaltando a importância do contexto territorial em que estão inseridos e a integração rural-urbano, finalizando com um estudo sobre o território rural mineiro e uma discussão sobre critérios para a classificação dos agricultores visando à construção de indicadores e implementação de políticas de desenvolvimento sustentável. No capítulo 13, Rezende et al. apresentam a metodologia do Zoneamento Econômico Ecológico (ZEE) em Minas Gerais, utilizada para auxiliar no planejamento do desenvolvimento e no reordenamento territorial do Estado. No capítulo 14, Miranda mostra os resultados de uma pesquisa, realizada em 2008, com a estimativa e o mapeamento do alcance territorial da legislação ambiental e indigenista em todo o território nacional, envolvendo os problemas de ordenamento territorial e de uso legal das terras, mostrando o enorme desafio nacional para repactuar o ordenamento do uso do território.

Fechando a série de capítulos, Rodrigues apresenta um sistema de avaliação de impactos para gestão ambiental de atividades rurais, denominado APOIA-NovoRural, envolvendo as dimensões ecológica, sociocultural e econômica (incluindo gestão e administração). Este sistema de avaliação serviu de base para o trabalho de elaboração do conjunto de indicadores de sustentabilidade, objetivo do projeto.

Editores técnicos

Desenvolvimento sustentável

Paulo Roberto Haddad¹

SISTEMAS DE INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Gadrey e Jany-Catrice (2007) constataram que, desde 1995, ocorreu uma explosão de novos indicadores de desenvolvimento em diferentes países. O estoque de indicadores alternativos macrosocioeconômicos disponíveis passou de zero ao longo dos anos 1980 para dois em 1990 (o IDH do PNUD e o Kids Count Index), para uma dezena em 1995 e uma trintena em 2001-2002. Os dois motores essenciais dessa explosão foram as questões sociais (incluindo as problemáticas do desenvolvimento humano e da qualidade de vida) e as questões ambientais. Mesmo no Brasil, há algumas iniciativas para produzir novos indicadores de desenvolvimento, como o Índice de Qualidade Institucional do Município – IQIM, que foi concebido no *Projeto de Atualização dos Eixos Nacionais de Integração e Desenvolvimento* para delimitar a capacidade de um município brasileiro para formular e implementar políticas públicas dentro do estilo de planejamento participativo. Da mesma forma, cita-se o Índice de Exclusão Social da Fundação SEADE, que procurou explorar, ao máximo, as estatísticas sociais disponíveis para caracterizar as desigualdades e assimetrias no País.

¹ Economista, especialização em planejamento econômico no Instituto de Estudos Sociais em Haia (Holanda). Ex-ministro da Fazenda e do Planejamento da República Federativa do Brasil (1992 – 1993), Professor Emérito da UFMG, Diretor Presidente da Phoroum Consultoria e Pesquisas em Economia Ltda. Rua Fernandes Tourinho, 470 – cj 1205, 30112-000, BH-MG. Correio eletrônico: phoroum@terra.com.br

Quando se adota o conceito de desenvolvimento sustentável como marco de referência para a formulação e a implementação do processo de desenvolvimento local, é indispensável que o conjunto de indicadores a serem utilizados para aferir a eficácia dos mecanismos e instrumentos de intervenção pública e privada seja os de resultado de terceira geração. Muitos desses indicadores ficaram disponíveis na escala dos municípios brasileiros no Atlas de Desenvolvimento Humano da FJP/PNUD/IPEA e no Atlas de Exclusão Social no Brasil da Fundação SEADE, assim como no Projeto de Atualização dos Eixos Nacionais de Integração e Desenvolvimento (MINIPLAN) e, mais recentemente, no Índice Firjan de Desenvolvimento Municipal.

Durante a crise de 1929, os governos dos EUA, da Inglaterra, da França e outros países europeus se deram conta de que não dispunham de um sistema atualizado de informações para acompanhar a conjuntura econômica e as tendências de crescimento de suas economias (nível de atividade), assim como não tinham mecanismos de monitoramento para acompanhar os movimentos dos preços em seus países e regiões (índices gerais de preços e índices de custo de vida). Assim, pouco a pouco, sob as orientações conceituais das obras de Keynes (1983) e as diretrizes operacionais de *Richard Stone*, entre outros, foram se desenvolvendo indicadores de acompanhamento da conjuntura e do ambiente macroeconômico de diversos países até que as Nações Unidas assumiram a responsabilidade técnica para a normatização desses indicadores e para a sua sistematização nos países menos desenvolvidos a partir dos anos 1950. Esses indicadores são tão importantes para o processo de tomada de decisões dos agentes econômicos que a sua frequência se tornou, para muitos deles, semanal.

A segunda geração de indicadores socioeconômicos está relacionada com a necessidade de se dispor de informações atualizadas, desagregadas e relevantes para a concepção e a implementação de políticas públicas de natureza redistributiva da renda e da riqueza em países, regiões e localidades. A motivação política para o desenvolvimento dos sistemas de indicadores sociais emergiu particularmente nos anos 1970, quando se constatou que os ciclos de crescimento econômico do pós-Segunda Guerra Mundial havia gerado

desigualdades e assimetrias na distribuição de seus custos e benefícios entre grupos sociais, famílias e regiões. O desenvolvimento da segunda geração de indicadores ocorreu de forma intensa e rápida, a partir da institucionalização de organismos públicos e privados de coleta sistemática de estatísticas em praticamente todos os países. Da mesma forma, as Nações Unidas, através do PNUD, têm estimulado a concepção e a produção desses indicadores, organizando a estimativa anual do Índice de Desenvolvimento Humano - IDH em mais de 170 países. Em Minas Gerais, as estimativas do IDH para o Estado, para o País e seus municípios (IDHM) têm sido elaboradas pela Fundação João Pinheiro, em convênio com o IPEA e o PNUD. Esses indicadores apresentam frequência descontínua, pois necessitam de informações que são geradas por censos decenais, amostras plurianuais ou pesquisas *ad hoc*.

A terceira geração de indicadores está contextualizada na necessidade de melhor conhecimento do desenvolvimento científico e tecnológico das nações e de suas regiões, assim como das inextricáveis relações entre crescimento econômico e sustentabilidade ambiental. Desde a ECO-92, a concepção de desenvolvimento sustentável, que procura um equilíbrio entre competitividade sistêmica, equidade social e qualidade do meio ambiente, está demandando, para a sua operacionalização, uma outra geração de indicadores de caráter inovador, que vêm se configurando como de enorme relevância ao longo dos últimos dez anos. No Brasil, o IBGE, o Ministério de Ciência e Tecnologia e o Ministério do Meio Ambiente, além de outras instituições públicas e não governamentais, têm liderado o processo de construção desses novos indicadores de desenvolvimento sustentável. A maioria desses indicadores ainda se encontra em fase de construção embrionária no Brasil, sem periodicidade constante.

A emergência de novos indicadores de desenvolvimento é uma reação à visão economicista que prevaleceu até o início dos anos 1970, para explicar as diferenças de crescimento entre países ou regiões. Essa reação se deve, em primeiro lugar, ao fato de os indicadores macroeconômicos terem dado muita ênfase aos fluxos econômicos (PIB, renda, investimentos, etc.) e quase nenhum destaque aos diferentes estoques de capital da economia (Figura 1).

Desenvolvimento sustentável

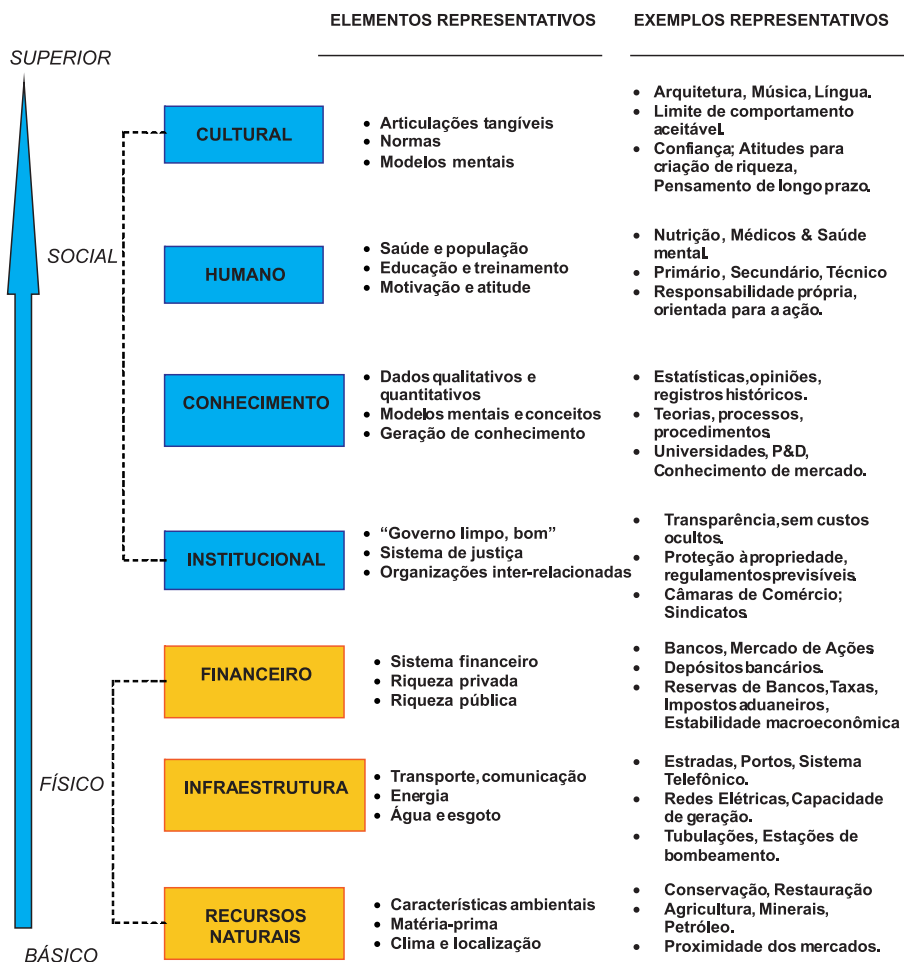


Figura 1 - As sete formas de capital.

Fonte: Banco Mundial.

Obs.: Há várias classificações dos diversos tipos de capital que podem contribuir para o desenvolvimento de uma região. O Banco Mundial distingue sete formas de capital, divididas em capital físico e capital social. Normalmente, as regiões menos desenvolvidas dispõem de uma concentração relativamente menor de capital social ou intangível, justamente as formas de capital que dão sustentabilidade a um crescimento contínuo da produtividade e da prosperidade.

Essa distinção pode ser ilustrada por três situações diferentes.

Se você entrar numa agência bancária e for atendido no caixa por um funcionário graduado em engenharia ou em psicologia, o serviço que lhe prestar será registrado nas contas nacionais como um valor agregado à renda nacional. Mas não serão registrados a perda e o desalento que estarão ocorrendo em termos do capital humano do País, pois a sociedade brasileira investiu durante quatro ou cinco anos a mais nesta pessoa para exercer uma função que exige apenas informação e escolaridade de nível médio.

Se você visitar Marabá, no sudeste do Pará, e observar dezenas de serrarias transformando partes da floresta amazônica em madeira para a indústria nacional e mundial, esteja certo de que o PIB deste município estará crescendo e que, provavelmente, aparecerá nas contas regionais do IBGE. Entretanto, não haverá a contabilização da perda do capital natural daquele Estado pela destruição da sua biodiversidade e, da mesma forma, não se poderá saber se os resultados líquidos são benéficos para a sociedade em função dos passivos ambientais (externalidades negativas).

Finalmente, se você estiver em um município das áreas economicamente deprimidas do País e constatar que de 50 a 60% das famílias residentes estão vivendo de transferências governamentais (previdência social, bolsa-família, benefício assistencial), poderá observar que a expansão da renda pessoal disponível permitirá a sobrevivência daquelas famílias, o que será captado pelos indicadores de desenvolvimento social (Índice de Desenvolvimento Humano, medidas de desigualdades e de pobreza, etc.). Mas, simultaneamente, não se contabilizam os impactos adversos destas políticas compensatórias crônicas sobre a perda da capacidade empreendedora e de mobilização de recursos latentes para o desenvolvimento local.

Desde quando se organizou o sistema de contas nacionais do Brasil nos anos 1950, através do esforço das equipes técnicas da Fundação Getúlio Vargas, está-se medindo, no país, o grau de prosperidade dos Estados e dos Municípios em termos de fluxos agregados anuais de produção, de renda, de investimento. Pouco se sabe sobre o que se passa com o valor econômico das

diferentes formas de capital físico e de capital social, a não ser uma estimativa indireta da depreciação das máquinas, dos equipamentos e da infraestrutura econômica que se desgastam pelo uso ao longo dos anos.

Sen (2000), prêmio Nobel de Economia, sugere que a prosperidade inclui, também, um diferenciado conjunto ou estoque de bens e ativos (capitais) que permitem melhorar os níveis de produtividade de países e regiões. Assim, mostra a vantagem de uma visão ou abordagem com as variáveis de estoque para se dar melhor ideia da capacidade de um país ou região produzir bens e serviços no futuro.

Percebe-se, com maior clareza, a importância do capital social no processo de desenvolvimento de um país ou de uma região em situações de assimetria no retrocesso econômico, como sugere Furtado (1983). Assim, se uma economia desenvolvida se atrofia ou involui por causa de um evento exógeno como na situação dos países da Europa após a II Guerra Mundial, esta economia perde a dimensão física de sua capacidade produtiva e pode assumir os indicadores de renda *per capita*, de comércio e de produtividade típicos de uma economia subdesenvolvida. Entretanto, quando recebe novos estímulos e incentivos como os dos financiamentos e do apoio técnico do Plano Marshall, a sua reação é rápida e acelerada, por causa de sua capacidade endógena de mobilizar capitais tangíveis e intangíveis para promover a retomada do desenvolvimento econômico e social. O mesmo pode não ocorrer em regiões menos desenvolvidas do Brasil, onde a escassez de capital social faz com que programas de financiamento e de assistência técnica levem a situações de reprodução das desigualdades e das assimetrias sociais prevaletentes.

É evidente que a localização e a implantação de novas atividades econômicas de maior escala nessas regiões menos desenvolvidas podem elevar os seus níveis de produção, de renda, de emprego e da base tributável a um ritmo mais intenso do que o crescimento de suas populações, sem que, entretanto, se configure um processo de desenvolvimento sustentável. Os valores *per capita* do produto e da renda, assim como os indicadores de emprego, se expandem, denotando, basicamente, que as regiões estarão

vivendo uma etapa favorável na sua trajetória de crescimento econômico, e que, em média, haverá aumento na quantidade de bens e serviços à disposição dos seus habitantes. Por outro lado, o processo de desenvolvimento sustentável dessas regiões, que pressupõe o seu crescimento econômico, dependerá, fundamentalmente, da sua capacidade de organização social e política, que se associa ao aumento da autonomia local para a tomada de decisões, ao aumento da capacidade para reter e reinvestir o excedente econômico gerado pelo processo de crescimento regional, a um crescente processo de inclusão social, a um processo permanente de conservação e preservação do ecossistema regional. Essa capacidade de organização, fundada na qualidade e na intensidade de seus capitais sociais, é o fator endógeno por excelência para transformar situações de crescimento econômico em desenvolvimento sustentável. Essas situações se medem adequadamente pelos fluxos de renda e de produção, enquanto esses processos são melhor compreendidos a partir de uma avaliação de seus estoques de capitais.

Num país com baixo ritmo de crescimento econômico ao longo dos últimos vinte e cinco anos, que melhora cada vez mais as condições de seu capital humano e intelectual através de investimentos em saúde e educação, que dispõe de uma ampla e diversificada base de capital natural e que luta para progredir o seu capital institucional desde a redemocratização política nos anos 1980, medir apenas fluxos de produção e renda como sinais de prosperidade é o mesmo que quantificar uma das dimensões simbólicas do processo de desenvolvimento, e dar-se por satisfeito quando estes fluxos crescem monotonicamente. Os atuais custos invisíveis deste estilo de crescimento, restrito e fragmentado, aparecerão, inexoravelmente, como passivos na contabilidade social das futuras gerações de brasileiros.

Em segundo lugar, a reação ao predomínio dos indicadores macroeconômicos na avaliação de desempenho do desenvolvimento de um país, região ou localidade se deve à ênfase excessiva dada às questões de curto prazo pelos indicadores (ciclos econômicos, taxas de inflação, endividamento público, etc.), deixando em segundo plano as questões

relacionadas ao desenvolvimento sustentável. A concepção e a implementação de políticas de desenvolvimento sustentável no Brasil, colocam em questão os problemas de articulação dos objetivos das políticas econômicas de curto prazo, com as políticas de desenvolvimento de médio e de longo prazo. Esta questão inclui, de um lado, a consolidação do ajuste fiscal e financeiro, e, do outro, a superação do atual quadro de desigualdades sociais e regionais, por meio de políticas públicas que promovam um novo ciclo de expansão, com equidade e sustentabilidade ambiental.

O papel do tempo na análise dos problemas econômicos sempre foi uma questão controversa. Em 1923, Keynes, o principal economista do século 20, procurava estabelecer uma noção clara do que seria o curto prazo. Para ele, no curto prazo, há um passado que já transcorreu e trouxe, para o presente, a acumulação de um estoque de capital físico (fábricas, áreas agricultáveis, infraestrutura econômica e social), um dado perfil de distribuição de renda e de riqueza, uma força de trabalho com diferentes qualificações, os fundamentos das instituições políticas e sociais, um certo grau de degradação do capital natural, etc. (BEAUD e DOSTALER, 1997; KEYNES, 1983; DOSTALER, 2005; SKIDELSKY, 2005).

Políticas econômicas de curto prazo que lidam com problemas de inflação, de flutuações nos níveis de produção e emprego têm de ser operadas dentro das restrições impostas por um tempo histórico e irreversível. É indispensável tomar estas restrições e condicionalidades como ponto de partida. Se, nos momentos tumultuados do presente, quisermos resolver graves questões econômicas com orientações estratégicas, que somente são eficazes no longo prazo, as políticas econômicas podem fracassar. Assim, como dizia Keynes, no longo prazo poderemos estar todos mortos.

Keynes (1983), com esta afirmação, estava simplesmente nos lembrando que os economistas podem tornar sua vida mais fácil se, em momentos de tempestades, se limitarem a apontar caminhos de tranquilidade que estão além dos mares revoltos, sem demonstrar, contudo, como é possível atravessar o

quadro das dificuldades presentes, preservando as conquistas realizadas.

Particularmente, em situações em que ainda persistem inconsistências macroeconômicas, com déficits nominais e elevada relação de endividamento, a sociedade inclina-se a considerar as políticas de médio e de longo prazo como supérfluas e residuais, pressupondo que os problemas de curto prazo (inflação, déficits públicos, etc.) são tão críticos e dominantes que não haveria condições para cuidar das suas questões de médio e de longo prazo (a erradicação da pobreza absoluta, a gestão sustentável dos recursos hídricos, a atenuação dos desequilíbrios regionais, etc.), antes de se consolidar a estabilidade econômica. Vale dizer que, numa sociedade em regime de rigoroso ajuste fiscal e financeiro, as soluções dos problemas de estrutura (os de médio e de longo prazo) ficariam cronologicamente condicionadas pelas soluções dos problemas de conjuntura (os de curto prazo). Ora, esta querela perde o seu significado quando se vive, durante mais de duas décadas, uma sequência de políticas de curto prazo, pois surgem efeitos não previstos ou indesejáveis sobre a evolução dos problemas de médio e de longo prazo.

Uma sequência quase interminável de políticas de estabilização, por exemplo, pode impactar sensivelmente a distribuição funcional da renda nacional, a estrutura de oferta de serviços públicos tradicionais, os níveis de riscos e de incertezas dos investimentos diretamente produtivos, etc., ou seja, de ajuste em ajuste, o que se pensava ser somente políticas explícitas de curto prazo vai se tornando políticas implícitas de médio e de longo prazo.

Na verdade, uma longa sequência de ajustes de curto prazo acaba trazendo um aprendizado perverso tanto para o governo quanto para os agentes econômicos privados que se viciam em estratégias adaptativas, as quais excluem uma visão de perspectiva sobre os interesses maiores da sociedade. De um lado, o governo sabe, cada vez mais, como lidar com políticas monetárias e cambiais eficazes para controlar, no curto prazo, desequilíbrios internos e externos que possam gerar inflação e desconfiança. Do outro lado, os agentes privados se protegem de eventuais instabilidades investindo menos, estocando menos, se endividando menos. Resultado: o crescimento sustentado não vem,

os serviços públicos se deterioram, expande-se o cassino da especulação financeira e encurta-se a agenda dos problemas nacionais a serem enfrentados.

A questão que se coloca é identificar alternativas ou novos paradigmas de desenvolvimento que possam vingar, até mesmo, num ambiente macroeconômico de ajustes fiscais e financeiros, rigorosos e recorrentes; que sejam compatíveis com o processo de estabilização econômica em andamento; que não se configurem apenas como bem sucedidos casos de vitrine não replicáveis, contudo com a amplitude e abrangência indispensáveis.

A experiência histórica de diversos países nos mostra que os caminhos para superar os limites de políticas macroeconômicas de curto prazo passam por diversos imperativos. É preciso reverter as expectativas mais imediatistas dos agentes econômicos por meio de um projeto nacional de desenvolvimento que seja lastreado em reformas econômicas e institucionais (tributária, previdenciária, política, etc.), tecnicamente consistentes e politicamente factíveis. É preciso inovar em matéria de mobilização de recursos latentes, tangíveis e intangíveis, por meio de experiências multifacetadas de desenvolvimento endógeno e de gestão compartilhada em diferentes espaços e segmentos da sociedade civil. É preciso ampliar a agenda de mudanças sociais e de transformações produtivas para incorporar o tratamento sustentável e progressivo das diferentes formas de capital.

A CONCEPÇÃO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O conceito de desenvolvimento sustentável tem sua ideia-força centrada na investigação científica das relações dos homens entre si e com a natureza, “dentro de modelos mais dinâmicos, onde a natureza deixa de participar apenas de forma passiva, de onde os homens retiram insumos necessários à produção das coisas úteis, para salientarem a dependência deste homem à natureza, à qual ele está materialmente condicionado”. “Baseia-se no imperativo moral de respeitar as necessidades das gerações futuras, o que implica a exigência de preservar o capital de estoque de recursos naturais, fundamental na organização

das atividades econômicas”... “Vem tendo diferentes interpretações e abordagens, com ênfase ora na preservação dos seres vivos em geral, ora na preservação do homem e do seu habitat, mas sempre voltadas para a utilização não predatória dos recursos naturais e salvaguarda de oportunidades para as gerações futuras” (PROJETO ÁRIDAS, 1995; SEN, 2000; AGENDA 21, 2000).

Pearce e Turner (1989) propõem a seguinte definição operacional para o desenvolvimento sustentável do ponto de vista ambiental: “este envolve a maximização dos benefícios líquidos do desenvolvimento econômico, sujeito à manutenção dos serviços e da qualidade dos recursos naturais ao longo do tempo”². Esta manutenção implica, desde que seja possível, a aceitação das seguintes regras gerais (Box 1 e Figura 2):

- a) utilizar os recursos renováveis a taxas menores ou iguais à taxa natural que podem regenerar;
- b) otimizar a eficiência com que recursos não renováveis são usados, sujeito ao grau de substituição entre recursos e progresso tecnológico;
- c) manter sempre os fluxos de resíduos no meio ambiente no nível igual ou abaixo de sua capacidade assimilativa;
- d) a vegetação nativa e os ecossistemas críticos devem ser preservados, reabilitados e, ou, restaurados. Adicionalmente, a exploração futura do capital natural deveria ser confinada a áreas já fortemente modificadas pelas atividades humanas prévias; a exploração do biodiesel em áreas degradadas ou de pastagem já consolidadas na Amazônia, retratando com ênfase especial a importância fundamental, a complexidade e o caráter imprescindível do desenvolvimento sustentável.

² Em geral, considera-se como valor econômico total da natureza a soma do valor de uso direto (valor atribuído aos recursos naturais pelos indivíduos e pelas organizações que usufruem dos insumos e dos produtos do meio ambiente) mais o valor de uso indireto (ciclo de nutrientes, microclima, etc.) mais o valor de opção (conservação dos recursos ambientais para um uso futuro) mais o valor de existência (relacionado com as avaliações monetárias dos ativos ambientais) (HADDAD e REZENDE, 2002; LAWN, 2007)

Box 1 - Recursos Ambientais e Bem-Estar Social

O Brasil é um dos países mais ricos do Mundo em recursos naturais (R) renováveis (RR) e não renováveis (ER); alguns dos seus recursos são mistos (os solos, por exemplo), podendo ter maior ou menor ritmo de crescimento. O processo de desenvolvimento ambiental sustentável pode ser ilustrado por meio de um diagrama da economia circular (figura 2):

- a primeira função dos recursos naturais (R) é *prover insumos para o sistema produtivo (P)*, que objetiva produzir bens de consumo e de capital (C) para criar bem-estar ou utilidade (U) para a população;
- o meio ambiente é, também, *o receptor de última instância de resíduos (W)* que vêm da produção (W_p), do consumo (W_c) ou dos próprios sistemas naturais (W_r); a diferença básica entre os sistemas naturais e econômicos é que os sistemas naturais tendem a reciclar os seus resíduos (r), ainda que parcialmente;
- para se dar sustentabilidade aos recursos renováveis, é preciso cuidados para utilizá-los em uma taxa (h) que não seja maior do que sua capacidade regenerativa (y);
- a terceira função do meio ambiente é *oferecer utilidade diretamente (de R para U) na forma de prazer estético e conforto espiritual*; se foram dispostos resíduos (W) em excesso à capacidade assimilativa (A), o meio ambiente fica prejudicado nesta terceira função.

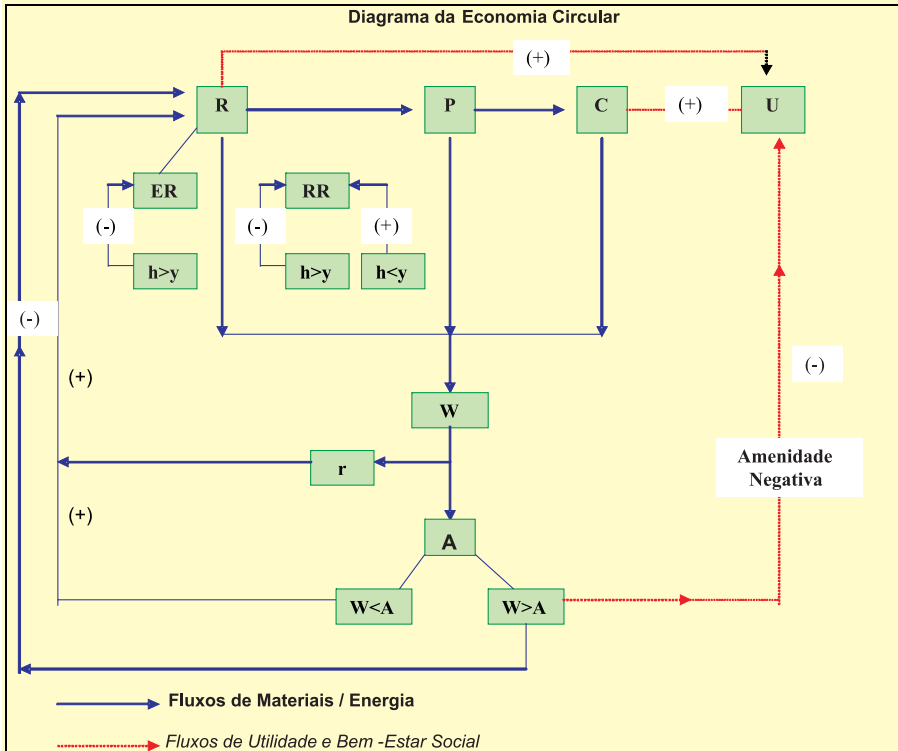


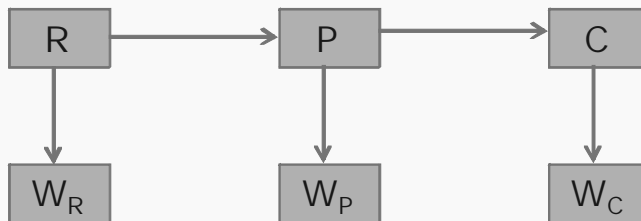
Figura 2- Diagrama da economia circular.

Fonte: Pearce e Turner (1989).

A diferença básica entre os sistemas naturais e econômicos é que os sistemas naturais tendem a reciclar (r) os seus resíduos (WR), ainda que parcialmente (ex.: folhas se decompõem e se convertem em adubo orgânico); por outro lado, metais (ex.: latas de alumínio), papéis, vidros podem ser reciclados economicamente (com custos de oportunidade).

A construção da Figura 2 pode ser mais bem compreendida por meio da apresentação segmentada de suas principais partes, através das Leis da Termodinâmica (Figura 3):

1ª. Etapa: Primeira Lei da Termodinâmica



R → fluxos de recursos naturais renováveis (RR) e não renováveis (ER);

P → fluxos de produção de bens de consumo e de bens de capital (que produzem consumo no futuro);

C → consumo público e privado da sociedade;

W → resíduos resultantes do consumo (ex.: esgoto, lixo), da produção (ex.: efluentes industriais, poluição do ar) e dos sistemas naturais (ex.: folhas caídas de árvores).

Figura 3 - Diagrama da 1ª lei da termodinâmica.

$R = W = W_R + W_P + W_C$ → esta lei afirma, essencialmente, que não se pode criar ou destruir energia e matéria; o que se usa de R tem de terminar de alguma forma no ecossistema; não pode ser destruído; pode ser convertido e dissipado (ex: o consumo de carvão num período é igual ao montante de gases residuais e de sólidos produzidos pela combustão do carvão).

2ª Etapa: Segunda Lei da Termodinâmica

- a) os materiais usados na economia tendem a ser usados entropicamente – dissipam-se no sistema econômico; há casos em que não é tecnicamente factível reciclá-los (ex.: chumbo na gasolina); há casos em que a reciclagem tem um custo elevado para a extração dos materiais

(ex.: alumínio, aço e chumbo em um automóvel podem ser reciclados, entretanto outras dezenas de seus componentes, como os plásticos, já não podem); há toda uma categoria de recursos que não podem ser reciclados – os recursos de energia (ex.: o dióxido de carbono capturado da queima de combustíveis fósseis não cria nova energia);

- b) esses resíduos vão para o meio ambiente, que tem a capacidade de converter muitos deles em produtos inócuos ou ecologicamente úteis; é a capacidade assimilativa ou de suporte do meio ambiente que pode ser prejudicada se houver uma disposição excessiva dos resíduos (principalmente de recursos naturais não renováveis).

Num sistema finito sujeito à conservação de massa, quanto mais os componentes ficam sobre controle econômico, menos permanece sob o controle espontâneo da natureza. Quando as extrações e as inserções de volta no ecossistema aumentam de escala, a mudança qualitativa induzida no ecossistema também aumenta por duas razões (Figura 4) (DALY, 1997)²:

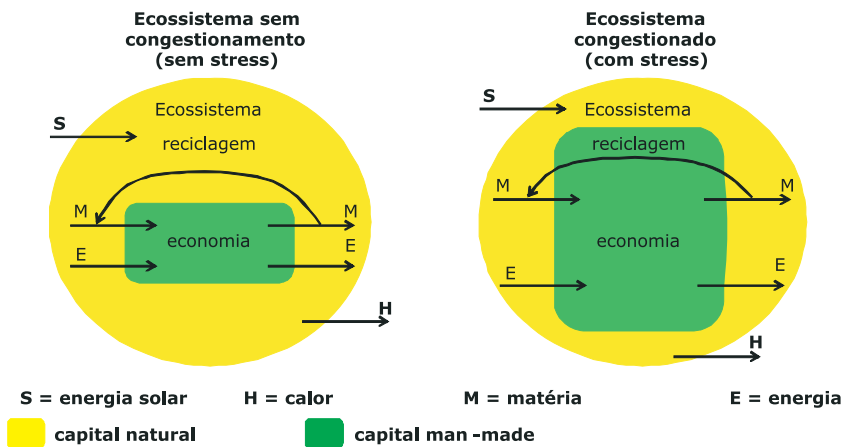


Figura 4 - A economia como um subsistema aberto do ecossistema.

² Ver também Portney e Stavins, 2000; Common e Stagl, 2005; Daly e Farley, 2003 e Kolstad, 2000.

- a) *1ª Lei da Termodinâmica* (conservação de matéria e energia) → a retirada ou reposição de matéria e de energia no ecossistema deve desestruturar o funcionamento desse sistema independentemente do uso que se faça da matéria e da energia extraída e independentemente da degradação qualitativa da matéria e energia realocadas;
- b) *2ª Lei da Termodinâmica* → garante que a matéria e a energia extraídas são qualitativamente diferentes da matéria e da energia reinseridas; matérias primas de baixa entropia são retiradas e resíduos de alta entropia são retornados.

Desde que o ecossistema permaneça constante em escala enquanto a economia cresce, é inevitável que, ao longo do tempo, a economia torna-se maior em relação ao ecossistema que a contém; o capital natural remanescente passa a ser o fator limitativo do crescimento.

As decisões sobre as formas de se utilizarem, sustentavelmente, os recursos naturais de uma região não podem ser tomadas sem que haja uma valoração econômica desses recursos, pois estes apresentam muitas opções alternativas para o desenvolvimento regional. Eles podem ser preservados, ou seja, nenhum uso antrópico é permitido; eles podem ser conservados, ou seja, a ação antrópica pode ocorrer, desde que sejam mantidos os serviços e a qualidade dos recursos naturais ao longo do tempo. Assim, há um grande espectro de opções de conservação, principalmente quando levamos em consideração os demais objetivos de desenvolvimento de uma região (geração de emprego, redução da pobreza absoluta, etc.) e os respectivos *tradeoffs*, os quais se definem, economicamente, a partir de seus custos e benefícios sociais relativos. No fundo, o desafio é mostrar que os valores econômicos resultantes do uso sustentável dos recursos ambientais são superiores aos valores gerados pelas atuais formas de intervenção nas economias onde se localizam (Box 2).

Box 2 - Mecanismos de mercado nas políticas ambientais:

Não há uma regra simples que permita decidir, em situações específicas de intervenção governamental, entre o uso de instrumentos e mecanismos de mercado e o uso de regulamentações. Há vantagens e desvantagens em cada instrumento de intervenção, em termos de eficiência, de eficácia, de equidade e do grau de flexibilidade que são dados aos agentes poluidores/consumidores de recursos naturais. Sempre que possível, a melhor alternativa será alguma solução de compromisso que busque a sinergia entre as vantagens cumulativas dos dois tipos de instrumentos. A experiência na condução das políticas ambientais, em diversos países e regiões, mostra que, em quase todas as situações, é possível encontrar um mix que balanceie os critérios acima, de forma mais eficiente, mais eficaz e mais equânime dos dois instrumentos, dando-lhes um caráter de complementaridade e não de exclusão operacional. Em países com políticas ambientais consolidadas, a prática de instrumentos econômicos é generalizada; nos países da OCDE, são mais de 130 destes instrumentos.

Os instrumentos econômicos mais relevantes para a formulação e a execução das políticas de desenvolvimento sustentável podem ser definidos e classificados de diferentes formas. Estes instrumentos pretendem estimular comportamentos de produção, de consumo e de investimento, no sentido da sustentabilidade ambiental, por meio de:

- alteração direta dos níveis de preços e de custos: quando impostos diferenciados e taxas (de efluentes do usuário, de produto) são aplicados diretamente a produtos e aos processos que geram estes produtos, e quando sistemas de depósitos restituíveis são operacionalizados;
- alteração indireta de preços e custos através de medidas fiscais ou financeiras: quando ocorrem subsídios diretos, financiamentos facilitados ou incentivos fiscais (de imposto de renda, de depreciação acelerada, etc.); bônus de desempenho ou aplicação de multas também podem ser incluídos neste item;

- criação de mercados ou apoio a mercados: na criação de mercados, há instrumentos formulados a partir de legislação modificada ou de regulação (emissões de títulos negociáveis, esquemas de seguro para atender ao passivo ambiental, etc.); no apoio a mercados, há situações em que as autoridades públicas se responsabilizam pela estabilização de preços ou pela organização de determinados mercados (materiais secundários de reciclagem, estruturação de ecomercados, por exemplo).

Há um conjunto de critérios visando à seleção dos instrumentos mais apropriados para tornar factíveis os objetivos das políticas de desenvolvimento sustentável. Estes critérios, além de sua eficiência e do requerimento de reduzido volume de informações, devem considerar que os instrumentos não podem gerar mecanismos fortemente regressivos (equidade); devem dar continuidade aos estímulos para as melhorias ambientais (incentivo dinâmico); devem ter a confiança dos atores sociais relevantes, mesmo num contexto de inevitáveis incertezas (fidedignidade), etc. Enfim, a escolha dos instrumentos mais adequados para viabilizar os objetivos das políticas de desenvolvimento dos recursos ambientais depende de características de cada contexto socioeconômico.

O uso econômico dos recursos ambientais pode colocar uma grave questão para as presentes e as futuras gerações, se não for conduzido segundo critérios de sustentabilidade. A compatibilidade entre crescimento econômico e sustentabilidade ambiental não ocorre como consequência natural do jogo espontâneo de mercado. Na verdade, a livre mobilização dos fatores de produção pelos mecanismos de mercado, em geral, tem estimulado o uso predatório dos recursos ambientais em diversos contextos históricos. O próprio sistema de incentivos fiscais, adotado para a promoção do crescimento das áreas menos desenvolvidas do Brasil, não vinha incluindo até recentemente, entre os seus critérios de avaliação dos projetos de investimentos, a dimensão ambiental como variável relevante para a aprovação dos financiamentos. Assim, muitos projetos incentivados da Amazônia e do Centro-Oeste contribuíram para

a devastação da flora e da fauna em extensas áreas de florestas tropicais e de cerrado (falhas de governo e não apenas falhas de mercado).

A Agenda 21 Brasileira, apresentada na reunião de Johannesburgo em 2002, admite que uma concepção ampliada de desenvolvimento sustentável, que inclui a equidade social, pode conter uma justificativa instrumental para a redução da pobreza como uma forma para proteger o meio ambiente: como as famílias pobres (ao mesmo tempo, vítimas e agentes de danos ambientais) quase sempre não dispõem de recursos para evitar a degradação dos recursos ambientais como valor de uso, a redução da pobreza se apresenta como um pré-requisito para a conservação ambiental. Entretanto, o desenvolvimento humano em bases sustentáveis é um objetivo por si só, uma vez que intensifica diretamente a capacidade das pessoas para desfrutar uma vida longa e saudável, de tal forma que há ganhos imediatos no que é importante em última instância, enquanto se salvaguardam oportunidades no futuro.

É fundamental esclarecer, também, o indispensável papel do Estado na construção do processo de desenvolvimento sustentável. A obrigação social de sustentabilidade, como tem insistido Anand e Sen (1996), Sen (2000), não pode ser deixada inteiramente por conta do mercado, uma vez que o futuro não está adequadamente representado no mercado – pelo menos o futuro mais distante. O Estado deve servir como gestor dos interesses das futuras gerações, por meio de políticas públicas que utilizem mecanismos regulatórios ou de mercado, adaptando a estrutura de incentivos a fim de proteger o meio ambiente global e a base de recursos para as pessoas que ainda vão nascer.

AS IDEOLOGIAS AMBIENTALISTAS: o limite ótimo da escala de uma economia

É evidente que a discussão sobre a forma, a intensidade e o ritmo do uso dos recursos naturais irá depender das diferentes ideologias ambientalistas prevalentes. Podem-se distinguir, didaticamente, dois campos de ideologias do ambientalismo quanto ao seu comprometimento com os níveis de sustentabilidade (Quadro 1):

Quadro 1 - Ideologias do ambientalismo e níveis de sustentabilidade

Ideologias	Níveis de Sustentabilidade	
<p>1. <u>Tecnocentrismo</u></p> <p style="text-align: center;">↓</p>	<p>cornucópia</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Sustentabilidade muito fraca</p>	<p>acomodação</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Sustentabilidade fraca</p>
<p>2. <u>Ecocentrismo</u></p> <p style="text-align: center;">↓</p>	<p>comunalista</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Sustentabilidade forte</p>	<p>ideologia profunda da bioética</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Sustentabilidade muito forte</p>

Fonte: Turner et al. (1993); Pearce e Turner (1989).

Os partidários do tecnocentrismo extremo consideram, como objetivo principal da economia, a maximização do crescimento econômico (medido pela taxa de expansão do PIB *per capita*), tendo como pressuposto que as forças desacorrentadas dos mercados, em conjunção com o progresso tecnológico, garantirão infinitas possibilidades de substituição capazes de mitigar todas as restrições de escassez ou “os limites do possível” (fontes e perdas ambientais); nesta corrente doutrinária, alguns buscam uma acomodação tratando da gestão conservacionista dos recursos ambientais em função de motivos de equidade intrageracional e intergeracional (pobres contemporâneos e futuras pessoas), o que implica modificar o atual padrão de crescimento por meio de mecanismos regulatórios e, principalmente, de mercado (taxas de efluentes, tarifas progressivas, permissões negociáveis, etc.).

Os partidários do ecocentrismo extremo são adeptos da bioética que confere direitos morais e interesses também a todas as espécies não humanas, inclusive às partes abióticas do meio ambiente, atribuindo valor intrínseco à natureza, ou seja, que tem o seu próprio valor independente da experiência

humana. Uma posição comunalista defende um estado estacionário com crescimento zero da economia e da população, destacando, porém, além de um valor dominante dos próprios ecossistemas, um valor secundário para as suas funções e serviços à sociedade.

Essa distinção entre as ideologias do ambientalismo pode ser ilustrada pelo conceito de um limite máximo da escala de uma economia regional definido pela capacidade regenerativa ou pela capacidade assimilativa do ecossistema, aquela que for menor. Entretanto, a escala máxima não é possivelmente a escala ótima. Dois conceitos de escala ótima podem ser destacados (DALY, 1997):

- a) *O ótimo antropocêntrico* → a regra é expandir a escala (isto é, o crescimento econômico) até o ponto em que os benefícios adicionais dos investimentos se igualem aos custos adicionais para os seres humanos sacrificarem o capital natural da região; todas as espécies não humanas e seus habitantes são avaliados apenas instrumentalmente, de acordo com sua capacidade de satisfazer os desejos humanos; seu valor intrínseco é considerado nulo.
- b) *O ótimo biocêntrico* → outras espécies e seus habitats são preservadas além do ponto necessário para evitar o colapso ecológico ou a decadência cumulativa, e além do ponto de conveniência instrumental máxima (a natureza tem o seu próprio valor independente da experiência humana); a escala biocêntrica ótima do nicho humano seria, portanto, menor do que a escala antropocêntrica ótima.

Os maiores benefícios líquidos que a sociedade brasileira pode extrair de sua base de recursos naturais ficam na dependência de seu comprometimento com as ações efetivas de um processo de planejamento estratégico de médio e de longo prazo. Pode abdicar deste comprometimento, adotar uma posição passiva e assistir a destruição predatória de seu capital natural, com graves consequências sobre as perspectivas de crescimento econômico e os interesses das futuras gerações do nosso País. Ou pode construir uma nova trajetória de desenvolvimento, onde os recursos naturais

venham a se constituir em elementos pivotais de um novo ciclo de expansão que seja, de forma simultânea, economicamente eficiente, socialmente justo e ambientalmente sustentável.

O CAPITALISMO NATURAL

Nesta linha, a preocupação em não se tratar as questões relacionadas com os recursos naturais do País de forma secundária ou discriminatória na agenda nacional de desenvolvimento remete à discussão do capitalismo natural. Apesar dos grandes avanços que as políticas brasileiras de preservação e de conservação dos recursos naturais têm atingido, ainda é inquietante a intensidade que vêm sendo utilizados, de forma predatória e não sustentável, os diferentes ecossistemas do País. Da mesma forma, em escala mundial, há uma inquietação quanto à capacidade de resistência da base de recursos naturais da Terra para acomodar a intensificação dos níveis de produção e de consumo de milhões e milhões de habitantes, que vêm sendo incorporados aos diversos mercados de bens e serviços por força dos incessantes ganhos de produtividade decorrentes da terceira revolução científica e tecnológica, da irreversível entrada da China na lógica da economia capitalista, da melhoria da distribuição de renda em muitos países emergentes, etc. Somam-se, a tudo isto, os impactos destrutivos que as mudanças climáticas têm provocado sobre os ecossistemas mundiais, os quais têm colocado em dúvida a possibilidade de que haja tempo suficiente para que o processo de implementação das experiências bem sucedidas de políticas, programas e projetos de desenvolvimento sustentável possa contrapor os colapsos ou desastres ecológicos que vêm crescendo em número e em intensidade.

Em função dessas inquietações, tem surgido um grande número de propostas para se construir uma nova ordem econômica internacional baseada numa concepção abrangente e ampliada de desenvolvimento sustentável. Entre essas propostas, destaca-se a que afirma estar-se caminhando para uma nova revolução industrial na qual se processam mudanças radicais na produtividade

dos recursos materiais e de energia, e na qual a emergência do capitalismo natural se torna inevitável (HAWKEN et al., 2000; HARGROVES e SMITH, 2006; DIAMOND, 2005).

As ondas de inovação são uma questão fundamental para a prosperidade econômica. Para que uma onda de inovação venha a ocorrer, é preciso que haja um conjunto significativo de novas e emergentes tecnologias, e um reconhecimento genuíno de produtores e consumidores de que este conjunto leva a uma expansão do mercado. Nesse sentido, é preciso distinguir as inovações (um novo produto, um novo processo tecnológico, uma nova forma de organização, um novo mercado) em incrementais e radicais ou reestruturantes (HADDAD, 1990; PÉREZ, 1986; FREEMAN e SOETE, 1997):

- a) *inovações incrementais* — consistem nas melhorias sucessivas e graduais a que são submetidos os produtos e processos; sustentam o incremento geral da produtividade dos sistemas produtivos instalados e determinam a modificação gradual dos coeficientes técnicos da matriz de insumo-produto, mas não transformam a sua estrutura;
- b) *inovações radicais ou reestruturantes* — consistem na introdução de um produto ou de um processo verdadeiramente novo; tendem a transformar as estruturas dos sistemas produtivos instalados, através de alterações nos coeficientes técnicos e na própria matriz de insumo-produto pela agregação de novas linhas e colunas.

As inovações radicais ou reestruturantes definem, em geral, ondas de inovação (Figura 5). Os pensadores do capitalismo natural defendem a tese de que já há inovações tecnológicas, informação e conhecimento para lidar adequadamente com os problemas ambientais, e que os ganhos de produtividade dos recursos (materiais e de energia) e as possibilidades de diferenciação dos produtos para as empresas por meio de desenvolvimento sustentável serão os fatores determinantes do novo ciclo de inovação.

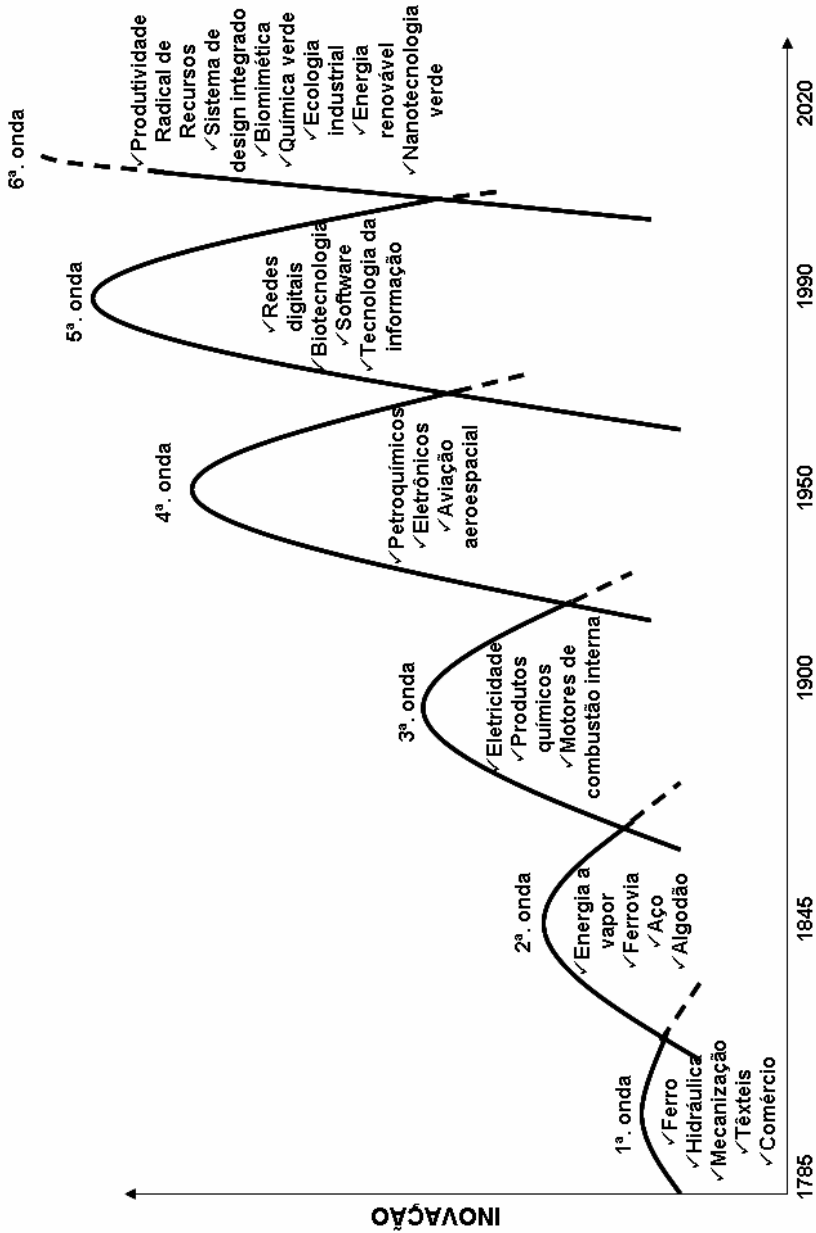


Figura 5 - Ondas de inovação na dinâmica de desenvolvimento.

Fonte: Hargroves e Smith (2005).

O capitalismo natural reconhece a interdependência crítica entre a produção com o uso de capital feito pelo homem e a manutenção e a oferta de capital natural; admite que a economia necessita de quatro tipos de capital para funcionar adequadamente;

- a) *capital humano*: na forma de trabalho e inteligência, cultura e organização;
- b) *capital financeiro*: consistindo de dinheiro, investimentos e instrumentos monetários;
- c) *capital manufaturado*: incluindo infraestrutura, máquinas, ferramentas e fábricas;
- d) *capital natural*: constituído por recursos, sistemas vivos e serviços de ecossistemas.

O Quadro 2 apresenta alguns dos princípios do capitalismo convencional e do capitalismo natural. Um elemento central do capitalismo natural é a idéia de que a economia moderna está passando de uma ênfase na produtividade humana para um aumento radical na produtividade dos recursos naturais (uma tonelada de minério, um metro cúbico de água, um hectare de terra fértil, etc.). Já há estudos mostrando ser possível quadruplicar a produtividade dos recursos na medida em que se compreende melhor o extraordinário desperdício de materiais e de energia no atual sistema industrial. Segundo o capitalismo natural, para corrigir as deficiências na operação das empresas, não basta atribuir valor ao capital natural, pois:

- a) muitos dos serviços que são recebidos dos sistemas vivos não têm substitutos conhecidos a qualquer preço;
- b) a avaliação do capital natural é um exercício difícil e quase sempre impreciso;
- c) da mesma forma que a tecnologia não pode substituir os sistemas que dão suporte à vida no Planeta, as máquinas também não têm condições de prover um substituto para a inteligência humana, o conhecimento, a sabedoria, as habilidades organizacionais e a cultura.

Quadro 2 - Principais características do capitalismo convencional e do capitalismo natural

CAPITALISMO CONVENCIONAL	CAPITALISMO NATURAL
<ul style="list-style-type: none"> • o progresso econômico pode ser melhor em sistemas de produção e de distribuição de livre mercado, onde lucros reinvestidos tornam o trabalho e o capital crescentemente produtivos; • a vantagem competitiva pode ser ganha quando maiores e mais plantas industriais produzem um número maior de produtos para venda em mercados em expansão; • o crescimento do PIB maximiza o bem-estar humano; • qualquer ocorrência de escassez de recursos trará o desenvolvimento de substitutos; • preocupações com o meio ambiente são importantes, mas devem ser contrapostas às necessidades de crescimento econômico, se um alto padrão de vida deve ser mantido; • a livre empresa e as forças de mercado alocarão pessoas e recursos em seus maiores e melhores usos. 	<ul style="list-style-type: none"> • o meio ambiente não é um fator de produção menos importante, mas é um envoltório contendo, provisionando e sustentando toda a economia; • o fator limitante do desenvolvimento econômico futuro é a disponibilidade e a funcionalidade do capital natural, em particular os serviços de suporte à vida que não têm substitutos e atualmente não têm valor de mercado; • sistemas empresariais mal concebidos ou mal estruturados, crescimento demográfico e padrões de consumo perdulários são as causas primárias da perda do capital natural, e as três devem ser abordadas em conjunto para se atingir o desenvolvimento sustentável; • o progresso econômico futuro pode se realizar melhor em sistemas de produção e de distribuição democráticos e baseados em mercados nos quais todas as formas de capital são plenamente avaliadas; • um ponto crítico para beneficiar mais o emprego de gente, dinheiro e o meio ambiente são aumentos radicais na produtividade de recursos; • o bem-estar humano é melhor servido pela qualidade e pelos fluxos de serviços desejados e entregues do que pelo simples acréscimo dos fluxos monetários; • a sustentabilidade econômica e ambiental depende da reestruturação das desigualdades globais de renda e de bem-estar material; • o melhor ambiente no longo prazo para os negócios é dado pelos verdadeiros sistemas democráticos de governança baseados nas necessidades da população e não apenas das empresas.

FONTE: Hawken et al. (2000).

O capitalismo natural propõe, também, um novo modelo industrial, no qual nem todos os produtos sejam apenas manufaturados e vendidos, mas que haja uma economia de serviços em que os consumidores adquiram serviços de bens duráveis por meio de aluguel e arrendamento, de tal forma que a indústria se responsabilize pelo ciclo completo de materiais; lidar com os resíduos e os problemas resultantes de danos ambientais, toxicidade, segurança, etc.; recuperar os produtos e tratá-los como ativos, o que termina por aumentar a produtividade dos materiais e da energia. Os provedores de serviços (de máquinas de lavar, de automóveis, de geladeiras, de televisores, de computadores, etc.) teriam um incentivo para manter seus ativos produtivos pelo maior tempo possível, em lugar de sucateá-los prematuramente a fim de vender substitutos de reposição e disporiam de economias de escala para a reciclagem de materiais residuais.

Hargroves e Smith (2006) propõem que os paradigmas de melhorias simultâneas no meio ambiente e na competitividade podem emergir, desde que se observem os seguintes fatos:

- a) há inúmeros recursos potenciais não mobilizados para a melhoria da produtividade ao longo de toda a economia;
- b) tem havido, nas últimas três décadas, significativa mudança na compreensão do que cria competitividade duradoura em uma empresa;
- c) há, atualmente, uma massa crítica de tecnologias disponíveis em eco-inovações que tornam viáveis as abordagens integradas de desenvolvimento sustentável econômica e financeiramente;
- d) como inúmeros custos das externalidades ambientais são repassados aos governos, no longo prazo, estratégias de desenvolvimento sustentável podem prover benefícios múltiplos para os contribuintes;
- e) tem ocorrido um entendimento crescente dos benefícios múltiplos de valorizar o capital social e natural, por razões morais e econômicas, e incluí-los nas medidas do bem-estar nacional;

- f) há uma evidência inquestionável de que uma transição para uma economia sustentável, focada na melhoria da produtividade dos recursos, levará a um crescimento econômico maior do que os negócios tradicionais, reduzindo as pressões no meio ambiente e criando empregos.

O ponto diferenciador do capitalismo natural é a hipótese que se está criando uma nova revolução industrial a partir dos aumentos radicais da produtividade dos recursos (matérias, energia, recursos hídricos), que trarão três grandes benefícios: a diminuição da exaustão dos recursos em uma ponta da cadeia de valor, a diminuição dos níveis de poluição na outra ponta, e a formação de uma base para ampliar o emprego de qualidade em escala mundial. Propõe que haja reinvestimentos na sustentação, na restauração e na expansão dos estoques de capital natural, a fim de que a biosfera possa produzir serviços de ecossistemas e recursos naturais mais abundantes; e tem a expectativa de que, dentro de uma geração, as nações possam ter um acréscimo de quatro a dez vezes na eficiência com que usam energia, recursos naturais e outros materiais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENDA 21 BRASILEIRA. Brasília: MMA/ CPDS, 2002.

ANAND, S.; SEN, A. **Sustainable Human Development: Concepts and Priorities**. United Nations Pubns , New York, 1996, 64 p.

BEAUD, M.; DOSTALER, G. **Economic thought since Keynes: a history and dictionary of major economists**. Routledge, New York, 1997. 512 p.

COMMON, M.; STAGL, S. **Ecological economics: an introduction**. Cambridge University Press, New York, 2005. 560 p.

DALY, H.; FARLEY, J. **Ecological economics: Principles and Applications**, Island Press, 2003. 488 p.

DALY, H. **Beyond growth: The economics of sustainable growth.** Boston: Beacon Press, 1997. 264 p.

DIAMOND, J. **Collapse: How societies choose to fail or succeed.** New York, Viking, 2005. 575 p.

DOSTALER, G. **Keynes et ses combats.** Paris: Ed. Albin Michel Paris, 2005.

FREEMAN, C.; SOETE, L. **The economics of industrial innovation.** (3ed), MIT Press, 1997. 256 p.

FURTADO, C. **Teoria e Política do Desenvolvimento Econômico.** Abril Cultural, 1983.

GADREY, J.; JANY-CATRICE, F. **Les nouveaux indicateurs de la richesse.** Paris : La Découverte, 2007.

HADDAD, P. R.; REZENDE, F. Instrumentos Econômicos para o Desenvolvimento Sustentável da Amazônia, **MMA/SCA**, Brasília, 2002.

HADDAD, P. R. Padrões locacionais das atividades de alta tecnologia: a questão dos desequilíbrios regionais de desenvolvimento reexaminada. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 21, n. 2, 1990.

HARGROVES, K. C.; SMITH, M. H. **The Natural Advantage of Nations.** Earthscan Publications Ltd., London, 2006. 527 p

HAWKEN, P.; LOVINS, A.; LOVINS, L. H. **Natural Capitalism: Creating the Next Industrial Revolution.** Little, Brown and Company, Boston, 2000. 416 p.

KEYNES, J. M. A. **Teoria Geral do Emprego, do Juro e do Dinheiro.** Abril Cultural, São Paulo, 1983 (especialmente o Livro Sexto).

KOLSTAD, C.D. **Environmental Economics.** New York: Oxford University Press, 2000.

LAWN, P. **Frontier Issues in Ecological Economics**. Edward Elgar Publishing (June 7), 2007. 374 p.

MMA/CPDS, **Agenda 21 Brasileira**, Brasília, 2002.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of Natural Resources and the Environment**. The Johns Hopkins University Press, USA, 1989. 392 p.

PÉREZ, C. Las Nuevas Tecnologías: Una Visión de Conjunto. In: Ominami, C. **La Tercera Revolución Industrial**, Grupo Editorial Latino – Americano, 1986.

PORTNEY, P. R.; STAVINS, R. N. **Public Policies for Environmental Protection**, 2° Edition. Washington, DC: Resources for the Future, 2000. 304 p.

PROJETO ÁRIDAS – NORDESTE: uma estratégia de desenvolvimento sustentável, Brasília, 1995.

SEN, A. **Development as Freedom**. New York: Anchor; Reprint edition, 2000. 364p

SKIDELSKY, R. **John Maynard Keynes 1883-1966**: Economist, Philosopher Statesman, Penguin Books, 2005. 1056 p.

TURNER, R. K.; PEARCE, D.; BATEMAN, I. **Environmental Economics: An Elementary Introduction**. The Johns Hopkins University Press; illustrated edition edition, 1993. 324 p.

LISTA DE ABREVIATURAS

FIRJAN: Federação das Indústrias do Rio de Janeiro

FJP: Fundação João Pinheiro

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDH: Índice de Desenvolvimento Humano

IDH-M: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal

IQIM: Índice de Qualidade Institucional do Município

IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

Kids Count Index: Índice de bem-estar infantil

MINIPLAN: Projeto de Atualização dos Eixos Nacionais de Integração e Desenvolvimento

PAEG: Plano de Ação Econômica do Governo

PIB: Produto Interno Bruto

PNUD: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

SEADE: Sistema Estadual de Análise de Dados

OECD: Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Econômicos

Agroecologia: superar o discurso ecotecnocrático na busca de indicadores de sustentabilidade

Francisco Roberto Caporal¹, Rafaella da Silva Nogueira², Diego Nogueira da Silva³

INTRODUÇÃO

Os efeitos deletérios dos modelos convencionais de desenvolvimento e de agricultura determinaram o surgimento de debates sobre outras estratégias que nasceram fundamentadas no ecodesenvolvimento e, posteriormente, no chamado desenvolvimento sustentável. No campo da agricultura, já se tornara evidente, no final dos anos 1970, que o modelo baseado nas práticas e tecnologias da chamada Revolução Verde era responsável por um conjunto de externalidades que estavam contribuindo para a crise socioambiental. Neste capítulo, pretende-se explorar o debate conceitual sobre Agroecologia, propondo que este novo enfoque científico passe a reorientar processos produtivos e

¹ Eng^o Agr^o, DSc., Coord. Geral de Assist. Técnica e Extensão Rural, DATER - Secretaria de Agricultura Familiar - SAF, Setor Bancário Norte - Qd 01 BL D, Palácio do Desenv. 6º andar, 70057-900, Brasília - DF. E-mail: francisco.caporal@mda.gov.br

² Eng^o Agr^o, MSc., Bolsista de Apoio Técnico FAPEMIG na Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG). E-mail: rafaellanogueira@yahoo.com.br

³ Eng^o Agr^o, Bolsista PBIC na Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG). E-mail: dinogueiras@yahoo.com.br

estratégias de desenvolvimento capazes de minimizar os impactos ambientais gerados pela agricultura e, ao mesmo tempo, sugerir estratégias para um desenvolvimento socialmente mais apropriado e que preserve a biodiversidade e a diversidade sociocultural. Não se pretende abordar aqui os já propalados efeitos prejudiciais do aquecimento global, da deterioração das terras de cultivo e da escassez de água no planeta. Pretende-se também reforçar os argumentos segundo os quais os processos de produção agropecuária e de consumo atuais são causadores de entropia e de deterioração das bases ecológicas que sustentam a capacidade de atender as necessidades de alimentação da humanidade, de uma forma mais segura e duradoura. O que se destaca como prioridade inadiável é que pesquisa, ensino e extensão rural devem reinventar seus enfoques tradicionais à luz do imperativo socioambiental da nossa época. Para isso, urge pensar em um processo de transição baseado nos princípios da Agroecologia, adotando indicadores de sustentabilidade de fácil aplicação e mensuração e de fácil entendimento por parte de técnicos e agricultores.

Entende-se que há um equívoco da corrente “ecotecnocrática” que formulou a noção de desenvolvimento e de agricultura sustentáveis. O discurso da sustentabilidade, como algo absoluto ou como um espaço de *trade-off* entre capitais, é ambientalmente irresponsável e causador de situações de imobilismo, tanto na formulação de políticas públicas voltadas para a agricultura quanto na necessária mudança de paradigmas no ensino, na pesquisa e na extensão rural.

Parece claro que qualquer mudança das atuais situações de insustentabilidade no meio rural requer a adoção de indicadores que possam orientar o caminho a ser trilhado nesta trajetória de transição em direção a estilos de agricultura visando à sustentabilidade. Nesse sentido, a Agroecologia não se propõe como uma panaceia para resolver todos os problemas gerados pelas ações antrópicas de nossos modelos de produção e de consumo, nem espera ser a solução para as mazelas causadas pelas estruturas econômicas globalizadas e oligopolizadas, senão buscar estratégias para o desenvolvimento rural mais sustentável. Acredita-se que, a partir dos princípios da Agroecologia,

há um potencial técnico-científico já conhecido e capaz de impulsionar uma mudança substancial no meio rural e na agricultura e, portanto, deve servir como base para reorientar o desenvolvimento rural numa perspectiva que assegure maior sustentabilidade para os diferentes agroecossistemas. Esta abordagem conceitual é importante para se evitar alguns equívocos conceituais (gnosiológicos) que estão prejudicando o avanço da transição agroecológica. Tais equívocos, que nascem especialmente na academia, tratam de confundir Agroecologia com dado tipo de agricultura, tentando negar a formulação paradigmática que vem sendo construída com participação de especialistas de diferentes campos de conhecimento e de agricultores de todos os recantos do mundo. Isso se deve, em especial, a determinado reducionismo conceitual que nega a possibilidade de superar o modelo convencional e garantir a necessária produção de alimentos senão com os padrões que se tornaram hegemônicos a partir da ciência cartesiana e do modelo da Revolução Verde, hoje agravados pela difusão dos OLMs (Organismos Laboratorialmente Modificados)⁴.

Para finalizar, busca-se uma aproximação sobre indicadores de sustentabilidade, que é a temática central deste livro.

A CONSTRUÇÃO “ECOTECNOCRÁTICA” DO CONCEITO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Uma boa análise crítica do processo de construção “ecotecnocrática” da noção de desenvolvimento sustentável é encontrada no texto de Alonso Mielgo e Sevilla Guzmán (1994). Esses autores procuraram identificar a trajetória que culminou com a conceituação mais aceita de desenvolvimento sustentável, difundida através do documento Nosso Futuro Comum e, posteriormente, consagrada na Conferência Rio-92.

⁴ Segundo o professor Carlos Walter Porto-Gonçalves, da Universidade Federal Fluminense, “o conceito de OGM é impreciso cientificamente, posto que, rigorosamente, toda a evolução das espécies implica mudança genética”. Já, segundo ele, os OLMs seriam os organismos criados em laboratório e não através da relação entre agricultores e a natureza.

Ainda que não seja objetivo deste texto aprofundar sobre esta conceituação, foram introduzidos, de forma bastante resumida, alguns passos desse processo para que possamos situar, posteriormente, porque a Agroecologia vai além do marco teórico-conceitual da sustentabilidade, defendido no mundo da tecnocracia, da economia neoclássica, dos enfoques de crescimento econômico sem limites.

A insatisfação com o desenvolvimento econômico de um país culminou, na década de 1970, na teoria do decrescimento sustentável baseada nas teses do economista romeno Nicholas Georgescu-Roegen (1996), publicadas em 1971 no seu livro *The Entropy Law and the Economic Process*. Essa tese é fundamentada na hipótese de que o crescimento econômico (aumento constante do Produto Interno Bruto - PIB) não é sustentável para o ecossistema global, pois o sistema econômico depende, sobretudo, de recursos não renováveis. Logo, não há evidências da possibilidade de separar crescimento econômico do aumento crescente dos impactos sobre o meio ambiente.

Os teóricos do decrescimento sustentável⁵ também acreditam que o PIB é uma medida apenas parcial da riqueza e que deve ser complementada por outros indicadores que consideram o aspecto ambiental, pois a abundância econômica e o crescimento industrial ilimitado são incompatíveis com as noções de sustentabilidade. Nesse debate, destaca-se o Relatório Meadows, divulgado em 1972 sob o título *The Limits to Growth* (Limites do Crescimento), onde são apontadas as tendências de crescimento da população mundial, industrialização, poluição, produção de alimentos, esgotamento de recursos, e a afirmação de que, se não houver mudanças, os limites para o crescimento no planeta serão atingidos em algum momento nos próximos cem anos. É importante ressaltar que no Relatório já havia o termo desenvolvimento sustentável, que aparece como referência para a busca de estabilidade econômica numa perspectiva sustentável a longo prazo.

⁵ Ver, por exemplo: Latouche (2006).

Na sequência dos debates sobre o paradoxo da sustentabilidade ambiental, em sociedades guiadas por sistemas capitalistas de produção, apareceram proposições de outras formas de medir o desenvolvimento de maneira a estimular mudanças nos modos de produção e consumo a fim de promover um nível de qualidade de vida mais sustentável, incluindo variáveis relacionadas com as dimensões social, cultural e política. Nessa busca por um novo conjunto de indicadores, surgiu o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) elaborado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento.

Publicado em 1990, o IDH foi elaborado com o propósito de avaliar a qualidade de vida por meio da combinação de indicadores relacionados com renda, expectativa de vida e nível de educação. Contudo, o uso isolado desse índice para avaliar o desenvolvimento é bastante criticado por não ponderar os aspectos ambientais, a saúde, o desemprego, a criminalidade, entre outros (MARTINS et al., 2006). Por esses motivos, esses autores incorporaram o Índice de Sustentabilidade Ambiental (ISA) na avaliação do desenvolvimento humano e concluíram que o IDH isolado não é capaz de refletir as questões que envolvem o desenvolvimento humano e a sustentabilidade, sendo necessário adicionar mais questões relacionadas aos aspectos ambientais.

Em 1992, a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (Rio-92) retomou o mesmo debate sobre a necessidade de desenvolver indicadores capazes de avaliar a sustentabilidade, reiterando a idéia de que o PIB não estava fornecendo uma análise eficiente do crescimento econômico. A busca de soluções para o enfrentamento da problemática ambiental foi objetivada no acordo conhecido como Agenda 21, que estabeleceu a importância de cada país se comprometer com o estudo de soluções para os problemas socioambientais e implementação de políticas nesse sentido.

Entre outras iniciativas, com respeito à geração de ferramentas para gerenciar o uso dos recursos naturais, Wackernagel e Rees (1996), da University of British Columbia, desenvolveram a metodologia da Pegada Ecológica com o intuito de medir a relação entre as demandas ecológicas humanas e a

capacidade da biosfera de fornecer bens e serviços⁶. A Fundação Rockefeller também estava à procura de um método para avaliar a sustentabilidade de sistemas de manejo. Com esse objetivo, foi criado, em 1994, um grupo interdisciplinar de avaliação, que desenvolveu uma metodologia e fez cinco estudos de casos em diferentes regiões do México. Este método foi refinado para ser aplicado em contextos ambientais e socioeconômicos diferenciados (ASTIER et al., 2008). Uma síntese do mesmo apareceu, em 1999, quando foi publicado o primeiro livro da metodologia denominada “Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de los Recursos Naturales Mediante Indicadores de Sustentabilidad” (MESMIS).

Na mesma sequência de esforços, aparecem inúmeras iniciativas de avaliação da sustentabilidade no mundo, que levaram especialistas e pesquisadores a se reunirem, em 1996, na Fundação Educacional e Centro de Conferências Rockefeller, em Bellagio, na Itália, com o objetivo de sintetizar os principais aspectos relacionados com a avaliação da sustentabilidade. Nasceram daí os dez Princípios de Bellagio, visando abranger todas as etapas do processo de desenvolvimento a partir de indicadores para mensuração da sustentabilidade. De acordo com estes princípios, para mensurar o desenvolvimento sustentável é necessário possuir: um guia de visões e metas; perspectiva holística; elementos essenciais; escopo adequado; foco prático; abertura e transparência; comunicação efetiva; ampla participação; avaliação constante e capacidade institucional (HARDI; ZDAN, 1997).

No Canadá, especialistas de várias instituições se reuniram e criaram o *Consultative Group on Sustainable Development Indicators*, que desenvolveu, em 1998, um sistema conceitual agregado denominado *Compass of Sustainability* (Compasso da Sustentabilidade), que fornece informações acerca da direção do desenvolvimento e seu grau de sustentabilidade. Em 1999, o grupo conectou o Compasso da Sustentabilidade à iniciativa de desenvolvimento

⁶ As contas relativas aos últimos 40 anos com esse método indicam tendência de crescimento, ao longo de 25 anos, acima da quantidade da biocapacidade renovável (LOUETTE et al., 2009).

de indicadores do Bellagio, o que resultou na criação do modelo *Dashboard of Sustainability* ou Painel de Instrumentos de Sustentabilidade. Este chamou a atenção internacional e faz parte dos dispositivos de sustentabilidade das Nações Unidas (VAN BELLEN, 2004).

A preocupação com a degradação ambiental e o impacto das atividades humanas foi novamente abordada na conferência mundial sobre o desenvolvimento sustentável *World Summit on Sustainable Development – WWSSD*, realizada em 2002, na África do Sul. Os principais compromissos assumidos foram relacionados com a proteção da biodiversidade; melhorias no acesso à água limpa; saneamento básico; condições de saúde e da produção agrícola; e substituição dos produtos químicos que prejudicam a saúde e o ambiente. Por ocasião da Conferência, o Brasil apresentou a sua situação ambiental no relatório GEO Brasil, ou seja, os problemas, os avanços e as tendências de diversos aspectos ambientais, sociais e econômicos, oferecendo uma visão geral do ambiente através da análise das águas superficiais e subterrâneas, qualidade do ar, uso e ocupação do solo, biodiversidade, pressões da indústria, mineração, agricultura, expansão urbana e geração dos resíduos, etc. (RIBEIRO, 2006). Esta conferência também contribuiu para a construção de indicadores de desenvolvimento sustentável (IDS) visando concretizar as ideias e os princípios formulados na Agenda 21.

Em 2003, a Cúpula Mundial de Desenvolvimento Sustentável, do Canadá, expandiu o *Dashboard of Sustainability* para o painel Metas de Desenvolvimento do Milênio (MDGs), incorporando os dispositivos de sustentabilidade das Nações Unidas, a fim de permitir a comparação de dados sociais, econômicos e ambientais dos últimos dez anos (VAN BELLEN, 2007).

No Brasil, uma reflexão conjunta sobre o desenvolvimento brasileiro foi realizada, em 2004, pelo Instituto DNA Brasil e pelo Núcleo de Estudos de Políticas Públicas (NEPP), que gerou um índice denominado Índice DNA Brasil, que tem como objetivos: visualizar a realidade por meio de indicadores, integrando diversas dimensões; comparar a realidade brasileira com a situação de outros países; e balizar a mobilização de atores, públicos e privados,

envolvidos em projetos de desenvolvimento. Este índice utiliza sete dimensões sociais e econômicas compostas pelo bem-estar econômico; competição econômica; condições socioambientais; educação; saúde; proteção social básica; e coesão social.

O governo real do Butão adotou em dezembro de 2006, o índice *Gross National Happiness* (GNH), também conhecido como Felicidade Interna Bruta (FIB), cujo objetivo é propor um conjunto de indicadores que auxiliem na tomada de decisão e no desenvolvimento mais global e harmonioso do país. O FIB possui as seguintes dimensões: bem-estar psicológico; uso do tempo; vitalidade da comunidade; cultura; saúde; educação; diversidade do meio ambiente; padrão de vida e governança, que são igualmente ponderadas e avaliadas por um conjunto de 72 indicadores (LOUETTE et al., 2009).

Atualmente, há metodologias importantes sendo desenvolvidas para avaliar a sustentabilidade de sistemas de manejo, a fim de promover maior conservação dos recursos naturais. Porém, para fazer uma avaliação da sustentabilidade, é de suma importância conhecer os marcos referenciais que permitem ao avaliador ter uma visão geral das diferentes propostas de análise da sustentabilidade almejada, das escalas temporal e espacial e dos sujeitos envolvidos no processo de avaliação.

Apesar do amplo processo de debates ocorrido neste período, o conceito de desenvolvimento sustentável ainda não possui significado consensual e está em permanente construção e reconstrução, o que dificulta a definição de instrumentos para avaliar a sustentabilidade (BRAGA et al., 2004).

A título de resumo das informações anteriores, na Tabela 1 são apresentadas em uma sequência cronológica alguns dos marcos referenciais desse processo de reflexão, proposições de desenvolvimento sustentável e indicadores de sustentabilidade. Obviamente, as citações presentes nesta tabela não esgotam o conjunto importante de eventos e iniciativas neste sentido.

Tabela 1 - Marcos referenciais dos indicadores de sustentabilidade

Período	Marco
1970	Teoria do Decrescimento Sustentável.
1971	Publicação da teoria do decrescimento sustentável no livro <i>The Entropy Law and the Economic Process</i> .
1972	O Relatório Meadows intitulado <i>The Limits to Growth</i> .
1987	Consagração do termo “desenvolvimento sustentável” a partir do Relatório Brundtland. (Nosso Futuro Comum)
1990	Criação do Índice de Desenvolvimento Humano pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento.
1992	Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, levantando a necessidade de criar indicadores capazes de avaliar a sustentabilidade.
1993	Desenvolvimento da metodologia da Pegada Ecológica, que visa medir o grau que as demandas ecológicas humanas têm em relação à capacidade da biosfera de fornecer bens e serviços.
1996	Criação dos princípios de Bellagio, com o objetivo de sintetizar os principais aspectos relacionados com a avaliação da sustentabilidade.
1998	Criação e desenvolvimento do <i>Compass of Sustainability</i> com o objetivo de fornecer informações acerca da direção do desenvolvimento e o seu grau de sustentabilidade.
1999	Surgimento do <i>Dashboard of Sustainability</i> através da integração dos indicadores de Bellagio com o <i>Compass of Sustainability</i> . Publicação do primeiro livro da metodologia MESMIS.
2002	Conferência mundial sobre o desenvolvimento sustentável realizada na África do Sul. Construção de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IDS) para concretizar as idéias e os princípios formulados na Agenda 21.
2003	Expansão do <i>Dashboard of Sustainability</i> através da Cúpula Mundial de Desenvolvimento Sustentável para o painel Metas de Desenvolvimento do Milênio, com o objetivo de permitir a comparação de dados sociais, econômicos e ambientais dos últimos dez anos.
2004	Criação do Índice DNA Brasil.
2006	Criação do índice <i>Gross National Happiness</i> (GNH) pelo governo real do Butão.

BASES EPISTEMOLÓGICAS⁷ E A AGROECOLOGIA

A Agroecologia, mais do que simplesmente tratar do manejo ecologicamente responsável dos recursos naturais, constitui-se em um campo do conhecimento científico, que, partindo de um enfoque holístico e de uma abordagem sistêmica, pretende contribuir para que as sociedades possam redirecionar o curso alterado da coevolução social e ecológica, nas suas mais diferentes interrelações e mútua influência⁸. Por isso, como afirmam Norgaard e Sikor (2002), uma das diferenças fundamentais entre “agrônomos convencionais e agroecólogos é que estes últimos tendem a ser, de forma geral, metodologicamente mais pluralistas”. E estas diferenças nascem, precisamente, das bases filosóficas que orientam as atividades de cientistas e técnicos de extensão rural, que se orientam por enfoques convencionais. Como lembram os autores citados, os científicos “não têm sido verdadeiramente capazes de ouvir o que os agricultores têm a dizer, porque as premissas filosóficas da ciência convencional não conferem legitimidade aos conhecimentos e às formas de aprendizagem dos agricultores” e, com isso, não são capazes de romper com a suposta superioridade da ciência convencional.

Ao contrário das formas compartimentadas de ver e estudar a realidade, ou dos modos isolacionistas das ciências convencionais, baseadas no paradigma cartesiano⁹, a Agroecologia busca integrar os saberes históricos dos agricultores com os aportes de diferentes campos do conhecimento, permitindo tanto a compreensão, análise e crítica do atual modelo do desenvolvimento e de agricultura quanto o estabelecimento de novas estratégias

⁷ *Epistemologia é a parte da Filosofia que estuda os limites da faculdade humana de conhecimento e os critérios que condicionam a validade dos nossos conhecimentos. É o conhecimento sobre o conhecimento.*

⁸ *Ver Sevilla Guzmán e González de Molina (1996). Sobre coevolução homem-natureza, ver Norgaard e Sikor (2002).*

⁹ *“La investigación agropecuaria convencional responde, en general, a una visión tradicional de la ciencia. Predominan los enfoques reduccionistas y cartesianos (derivan del método científico desarrollado por Descartes), en los cuales el énfasis se pone sobre las relaciones causa-efecto que surgen cuando dos factores se influncian entre sí.” (VIGLIZZO, 2001, p.88). O autor afirma que este método leva ao estudo das partes e a um esquecimento das relações que elas estabelecem dentro do todo.*

para o desenvolvimento rural e novos desenhos de agriculturas mais sustentáveis, desde uma abordagem transdisciplinar, sistêmica e holística¹⁰.

Como afirmam Sevilla Guzmán e Ottmann (2004), os elementos centrais da Agroecologia podem ser agrupados em três dimensões: a) ecológica e técnico-agronômica; b) socioeconômica e cultural; e c) sociopolítica. Estas dimensões não são isoladas. Na realidade concreta elas se entrecruzam, influem uma na outra, de modo que estudá-las, entendê-las e propor alternativas supõe, necessariamente, uma abordagem inter, multi e transdisciplinar, razão pela qual os agroecólogos e seus pares lançam mão de ensinamentos da Física, da Economia Ecológica e Ecologia Política, da Agronomia, da Ecologia, da Educação e Comunicação, da História, da Antropologia e da Sociologia, para citar alguns dos aportes dos diferentes campos de conhecimento (CAPORAL et al., 2006).

A Agroecologia, como matriz disciplinar, encontra-se no campo do que Morin (1999) identifica como o “pensar complexo”, em que “*complexus* significa o que é tecido junto”. O pensamento complexo se esforça para unir, não na confusão, mas operando diferenciações. Ou seja, nos desafia a reconhecer que as relações do homem com outros homens e destes com o meio ambiente requerem um novo enfoque paradigmático, capaz de unir os conhecimentos de diferentes disciplinas científicas, com os saberes tradicionais.

Isso vem sendo tratado pelos teóricos do Metabolismo Social, quando ensinam que, ao realizar suas atividades produtivas, “os seres humanos realizam dois atos: por um lado socializam frações ou partes da natureza e, por outro, naturalizam a sociedade ao produzir e reproduzir seus vínculos com

¹⁰ “La investigación medio ambiental (de que trata o enfoque agroecológico – N.A.) responde a una visión opuesta. En lugar de estudiar componentes aislados, procura estudiar el todo con sus parcialidades incorporadas. Pierde noción de algunas relaciones causa-efecto que pueden ser vitales, pero gana en una visión global de los sistemas. Es el enfoque que define a las ciencias holísticas (derivación del inglés Whole = todo) o sistémicas. Su foco científico son los sistemas completos, con todos sus componentes, interacciones y complejidades. Es transdisciplinario por necesidad y genera nuevos campos de conocimiento, que surgen del cruce de dos o más disciplinas”. (VIGLIZZO, 2001).

o universo natural”. Isso leva a uma determinação recíproca entre natureza e sociedade. Logo, esta “dupla conceptualização (ecológica da sociedade e social da natureza) (...)” leva, necessariamente, a uma abordagem que supera “o conhecimento parcelário e a habitual separação entre as ciências naturais e as ciências sociais e humanas a que nos condena a prática dominante do que-fazer científico, quer dizer, nos permite adotar um pensamento complexo” (TOLEDO, 1993; GONZÁLEZ DE MOLINA, 1992).

A Agroecologia, como matriz disciplinar, vem aportando as bases para um novo paradigma científico, que, ao contrário, do paradigma convencional da ciência, procura ser integrador, rompendo com o isolacionismo das ciências e das disciplinas gerado pelo paradigma cartesiano. Esta “revolução paradigmática ameaça não apenas conceitos, idéias e teorias, mas também o estatuto, o prestígio, a carreira de todos os que vivem material e psicologicamente da crença estabelecida”, aderidos ao paradigma convencional (MORIN, 1999). Por isso mesmo, há uma enorme resistência no meio acadêmico e técnico-científico para aceitar o novo paradigma. “Primeiro desviante e rejeitada, a idéia nova precisa constituir-se num primeiro nicho, antes de poder fortalecer-se, tornar-se uma tendência reconhecida e, finalmente, triunfar como ortodoxia intocável” (MORIN, 1999).

No caso da Agroecologia, isso vem ocorrendo de modo coerente, continuado e sólido nas últimas décadas. Basta ver o elevado número de publicações e de cursos sobre Agroecologia que surgiram, particularmente a partir do início dos anos 1990. Nesse sentido, vale a pena recordar que o Brasil é, provavelmente, o país com maior número de cursos de Agroecologia ou com enfoque agroecológico em funcionamento na atualidade, tanto de nível médio, como de nível superior.¹¹ Desse modo, mais rapidamente do que muitos esperavam, o paradigma agroecológico vem ganhando corpo e se fortalecendo através das redes de relações que se formam, cujos membros compartilham

¹¹ Segundo informação pessoal da Professora Maria Virgínia Aguiar, que vem acompanhando a evolução da implantação de cursos de Agroecologia no país, em 2010, existiam mais de 120 cursos de Agroecologia ou com enfoque em Agroecologia no ensino formal.

elementos epistemológicos que são chave na ciência agroecológica.

Segundo Norgaard (1989), as bases epistemológicas da Agroecologia mostram que, historicamente, a evolução da cultura humana pode ser explicada com referência ao meio ambiente, ao mesmo tempo em que a evolução do meio ambiente pode ser explicada com referência à cultura humana, ou seja: a) os sistemas biológicos e sociais têm potencial agrícola; b) este potencial foi captado pelos agricultores tradicionais através de um processo de tentativa e erro, aprendizado seletivo e cultural; c) os sistemas sociais e biológicos coevoluíram de tal maneira que a sustentação de cada um depende estruturalmente do outro; d) a natureza do potencial dos sistemas social e biológico pode ser mais bem compreendida em razão do estado do conhecimento formal, social e biológico, estudando-se como as culturas tradicionais captaram este potencial; e) o conhecimento formal, social e biológico, o conhecimento obtido do estudo dos sistemas agrários convencionais, o conhecimento de alguns insumos desenvolvidos pelas ciências agrárias convencionais e a experiência com instituições e tecnologias agrícolas ocidentais podem se unir para melhorar tanto os agroecossistemas tradicionais quanto os modernos; f) o desenvolvimento agrícola, através da Agroecologia, manterá mais opções culturais e biológicas para o futuro e produzirá menor deterioração cultural, biológica e ambiental que os enfoques das ciências convencionais por si só.

A questão cultural, presente na etimologia da palavra agricultura, foi menosprezada pela ciência convencional, ainda que continue a ser decisiva numa atividade que envolve as relações do homem com a natureza e que é eminentemente determinada pela cultura. E esta, por sua vez, responde a imperativos ambientais.

Para entendermos um pouco melhor a assertiva acima, tomemos um exemplo de De Masi (2003). Ele afirma que: “O vale do Nilo, por exemplo, tem uma conformação linear bem diferente da planície compreendida entre o Tigre e o Eufrates, que, ao contrário, apresenta características bidimensionais de uma área onde a vida social não ocorre somente para cima e para baixo, ao longo de

uma única corrente, mas também à direita e à esquerda, na rede de canais transversais que unem os dois rios. Em duas condições assim tão disparatadas..., duas civilizações se desenvolveram segundo paradigmas opostos, condicionados pelos respectivos ambientes e adotados como resposta aos problemas sociais que aqueles ambientes determinavam.” Por esta razão, diz o autor, aos egípcios “corresponde um pensamento linear, direto, imediato”. Por sua vez, à civilização mesopotâmica, “corresponde o pensamento oblíquo, curvo, sinuoso, envolvente...”. Quer dizer, o modo de ver o mundo e as suas relações sociais apresentam-se diferenciadas em função do meio ambiente. E isso ocorre na prática da agricultura, dados os diferentes ambientes vividos e manejados pelos agricultores. Essas bases epistemológicas, que dão sustentação ao paradigma agroecológico, mostram, entre outras coisas, a importância da construção histórica do conhecimento, coisa que vem sendo negligenciada pela ciência convencional, em particular quando se trata da agricultura.

Diversos autores, de diferentes campos do conhecimento, vêm contribuindo na formulação conceitual desta nova ciência. De forma geral, a Agroecologia é entendida como um enfoque científico destinado a apoiar a transição dos atuais modelos de desenvolvimento rural e de agricultura convencionais para estilos de desenvolvimento rural e de agriculturas mais sustentáveis (CAPORAL; COSTABEBER, 2000a; 2000b; 2001; 2002a; 2002b).

Segundo Miguel Altieri, a Agroecologia constitui um enfoque teórico e metodológico que, lançando mão de diversas disciplinas científicas, pretende estudar a atividade agrária sob uma perspectiva ecológica¹². Assim, a Agroecologia, a partir de um enfoque sistêmico, adota o agroecossistema como unidade fundamental de análise (em que os ciclos minerais, as transformações

¹² *Entre outros importantes estudiosos que têm prestado inestimável apoio à construção coletiva da Agroecologia a partir de diferentes campos do conhecimento, ver também Altieri (1989; 1992; 1994; 1995; 2001), Gliessman (1990; 1995; 1997; 2000), Pretty (1995; 1996), Conway (1997), Conway e Barbier (1990a; 1990b), González de Molina (1992), Sevilla Guzmán y González de Molina (1993), Carroll, Vandermeer & Rosset (1990), Leff (1994), Toledo (1990; 1991; 1993), Guzmán Casado, González de Molina y Sevilla Guzmán (2000), Sevilla Guzmán (1990; 1995a; 1995b; 1997; 1999), Martínez Alier (1994), Martínez Alier y Schläpman (1992).*

energéticas, os processos biológicos e as relações socioeconômicas são vistas e analisadas em seu conjunto), tendo como propósito, em última instância, proporcionar as bases científicas (princípios, conceitos e metodologias) necessárias para a implementação de *agriculturas mais sustentáveis*. Do ponto de vista da pesquisa agroecológica, seus objetivos não são a maximização da produção de uma atividade particular, mas a otimização do agroecossistema como um todo, o que significa a necessidade de maior ênfase no conhecimento, na análise e na interpretação das complexas relações entre as pessoas, os cultivos, o solo, a água e os animais (ALTIERI, 1989).

Logo, mais do que uma disciplina reducionista, a Agroecologia se constitui num campo de conhecimento que reúne várias “reflexões teóricas e avanços científicos, oriundos de distintas disciplinas”, que têm contribuído para conformar o seu atual *corpus* teórico e metodológico (GUZMÁN CASADO et al., 2000). Segundo Gliessman (2000), o enfoque agroecológico pode ser definido como a aplicação dos princípios e conceitos da Ecologia no manejo e desenho de agroecossistemas mais sustentáveis. Portanto, a adesão ao enfoque agroecológico não supõe pleitear ou defender uma nova “revolução modernizadora”, mas sim uma ação dialética transformadora, como já vem ocorrendo ao longo das últimas décadas. Este processo parte do conhecimento local, respeitando e incorporando o saber popular e buscando integrá-lo com o conhecimento científico, para dar lugar à construção de novos saberes socioambientais, alimentando assim, permanentemente, o processo de transição agroecológica. O “partir” significa um ponto de início de um processo dialógico entre profissionais com diferentes saberes, destinado à construção de novos conhecimentos. O conhecimento técnico também é fundamental, até porque o salto de qualidade que propõe a Agroecologia e a complexidade da transição a estilos de agriculturas sustentáveis não permitem abrir mão do conhecimento técnico-científico, desde que este seja compatível com os princípios e metodologias que podem levar a uma agricultura de base ecológica.

Por não se tratar de uma nova revolução, no enfoque agroecológico passa a ser central o conceito de transição e esta não é apenas e simplesmente

buscar a substituição de insumos ou a diminuição do uso de agrotóxicos, mas trata-se de um processo capaz de implementar mudanças multilíneas e graduais nas formas de manejo dos agroecossistemas, que incorporem princípios e tecnologias de base ecológica. Mais do que mudar práticas agrícolas, tratar de mudanças em um processo político, econômico e sociocultural, na medida em que a transição agroecológica implica a busca de maior racionalização econômico-produtiva, com base nas especificidades biofísicas de cada agroecossistema e também de mudanças nas atitudes e valores dos atores sociais com respeito ao manejo e à conservação dos recursos naturais e das relações sociais entre os atores implicados.

Segundo Gliessman (2000), podemos distinguir três níveis fundamentais no processo de transição para agroecossistemas mais sustentáveis. O primeiro nível diz respeito ao incremento da eficiência das práticas convencionais para reduzir o uso e consumo de *inputs* externos caros, escassos e prejudiciais ao meio ambiente. O segundo nível da transição se refere à substituição de *inputs* e práticas convencionais por práticas alternativas. A meta seria a substituição de insumos e práticas intensivas em capital, contaminantes e degradadoras do meio ambiente por outras mais benignas do ponto de vista ecológico. Neste nível da transição, a estrutura básica do agroecossistema seria pouco alterada, podendo ocorrer, então, problemas similares aos que se verificam nos sistemas convencionais. O terceiro e mais complexo nível da transição é representado pelo redesenho dos agroecossistemas, para que estes funcionem com base em um novo conjunto de processos ecológicos.

O “etapismo” que pode parecer presente na proposição de Gliessman, não deve ser entendido como tal, uma vez que este “momentos” podem aparecer de forma conjunta. Do mesmo modo, devemos ter em consideração que as etapas de Gliessman seriam mais aplicáveis a situações de agriculturas modernizadas, agroquímicas, insumo dependentes, nos moldes da Revolução Verde, e não necessariamente a outros estilos de agriculturas não sustentáveis.

Assim mesmo, é preciso ter em mente que quando se faz referência à Agroecologia, está se tratando de uma orientação cujas contribuições vão além

de aspectos meramente tecnológicos ou agrônômicos da produção, incorporando dimensões mais amplas e complexas que aquelas das ciências agrárias “puras”, pois incluem tanto variáveis econômicas, sociais e ambientais quanto variáveis culturais, políticas e éticas da sustentabilidade. Com isso, fica evidente, enfatize-se, que o complexo processo de transição agroecológica não dispensa o progresso técnico e a incorporação dos avanços do conhecimento científico (COSTABEBER, 1998; CAPORAL; COSTABEBER, 2000a).

Uma definição mais ampla é proporcionada por Sevilla Guzmán e González de Molina (1996), para quem a Agroecologia corresponde a um campo de estudos que pretende o manejo ecológico dos recursos naturais, para - através de uma ação social coletiva de caráter participativo, de um enfoque holístico e de uma estratégia sistêmica - reconduzir o curso alterado da coevolução social e ecológica, mediante controle das forças produtivas que estanque seletivamente as formas degradantes e expoliadoras da natureza e da sociedade. Em tal estratégia, dizem esses autores, tem um papel central a dimensão local, por ser portadora de um potencial endógeno, rico em recursos, conhecimentos e saberes que facilitam a implementação de estilos de agriculturas potencializadores da biodiversidade ecológica e da diversidade sociocultural.

Resumindo, a Agroecologia se consolida como enfoque científico complexo na medida em que este novo paradigma se nutre de outras disciplinas científicas, assim como de saberes, conhecimentos e experiências dos próprios agricultores, o que permite o estabelecimento de marcos conceituais, metodológicos e estratégicos com maior capacidade para orientar não apenas o desenho e manejo de agroecossistemas mais sustentáveis, mas também processos de desenvolvimento rural mais humanizados. É preciso deixar claro, porém, que a Agroecologia não oferece, por exemplo, uma teoria sobre desenvolvimento rural, sobre metodologias participativas e, tampouco, sobre métodos para a construção e validação do conhecimento técnico. Mas essa ciência busca principalmente nos conhecimentos e nas experiências já acumuladas, ou através da aprendizagem e ação participativa, por exemplo,

um método de estudo e de intervenção que, além de manter coerência com suas bases epistemológicas, contribua na promoção das transformações sociais necessárias para gerar padrões de produção e consumo mais sustentáveis.

AGRICULTURAS ALTERNATIVAS DE BASE ECOLÓGICA E AGRICULTURAS MAIS SUSTENTÁVEIS

Há muito tempo a sociedade vem buscando estabelecer estilos de agriculturas que sejam menos agressivos ao meio ambiente e capazes de proteger os recursos naturais, assegurando maior longevidade, tentando fugir do estilo convencional de agricultura, que passou a ser hegemônico a partir dos novos descobrimentos da química agrícola, da biologia e da mecânica, ocorridos a partir do final do século XIX. Em diversos países, surgiram versões dessas agriculturas alternativas, com diferentes denominações: orgânica, biológica, ecológica, biodinâmica, regenerativa, permacultura, natural, etc. Cada um desses estilos de agriculturas alternativas seguem determinados princípios, tecnologias, normas, regras e filosofias, segundo as correntes a que estão aderidos. Não obstante, na maioria das vezes, tais alternativas não conseguiram dar as respostas para os problemas socioambientais que foram se acumulando como resultado do modelo convencional de desenvolvimento rural e de agricultura que passaram a predominar a partir da revolução industrial e se agravaram, particularmente, depois da Segunda Grande Guerra.

Nesse ambiente de busca e construção de novos conhecimentos, foi que nasceu a Agroecologia, de modo que seus princípios passariam a contribuir para o estabelecimento de um novo caminho para a construção de sistemas de produção agrícola de base ecológica ou mais sustentáveis, como será visto adiante. Segundo Gliessman (2000), estes sistemas, tendo como base uma compreensão holística dos agroecossistemas, devem ser capazes de atender, de maneira integrada, aos seguintes critérios: a) baixa dependência de *inputs* comerciais; b) uso de recursos renováveis localmente acessíveis; c) utilização dos impactos benéficos ou benignos do meio ambiente local; d) aceitação e/ou

tolerância das condições locais; e) manutenção, a longo prazo, da capacidade produtiva; f) preservação da diversidade biológica e cultural; g) utilização do conhecimento e da cultura da população local; e h) produção de mercadorias para o consumo interno antes de produzir para a exportação. Para Altieri (2002), a expressão agricultura sustentável se refere à “busca de rendimentos duráveis, a longo prazo, através do uso de tecnologias de manejo ecologicamente adequadas”, o que requer a “otimização do sistema como um todo e não apenas o rendimento máximo de um produto específico”. O Centro de Agroecologia da Universidade da Califórnia, Campus de Santa Cruz (EUA), definiu agricultura sustentável como “aquela que reconhece a natureza sistêmica da produção de alimentos, forragens e fibras, equilibrando, com equidade, preocupações relacionadas à saúde ambiental, justiça social e viabilidade econômica, entre diferentes setores da população, incluindo distintos povos e diferentes gerações” (GLIESSMAN, 2000).

A opção pela terminologia “agricultura de base ecológica” tem a intenção de distinguir os estilos de agricultura resultantes da aplicação dos princípios e conceitos da Agroecologia, tanto do modelo de agricultura convencional (um modelo que, reconhecidamente, é mais dependente de recursos naturais não renováveis e, portanto, incapaz de perdurar através do tempo) quanto de estilos de agricultura que estão surgindo a partir das orientações emanadas das correntes da “Intensificação Verde”, da “Revolução Verde Verde” ou “Dupla Revolução Verde”, cuja tendência, marcadamente ecotecnocrática, tem sido a incorporação parcial de elementos de caráter ambientalista ou conservacionista nas práticas agrícolas convencionais.

O processo de ecologização da agricultura não necessariamente seguirá uma trajetória linear, podendo seguir distintas vias, mais próximas ou alinhadas com a corrente *ecotecnocrática* (*modelo da Revolução Verde Verde, da Dupla Revolução Verde ou da Intensificação Verde*) ou com a corrente *ecossocial* (*agriculturas de base ecológica*), havendo diferenças fundamentais entre as premissas ou bases teóricas que sustentam cada uma dessas correntes. E são essas diferenças que marcam os espaços de ação e de articulação dos distintos

atores sociais comprometidos com uma ou com outra perspectiva (CAPORAL, 1998; COSTABEBER, 1998; CAPORAL e COSTABEBER, 2000a; 2000b; 2001).

Pretende-se também marcar a distinção entre agricultura de base ecológica, baseada nos princípios da Agroecologia, e alguns tipos de agricultura alternativa que, embora apresentando denominações que dão a conotação da aplicação de práticas, técnicas e/ou procedimentos que visam atender certos requisitos sociais ou ambientais, não necessariamente terão que lançar ou lançarão mão das complexas dimensões do enfoque agroecológico, como antes enunciado. A título de exemplo, cabe afirmar que não se deve entender como agricultura baseada nos princípios da Agroecologia, aquela agricultura que, simplesmente, não utiliza agrotóxicos ou fertilizantes químicos de síntese em seu processo produtivo. No limite, uma agricultura com esta característica pode corresponder a uma agricultura pobre, desprotegida, cujos agricultores não têm ou não tiveram acesso aos insumos modernos por impossibilidade econômica, por falta de informação ou por ausência de políticas públicas adequadas para este fim. Ademais, algumas opções desta natureza podem estar justificadas por uma visão tática ou estratégica, visando conquistar mercados cativos ou nichos de mercado que, dado o grau de informação que possuem alguns segmentos de consumidores a respeito dos riscos embutidos nos produtos da agricultura convencional, supervalorizam economicamente os produtos ditos “ecológicos”, “orgânicos”, ou “limpos”, o que não necessariamente assegura a sustentabilidade dos sistemas agrícolas através do tempo.¹³

Em síntese, é preciso esclarecer que alguns tipos de agricultura alternativa e agricultura orgânica certificada são, em geral, o resultado da aplicação de técnicas e métodos diferenciados dos pacotes convencionais,

¹³ Neste sentido, temos hoje tanto algumas agriculturas familiares ecológicas, como a presença de grandes grupos transnacionais que estão abocanhando o mercado orgânico em busca de lucro imediato, como vem ocorrendo com os chamados “alimentos corporgânicos”. Sobre os alimentos “corporgânicos”, sugerimos a leitura do artigo de Ruíz Marrero, C. (2003). Os interessados neste tema podem buscar mais informações na página www.corporganics.org e o livro de Pollan (2007), intitulado “O dilema do Onívoro”. Veja também: Granados Sánchez y López Ríos (1996).

normalmente desenvolvidas de acordo com e em função de regulamentos e regras que orientam a produção e impõem limites ao uso de certos tipos de insumos e a liberdade para o uso de outros. Contudo, essas escolas ou correntes da agricultura alternativa não necessariamente precisam estar seguindo as premissas básicas e os ensinamentos fundamentais da Agroecologia. Na realidade, uma agricultura que trata apenas de substituir insumos químicos convencionais por insumos alternativos ou orgânicos não necessariamente será uma *agricultura ecológica* em sentido mais amplo. A simples substituição de agroquímicos por adubos orgânicos mal manejados pode não ser solução, podendo inclusive vir a ser a causa de outro tipo de contaminação. Como bem assinala Nicolas Lampkin, “é provável que uma simples substituição de nitrogênio, fósforo e potássio de um adubo inorgânico por nitrogênio, fósforo e potássio de um adubo orgânico tenha o mesmo efeito adverso sobre a qualidade das plantas, a susceptibilidade às pragas e a contaminação ambiental. O uso inadequado dos materiais orgânicos, seja por excesso, por aplicação fora de época, ou por ambos, poderá provocar um curto-circuito ou mesmo limitará o desenvolvimento e o funcionamento dos ciclos naturais” (LAMPKIN, 1998).

Riechmann (2000) lembra que “alguns estudos sobre agricultura ecológica põem em evidência que as colheitas extraem do solo mais elementos nutritivos que os aportados pelo adubo natural, sem que pareça diminuir a fertilidade natural do solo. Isto convida a pensar que na produção agrícola nem tudo se reduz a um aporte humano de adubo e um processo vegetal de conversão bioquímica, segundo a visão reducionista inaugurada por Liebig, mas que entre as lides humanas e o crescimento das plantas se intercalam processos ativos que têm lugar no solo por causa de uma ação combinada de caráter químico e biológico ao mesmo tempo”. Naredo (1996) sugere que “nem a planta é um conversor inerte nem o solo é um simples reservatório, mas ambos interagem e são capazes de reagir modificando seu comportamento”.

Ademais, é necessário enfatizar que a prática da agricultura envolve um processo social, integrado a sistemas econômicos, e que qualquer enfoque baseado simplesmente na tecnologia ou na mudança da base técnica da

agricultura pode implicar o surgimento de novas relações sociais, novo tipo de relação dos homens com o meio ambiente e, entre outras coisas, maior ou menor grau de autonomia e capacidade de exercer a cidadania. Os contextos de agricultura e desenvolvimento rural sustentáveis exigem um tratamento mais equitativo para todos os atores envolvidos – especialmente em termos das oportunidades a eles estendidas, buscando-se uma melhoria crescente e equilibrada daqueles elementos ou aspectos que expressam os avanços positivos em cada uma das seis dimensões (econômica, social, ecológica, política, cultural e ética) da sustentabilidade (CAPORAL; COSTABEBER, 2002a; 2002b; COSTABEBER; CAPORAL, 2003).

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE: UMA INTRODUÇÃO

A popularização do conceito de desenvolvimento sustentável gerou maior conscientização das sociedades quanto à conservação dos recursos naturais. Tal fato contribuiu para intensificar a busca por ferramentas cujos objetivos são avaliar e incentivar a adoção de ações que auxiliem a conservação e recuperação do meio ambiente. Diante disso, é crescente a procura por metodologias científicas para mensurar a sustentabilidade e minimizar os problemas sociais, econômicos e ecológicos promovidos pela ação antrópica nos agroecossistemas e pelas relações sociopolíticas desiguais tanto no que se refere à apropriação da natureza quanto aos recursos gerados nos processos produtivos.

Nesse sentido, em todo o mundo surgiram diversas iniciativas e projetos visando à definição de índices e indicadores de desenvolvimento sustentável, para um variado leque de finalidades de gestão local, regional e nacional. Esses indicadores são, atualmente, não apenas necessários, mas indispensáveis para fundamentar a tomada de decisão nas mais diversas áreas. Entretanto, um dos aspectos críticos tem sido a leitura e interpretação do indicador, já que a escolha da metodologia utilizada deve ser clara e transparente a fim de não

deixar dúvidas sobre os princípios utilizados no processo de avaliação (MARZALL; ALMEIDA, 2000).

Marzall e Almeida (2000) comentam ainda que é fundamental a definição da escala, do público-alvo e da aplicabilidade dos indicadores selecionados para determinar os aspectos mais relevantes a serem monitorados, tornando a avaliação da sustentabilidade viável e mais próxima da realidade. A partir de uma abordagem sistêmica do agroecossistema, é essencial identificar interações entre diferentes componentes para que seja possível refletir o funcionamento real (ou mais próximo da realidade) do sistema por meio dos indicadores selecionados.

Identificar as variáveis mais importantes para melhor qualificação da realidade, definir pesos a partir da importância de cada indicador e entender a relação entre estes é uma das principais dificuldades na construção dos indicadores de sustentabilidade (TAYRA; RIBEIRO, 2006).

Nesse sentido, Braga et al. (2004) comentam que as tentativas de construção de indicadores ambientais e de sustentabilidade seguem três vertentes principais, sendo a primeira denominada de vertente biocêntrica e que consiste principalmente na busca por indicadores biológicos, físico-químicos ou energéticos de equilíbrio ecológico de ecossistemas. A vertente econômica consiste em avaliações monetárias do capital natural e do uso de recursos naturais, enquanto a terceira vertente busca construir indicadores de sustentabilidade e qualidade ambiental que busquem um equilíbrio entre a preservação do ecossistema natural com o sistema econômico e a qualidade de vida humana.

Pode-se perceber que a primeira e a segunda vertentes apresentadas atacam questões estritamente ecológicas ou estritamente econômicas ainda que com certa “maquiagem” de integração entre as três dimensões da sustentabilidade (econômica, ecológica e social): tratando-se na verdade de preocupações com o desenvolvimento “sustentado” e não com o desenvolvimento sustentável.

A dimensão ecológica consiste na manutenção e recuperação da base de recursos naturais sobre a qual se sustentam e estruturam a vida e a reprodução das comunidades humanas e demais seres vivos. Constitui um aspecto central para atingir patamares crescentes de sustentabilidade em qualquer agroecossistema. Ao lado da dimensão ecológica, a dimensão social representa precisamente um dos pilares básicos da sustentabilidade, uma vez que a preservação ambiental e a conservação dos recursos naturais somente adquirem significado e relevância quando o produto gerado nos agroecossistemas, em bases renováveis, também pode ser equitativamente apropriado e usufruído pelos diversos segmentos da sociedade. A dimensão econômica refere-se à gestão eficiente dos recursos, porque não se trata somente de buscar aumentos de produção e produtividade de cultivos e criações a qualquer custo, pois eles podem ocasionar reduções de renda e dependências crescentes em relação a fatores externos, além de danos ambientais que podem resultar em perdas econômicas no curto ou médio prazos (CAPORAL; COSTABEBER, 2002b).

Para Altieri (1989), a avaliação da sustentabilidade requer um indicador que estabeleça, no mínimo, os seguintes critérios: manutenção da capacidade produtiva do agroecossistema; conservação dos recursos naturais e da biodiversidade; fortalecimento da organização social; fortalecimento das comunidades locais as quais preservam suas tradições, seu conhecimento e garantem sua participação no processo de desenvolvimento.

Como é possível observar, a maioria das propostas de avaliação de sustentabilidade são esforços para integrar indicadores, com o objetivo de visualizar o que está ocorrendo em determinado sistema (VERONA, 2008). A utilização de indicadores de desenvolvimento sustentável é associada aos termos: parâmetro, indicador, subíndice e índice que, muitas vezes, são apenas citados na literatura, o que pode contribuir para uma interpretação equivocada durante a aplicação dos indicadores, descrição e discussão dos resultados. Diante disso, é fundamental que o conceito desses termos seja explicitado a fim de esclarecer possíveis dúvidas. De acordo com o IBGE (2008), esses

termos podem ser assim definidos:

- parâmetro - corresponde a uma grandeza que pode ser medida com precisão ou avaliada qualitativamente/quantitativamente, e que se considera relevante para a avaliação dos sistemas ambientais, econômicos, sociais e institucionais;
- indicador - parâmetros selecionados e considerados isoladamente ou combinados entre si, sendo de especial pertinência para refletir determinadas condições dos sistemas em análise;
- subíndice - constitui uma forma intermédia de agregação entre indicadores, podendo também utilizar métodos de agregação;
- índice - corresponde a um nível superior de agregação, onde após aplicado um método de agregação aos indicadores e/ou aos subíndices é obtido um valor final.

Outro aspecto importante são as características dos indicadores selecionados para avaliar a sustentabilidade dos agroecossistemas. Vários autores ressaltam que os indicadores devem apresentar, pelo menos, as seguintes características: relativamente certos e fáceis de interpretar; suficientemente sensíveis para refletir mudanças ambientais e o impacto de práticas de manejo sobre o solo e as culturas e criações; capazes de integrar propriedades físicas, químicas e biológicas do solo; e relacionar-se com processos do agroecossistema, como capturar a relação entre diversidade vegetal e estabilidade de populações de pragas e doenças.

A escolha do conjunto de indicadores deve ser coerente com os propósitos da avaliação. Para isso é necessário ter clareza sobre o que avaliar, por que avaliar, como avaliar, por quanto tempo avaliar, quais os indicadores necessários para avaliação, e de que maneira serão expostos, integrados e aplicados os resultados da avaliação para melhorar os sistemas analisados (DEPONTI et al., 2002). Esses autores ainda ressaltam que a clareza quanto aos aspectos citados é fundamental, pois devem orientar a definição do tipo de indicador recomendado para monitorar um objeto proposto, já que não são

raros os casos de monitoramento de atividades que geram muitas informações pouco utilizadas no monitoramento dos agroecossistemas.

Cleary (1958 apud SOARES, 2001) já discutia em 1958 os rudimentos do que seria consagrado, posteriormente, como a síndrome “rico em dados, mas pobre em informação”.

Nesse ponto, podem-se dividir a escolha de conjuntos de indicadores e a geração de índices em três grandes grupos:

- pesquisa científica “básica” - com grande quantidade de indicadores e alguma agregação em índices (predomina a abordagem da questão da sustentabilidade do ponto de vista cartesiano e, dessa forma, há a tentativa de se partir de indicadores do funcionamento de componentes para se entender o funcionamento do todo);
- pesquisa científica “aplicada” – voltada para a utilização de um conjunto menor de indicadores e com moderada agregação (Aqui há a preocupação com a geração de indicadores que possam ser facilmente apropriados e utilizados pelos agricultores e com alguma correlação a indicadores da pesquisa científica “básica”);
- avaliação e formulação de políticas públicas – interesse em índices com forte agregação que possam dizer se um agroecossistema é ou não sustentável e/ou se uma política pública tem efeito sobre a sustentabilidade (O sonho de qualquer formulador de políticas públicas é ter nas mãos um instrumento que corrobore o acerto na adoção dessas políticas e é exatamente neste ponto em que começam a surgir questionamentos sobre a acurácia e sobre os fundamentos teórico-metodológicos dos índices e seus indicadores utilizados por governos e instituições mundiais).

A geração de um índice, apesar de ser uma alternativa para tornar mais clara e prática a informação, pode reduzir a riqueza dos detalhes (IBGE, 2008),

tornando importante que o indicador seja analisado tanto em conjunto quanto isoladamente.

Nesse sentido, os governos têm estimulado o desenvolvimento de sistemas que, de forma integrada, gerem uma avaliação ambiental. Dentre estes, destaca-se o mais popular dos sistemas de indicadores ambientais, conhecido como Pressão-Estado-Resposta (PER), que foi desenvolvido e recomendado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), que, segundo Ribeiro (2006) foi uma das organizações pioneiras no desenvolvimento de indicadores ambientais. Segundo o modelo PER, as atividades humanas produzem pressões que podem afetar o estado do ambiente contribuindo para que a sociedade apresente respostas a esses problemas. Indicadores de pressão caracterizam as pressões sobre os sistemas ambientais, ou seja, as causas dos problemas provenientes, por exemplo, da emissão e acumulação de resíduos; indicadores de estado refletem a qualidade do ambiente em determinado espaço/tempo, como indicadores de sensibilidade, risco e qualidade ambiental; e os indicadores de resposta avaliam o retorno da sociedade às alterações ambientais, como a adoção de programas e medidas ambientais, procurando apontar o que está sendo feito para resolver os problemas (IBGE, 2008).

Nesse contexto, Van Bellen (2007) realizou um levantamento para verificar quais os principais programas utilizados na avaliação da sustentabilidade. A pesquisa apontou as metodologias da *Ecological footprint method* (EFM) como as mais citadas (13,92%) por parte dos entrevistados. Segundo esse autor, esse método cujo nome pode ser traduzido como “pegada ecológica”, tem como princípio básico contabilizar os fluxos de matéria e energia que entram e saem de um sistema econômico e converter esses fluxos em área na natureza para sustentar o sistema. De acordo com Ribeiro (2006), a pegada ecológica de um país ou de uma cidade é calculada considerando a área (hectares) necessária para sustentar o consumo e a absorção dos resíduos resultantes desse consumo para dada população, sendo o consumo obtido

pela soma de produção e o resultado da diferença entre importação e exportação.

Diversos outros índices de sustentabilidade estão publicados em extensa literatura nacional e internacional, não cabendo explorar neste texto as peculiaridades, avanços e retrocessos de cada um em particular.

CONSIDERAÇÕES FINAIS: DESAFIOS PARA AVALIAR A SUSTENTABILIDADE DE AGROECOSSISTEMAS

Apesar de várias metodologias serem utilizadas para avaliar a sustentabilidade, ainda é necessário realizar mais pesquisas a fim de superar os principais desafios dos sistemas de produção com vistas à sustentabilidade, como: redução do *input* de materiais e energia; uso de energia para alcançar um balanço energético positivo; obtenção de alta relação entre níveis de produção e de investimento (gastos); redução das perdas de nutrientes e melhoria da reciclagem; minimização da degradação dos solos; estímulo da produção local de culturas adaptadas ao ecossistema e às condições socioeconômicas e culturais; redução dos custos e aumento da eficiência e da viabilidade econômica; redução do uso de insumos externos e ampliação do uso de recursos internos; garantia de que se mantenha e melhore a atividade biológica dos solos; busca da independência de agrotóxicos e fertilizantes químicos industriais, dentre outros. Ademais, são necessários indicadores sociais e culturais que ajudem a identificar o rumo dos processos e os avanços em termos de qualidade de vida das populações.

Verona (2008) comenta que, para melhor aperfeiçoar os métodos de avaliação da sustentabilidade, por meio do uso de indicadores, é necessária uma visualização adequada do que está sendo estudado e do juízo de valores, sempre presentes nos processos de avaliação. O autor também ressalta que as tomadas de decisão envolvem questões específicas da sociedade, como aspectos culturais, espaços, preferências, padrões desejáveis e metas, as quais

não são de fácil quantificação e afetam diretamente o processo de formulação de indicadores e, conseqüentemente, a avaliação de sustentabilidade.

O desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade está em seu início, pois ainda se deve testar, corrigir e adaptar as propostas de indicadores às novas realidades, e buscar entender e caracterizar a sustentabilidade (MARZALL; ALMEIDA, 2000). Além disso, a tomada de consciência da sociedade é fundamental para apoiar a construção de processos de desenvolvimento sustentável e a adoção de agriculturas alternativas, que visem à manutenção da produtividade e lucratividade da produção agrícola, minimizando, ao mesmo tempo, os impactos ambientais. Da evolução desse grau de consciência da sociedade, também advirão novas demandas sobre indicadores, o que se pode observar, atualmente, com respeito ao tema do aquecimento global e emissões de carbono.

Nesse contexto, os sistemas de produção agroecológicos, ao integrarem princípios ecológicos, agronômicos e socioeconômicos, surgem como possibilidade concreta de implementação de um processo de desenvolvimento sustentável a partir de uma ação local, no qual os agricultores tenham condições de assumir a posição de atores principais (ASSIS et al., 2006). Nesse caso, caberia também a eles um papel protagônico na definição dos indicadores que mais atendam a suas expectativas, modos de vida e de produção.

Como já argumentado, a Agroecologia proporciona as bases científicas para a promoção de estilos de *agriculturas mais sustentáveis*, tendo como um de seus eixos centrais a necessidade de produção de alimentos em quantidades adequadas e de elevada qualidade biológica para toda a sociedade, numa perspectiva que favorece a busca da Segurança Alimentar e Nutricional Sustentável.¹⁴ Não se trata de apoiar agriculturas de nicho, mas de estabelecer estratégias capazes de impulsionar outros estilos de desenvolvimento rural de agriculturas mais sustentáveis, considerando as dimensões econômicas, sociais, ambientais, políticas, culturais e éticas da sustentabilidade. Portanto,

¹⁴ Ver: Caporal e Costaberber (2003 e 2005).

todas estas dimensões deveriam ser observadas na hora de pensar-se no estabelecimento de indicadores.

O atual estado do conhecimento sobre os princípios da Agroecologia permite avançar rapidamente uma transição da agricultura convencional para formas distintas de agriculturas mais sustentáveis, adotando as bases que orientam as agriculturas de baixo uso de insumos externos e alicerçada em práticas de Agroecologia aplicada. Com isso, pode-se caminhar não só para ampliar a inclusão social com maior presença da agricultura familiar no campo como também para a implementação de sistemas produtivos mais sustentáveis, com menor degradação dos recursos naturais e com a produção de alimentos mais saudáveis. Logo, do ponto de vista da Agroecologia, a qualidade dos alimentos produzidos deveria constituir-se em um importante indicador de sustentabilidade, uma vez que tem implicação direta sobre a segurança alimentar e nutricional das populações.

Por outro lado, a Agroecologia defende a massificação dos processos de manejo e desenho de agroecossistemas mais sustentáveis numa perspectiva de análise sistêmica e multidimensional, que leve a uma transição acelerada do atual modelo de desenvolvimento e de agricultura que é hegemônico e de perspectiva ecotecnocrática, a partir de uma visão nova, de natureza ecossocial, pós-moderna, e capaz de produzir alimentos saudáveis e nutritivos para todos os brasileiros, minimizando riscos de mais danos ambientais.

Dentro de tais perspectivas, desde o enfoque agroecológico, é mister que sejam acompanhados indicadores que possam dar conta dos avanços ambientais, sociais e econômicos, mas também permitam avaliar possíveis impactos sobre as culturas locais.

Resumindo, é fundamental acompanhar efeitos dos processos de desenvolvimento e de produção agropecuária sobre alguns atributos como os sugeridos por Astier et al. (2008):

Produtividade: habilidade de um agroecossistema para produzir uma quantidade de bens e serviços.

Equidade: habilidade do sistema para distribuir a produtividade (benefícios e custos) de uma maneira justa.

Estabilidade: propriedade do sistema de ter um estado de equilíbrio dinâmico estável, isto é, que mantenha a produtividade do sistema em um nível não decrescente ao longo do tempo em condições médias e normais.

Resiliência: capacidade do sistema de retornar ao estado de equilíbrio ou manter seu potencial produtivo depois de sofrer perturbações.

Confiabilidade: capacidade do sistema de manter-se em níveis próximos ao equilíbrio em casos de perturbações normais do ambiente.

Adaptabilidade (ou flexibilidade): capacidade do sistema de encontrar novos níveis de equilíbrio, isto é, de continuar sendo produtivo em caso de mudanças de longo prazo no ambiente.

Autodependência (ou autogestão- em termos sociais): capacidade do sistema de regular e controlar suas interações com o exterior.

Finalmente, fugindo das utopias e das revoluções, cabe reconhecer que estamos diante de enormes desafios. O avanço do modo de produção capitalista em sua etapa mais oligopolizada tanto nas cadeias de produção quanto nas cadeias de transformação, transporte, consumo e armazenamento dos alimentos se antepõe como uma grande barreira às mudanças. Mas, ainda que grandes e complexos, esses desafios não são, em absoluto, intransponíveis. O processo de ecologização em curso, as experiências dos agricultores, as mudanças que começam a aparecer nas instituições de ensino, os grupos de resistência no interior das organizações de pesquisa e extensão rural, além e principalmente da crescente consciência da sociedade sobre os problemas socioambientais da nossa época são sinais positivos de que a mudança é possível.

Dadas estas reflexões, concluímos sobre a importância do estabelecimento de indicadores de sustentabilidade, mas isto somente trará reais benefícios para a sociedade e o meio ambiente quando escaparmos das amarras do pseudo-discurso do desenvolvimento sustentável, centrado no

crescimento econômico como premissa do modo de desenvolvimento. No nosso entendimento os indicadores podem contribuir para o fortalecimento de uma verdadeira onda de solidariedade sincrônica e diacrônica, criando-se uma ética da solidariedade entre as atuais gerações e destas para com as futuras gerações, pois se isso não acontecer, estaremos correndo, todos juntos, em direção ao abismo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONSO MIELGO, A. M.; SEVILLA-GUZMÁN, E. “Sobre el discurso ecotecnocrático del desarrollo sostenible para los ricos y la respuesta agroecológica”. In: FORO ALTERNATIVO: las otras voces del planeta. Encuentro Mundial de Movimientos Sociales y ONG’s, en respuesta a los 50 aniversários del FMI, BM y GATT, 1994, Madrid. **Anais...** Madrid: 1994.

ALTIERI, M. A. **Agroecologia**: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001. 110 p. (Síntese Universitária, 54).

ALTIERI, M. A. **Agroecologia**: as bases científicas da agricultura alternativa. Rio de Janeiro: PTA: FASE, 1989.

ALTIERI, M. A. El “estado del arte” de la agroecología y su contribución al desarrollo rural en América Latina. In: CADENAS MARÍN, A. (Ed.). **Agricultura y desarrollo sostenible**. Madrid: MAPA, 1995. p. 151-203.

ALTIERI, M. A. Por qué estudiar la agricultura tradicional? In: GONZÁLEZ ALCANTUD, J. A.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M. (Ed.). **La tierra**: mitos, ritos y realidades. Barcelona: Anthopos, 1992. p. 332-350.

ALTIERI, M. A. Sustainable agriculture. In: ENCYCLOPEDIA of Agricultural Science. Berkeley: Academic Press, 1994. v. 4, p. 239-247.

ASSIS, R. L. Desenvolvimento rural sustentável no Brasil: perspectivas a partir da integração de ações públicas e privadas com base na agroecologia. **Economia Aplicada**, Ribeirão Preto, v. 10, n. 1, p.75-89, jan-mar. 2006.

ASTIER, M.; MASERA, O.M.; GÁLVAN-MIYPSHI, Y. (Coord.). **Evaluación de sustentabilidad: un enfoque dinámico y multidimensional**. Sociedad Española de Agricultura Ecológica: Catarroja, Valencia, 2008. 100p.

BRAGA, T. M. et al. Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 14, n. 3, p.11-33, set./dez. 2004.

CAPORAL, F. R. **La extensión agraria del sector público ante los desafíos del desarrollo sostenible**: el caso de Rio Grande do Sul, Brasil. 1998. 517 f. Tese (Doutorado) - Universidad de Córdoba, Córdoba, 1998.

CAPORAL F. R.; COSTABEBER, J. A. **Agroecologia**: enfoque científico e estratégico para apoiar o desenvolvimento rural sustentável: texto provisório para discussão. Porto Alegre: Emater-RS, 2002a. (Programa de Formação Técnico-Social da Emater-RS. Sustentabilidade e Cidadania, Textos 5).

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável: perspectivas para uma nova extensão rural. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 1, n. 1, p. 16-37, jan./mar. 2000a.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e sustentabilidade: base conceptual para uma nova extensão rural. In: WORLD CONGRESS OF RURAL SOCIOLOGY, 10., 2000, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: IRSA, 2000b.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável: perspectivas para uma nova extensão rural. In: ETGES, V. E. (Org.). **Desenvolvimento rural**: potencialidades em questão. Santa Cruz do Sul: EDUSC, 2001. p. 19-52.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Análise multidimensional da sustentabilidade: uma proposta metodológica a partir da Agroecologia. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 3, p. 70-85, jul./set. 2002b.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Segurança alimentar e agricultura sustentável: uma perspectiva agroecológica. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 1, n. 27, p. 153-165, jul./dez. 2003.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e segurança alimentar. **Revista Ação Ambiental**, Viçosa, MG, v. 7, n. 31, p. 8-11, maio/jun. 2005.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A.; PAULUS, G. **Agroecologia: matriz disciplinar ou novo paradigma para o desenvolvimento rural sustentável**. Brasília, DF. 2006. 25 p.

CARROLL, C. R.; VANDERMEER, J. H.; ROSSET, P. M. (Ed.). **Agroecology**. New York: McGraw-Hill, 1990. 641p.

CONWAY, G. **The doubly green revolution: food for all in the twenty-first century**. London: Penguin Books, 1997. 335p.

CONWAY, G. R.; BARBIER, E. D. **After the green revolution: sustainable agriculture for development**. London: Earthscan, 1990a. 205p.

CONWAY, G. R.; BARBIER, E. D. Después de la revolución verde: agricultura sustentable para el desarrollo. **Agroecología y Desarrollo**, n. 4, p. 55-57, 1990b.

COSTABEBER, J. A. **Acción colectiva y procesos de transición agroecológica en Rio Grande do Sul, Brasil**. 1998. 422 f. Tese (Doutorado) - Universidad de Córdoba, Córdoba, 1998.

COSTABEBER, J. A.; CAPORAL, F. R. Possibilidades e alternativas do desenvolvimento rural sustentável". In: VELA, H. (Org.). **Agricultura familiar e desenvolvimento rural sustentável no Mercosul**. Santa Maria: UFSM: Pallotti, 2003. p. 157-194.

DE MASI, D. **Criatividade e grupos criativos**. Rio de Janeiro: Sextante, 2003.

DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, out/dez. 2002.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **La Ley de la Entropía y el proceso económico**. Madrid: Argenteria/Visor, 1996.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia**: processos ecológicos em agricultura sustentável. Porto Alegre: UFRGS, 2000.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecology**: ecological processes in sustainable agriculture. Chelsea: Ann Arbor Press, 1997.

GLIESSMAN, S. R. Quantifying the agroecological component of sustainable agriculture: a goal. In: GLIESSMAN, S. R. (Ed.). **Agroecology**: researching the ecological basis for sustainable agriculture. New York: Springer-Verlag, 1990. p. 366-399.

GLIESSMAN, S. R. Sustainable agriculture: an agroecological perspective. **Advances in Plant Pathology**, London, v. 11, p. 45-57, 1995.

GONZÁLEZ DE MOLINA, M. Agroecología: bases teóricas para una historia agraria alternativa. **Agroecología y Desarrollo**, Santiago, n. 4, p. 22-31, 1992.

GRANADOS SÁNCHEZ, D.; LÓPEZ RÍOS, G.F. **Agroecología**. Chapingo: Universidad Autónoma de Chapingo, 1996.

GUZMÁN CASADO, G.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; SEVILLA GUZMÁN, E. (Coord.). **Introducción a la Agroecología como desarrollo rural sostenible**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2000.

HARDI, P; ZDAN, T. J. **Assessing sustainable development**: principles in practice. Wnipeg: IISD, 1997. 166p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2008. Rio de Janeiro, 2008. 471 p. (Estudos e pesquisas. Informação geográfica; n. 5).

LAMPKIN, N. **Agricultura Ecológica**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1998.

LATOUCHE, Serge. La apuesta por el decrecimiento: ¿Cómo salir del imaginario dominante? Barcelona, ICARIA, 2006.

LE MOIGNE, J. L. Inteligência da complexidade. In: PENA-VEGA, A.; NASCIMENTO, E. P. **O pensar complexo**: Edgar Morin e a crise da modernidade. Rio de Janeiro: Garamond, 1999. p. 47-88.

LEFF, E. **Ecología y capital**: racionalidad ambiental, democracia participativa y desarrollo sustentable. México: Siglo Veintiuno, 1994.

LOUETTE, A. **Compêndio para a sustentabilidade: ferramentas de gestão de responsabilidade sócio-ambiental: uma contribuição para o desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Willis Harman House. 2009. 116p.

MARTINS, A. R. P.; FERRAZ, F. T.; COSTA, M. M. Sustentabilidade ambiental como nova dimensão do Índice de Desenvolvimento Humano dos países. Revista do BNDES, Rio de Janeiro, v. 13, n. 26, 139-162p, dez. 2006.

MARTÍNEZALIER, J. **De la economía ecológica al ecologismo popular**. 2. ed. Barcelona: Icaria, 1994.

MARTÍNEZALIER, J.; SCHLÜPMANN, K. **La ecología y la economía**. Madrid: Fondo de Cultura Económica, 1992.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas: estado da arte, limites e potencialidades de uma nova ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 17, n. 1, p. 41-59, 2000.

MORIN, E. **O método**. Porto Alegre: Sulina, 1998.

MORIN, E. Por uma reforma do pensamento. In: PENA-VEJA, A.; NASCIMENTO, E. P. (Org.). **O pensar complexo**: Edgar Morin e a crise da modernidade. Rio de Janeiro: Garamond, 1999. p. 21-34.

NAREDO, J. M. Sobre la reposición natural y artificial de agua y de nutrientes en los sistemas agrarios y las dificultades que comporta su medición y seguimiento. In: GARRABOU, R.; NAREDO, J. M. (Ed.). **La fertilización en los sistemas agrarios: una perspectiva histórica**. Madrid: Argentario-Visor, 1996. (Colección Economía y Naturaleza).

NORGAARD, R. B. A base epistemológica da agroecologia. In: ALTIERI, M. A. (Ed.). **Agroecologia: as bases científicas da agricultura alternativa**. Rio de Janeiro: PTA: FASE, 1989. p. 42-48.

NORGAARD, R. B.; SIKOR, T. O. Metodologia e prática da agroecologia. In: ALTIERI, M. A. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. Guaíba: Agropecuária, 2002. p. 53-83.

POLLAN, M. **O dilema do onívoro**. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2007. 480p.

PRETTY, J. N. Participatory learning for sustainable agriculture. **World Development**, Oxford, v. 23, n. 8, p. 1247-1263, 1995.

PRETTY, J. N. **Regenerating agriculture: policies and practice for sustainability and self-reliance**. London: Earthscan, 1996.

RIBEIRO, J. C. J. **Indicadores ambientais: avaliando a política de meio ambiente no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: SEMAD, 2006, 304p.

RIECHMANN, J. **Agricultura ecológica y rendimientos agrícolas: aportación a un debate inconcluso**. Madrid: Fundación 1º de Mayo, 2000. (Documento de trabajo; 2/2000).

RUÍZ MARRERO, C. Los alimentos corporgánicos. **Biodiversidad en América Latina**, jul. 2003. Disponível em: <<http://biodiversidadla.org/content/view/full/7026>>. Acesso em: 10 fev. 2008.

SEVILLA GUZMÁN, E. El marco teórico de la Agroecología. In : Materiales de Trabajo del **Ciclo de Cursos y Seminarios sobre Agroecología y Desarrollo Sostenible en América Latina y Europa**. Módulo I - Agroecología y Conocimiento Local (La Rábida, 16 a 20 de enero de 1995). Huelva, La Rábida: Universidad Internacional de Andalucía, 1995a. p.3-28.

SEVILLA GUZMÁN, E. Para una sociología del desarrollo rural integrado. In: Materiales de Trabajo del **Ciclo de Cursos y Seminarios sobre Agroecología y Desarrollo Sostenible en América Latina y Europa**. Módulo II – Desarrollo Rural Sostenible (La Rábida, 27 a 31 de marzo de 1995). Huelva, La Rábida : Universidad Internacional de Andalucía, 1995b. p.3-76.

SEVILLA GUZMÁN, E. **Ética ambiental y agroecología**: elementos para una estrategia de sustentabilidad contra el neoliberalismo y la globalización económica. Córdoba: ISEC-ETSIAM: Universidad de Córdoba, 1999.

SEVILLA GUZMÁN, E. Origem, evolução e perspectivas do desenvolvimento sustentável. In: ALMEIDA, J.; NAVARRO, Z. (Org.). **Reconstruindo a agricultura**: ideias e ideais na perspectiva do desenvolvimento rural sustentável. Porto Alegre: UFRGS, 1997. p. 19-32.

SEVILLA GUZMÁN, E. Redescubriendo a Chayanov: hacia un neopopulismo ecológico. **Agricultura y Sociedad**, Madrid, n. 55, p. 201-237, abr./jun. 1990.

SEVILLA GUZMÁN, E.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M. (Ed.). **Ecología, campesinado e historia**. Madrid: La Piqueta, 1993.

SEVILLA GUZMÁN, E.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M. Sobre la agroecología: algunas reflexiones en torno a la agricultura familiar en España. In: GARCÍA DE DE LEÓN, M. A. (Ed.). **El campo y la ciudad**. Madrid: MAPA, 1996. p.153-197. (Serie Estudios)

SEVILLA GUZMÁN, E.; OTTMANN, G. Las dimensiones de la Agroecología. In: INSTITUTO DE SOCIOLOGÍA Y ESTUDIOS CAMPESINOS. **Manual de olivicultura ecológica**. Córdoba: Universidad de Córdoba, 2004. p. 11-26. (Proyecto Equal-Adaptagro).

SOARES, P. F. **Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade da água utilizando o conceito de entropia**. 2001. 214 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

TAYRA, F.; RIBEIRO, H. Modelos de indicadores de sustentabilidade: síntese e avaliação crítica das principais experiências. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 84-95, jan./abr. 2006.

TOLEDO, V. M. Modernidad y ecología: la nueva crisis planetaria. **Ecología Política**, Madrid, n. 3, p. 9-22, 1990.

TOLEDO, V. M. **El juego de la supervivencia**: un manual para la investigación etnoecológica en Latinoamérica. Santiago: CLADES, 1991.

TOLEDO, V. M. La racionalidad ecológica de la producción campesina. In: SEVILLA GUZMÁN, E.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M. (Ed.). **Ecología, campesinado e historia**. Madrid: La Piqueta, 1993. p. 197-218.

VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente e Sociedade**. Campinas, v. 7, n. 1, jan./jun. 2004

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade**: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: FGV, 2007, 256p.

VERONA, L. A. F. **Avaliação de sustentabilidade em agroecossistemas de base familiar e em transição agroecológica na região sul do Rio Grande do Sul**. 2008. 193 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2008.

VIGLIZZO, E. F. **La trampa de Malthus**: agricultura, competitividad y medio ambiente en el siglo XXI. Buenos Aires: Universitaria de Buenos Aires, 2001. 189p.

WACKERNAGEL, M; REES, W. **Our ecological footprint: reducing human impact on the earth**. 6. ed. Canada: New Society Publishers, 1996. 160p.

Indicadores de sustentabilidade e aprendizagem social

Sandro Luis Schlindwein¹

INTRODUÇÃO

Estamos vivendo uma mudança de época ditada por grandes alterações no mundo natural, em sua maioria de origem antropogênica, e cujas consequências sociais serão de grande escala e em longo prazo. Os problemas que atualmente identificamos no mundo natural e as suas consequências estão tipicamente associadas a fatos incertos, muitos interesses distintos e valores em disputa, o que faz com que seja muito difícil lidar com eles. Ackoff (1974) denominou de “messes” esses “sistemas de problemas interconectados” que não podem ser decompostos em problemas mais simples. “Messes” emergem onde muitos interesses distintos estão em disputa, como no uso comum e na conservação de recursos existentes no mundo natural.

Desde a emergência da questão ambiental nos anos 1970, aumentou a percepção coletiva das alterações do mundo natural causadas pelas distintas atividades humanas. A institucionalização da questão ambiental trouxe consigo a emergência do discurso da sustentabilidade e do desenvolvimento sustentável.

¹ Eng^o Agr^o, DSc., Prof. Assoc. Depto. Eng. Rural - UFSC - CCA - NUMAVAM, CP 476, 88040-900, Florianópolis-SC. Correio eletrônico: sschlind@mbx1.ufsc.br

Ainda que de contornos pouco definidos (e igualmente em disputa), este discurso e suas categorias conceituais passaram a fazer parte das agendas científica e política em todo o mundo. E, nessas agendas, uma questão importante diz respeito à necessidade de encontrarmos formas de promover uma ação concertada entre todos os interessados no manejo de recursos do mundo natural. Para que isso seja possível, é preciso mudar os entendimentos que temos sobre esses recursos e de como lidar com eles para mudarmos nossas práticas de manejo, permitindo uma mudança nos processos de tomada de decisão para a melhoria das situações-problema com as quais interagimos.

Como um importante instrumento de tomada de decisão, muito esforço tem sido dirigido ao desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade, que normalmente pretendem informar, de maneira concisa, sobre determinado estado, ou sobre determinada condição de um sistema de interesse (um agroecossistema, por exemplo). Indicadores de sustentabilidade são tomados, assim, como instrumentos de tomada de decisão para melhorar o (uso) do meio. Considerando, porém, que independentemente de como surgem os problemas ambientais, seres humanos estão sempre envolvidos. Será que por meio do uso de indicadores (por si só) é possível fazer com que os interessados em uma situação compreendam e percebam melhor seu papel no complexo manejo dos recursos do mundo natural? Ainda que indicadores possam informar sobre determinado estado ou condição de um sistema de interesse, como, a partir disso, melhorar uma situação (uma “mess”) que não pode ser reduzida em seu significado a determinados elementos presentes neste sistema?

Para Daniels (2007), o manejo dos recursos do mundo natural requer um paradigma de aprendizagem, que, como veremos, não pode ser reduzido, por exemplo, ao uso de indicadores de sustentabilidade em programas de monitoramento do meio físico, o que, todavia, tem se tornado muito comum no manejo desses recursos. Isso significa que, em agroecossistemas, ou quaisquer outros sistemas de atividade humana, indicadores de sustentabilidade teriam que ser incorporados em instrumentos de políticas não coercitivas capazes de

promover, pela ação concertada dos interessados no manejo de recursos rurais², a emergência de sustentabilidade.

Neste capítulo, não se fará uma descrição detalhada de indicadores de sustentabilidade ou de como obtê-los, ou ainda de resultados de sua adoção. Muito já foi feito e vem sendo feito em relação a isso. Pretende-se discutir aqui como poderia ser promovida ação concertada entre múltiplos e interdependentes interessados no manejo de recursos rurais para a emergência de sustentabilidade adotando indicadores.

DELIMITANDO FRONTEIRAS: DISTINGUINDO SISTEMAS DE INTERESSE

Minha posição inicial é de que um agroecossistema não pode ser definido objetivamente, isto é, assumo a posição de que agroecossistemas não são entidades existentes por si só no mundo natural e de que, por isso, não pode haver uma definição única (e certa) do que seja um agroecossistema. Este termo pode ter diferentes significados e implicações em contextos profissionais e sociais distintos, e, em cada um, pode ser definido de um modo particular. Assim, diferentes grupos fazem diferentes “julgamentos de fronteira” sobre o que constitui o seu agroecossistema. Temos, então, uma mudança de entendimento: de uma entidade meramente biofísica, um agroecossistema passa a ser entendido como uma entidade construída socialmente, o que tem grandes implicações (práticas), sobretudo no que diz respeito à maneira como técnicos, pesquisadores e formuladores de políticas com ele interagem (para maiores detalhes ver ISON, 2003). Mais importante do que procurar uma definição objetiva (e única) de agroecossistema, é ter consciência das implicações que decorrem da definição (da distinção) assumida, posição que está de acordo com tradições de pensamento bem estabelecidas, como aquela de Maturana e Varela (1987).

² *Se usará aqui a expressão “recursos rurais” para fazer referência a todos os recursos, humanos e não-humanos, presentes no meio rural.*

Assumo, portanto, que agroecossistemas são sistemas de interesse (sistemas de atividade humana) distinguidos por alguém (por um observador). Mas não é este entendimento que orienta comumente o desenvolvimento de indicadores (de sustentabilidade) em agroecossistemas. De acordo com o paradigma dominante e “institucionalizado”, agroecossistemas são tomados como entidades do meio físico existentes por si só e, por isso, os indicadores normalmente empregados pretendem informar sobre o sistema a partir de medidas objetivas realizadas em seus elementos. Indicadores de sustentabilidade são, assim, instrumentos de um modelo mental de comando e controle e assumem, por isso, um caráter normativo (e quase sempre coercitivo) no manejo de recursos rurais. Mas seria isso adequado se concordarmos com Daniels (2007), para quem o manejo de recursos do mundo natural requer a adoção de um paradigma de aprendizagem? Sobre o que então indicadores deveriam informar, e como deveriam ser utilizados?

Por isso, e coerente com minha posição inicial, considero que também indicadores de sustentabilidade resultam de uma distinção, de um “juízo de fronteira”. Dito de outra forma, considero que indicadores são construções sociais e que, por isso, dizem mais a respeito de quem os desenvolveu do que propriamente a respeito de um sistema.

O MANEJO DE RECURSOS RURAIS E O “DILEMA DO RECURSO”

Como diz Cunha (2007) em sua dissertação, a maior parte dos problemas relacionados às questões ambientais e, mais especificamente, à gestão de recursos naturais origina-se do fato de haver muitos interessados na questão, muitos interesses diferentes e alta interconectividade entre todos os envolvidos, o que gera muitas vezes situações de incerteza e conflitos. Esta situação caracteriza o que tem sido denominado na gestão de recursos naturais de “dilema do recurso” (BLACKMORE, 2007; ISON et al., 2007).

Esta natureza complexa que caracteriza as situações que envolvem o uso e a conservação de recursos naturais não é fácil de ser melhorada, o que

faz com que pesquisadores, políticos e gestores precisem adotar uma outra abordagem, diferente daquela normalmente institucionalizada que desconsidera esta natureza complexa. A gestão de recursos rurais diz respeito, portanto, à melhoria de situações-problema complexas. Mas como promover melhorias nessas situações-problema? O que caracteriza uma melhoria nessas situações e quem decide o que pode ser considerado uma melhoria?

Tratando-se de situações do tipo “dilema do recurso”, é preciso adotar uma abordagem que favoreça a participação dos interessados na situação, de modo que passem a agir de maneira coletiva. Entretanto, mais do que ação coletiva, é preciso um tipo particular de ação coletiva: a ação concertada. Esta ocorre quando é dada aos interessados na situação a oportunidade de construir o problema (ou a oportunidade) e, assim, julgar o que constitui uma solução ou uma melhoria. Este processo encerra mudanças em práticas e comportamentos, bem como mudanças em percepções e entendimentos, transformando a situação (Figura 1).

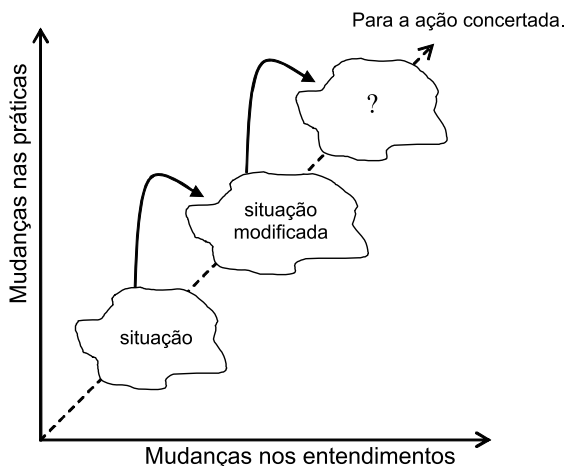


Figura 1 - A melhora de uma situação-problema envolve mudanças nos entendimentos e nas práticas.

Fonte: Traduzido de Ison (2010).

Decorre desta discussão que o “dilema do recurso” não pode ser resolvido pela adoção isolada de indicadores, mesmo que em um programa de monitoramento. Este “dilema” só pode ser resolvido através de uma abordagem que favoreça a aprendizagem. E é esta, por sua vez, que deve ser considerada quando se adotam indicadores para o manejo de recursos rurais.

APRENDENDO A LIDAR COM SITUAÇÕES DE COMPLEXIDADE NO MANEJO DE RECURSOS RURAIS:

“A palavra ‘aprendizagem’ indubitavelmente denota mudança de algum tipo. Dizer qual tipo de mudança é um assunto delicado.” Bateson (1972, p. 283)

Evidentemente, há muitas teorias sobre aprendizagem, e não se pretende aqui fazer uma revisão sobre elas. Aqui se destacará a mudança comportamental que o processo de aprendizagem deveria implicar, e o contexto em que se dá a aprendizagem, assim como a importância da aprendizagem para o manejo de recursos rurais.

Tipos de aprendizagem

Entre todas as teorias sobre o assunto, destaca-se primeiramente aquela que valoriza o papel da experiência no processo de aprendizagem, desenvolvida por David Kolb (KOLB, 1978) em seu modelo de aprendizagem: o ciclo de aprendizagem experiencial (Figura 2). O modelo de Kolb é um ciclo recorrente, em que a experiência (de um fato concreto) é a origem da reflexão, generalização e aplicação de conceitos novos.

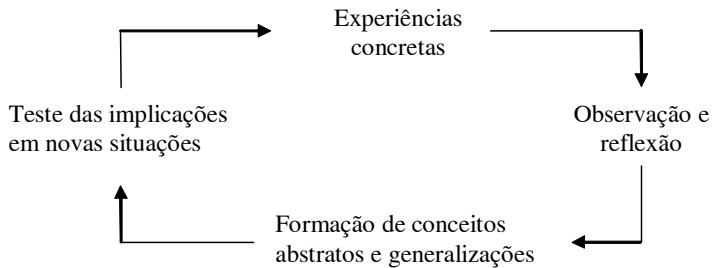


Figura 2 - Ciclo de aprendizagem experiencial de Kolb.

Fonte: Kolb (1978).

Para Argyris (1977), a aprendizagem “ocorre quando detectamos um erro e o corrigimos”. A partir deste entendimento, Argyris e Schön (SMITH, 2001) construíram dois modelos de processos de aprendizagem para retratar duas maneiras básicas pelas quais indivíduos, grupos ou organizações corrigem seus erros, e aprendem (Figura 3):

- Pela modificação do comportamento, em processo chamado “*single loop learning*” (aprendizagem de volta única);
- Pela modificação do modelo mental que determina o comportamento, o que é chamado de “*double loop learning*” (aprendizagem de volta dupla).

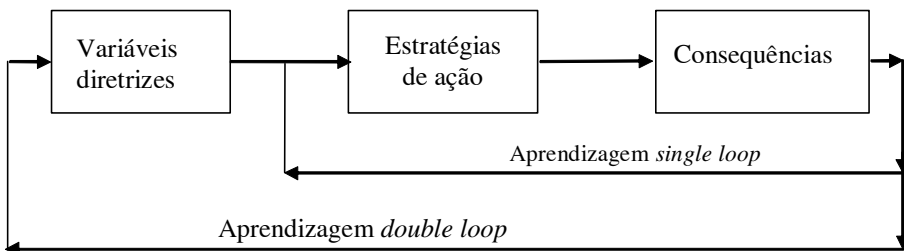


Figura 3 - Modelos de processos de aprendizagem segundo Argyris e Schön (SMITH, 2001).

Fonte: Smith (2001).

Segundo Argyris (1977), esses dois processos podem ser assim descritos: “quando o erro detectado e corrigido permite a uma organização realizar suas estratégias ou alcançar seus objetivos, então o processo erro-e-correção ocorrido é a aprendizagem *single-loop* (uma volta). A aprendizagem *single-loop* é como um termostato que aprende quando está muito quente ou muito frio e assim, diminui ou aumenta a temperatura. O termostato pode desempenhar sua tarefa porque ele pode receber informações (a temperatura do quarto) e realizar uma ação corretiva. A aprendizagem *double loop* (duas voltas) ocorre quando o erro é detectado e corrigido de modo que haja modificação de normas subjacentes, de políticas e de objetivos de uma organização” para que o erro não ocorra mais, ou seja, na aprendizagem *double loop*, é o próprio termostato que muda (com a aprendizagem).

Transferindo esses modelos de aprendizagem para o manejo de recursos rurais, não basta somente usar indicadores (que seriam os nossos “termostatos”) para apoiar o processo de tomada de decisão no manejo de agroecossistemas. Assim como no caso do uso de um termostato, o uso de indicadores permite que, no máximo, se modifique, por exemplo, determinada prática ou ação em um agroecossistema. Ainda que isso também seja necessário, é preciso produzir mudanças nos modelos mentais de quem maneja os recursos rurais. São os próprios agroecossistemas – da forma como são aqui entendidos e que inclui necessariamente o ser humano que os distingue – que precisam aprender, que precisam se transformar em “sistemas aprendentes”, isto é, “sistemas que tragam neles mesmos a capacidade de se transformarem – pela aprendizagem – continuamente”.

Mais detalhes sobre os tipos de aprendizagem, e de como uma aprendizagem sistêmica pode ser promovida no uso da água, podem ser lidos em Cunha (2007).

Aprendizagem para mudança sistêmica: Aprendizagem social

Não se pretende discutir aqui a dimensão social da aprendizagem, mas sim a aprendizagem que ocorre a partir da interação entre os componentes humanos em um sistema de interesse (um agroecossistema) no contexto do manejo de recursos rurais, ou seja, interessa-nos discutir o processo de aprendizagem social em situações de tomada de decisões no manejo de recursos rurais (PAHL-WOSTL, 2002), e de como indicadores de sustentabilidade podem ser utilizados neste processo.

A adoção de uma abordagem que promova aprendizagem social cria as circunstâncias para a emergência de um processo dinâmico e descentralizado de formulação do problema e monitoramento, de negociação, de resolução de conflitos e de acordo, resultando na ação concertada entre múltiplos e interdependentes interessados em um sistema de interesse. Essa abordagem é bastante distinta daquela normalmente adotada no monitoramento de recursos naturais em que se adotam indicadores de sustentabilidade, e estão amparadas em pressupostos epistemológicos diferentes (Figura 4).

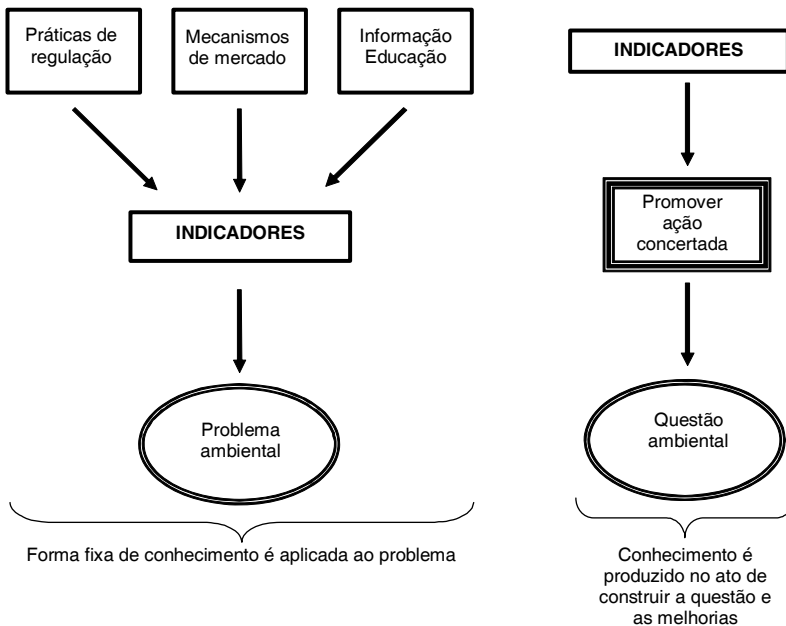


Figura 4 - Comparação entre abordagens para tratar de questões ambientais, uma baseada em transferência de formas fixas de conhecimento (à esquerda) e outra em aprendizagem social (à direita).

Fonte: Adaptado de Ison et al. (2007).

A abordagem tradicional (por exemplo, monitoramento com indicadores) para tratar de questões ambientais adota uma epistemologia que considera que a natureza do que constitui um “problema ambiental” é definida por formas fixas de conhecimento. Nesse caso, o problema ambiental é resolvido, por exemplo, por três formas fixas de soluções, como a regulação (por meio de leis), o mercado e a informação (lado esquerdo da Figura 4). Essas soluções podem ser traduzidas através de indicadores e são estes os principais elementos no processo de tomada de decisão.

Por outro lado, a abordagem que promove ação concertada considera uma epistemologia em que os interessados na situação constroem o problema (a questão ambiental) e, ao fazerem isso, podem julgar o que constitui a solução ou melhoria da situação. Nesse caso, o conhecimento não é fixo, mas ocorre com o ato, com o processo de construir uma questão e buscar melhorias. É este processo que promove mudanças nos entendimentos e nas práticas, conforme apresentando na Figura 3. Nesse caso, os indicadores são apenas mais um elemento na construção do problema e no processo que promove a ação concertada no manejo dos recursos rurais.

Mesmo que a base teórica da aprendizagem social ainda seja incipiente (Segundo Pahl-Wostl, 2002), ela é fundamentalmente baseada em processos participativos de mudança e transformação social que ocorrem em um determinado contexto social. De maneira geral, a aprendizagem social contempla os seguintes elementos (adaptado de PAHL-WOSTL, 2002, e de BLACKMORE, 2007):

- percepção compartilhada do problema entre os interessados;
- criação conjunta de conhecimento necessário para entender as questões e práticas envolvidas no manejo do sistema de interesse;
- convergência de objetivos, critérios e conhecimento entre os interessados, o que leva ao estabelecimento de novas relações de confiança e respeito, permitindo a emergência de ação concertada no manejo (sustentável) de recursos rurais, o que pressupõe o engajamento em processos coletivos de tomada de decisão;
- mudança comportamental que emerge do entendimento mútuo das questões, a partir do compartilhamento de experiências e interpretação participativa.

Para Slim (2004), a aprendizagem social tanto resulta no uso sustentável dos recursos, como é uma parte integral do estabelecimento da ação concertada, e é uma propriedade emergente do processo de transformação de uma situação. Aprendizagem social é um processo dinâmico que permite

que os indivíduos se engajem em situações-problema em uma nova forma de pensar e de agir. Para Slim (2004), o “social” refere-se ao processo coletivo que ocorre através de interações entre múltiplos e interdependentes interessados. E é da perspectiva de um processo coletivo – e concertado – de aprendizagem, que indicadores (de sustentabilidade) deveriam ser integrados no processo de tomada de decisão que se verifica no manejo de recursos rurais. Mas será que isso se verifica na maneira “usual” como indicadores são empregados?

De acordo com Jiggins (2002), em anos recentes a aprendizagem social tem atraído interesse como uma outra forma de conduzir/elaborar políticas públicas: (i) como um mecanismo de acompanhamento de políticas, junto com a regulação, a compensação, o estímulo e as operações do mercado; (ii) como essencial para o manejo de dilemas de recursos naturais, e (iii) como um processo-chave no manejo adaptativo³.

Indicadores de desempenho ambiental: instrumento para aprendizagem social?

A questão central proposta aqui diz respeito à possibilidade de promover aprendizagem (social) no manejo de recursos rurais pela adoção de indicadores de sustentabilidade. Porém, em que circunstâncias isso é possível, ou que circunstâncias precisam ser criadas para que isso seja possível? Como indicadores poderiam desencadear ação concertada no manejo de recursos rurais para emergência de sustentabilidade?

Indicadores de sustentabilidade “tradicionais” são construídos com base em epistemologias clássicas, com o objetivo de avaliar a situação ou condição do meio físico. Mas poderiam esses indicadores “facilitar” a interação entre múltiplos e independentes interessados em uma situação, que é a condição

³ *Um tipo de manejo que combina o rigor do método científico com a realidade contingencial das políticas públicas e da política.*

para que o processo coletivo que caracteriza a aprendizagem social no manejo de recursos ocorra? Por isso, é preciso considerar pelo menos três possibilidades:

- a) que o desenvolvimento de indicadores decorra de um processo de aprendizagem social, pela facilitação adequada e suporte institucional apropriado;
- b) que os indicadores de sustentabilidade sejam desenvolvidos a partir de uma abordagem não-clássica, baseada na avaliação da qualidade das relações que seres humanos estabelecem com o meio físico. O pressuposto que se assume aqui é de que, ao se perceber avaliado, o ser humano não muda somente o comportamento, mas o próprio modelo mental que o origina (aprendizagem de 2ª ordem, ou aprendizagem de volta dupla);
- c) construção de um quadro de referência para ser usado em situações do mundo real em que se pretende promover aprendizagem social para a ação concertada (Figura 1). Este quadro de referência pode incorporar um conjunto de habilidades, metodologias e ferramentas, entre as quais indicadores de sustentabilidade, e pode ser implementado pelo desenho de sistemas de aprendizagem (social).

Um sistema de aprendizagem compreende subsistemas interconectados, constituídos de elementos e processos combinados com o propósito de permitir aprendizagem. Um sistema de aprendizagem pode ser compreendido também como um dispositivo epistemológico para orquestrar o manejo e a gestão de recursos rurais; é uma forma de conhecer e de fazer – é uma forma de prática. Portanto, indicadores de sustentabilidade podem ser integrados em sistemas de aprendizagem (antes do que em programas de monitoramento) para desencadear ação concertada no manejo e na gestão de recursos rurais.

No Núcleo de Estudos em Monitoramento e Avaliação Ambiental – NUMAVAM, da Universidade Federal de Santa Catarina, em Florianópolis, adota-

se uma abordagem para o desenvolvimento de indicadores baseada na noção de desempenho ambiental, e que tem por objetivo avaliar o ser humano no uso que estabelece com o meio físico (D'AGOSTINI et al., 2008).

De acordo com esta abordagem, desempenho ambiental diz respeito à magnitude de mobilização de um potencial para a produção de determinado resultado, ou para a promoção de determinado processo. Assim, quanto menor for a mobilização de um potencial para a produção do resultado desejado, melhor será o desempenho ambiental (mais detalhes podem ser lidos em D'AGOSTINI e CUNHA, 2007). Os indicadores assim desenvolvidos não avaliam o meio físico, mas o desempenho humano na mobilização de um potencial. Em outras palavras, com esta abordagem, é o ser humano, em suas múltiplas relações que estabelece com o meio físico para atender aos seus mais variados interesses, que resulta avaliado e não mais o meio físico.

Vários indicadores de desempenho ambiental já foram desenvolvidos de acordo com esta abordagem, e foram aplicados em diferentes situações-problema, podendo citar: indicador da qualidade do uso da água (IQUA), indicador da efetividade do tratamento de água (IETA), indicador da eficiência no controle do processo erosivo (â – EROSIVO), indicador da regularidade de hidrologia de superfície (IRHIS, em D'AGOSTINI e CUNHA, 2007), e indicador da qualidade da relação de uso de terras (IQRM). Esses indicadores foram aplicados em diferentes situações-problema do mundo real, no âmbito de investigações conduzidas em dissertações de mestrado, como em Cuellar Salazar (2000), Gómez (2001), Bertuol (2002), Diz (2002), Klostermann (2003), Souza (2005), Salin Neto (2006), Exterckoter (2006) e Cunha (2007).

Na medida em que esses indicadores avaliam o desempenho ambiental humano, este se percebe avaliado, podendo desencadear uma mudança no modelo mental que se situa na origem do comportamento, que determina uma atitude que se materializa na modalidade da relação, e que se estabelece com o meio físico. Tem-se aí a possibilidade da ocorrência de uma aprendizagem de 2ª ordem, ou de volta dupla. Além disso, a adoção desses indicadores faz

com que os seres humanos em determinada situação comparem entre si o desempenho alcançado, podendo desencadear uma ação concertada no manejo de recursos rurais. Nesse caso, são os próprios indicadores de sustentabilidade que se caracterizam como sistemas de aprendizagem.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por que usar indicadores? Indicadores podem ser considerados instrumentos por si só suficientes para lidar com o “dilema do recurso”? Como utilizar indicadores para o manejo de recursos rurais? Indicadores de sustentabilidade têm sido usados como instrumentos normativos de tomada de decisão em sistemas de atividade humana, muito frequentemente por meio de programas de monitoramento em agroecossistemas. Esse mecanismo de coordenação do uso de indicadores tem uma natureza fortemente hierárquica, baseada no modelo mental de comando e controle, cuja característica central é desconsiderar as complexas interações que se verificam entre os interessados em uma situação-problema. Entretanto, como vimos, quando se trata de uma situação caracterizada pelo “dilema do recurso”, prevalece uma alta interconectividade entre todos os envolvidos, e, nesses casos, o manejo dos recursos exige a adoção de uma abordagem baseada na aprendizagem. A Figura 5 apresenta uma breve comparação entre as principais características das abordagens de comando-e-controle e de aprendizagem para a adoção de indicadores de sustentabilidade.

Entre os tipos de aprendizagem, interessa aqui a aprendizagem que acontece a partir da interação entre os componentes humanos em sistema de interesse, denominada aprendizagem social, em que há um processo coletivo de construção de conhecimento, que, por sua vez, gera ação concertada no manejo de recursos rurais. Neste contexto, os indicadores perdem seu caráter normativo e tornam-se instrumentos através dos quais a interação entre os interessados em uma situação-problema do mundo real pode ser facilitada.

Adotando	INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE	em
Agroecossistemas: as abordagens...		
Comando e controle		Aprendizagem
Monitoramento		Sistema de aprendizagem (social)
Ação individual		Ação concertada
Modificação do comportamento		Modificação do modelo mental

Figura 5 - Comparação entre as abordagens de comando-e-controle e de aprendizagem na adoção de indicadores de sustentabilidade.

Se a aprendizagem deve implicar mudança, como já apontou Gregory Bateson, então é pela aprendizagem social que indicadores (de sustentabilidade) podem desempenhar esta finalidade, como no processo cíclico apresentado na Figura 6. Todavia, a adoção da aprendizagem social como abordagem para orientar o manejo de recursos rurais ainda é bastante limitada, e requer melhor compreensão das complexas interdependências entre comportamento humano, arranjo institucional e dinâmica do mundo natural. A adoção da aprendizagem social como uma abordagem para o manejo de recursos rurais permite resgatar também a importância da dimensão do humano no manejo de recursos rurais, seguramente a dimensão mais importante para a sua transformação em direção à emergência de sustentabilidade. E resgatar a dimensão do humano é condição fundamental para superar a “difícil passagem entre o eu e o nós” (vide capítulo de D’Agostini neste livro).

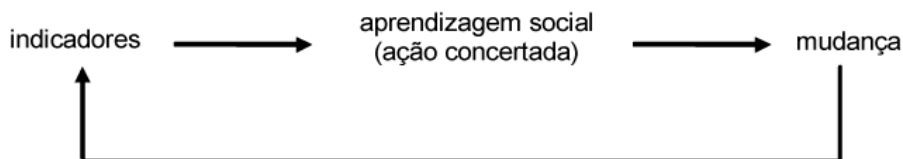


Figura 6 - O processo cíclico que liga o emprego de indicadores à promoção de mudança (transformação) da situação-problema de interesse, pela aprendizagem social.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKOFF, R. L. **Redesigning the future: a systems approach to societal problems**. New York: J. Wiley, 1974. 260p.

ARGYRIS, C. Double loop learning in organizations. **Harvard Business Review**, Boston, v. 55, n. 5, p. 115-125, set./out. 1977.

BATESON, G. **Steps to an ecology of mind**. New York: Ballantine Books, 1972. 533p.

BERTUOL, O. **A quantificação da qualidade do uso da água: elementos para promoção de bom desempenho ambiental**. 2002. 135 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2002.

BLACKMORE, C. What kinds of knowledge, knowing and learning are required for addressing resource dilemmas?: a theoretical overview. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 10, n. 6, p. 512-525, out. 2007.

CUÉLLAR SALAZAR, L. A. **Avaliação de sustentabilidade em pequenas propriedades agrícolas: projeto Investigación adaptativa en las provincias de Ichilo y Sara**. 2000. 93 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

CUNHA, A. P. P. **Aprendizagem sistêmica e cobrança no uso da água**. 2007. 82 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

D'AGOSTINI, L. R.; CUNHA, A. P. P. **Ambiente**. Rio de Janeiro: Garamond, 2007. 188p.

D'AGOSTINI, L. R.; SCHLINDWEIN, S. L.; FANTINI, A. C. Beyond the PSR-framework: evaluating the environmental performance of human-nature systems. In: **Proceedings. Impact Assessment of Land Use Changes**, Berlin, Book of Abstracts, 2008. p. 47.

DANIELS, S. Book review. **Journal of Environmental Management**, London, v. 83, p. 491-492, 2007.

DIZ, O. M. **Avaliação das relações homem-meio físico em microbacias hidrográficas de São Domingos (SC)**. 2002. 92 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

EXTERCKOTER, R. K. **Diagnóstico da qualidade das relações ambientais estabelecidas no uso da água na bacia hidrográfica do rio Cubatão do Sul (SC)**. 2006. 154 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

GÓMEZ, C. U. **Relações rural-urbano: encaminhamentos de soluções à questão da erosão do solo**. 2001. 85 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

ISON, R. Developments in theory and practice of the concept of agroecosystems. **Eisforia**, Florianópolis, v. 1, n. 2, p. 122-158, 2003.

ISON, R. **Systems practice: how to act in a climate change world**. London: Springer, 2010. 324p.

ISON, R.; RÖLING, N.; WATSON, D. Challenges to science and society in the sustainable management and use of water: investigating the role of social learning. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 10, n. 6, p. 499-511, 2007.

JIGGINS, J. Managing change in water conservation through multi-stakeholder learning process. In: AN INTERDISCIPLINARY DIALOGUE: agriculture and ecosystems management. Ballina, Australia, 2002.

KLOSTERMANN, D. **Gestão de águas da bacia do Rio Cubatão Norte (SC): da qualidade na água à qualidade no uso**. 2003. n. f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

KOLB, D. A.; RUBIN, I. M.; McINTYRE, J. M. **Psicologia organizacional: uma abordagem vivencial**. São Paulo: Atlas, 1978. 288p.

MATURANA, H.; VARELA, F. **Der baum der erkenntnis: die biologischen wurzeln des menschlichen erkennens**. München: Goldmann Verlag, 1987. 280p.

PAHL-WOSTL, C. Towards sustainability in the water sector: the importance of human actors and processes of social learning. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 64, n. 4, p. 394-411, 2002.

SALIM NETO, N. **Operacionalidade e significação do indicador de efetividade de tratamento de água-IETA**. 2006. 79 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SLIM. Social learning as a policy approach for sustainable use of water. A field-tested framework for observing, reflecting and enabling. Milton Keynes: 2004. 35p. (draft, não publicado).

SMITH, M. K. **Chris Argyris: theories of action, double-loop learning and organizational learning**. The Encyclopedia of Informal Education, 2001. Disponível em: <<http://www.infed.org/thinkers/argyris.htm>>. Acesso em: mar. 2009.

SOUZA, F. N. S. **Incorporando componentes sócio-ambientais na avaliação de sistemas agrícolas**: em busca de indicadores de sustentabilidade. 2005. 68 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

Prioridades e o ambiental: difícil passagem entre o *eu* e o *nós*

Luiz Renato D'Agostini¹

SOBRE PALAVRAS E NOÇÕES

Alguém já disse que a boa vontade exclui a maldade, mas não previne o erro. E nem sempre o maldoso – quase sempre perigoso – é mais deletério do que o bem intencionado confuso. Com exceção da revigorante mortalidade dos seres vivos, não há sobre o que se ter certezas. Tê-las poderia ser o maior dos erros, e ainda maior seria se fossem certezas em relação à complexa questão ambiental.

Ao se dizer que a questão ambiental é complexa, não se está dizendo que seria difícil saber o que é necessário fazer. Está-se dizendo que a dificuldade maior é fazer emergir vontade para fazermos o que cada um de nós já sabe fazer e que amiúde seria o suficiente e normalmente fácil de operacionalizar.

Nós, humanos, não somos movidos pelo objetivo saber tanto quanto o somos pelo interesse, pela vontade, pelo indeterminado querer. Do contrário, médicos medianos não consumiriam tabaco e, na maioria das vezes, dispensaríamos o elevador e quase sempre evitaríamos a escada rolante. A picanha, as frituras e o doce, amiúde se passariam adiante.

Isto não é apenas interessante, mas muito importante, e central para a questão ambiental. Resta saber quantos dos empolgados “salvadores de planeta” distinguem a propriedade de uso entre dois simples adjetivos:

¹ Eng^o Agr^o, DSc., Prof. Assoc. Depto. Eng. Rural – UFSC – CCA – NUMAVAM, CP 476, CEP 88040-900 Florianópolis-SC. Correio eletrônico: dagostin@mbx1.ufsc.br

interessante e importante. Pior pode ser saber quão poucos entre aqueles instruídos que a distinguem refletem sobre as implicações de muitos não saberem essa diferença.

A insuficiência de significados em palavras e conceitos está no centro da questão ambiental. Para aqueles poucos que compreendem um pouco melhor o significado de ambiente, pouco pode ser mais ameaçador a possibilidade de ambiente melhor para todos, do que conceitos substantivos em expressões equivocadas e conceitos equivocados na cabeça de *palavrosos*. Ser *palavroso*, convém lembrar, não significa ser aquele que usa mais e mais palavras para tentar esclarecer algo. Significa mais usar palavras demais e sem significado suficiente. É ser voluntarioso demais em questões que entende de menos.

O mundo é somente fluxo de possibilidades... Mas para seres conscientes de que podem tornar seu viver mais interessante, o mundo é mais fluxo de oportunidades – consciente ou não, é comportamento bem natural. E para a Natureza, que apenas flui, e assim evolui, pouco importa se a maioria dos seres potencialmente mais conscientes estão ou não cientes da diferença entre importantes possibilidades e interessantes oportunidades. Enfim, a evolução não se orienta pelo melhor, do contrário não se explicaria que, mesmo nos notáveis computadores do Século XXI, teclados têm a letra *a* em posição destinada ao mindinho da mão esquerda. A lógica do mais adaptado pode não ser tudo para se evoluir, mas está em toda a evolução. E não poderia estar menos presente na questão ambiental.

Aspectos de primeira magnitude na questão ambiental são as insuficiências nas noções de *ambiente* e de *meio* em diferentes e demais meios.

Ambiente, é crucial compreender, é estado que emerge de significados atribuídos a relações entre partes do meio. Existência de ambiente tem como condição a existência de meio e de consciência. Meio é sede, lugar onde emerge ou não ambiente, e também lugar dos meios sujeitos a relações com ou sem significado. *Meio ambiente* é expressão vazia e também repleta de um significado: indeterminação.

Insuficiência de significado e ambiguidade em expressões referentes a noções substantivas não é privilégio da questão ambiental. Também é o caso de justiça confundida com direito:

“... não se pôde dar força à justiça, porque a força contradisse a justiça e disse que ela era injusta, e disse que era ela, a força, que era justa. E assim, não podendo fazer com que o que é justo fosse forte, fez-se com que o que é forte fosse justo” (PASCAL, 2001).

Não carece apontar quanto é conveniente para os *fortes* que todos confundam o direito previsto em lei - e que os mais bem aquinhoados têm facilidade em garantir – com justiça verdadeira, que só pode ser oferecida. Pouco pode ser mais injusto do que o direito dos já instruídos calarem sobre tudo. E pouco pode ser mais perigoso do que instruídos confusos terem o direito de delimitar e apontar o dever de outros. Assim, não poderia ser diferente: Ministério da Justiça, Ministério do Meio Ambiente, ao invés de *Ministério do Direito* e *Ministério dos Meios Naturais* – pequenos mistérios de grandes ministérios.

Cabe perguntar: isso tudo em nada afeta os diferentes ambientes que entre semelhantes emergem? Isso em nada determina injustas dinâmicas de apropriação e uso dos meios?

Não!, dirão os voluntariosos “salvadores de planeta”. Sim!, diriam aqueles que logram notar que confundir ambiente com meio não é menos grave do que confundir justiça com direito. Claro que não!, dirão, *solidários* com os primeiros, aqueles que se referem a ambiente como o meio que dilapidam.

Propriedade social, que possibilita manifestações muito humanas, *humanas* no sentido de boas, como a solidariedade, é mais uma oportunidade a partir de mundo que apenas flui, e assim evolui. Enfim, se trabalhadores são entre si solidários, os patrões, entre eles, o são ainda mais, e mais eficazmente. Políticos de conduta duvidosa também são entre si solidários. Criminosos, entre

si, mais ainda. Mesmo banqueiros clamam por solidariedade. Raramente, se alguma vez o fizeram, esses e outros *fortes* clamam por generosidade. Entre banqueiros e bancários, sabem os segundos, a solidariedade é mais forte entre os primeiros.

Solidariedade é rica propriedade emergente entre seres animais sociais, mas na qual, “salvadores de planeta” apostam demais. Isso cria confusão entre bem intencionados menos reflexivos – alguns voluntariosos demais e, por isso, perigosos.

SOBRE O SISTEMA DE RELAÇÕES DE INTERESSE

O objetivo do livro requer que se discuta a questão à luz das possibilidades na agricultura.

O significado de agricultura também evoluiu. No Brasil, saber como fazer agricultura até as décadas de 60 e 70 do Século XX era, essencialmente, aumentar a produtividade. A formação de agrônomos consistia majoritariamente em alcançar um domínio tecnológico.

Por força da incorporação de tecnologia na agricultura, a produtividade aumentou muito, e, por isso mesmo, *sobrou* muita gente no campo. Nos anos 1980 em especial, o êxodo rural e a falta de qualificação das pessoas para os setores secundário e terciário revelaram a agricultura como foco de dificuldades para a organização social brasileira. Teses e dissertações corroboraram a óbvia evidência. O bom agrônomo continuou a ser aquele que sabia produzir, mas também compreender as implicações de como se produzia. O sistema de ideias que passou a orientar a formação do profissional ficou mais complexo ao incluir as evidentes implicações sociais no modo de produzir.

Desde então, e nos anos 1990 em especial, mais por força do interesse e do poder de compra daqueles que já podiam pagar por produtos diferenciados do que por força de lógica ecológica e possibilidades de produzir de maneira diferente, o significado de agricultura incorporou forte conteúdo ecológico,

quando não apenas ideológico. A agricultura passou a exigir domínio sobre sistema de ideias ainda mais complexo, em que cada possibilidade notada no pensar voltado às oportunidades é um simples componente de um sistema de relações sociais orientado pelo interesse.

De atividade milenar que possibilitou a atual organização social humana, a agricultura evoluiu para complexo sistema social e econômico orientado pelo interesse.

Em sociedade orientada pela liberdade, é a variedade de entendimentos autonomamente construídos que torna o sistema de entendimentos complexo, difícil de tratar. De outro lado, sem variedade no querer e no pensar, não se poderia evoluir na construção e compreensão de sistema social que se quer mais e mais interessante e confiável em seu modo de ser. Para que um sistema de entendimentos possa evoluir em complexidade e ao mesmo tempo ser confiável, nosso modo de ser precisa crescer em autonomia e diversidade que permite criar, mas precisa crescer também em convergência, em nível de conformidade, e níveis de redundância que possibilitam estabilizar o sistema.

Relações entre complexidade do sistema e autonomia para operar componentes têm importantes implicações sobre nosso autônomo e interdependente modo de ser social. É isso que se quer aqui apontar para ressaltar a complexidade de uma questão cuja natureza é relacional, como é a questão ambiental. Mas também para apontar a natureza de construção conceitual e metodológica que pode ser útil no encaminhamento de ações coordenadas.

O OPERAR DO SISTEMA E A IMPORTÂNCIA DE COMPONENTES

Quanto mais complexo o sistema se revelar, mais autônomo é o operar de seus componentes (Figura 1). Por exemplo: uma orquestra evidentemente caracteriza sistema musical mais complexo do que uma dupla sertaneja. Também é verdade que componentes da orquestra podem operar com maior

autonomia do que os componentes da dupla sertaneja, ou seja, o músico da orquestra pode desempenhar bem sua função mesmo que outro componente momentaneamente não esteja desempenhando a sua, pois outros componentes com função similar estarão operando. É por isso que se diz que a confiabilidade sistêmica é dependente da existência de redundância no operar dos componentes. Basta que um componente da dupla não possa cantar para que todo o sistema musical *dupla sertaneja* desapareça, deixe de existir.

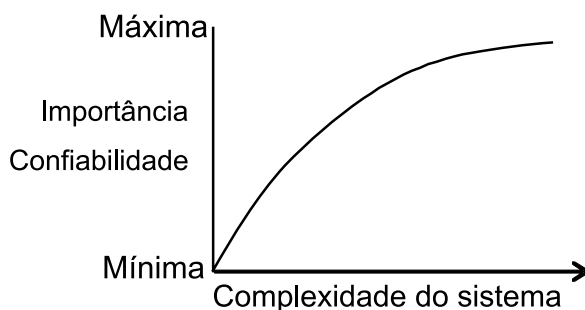


Figura 1 - Autonomia e redundância de componentes e confiabilidade de um sistema.

Para sistemas confiáveis em seu modo de operar, ou seja, que logram se reproduzir indefinidamente no tempo, aquelas relações entre complexidade do sistema, autonomia e redundância no operar de componentes são verdadeiras para sistemas de qualquer natureza.

Em geral, se não sempre, sistemas mais interessantes são também mais complexos. Significa que componentes de sistemas mais interessantes são mais autônomos em sua propriedade de se manifestar, e também mais redundantes em sua manifestação.

Tudo isso significa que o operar do componente do sistema dupla sertaneja é mais importante, menos redundante do que o operar do músico no sistema orquestra (Figura 2). Para seres sociais com *necessidade* de entre si

se distinguirem, isso também pode significar que só se poderia ser pouco redundante, ou seja, mais importante, em sistemas menos interessantes.

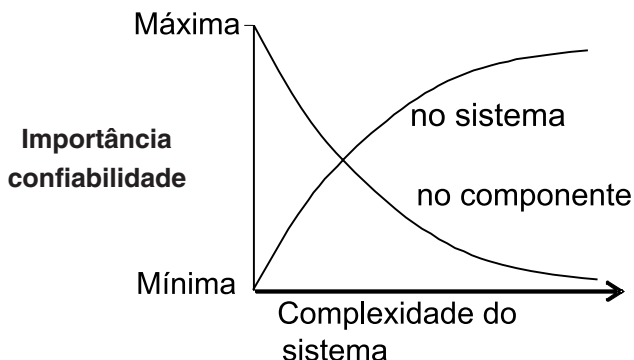


Figura 2 -Importância/confiabilidade no componente em sustentar a existência do sistema, e vice-versa.

Na medida em que interesses são manifestações de seres conscientes e interessados, que por razões compreendidas ou não precisam parecer importantes em seu modo de ser, promover manifestações redundantes equivale a não poder ser distinguido como importante entre semelhantes. Em outras palavras, aquelas relações entre complexidade e redundância impõem restrições à possibilidade de seres sociais se revelarem muito importantes em sistemas complexos, mais interessantes, como são sistemas sociais orientados pelo interesse. Enfim, enquanto um dos cantores da dupla sertaneja pode fazer desaparecer o sistema, e por isso se revela muito importante, nenhum dos músicos da interessante orquestra será essencial para ela existir e operar.

Isso tudo é fundamental à compreensão da questão ambiental – desde que não se reduza a questão a cuidar de córregos, plantas, sapos e passarinhos.

ENTRE *EU* E *NÓS*

A questão ambiental que a quase todos preocupa se agrava na medida em que, cada vez mais, mais pessoas precisam de mais porque querem viver como aqueles que vivem com “demais”. Por isso, central à questão é o desempenho ambiental daqueles que precisam de meios “demais”, muito mais do que pode representar de ruim à degradação do meio promovida por muitos para suprir do melhor os poucos que podem deles usufruir, e assim viver em ambiente que todos querem experimentar.

Usufruir mais e mais em mundo cada vez mais complexo e orientado por interesses, mas com limites físicos na disponibilidade de meios, é sim tornar-se um ser social muito *importante*, distinguido entre semelhantes em sistema social já muito complexo, muito interessante.

Felizmente para aqueles que querem viver todo o tempo um mundo mais rico, e infelizmente para aqueles que querem manter um rico mundo por mais tempo, as restrições impostas pelas relações sistêmicas antes apontadas, que são sempre verdadeiras em um mundo objetivo, como aquele vivido na evolução biológica, podem ser contornadas em mundo rico em subjetividade, como é aquele vivido na evolução das relações sociais que valorizam a distinção entre semelhantes.

Em um mundo movido pela ação muito consciente, é possível que o aumento de complexidade do sistema em face de elevada variedade no modo de ser individual nem sempre implique desestabilização do sistema. Além do que, reconhecamos, de pouco serviria um máximo de confiabilidade no operar sistêmico, se o custo dessa confiabilidade fosse uma impossibilidade de evoluir em complexidade por falta de variedade nos nossos modos de ser. Para nós humanos ainda é mais interessante conviver com as instabilidades decorrentes de nossa (*perigosa*) criatividade e variedade no modo de ser do que viver conforme é possível no confiável e redundante (*e enfadonho!*) modo de ser um ser social vivido pelas formigas.

Isso não significa, todavia, que sistemas sociais humanos possam reproduzir-se indefinidamente com manifestações em variedade sempre crescente. Confiabilidade, seja em sistemas vivos, seja em sistemas ainda mais complexos, como são os sociais, depende de balanço entre variedade e redundância no modo de ser do sistema. Por isso, se não o mais importante, o primeiro encaminhamento à questão ambiental deve ser aquele de individual e coletivamente se compreender e assumir compromisso entre variedade (distinção) e redundância (similaridade) em diferentes modos de ser de seres em tese semelhantes. Problemas ambientais surgem em decorrência de modo de viver que destoa entre nós muito mais do que em decorrência de nossa natureza social estimulada à distinção, que é necessária à evolução:

Não há como todos viverem bons ambientes sem que todos disponham de suficientes meios. E não há como promover ambientes suficientes para alguns, sem que se torne cada vez mais difícil dispor de meios necessários para todos. Diferentemente do que sugere o discurso dos mais bem aquinhoados, não são os humanos em meio materialmente miserável que reduzem a riqueza material em todos os outros meios; são miseráveis humanos materialmente ricos demais que reduzem a disponibilidade de meios para a maioria. Que os materialmente mais fortes se imponham pela força de sua própria condição é animal, natural... Que fracos de espírito entre os materialmente pobres se acreditem fortes adotando o discurso dos dominantes é... é bem menos, é mau desempenho ambiental (D'AGOSTINI; CUNHA, 2007).

A questão ambiental – evidentemente ligada à necessidade de conservar e prover disponibilidade de meios – tem origem no comportamental, no social, no relacional. A complexidade da questão, por sua vez, deriva do comportamento humano que mais nos revela semelhantes: a forte *necessidade* e o esforço de parecermos entre nós diferentes. A questão ambiental é produto da habilidade humana em contornar restrições naturalmente impostas, sem, contudo, poder superar princípio natural fundamental que impede que todos possam contornar.

Conforme o Segundo Princípio da Termodinâmica, a ordem obtida (para alguns) sempre será menor do que a desordem implicada (para todos!) na produção. Mas quantos entre aqueles que pensam saber muito sobre a questão ambiental sabem um mínimo do implicado no Segundo Princípio? Esta é a primeira questão.

Dada a finitude da disponibilidade de meios, somente se pode viver com mais por menos tempo, ou com menos por mais tempo. A terceira possibilidade é a de poucos viverem sempre com muito e muitos com muito pouco. Diferente disso, somente revogando o Segundo Princípio da Termodinâmica. Por isso, sustentabilidade, a propriedade relacional, não é redutível à ingênua noção de perenidade de condições satisfatórias. Ela é antes, e tão-somente, satisfação coletiva e suficiente na forma e enquanto for possível satisfazer. Por isso, em mundo que aos interesses humanos se revela um fluxo de oportunidades para viver de forma a coletivamente nos distinguir como espécie e individualmente nos distinguir entre os espécimes semelhantes, indicadores de sustentabilidade precisam, antes de tudo, poder distinguir comportamentos individuais e coletivos na apropriação das oportunidades a partir do uso de meios. Em outras palavras, indicador de sustentabilidade precisa apontar a confiabilidade sistêmica a partir do operar individual e do operar coletivo.

SOBRE A NATUREZA DE INDICADOR DE SUSTENTABILIDADE²

Sabe-se que elevada confiabilidade sistêmica exige *compromisso ótimo* entre variedade e redundância (Figura 3). A variedade possibilita ao sistema se ajustar a novas situações. A redundância, por sua vez, é uma maneira eficaz de lutar contra ruídos (*erros*), pois existem mais do que um componente desempenhando a mesma função.

² Aqui se apontarão, descritivamente e com ilustrações, relações que caracterizam a natureza de indicador de sustentabilidade em sistemas sociais orientados pelo interesse. Expor toda a construção conceitual e metodológica de tal indicador, constante em texto em fase de conclusão, exigiria uso de linguagem inadequada aos propósitos deste texto.

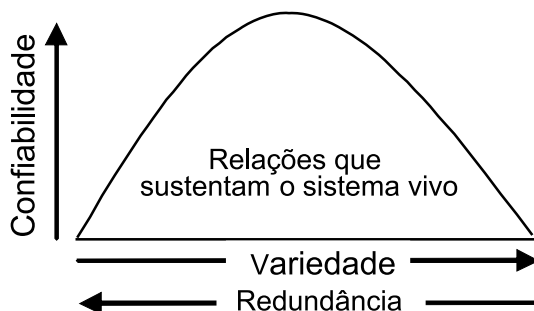


Figura 3 - Confiabilidade de sistema vivo em função do grau de *compromisso* entre variedade e redundância.

Enquanto o coletivo incorporar livres e novas manifestações individuais, o sistema estará aberto à variedade, e assim enriquecido em sua complexidade. Quando o sistema opera atendo-se ao coletivamente estabelecido, em detrimento de possíveis novidades a partir de manifestações individuais, o sistema se homogeniza e o operar individual se torna mais e mais redundante.

Determinado interesse individual pode não ser interessante para todos, mas ainda pode interessar muito os mais próximos. E o interesse individual naquilo que orienta o coletivo diminui na medida em que o seu significado é percebido mais e mais à luz daquilo que orienta o interesse individual. Na passagem do *eu* para o *nós*, a natureza da (des)continuidade entre individual e coletivo não é discreta, redutível àquela de números inteiros. Por isso as funções contínuas da Figura 2 também servem para ilustrar situação singular: conduta coletiva e conduta individual em estado de limite inferior de conectividade entre modos de ser. Novidade que pudesse emergir de interesse individual não lograria merecer importância no modo de ser coletivo, e assim não desencadearia mudança irreversível no operar sistêmico. Por sua vez, o coletivo em seu modo de ser não lograria merecer maior importância para o modo de ser individual. Ambas as condutas não alteram o grau de confiabilidade comportamental.

Aumento de conectividade reflete aumento de importância do modo de ser individual na perspectiva do coletivo (Figura 4a), e aumento de importância no modo de ser do coletivo na perspectiva individual (Figura 4b). A novidade em relação-componente, quando incorporada no operar coletivo, implica incrementos de conectividade, assim como incrementos de complexidade do sistema (Figura 4a). Incremento de conectividade ΔC_c confere e reflete plasticidade associada à flexibilidade do coletivo, ou seja, o coletivo reconhece importância e se adapta a diferenças produzidas em operar individual. Manifestações de flexibilidade individual também implicam incrementos de conectividade (Figura 4b) e, ao mesmo tempo, reduções de complexidade. Incremento de conectividade ΔC_i denota plasticidade por flexibilidade no modo de ser individual, ou seja, plasticidade a partir de adaptação do modo de ser individual ao operar coletivo.

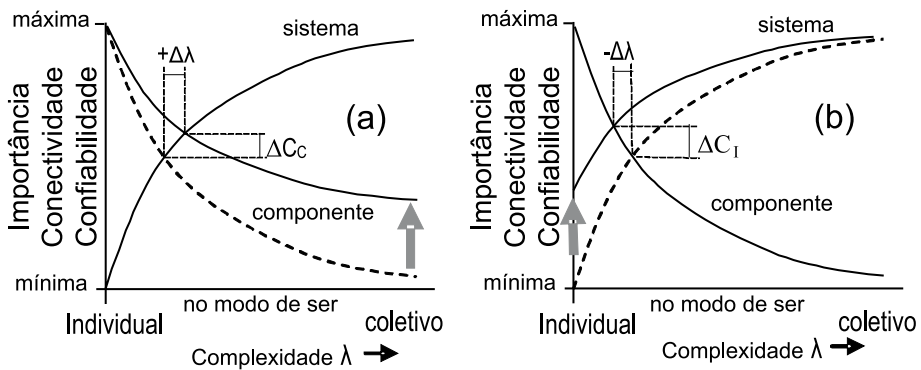


Figura 4 -Confiabilidade e aumento de conectividade (ΔC_c) e de complexidade ($+\Delta\lambda$) na adaptação do coletivo ao operar individual, que assim aumenta sua importância no sistema (a), e aumento de conectividade (ΔC_i) e redução de complexidade ($-\Delta\lambda$) do sistema pela adaptação individual ao operar do coletivo (b).

Independentemente da extensão do incremento de conectividade “C”, sistemas sociais em que $\Delta C_c = \Delta C_i$ (Figura 5a) são estáveis, confiáveis em reproduzir seu modo de ser. Mudanças no operar individual são insuficientes para criar instabilidades que levem a mudanças irreversíveis no operar coletivo, e as restrições do coletivo ao individual produzir variedade não impede autonomia no modo de ser – não ocorre assimetria crítica entre flexibilidade no modo de ser individual e no modo de ser coletivo. Também não há evolução social, porque não muda irreversivelmente o grau de complexidade comportamental, mesmo que mude a complexidade estrutural do sistema biofísico em face de mudança do número de relações de mesmo significado. O horizonte de evolução do sistema é o da consolidação. No operar redundante de relações componentes de tal sistema, a relação promovida é útil para consolidar o sistema, mas não é importante que seja promovida por determinado ser. Isso é importante para o sistema, mas suficiente apenas para seres sociais sem subjetividade, que não se importam com sua importância, como o caso das formigas.

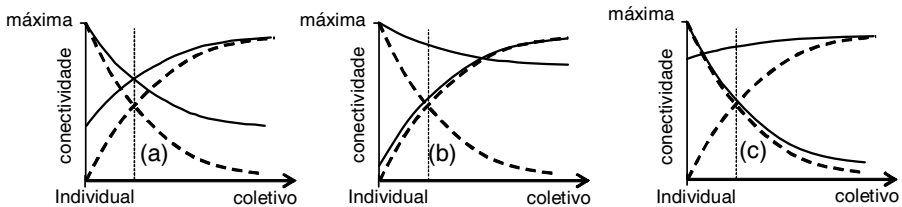


Figura 5 -Semelhanças e assimetrias de conectividade: flexibilidade do coletivo-sistema igual (a), maior (b) e menor (c) do que a flexibilidade individual-componente.

Quando $\Delta C_c \gg \Delta C_i$ (Figura 5b), o coletivo é muito flexível, afeito a novidades no operar individual, mas este não é, em igual proporção, orientado

pelo coletivo em seu modo de ser – como em sociedade liberal demais, na qual a individualidade prevalece à coletividade, e a passagem do eu para o nós é possibilidade ainda distante. O horizonte é o da fragmentação, incompatibilidade entre unicidade sistêmica e componentes independentes – o evento irreversível é a esgarçadura do sistema.

Já quando $\Delta C_c \ll \Delta C_i$ (Figura 5c), o coletivo restringe o individual muito mais do que este logra desencadear mudança no operar coletivo – como em regime totalitário, quando um eu forte assume ser o nós entre fracos. O horizonte é o da homogeneização, da restrição impeditiva à variedade a partir do operar individual – o evento irreversível seria o amalgamamento.

Incrementos extremos de conectividade ΔC e correspondentes incrementos extremos de complexidade λ delimitam espaço de fases correspondentes ao conjunto de microestados possíveis no sistema (Figura 6). Microestados à direita da abscissa na qual $\Delta C_c = \Delta C_i$ denotam incremento de variedade, ou seja, $+\lambda$. Microestados à esquerda desta abscissa denotam incrementos de redundância, ou seja, $-\lambda$.

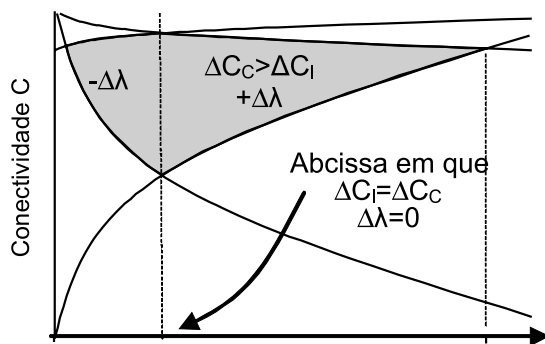


Figura 6 - Espaço de fases definido pelos microestados possíveis e pelos incrementos de conectividade ΔC e de complexidade $\Delta \lambda$ correspondente.

Associando grandezas objetivas a significados substantivos, é possível quantificar incrementos de conectividade entre modos de ser (ΔC_c e ΔC_s); a partir desses incrementos de conectividade, procedimentos algébricos que aqui são evitados possibilitam obter incrementos de complexidade $\pm\Delta\lambda$ tais que $-1 \leq \Delta\lambda \leq 1$ no sistema em decorrência de condutas individuais.

Mesmo que se possa reconhecer conduta coletiva, no sistema somente se pode distinguir entre condutas individuais. Como em sistemas de outras naturezas, em sistemas sociais a confiabilidade depende de balanço entre variedade V e redundância R em modos de ser, ou seja:

Quando $\frac{\text{grau de variedade } V}{\text{grau de redundância } R} = \text{ótimo}$, a confiabilidade é máxima, ou seja, unitária.

Então, se a confiabilidade é máxima quando a manifestação da propriedade variedade (V) e manifestação da propriedade redundância (R) é tal que $V=R$, todos os estados Ω possíveis de relações entre essas duas *propriedades opostas* podem ser expressos como:

$$\Omega = \frac{2.V}{R + V} - 1$$

em que Ω denota o incremento de complexidade no sistema decorrente do conjunto de interesses manifestados (Figura 7). Os valores de V e de R são algebricamente obtidos a partir daqueles incrementos de complexidade $\pm\Delta\lambda$. A função Ω é, portanto, o domínio de uma função cuja imagem define o grau de confiabilidade do sistema.

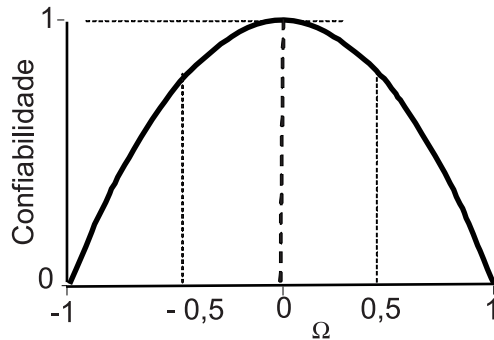


Figura 7 - Variedade e redundância no operar de sistema (Ω) e grau de confiabilidade em sua evolução.

Já está enfatizado que excesso de redundância ou excesso de variedade leva o sistema a desestabilizar-se. Para sistemas evoluírem para estado de maior complexidade e de forma confiável, precisa-se de estabelecimento de mais variedade e redundância mais baixa (Figura 3). O inverso também é verdadeiro. Partindo deste axioma e de pressupostos fáceis de aceitar, pode-se demonstrar que:

- para $\Omega=0$ a confiabilidade é máxima. Há elevada simetria entre modos de ser individual e modos de ser coletivo. O sistema é estável, mas a situação é aceitável somente entre seres que não se importam com sua importância, como é o caso das formigas.
- para $-0,5 < \Omega < 0$ o sistema opera em estados em que o *nós* prevalece sobre o *eu*. O máximo dessa prevalência sem desestabilizar o sistema por força de desmotivação de seres sociais orientados pelo interesse ocorre quando $\Omega=-0,5$;
- para $0 < \Omega < 0,5$ o sistema opera em estados em que o *eu* prevalece em relação ao *nós*. É estado mais conforme ao liberalismo que ainda prevalece em orientar o mundo de relações entre humanos. O máximo dessa prevalência

sem desestabilizar o sistema por força do excesso de variedade no modo de ser, como aconteceu com o sistema financeiro em 2008, ocorre quando $\Omega=0,5$;

- para valores de Ω mais próximos a -1, o sistema é instável pela ausência de variedade necessária ao fluxo que a tudo se impõe: a evolução. Para valores de Ω mais próximos a +1, o sistema é instável pela inexistência de redundância suficiente, que possibilita aos componentes errarem sem levar o sistema à falência.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não somos condicionados por um determinismo incontornável. Nem somos seres em condições de reinventarmos os limites impostos pelas leis naturais. Por isso, o caminho possível é estreito. Mas somos livres para individual e coletivamente nos (re)orientarmos e evoluirmos nos limites que a natureza impõe respeitar. É como caminhamos entre esses limites e onde nos encontramos no nosso caminhar que um indicador de sustentabilidade deve apontar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

PASCAL, B. **Pensamentos**. São Paulo: Martins Fontes, 2001, 441p.

D'AGOSTINI, L. R.; CUNHA, A. P. P. **Ambiente**. Rio de Janeiro: Garamond, 2007, 185p.

Percepção ambiental e uso dos recursos naturais em moldes sustentáveis

João Luiz Lani¹; Edson Alves de Araujo²; Eufra Ferreira do Amara³; Marcos Antônio Gomes⁴; Nilson Gomes Bardalles⁵; Natália Aragão de Figueiredo⁶.

INTRODUÇÃO

Os principais elementos da cadeia produtiva que envolvem os recursos naturais são escassos e é urgente utilizá-los de forma mais sabia e sustentável. O conceito de que a natureza precisa ser dominada ou explorada é errôneo. Para que a interação entre o homem e o meio ambiente não resulte em intensa degradação, é preciso ter conhecimento e, assim, tomar decisões conscientes e equilibradas, sem o viés econômico exploratório a todo custo.

¹ Eng^o Agr^o, DSc., Coord. do Núcleo de Estudos de Planejamento e Uso da Terra (NEPUT/DPS-UFV). Prof. Assoc. Depto. Solos - UFV. Campus Universitário - UFV, 36570-000, Viçosa - MG. Correio eletrônico: lani@solos.ufv.br.

² Eng^o Agr^o, DSc. em Solos e Nutrição de Plantas, Técnico da Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Acre (SEAP/AC). Correio eletrônico: earaujo.ac@gmail.com

³ Eng^o Agr^o, DSc. em Solos e Nutrição de Plantas, Secretário de Estado de Agricultura e Pecuária do Acre. Correio eletrônico: eufra@buynet.com.br

⁴ Eng^o Florestal, DSc em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador visitante da Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG - CTZM). Correio eletrônico: marcos@neputufv.com.br

⁵ Eng^o Agr^o, DSc em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador visitante da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA - ACRE). Correio eletrônico: nilsonbard@yahoo.com.br

⁶ Geografa, Mestranda em solos e Nutrição de Plantas. Correio eletrônico: nataliaragao@gmail.com

Cada ambiente tem as suas peculiaridades, que devem ser compreendidas e usadas sabiamente. Os indicadores ambientais, na sua grande maioria, são mais eficientes em áreas menores e têm a finalidade de identificar os diversos ambientes. Buscar identificá-los facilita o propósito do melhor uso dos recursos naturais, como na estratificação dos ambientes ou mesmo no nível de degradação de determinado sítio ou local.

Infelizmente, diante da insensibilidade humana, não se conhecem as diversas formas de comunicação da natureza, como cores, sons, cheiros, etc. Talvez ainda prevaleça o sentimento de extrativismo, que foi tão intenso nos colonizadores, em que prevalecia o uso da natureza para enriquecimento financeiro infinito. Extraíam-se suas riquezas de qualquer forma e talvez, ainda, prevaleça o conceito de colonialismo de que roça ou meio rural é para produzir riquezas para o meio urbano.

Assim, com intuito de chamar atenção para que haja maior sensibilidade ao meio ambiente, na linguagem transmitida e na busca dos indicadores ambientais, este estudo baseou-se em duas grandes personalidades, que deixaram um legado extraordinário à humanidade. Uma delas foi o filósofo grego Sócrates. Conforme a história, um grande questionador, que, nas suas observações da natureza, procurava buscar respostas aos seus questionamentos, como, por exemplo:

- Por que a Terra e a Lua têm formas arredondadas?
- Não poderiam ou deveriam ser quadradas ou ter outras formas?
- Por que a água dos rios normalmente é lamacenta nas suas cheias e a água do mar, apesar das ondas contínuas e de receber sedimentos dos rios, é límpida?
- Por que há solos com diferentes cores: vermelhos, amarelos, brancos, cinzas, etc.?

As perguntas poderiam ser infinitas. Se houver sensibilidade, faz-se uma série de perguntas e, por meio delas, procuram-se respostas que levam a um melhor entendimento do comportamento da natureza, e, com isso, o seu melhor uso, manejo e outras ações que venham contribuir para obter maior sustentabilidade. Logo, como registra a história, Sócrates era um excelente observador e um questionador dos fatos ao seu redor. Como dizem: “*vale mais uma boa pergunta do que uma boa resposta. São as perguntas que movem o mundo*”.

Outro, a quem se toma como exemplo, foi Jesus Cristo. Verifica-se na sua história, que o maior número de pessoas que Ele curou diretamente foram os leprosos. Talvez, este milagre seja necessário no momento. Sabe-se que a hanseníase ataca os tecidos epiteliais e, principalmente, as pontas do corpo humano onde estão os órgãos sensitivos. Logo, um corpo com hanseníase perde aos poucos a sua capacidade sensitiva. Se houvesse sensibilidade à natureza e a outras percepções, o mundo seria completamente diferente, como no destino do lixo, nas injustiças sociais, no uso inadequado dos recursos naturais etc. Assim, associar o sistema questionador de Sócrates à sensibilidade de Jesus Cristo, talvez seja o primeiro passo (percepção ou sensibilidade) no melhor uso dos recursos naturais.

Diante disso, este trabalho tem por fim despertar maior sensibilidade à natureza, levar em conta as suas formas, cores, etc., na tentativa de entender a sua linguagem e com isso melhor usá-la como recurso finito.

PERCEPÇÃO E INTERPRETAÇÃO

Após o primeiro passo, referente à sensibilidade ou à percepção, o segundo é o da interpretação. Segundo Resende et al. (1992), “*se a questão é só registrar o fenômeno, como cor, formas etc., a câmara fotográfica ou os gravadores fazem muito melhor e de maneira mais eficiente do que os olhos ou ouvidos humanos*”. Após o processo de perceber as diferentes nuances da natureza, é necessário interpretar o que ela ensina. O que aquilo significa?

Este parece ser um campo que precisa de muito aperfeiçoamento. A sensibilidade humana é por demasiada baixa e a capacidade da leitura do todo é algo que se carece no momento. A tendência da disseminação das especializações científicas tem levado a um reducionismo. Entender as partes não quer dizer que se entende o todo. A soma das partes nem sempre corresponde ao todo.

Na percepção, o leigo talvez tenha uma sensibilidade maior, mas tem dificuldades de encontrar a razão, os mecanismos de atuação da natureza, como, por exemplo, a diferença entre a composição química da água e da água oxigenada. Para que se possa melhor utilizar o potencial de cada uma, e de forma adequada, é necessário descobrir suas respectivas fórmulas químicas, suas características, benefícios e malefícios.

APLICABILIDADE DO CONHECIMENTO

Quanto à aplicabilidade do conhecimento (terceiro passo), a escritora Cora Coralina traduz muito bem o que deve ser observado: “*o saber aprende-se com os mestres, mas a sabedoria, só com o corriqueiro da vida*”. Tricotar o conhecimento adquirido na academia de forma às vezes segmentada não é fácil. Para aplicar o conhecimento, é preciso entender o todo, e são essas ações que atualmente carecem no melhor uso dos recursos naturais.

Diante disso, é preciso refletir sobre alguns pontos que, às vezes, são simples, mas, em razão da falta de percepção, não se consegue visualizar os caminhos a seguir (Quadro 1).

Quadro 1. Diante de interações complexas é preciso simplificar sem perder a noção do todo

<p>INTERAÇÕES COMPLEXAS</p> <ul style="list-style-type: none">• Por que será que, apesar dessa complexidade, consegue-se fazer algumas predições?• Será que todos os fatores variam simultaneamente?• Será que alguns fatores permanecem constantes?• Mesmo, não sendo constantes, será que a alteração de um fator de um lugar para o outro vai ser muito significativa?
<p>IDEIAS</p> <ul style="list-style-type: none">• Em cada local, apenas umas poucas variáveis, geralmente uma, limitam mais acentuadamente a produtividade dos ecossistemas.• A identificação desses fatores-chave exige a percepção de todo o sistema.• Em áreas relativamente homogêneas quanto a esses fatores-chave, é possível, em muitas circunstâncias, a construção de chaves de identificação de ambientes, normalmente indepassáveis para os não especialistas.

Percebe-se que, apesar da natureza ser complexa, é preciso simplificar sem perder a noção do todo. As vacas Holandesas podem ser facilmente separadas das Nelores pela cor da pelagem, e qualquer leigo seria capaz de fazer isso, desde que alguém explique que as vacas Holandesas apresentam duas cores (preta e branca) e que as Nelores são de pelagem branca. Daí, após a separação das referidas raças bovinas, as características de cada uma poderiam ser facilmente compreendidas (Quadro 2).

Quadro 2. Características gerais das vacas Holandesas e Nelores

Características das vacas	
Holandesas	Nelore
Cor da pelagem: preta e branca	Branca
Mais dóceis	Mais bravias
Produzem mais leite	Produzem menos leite
Menos resistentes a doenças	Mais resistentes a doenças
Exigem alimentação mais adequada	Mais rústicas
Não suportam altas temperaturas	Suportam melhor altas temperaturas

Conforme explicado, critérios simples podem ser utilizados na separação dos ambientes. Isto facilitaria, posteriormente, elencar as características principais de cada um. Este processo de simplificação precisa ser incentivado e transferido para a sociedade pelos especialistas, pois todos devem estar engajados no melhor uso dos recursos naturais. Decodificar a linguagem técnica ou científica para leigos não é tão fácil, mas devem-se procurar estes meios para a compreensão dos mecanismos da natureza.

A ciência do solo, às vezes nas suas classificações, usa terminologias complicadas para o leigo. Por exemplo, para uma professora de segundo grau, a classe Plintossolo pouco representa ou mesmo o Neossolo Flúvico, mas, ao simplificar a linguagem e principalmente mostrar no campo a diferença entre uma e outra, e o comportamento de cada uma, fica mais fácil compreender as características de ambas e como manejá-las adequadamente.

LINGUAGEM DA NATUREZA

A natureza comunica-se de diferentes formas. Por exemplo, na região da Zona da Mata de Minas Gerais, mais precisamente no Planalto de Viçosa, distintos ambientes podem ser diferenciados pela pedoforma (formas da paisagem associada à tipologia de solo e ambiente) e também pela localização (Figura 1). Cada um tem suas características e seu comportamento peculiar. Identificá-los pode não ser complicado ou tão difícil assim, mesmo para leigos.

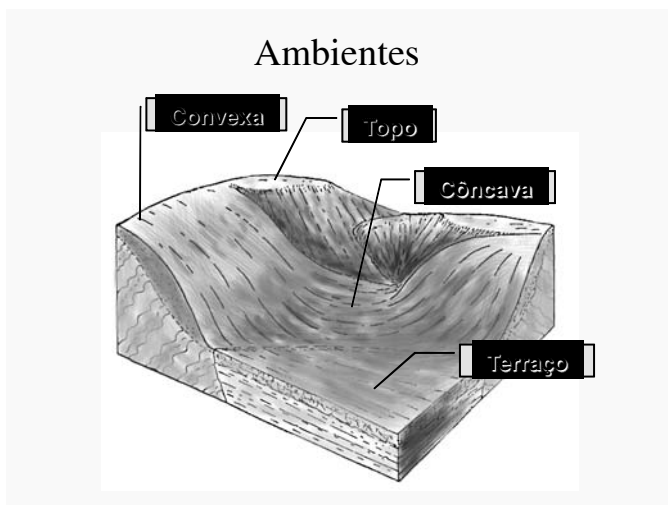


Figura 1 - Diferentes ambientes da Zona da Mata de Minas Gerais (Fonte: RESENDE et al., 2007; desenho: Sérvulo Batista de Rezende).

Verifica-se, na Figura 1, que há uma parte plana no topo e outra no fundo do vale. Na parte plana denominada Terraço (fundo do vale) ocorre o Argissolo Vermelho-Amarelo. Este ambiente é o mais intensamente habitado e usado pelos agricultores. Normalmente é o mais rico em nutrientes – caracteriza-se por ser um ambiente “conservador”: a erosão é nula por ser

plano e por ser pouco permeável, e a lixiviação é baixa, o que permite que a reciclagem de nutrientes seja mais eficiente. Isto, por exemplo, tem implicações no uso do fogo. Nesse ambiente, em se pensando em nutrientes, é mais conservador. A queima não traria tantos prejuízos quando comparada com a parte montanhosa, que apresentaria maior erosão e lixiviação. Por outro lado, essas áreas estão sendo cada vez mais ocupadas com construções, embora seja a melhor terra, restando terras declivosas, de menor fertilidade, as quais irão requerer, para serem produtivas, alta demanda de insumos agrícolas, que já são escassos.

O inconveniente desse ambiente (Terraço) é que não apresenta uma boa drenagem e, no período de muitas chuvas, acarreta a deficiência de oxigênio para as plantas mais suscetíveis, como o tomate. Sabedor disso, o agricultor que tem experiência não o cultiva no período de verão (chuvoso – novembro a março) neste ambiente. O agricultor procurará normalmente as partes mais declivosas, mas não as tão excessivas, da encosta no período de verão, neste caso, o terço inferior dela onde ainda tem um ambiente relativamente conservador sem ser muito inclinado. No período seco de abril a outubro, é possível cultivar o tomate no Terraço, o que traz maior facilidade para o agricultor, pois o ambiente é plano e esta mais perto da fonte d'água, o que implica menor custo de energia e maior facilidade de acesso.

Logo, associar a estratificação dos ambientes à sensibilidade das culturas e às estações do ano (período seco ou chuvoso) é necessário. Há ainda a necessidade de relacionar as diversas variáveis ambientais e econômicas (transporte, comercialização etc.), para ter sucesso no empreendimento. Essas interações, às vezes, passam despercebidas e são muito importantes para quem lida com a terra, especialmente para a agricultura familiar, em que a perda de uma safra pode comprometer a segurança econômica da família.

Há outro ambiente (Figura 1) que é conhecido como “grotá”. É a parte intermediária, côncavo-côncava, ainda mais úmida e que recebe os nutrientes, via erosão laminar, da parte superior. Nela, ocorre o Argissolo Vermelho-Amarelo, mas já transicionando para o terço superior da encosta, latossólica.

Nesta parte, o agricultor normalmente cultiva milho, feijão e outras culturas anuais, por causa da melhor fertilidade e, principalmente, por ter maior disponibilidade de água, o que otimiza a disponibilidade de nutrientes, ainda que sejam poucos. Percebe-se que, na região da Zona da Mata mineira, dificilmente o milho ou o feijão é cultivado na parte montanhosa. São solos extremamente pobres em nutrientes, exceto os solos muito inclinados, quase em relevo escarpado, e que foram submetidos a um intenso processo de rejuvenescimento, que é o caso de parte da Serra de São Geraldo, onde predomina os Cambissolos eutróficos.

A parte superior (Figura 1) pode-se dividir em dois grandes ambientes: a parte convexo-convexa e a plana (topo dos morros, às vezes amplos). Nesses ambientes ocorre o Latossolo Vermelho-Amarelo mesodistrófico (extremamente pobre quimicamente), que são usados em sua maioria com pastagens que já chegaram ao seu limite de produtividade – a maioria encontra-se em diferentes níveis de degradação biológica (NASCIMENTO et al., 2006). Não há como recuperá-las sem calagem e adubações pesadas, e estas recomendações são na sua maioria inviáveis economicamente. Atualmente, essas pastagens estão em processo acentuado de degradação sem nenhuma outra opção, em condições naturais, senão serem dominadas por plantas invasoras, como o sapé (*Imperata brasiliensis*) e o capim-rabo-de-burro (*Andropogon bicornis*). Normalmente, com a interferência humana são plantados cafezais dependentes de fertilizações e, ultimamente, eucalipto, também com adubações pesadas de correção e de manutenção.

Nas outras áreas, de declividade acentuada, ocorre o Cambissolo Latossólico (EMBRAPA, 2006). Esses solos foram erodidos e apresentam solum (horizonte A + B) estreito. São os mais fáceis de ser degradados, tanto pelo uso como também pela erosão laminar (às vezes ocorrem voçorocas), e os grandes produtores de sedimentos para os corpos hídricos. Deveriam, prioritariamente, ser deixados como áreas de reserva natural (Classe 6, no Sistema de Aptidão Agrícola), com enriquecimento de espécies de árvores comerciais da própria Mata Atlântica ou essências exóticas, como o eucalipto.

Deve-se salientar que este ambiente é pobre em nutrientes, e poucas espécies conseguem alcançar níveis adequados de produtividade sem calagem e adubações convenientes.

Logo, o que se verifica é que é possível (Figura 1) separar os ambientes. Cada um tem um comportamento peculiar. O princípio é: se são diferentes, devem merecer manejos diferentes.

Esta parte montanhosa representa cerca de mais de 85% da área total. É o grande desafio no melhor uso dos recursos naturais na Zona da Mata mineira. Transformar essas pastagens degradadas em áreas que apresentem sustentabilidade e com um retorno econômico aos proprietários parece que não é tão fácil nos modelos atuais de compreensão e de manejo dos solos. Este talvez seja o grande desafio atual. Visualizar o silvipastoril como uma opção ambiental e econômica mais viável parece que está difícil, tanto para os proprietários como para os fomentadores das políticas governamentais.

INDICADORES AMBIENTAIS

Embora haja indicadores clássicos e de maior amplitude na área da pedologia, como cor (nem sempre é eficiente), pedoforma (plano, côncavo-côncava, convexo-convexa etc.) e espessura do solum (horizonte A + B), no Acre, a taboca, um tipo de bambu do gênero *Guadua* e com várias espécies (*G. weberbaueri*, *G. sacocarpa*, *G. superba* e *G. angustifolia*) (SILVEIRA, 2005), é indicadora de solos rasos, de argilas ativas e de drenagem restrita (VIDALENC, 2000). Há outros indicadores que tanto identificam solos eutróficos ou distróficos, bem como, o estado de degradação ambiental (Quadro 3). Assim, a percepção local é necessária, a qual se denomina de escala 1:1, para compreender aquele ambiente localizado, detalhado, como também, o regional.

Quadro 3 – Algumas plantas que atuam como indicadores ambientais de fertilidade e níveis de degradação do solo

Nome		Características ambientais
Comum	Científico	
Colonião	<i>Panicum maximum</i>	Exigente em nutrientes e em temperaturas mais altas. Caracteriza os solos eutróficos (mais ricos). Mais resistente a fogo e suporta melhor o pisoteio. Como ocorre em touceiras, protege menos a superfície do solo (mais propício à erosão laminar) e, pelo rápido crescimento no período de verão, pode produzir muitos talos, o que dificulta o pastoreio pelos animais. Muitas vezes o pecuarista usa o fogo (queimada) para “renovar” a pastagem. Se o fogo for usado em ambiente distrófico, o colonião é rapidamente substituído por outras gramíneas menos exigentes.
Capim-gordura	<i>Melinis minutiflora</i>	Adaptado a solos pobres e porosos (Latosolos) e a temperaturas mais amenas. Não suporta fogo e nem pisoteio. Recobre melhor o solo que o colonião. Prevalece mais em Latossolos inclinados, pois, como o pisoteio dos animais ocorre localizado (caminhos), há menor compactação, o que facilita o seu desenvolvimento.
Sapé	<i>Imperata brasiliensis</i>	Ocorre em reboleiras e caracteriza ambientes degradados, submetidos a intensa erosão laminar, baixa fertilidade e a densidades do solo mais elevadas. Suporta bem fogo, mas o gado só se alimenta na rebrota, quando novo, após a queima.
Braquiárias	<i>Brachiaria sp.</i>	São utilizadas normalmente no processo de recuperação de pastagens degradadas. Dentre elas, a braquiária quicuio é mais resistente a solos extremamente pobres.
Barba-de-bode	<i>Aristida pallens</i>	Caracteriza solos de baixa fertilidade e degradados.
Taboa	<i>Thypha domingensis</i>	Comum em áreas alagadiças e com baixo teor de ferro e maiores teores de matéria orgânica.
Beldroega	<i>Portulaca oleracea</i>	Indica solo fértil, não prejudica as lavouras, protege o solo e é planta alimentícia, com elevado teor de proteína.
Rabo-de-burro	<i>Andropogon sp.</i>	Típico de terras abandonadas e degradadas. Indica solos ácidos, com baixo teor de cálcio e compactados.
Gramma-seda	<i>Cynodon dactylon</i>	Indica solos muito compactados.
Vassoura	<i>Cida sp.</i>	Ocorre em solos compactados.

Fonte: Resende et al. (1988); Campos et al. (2003); Araújo (2009).

Uma das formas mais simples para compreender os ambientes é a estratificação pela classe de solos, pois, dentre tantos outros fatores como a biosfera, atmosfera, litosfera, hidrosfera, é a que faz a intercessão com todas (Figura 2).

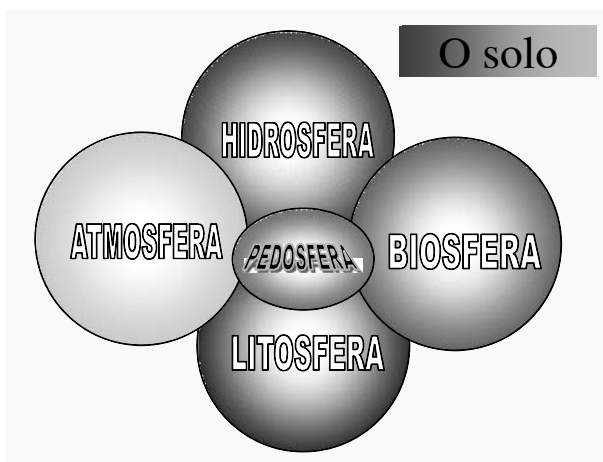


Figura 2 - O solo interage com todos os outros ambientes.

De forma simplificada, os principais indicadores ambientais e sua interpretação são apresentados nos Quadros 4, 5 e 6.

Quadro 4 - Principais tipos de pedoforma existentes que atuam como indicadores ambientais

Pedoforma	Interpretação
Convexo-convexa	Facilita a remoção da água, representa as formas de equilíbrio e identifica os solos mais intemperizados, normalmente os Latossolos.
Côncavo-côncava	Apresenta maior instabilidade nos pontos mais altos (maior suscetibilidade à erosão laminar e, ao expor o horizonte C, facilita ao voçorocamento).
Plana, com alta densidade do solo	Ambientes conservadores proporcionam a manutenção dos nutrientes (reciclagem é mais fácil), mas a densidade elevada dificulta a penetração da água. Ocorre em ambientes anóxicos temporariamente e pode também disponibilizar ferro e manganês em maior quantidade, provocando toxicidade em plantas mais sensíveis.
Plana, com baixa densidade do solo	Normalmente são os solos arenosos ou gibsíticos ou com altos teores de ferro. A infiltração da água é facilitada e pode ocorrer maior facilidade de contaminação do lençol freático. A reciclagem ou a manutenção dos nutrientes no sistema é mais difícil.

Fonte: Resende et al. (1992).

Quadro 5 - Profundidade dos horizontes, pode indicar a instabilidade ambiental

Profundidade dos horizontes	Características
B e C profundos	Intemperismo acentuado, com risco de erosão nas áreas com declive.
B ausente e C profundo	Ocorre no Neossolos Flúvico e Quartzarênico e tem o mesmo comportamento do anterior, mas normalmente, por sua alta permeabilidade e por ocorrer em relevo plano, é menos suscetível à erosão (laminar e até voçorocamentos), mas pode ocorrer o solapamento.
B pouco espesso	Área naturalmente instável. Ocorre nos Cambissolos Latossólicos da Zona da Mata. São facilmente erodidos e grandes produtores de sedimentos, além de, nos períodos de muita chuva, terem facilidade de deslizamento.
B pouco espesso sobre rocha	Resistente ao voçorocamento. Na maioria das vezes, se a rocha é rica, é também eutrófico, mas se a rocha é pobre (quartzito, micaxisto ou pelíticas) cria ambiente extremamente pobre (falta de nutrientes e de água, solos pouco profundos)

Fonte: Resende et al. (1992).

Quadro 6 - Cor dos solos pode indicar a drenagem e a fertilidade dos solos em relação aos outros e também o tipo de material de origem

Cor	Indicação
Vermelhos	Prevalece na cor a hematita e, normalmente, são solos melhores em relação aos outros. Em geral, denotam solos bem drenados durante sua formação.
Amarelos	Predomina a goethita. Normalmente, são solos mais pobres e, se cauliniticos, com baixo teor de ferro, são muitos propensos à coesão e à compactação.
Esbranquiçados	Ausência completa de óxidos de ferro. Quando secos são extremamente duros e apresentam normalmente altos teores de alumínio trocável. Não deveriam ser drenados.
Vermelho-Amarelos	Mistura de goethita com hematita. Normalmente, são solos mais porosos e mais resistentes à erosão, tanto laminar como em sulcos.

Fonte: Resende et al. (1992).

Embora esses indicadores sejam úteis na compreensão dos ambientes, nem sempre são verídicos. Por exemplo, nem todo solo vermelho é fértil. Há exceções e muitas. Diante disso, conclui-se que uma série de atributos pode funcionar como indicadores ambientais, mas poucos, às vezes, têm validade local. Normalmente, os pequenos agricultores têm maior sensibilidade a pequenas variações locais ambientais, pois procuram conviver mais com a natureza em razão da menor disponibilidade de recursos financeiros. Plantar banana, milho ou taioba nos lugares mais úmidos é comum entre eles. Eles identificam na propriedade cada nicho onde plantam as diversas culturas, criando um mosaico de uso da terra. Prevalece, em razão da menor disponibilidade financeira ou “tecnológica”, o sistema de convivência com a natureza ao invés das práticas de redução dos fatores limitantes. Procuram adaptar as culturas ao ambiente e não o ambiente à cultura (por exemplo, no plantio da soja modifica-se o ambiente com calagem e adubações de correção e manutenção).

É inegável que para cada ambiente há a necessidade de perceber ou encontrar os indicadores ambientais. Na Zona da Mata mineira, podem-se encontrar vários, e a pedoforma e a vegetação (tipo de capim – colônio ou gordura) associadas à profundidade dos solos são bons indicadores. No Cerrado, por exemplo, o tipo de vegetação pode ser um bom indicador das condições pedoclimáticas (Figura 3).



Figura 3 - Vegetação típica do Cerrado – gradiente edáfico e de biomassa.

Verifica-se que há uma tendência de melhoria das condições ambientais do Campo Sujo para o Cerradão. Às vezes, uma característica ou delta (aquilo que está em mínimo) pode limitar a melhoria do desenvolvimento vegetal. Como na região do cerrado não há falta de chuva acentuada e nem falta de oxigênio no solo (a maioria dos solos são porosos), os fenômenos que afetam o crescimento das plantas de Campo Sujo a Cerradão são aqueles mais comuns, que afetam a maioria das condições brasileiras: a fertilidade e a disponibilidade de água no solo (pedoclima). Esses dois atributos estão ligados a diferentes fatores, como rocha, profundidade dos solos, intemperismo. O pedoclima é diretamente influenciado pelo lençol freático e as chuvas.

A associação destes dois atributos, baixa fertilidade e pedoclima mais seco, torna o ambiente extremamente inóspito e leva, normalmente, a uma vegetação gramínoide ou, em caso extremo de rocha exposta, a cactáceas. Neste caso, a deficiência hídrica é mais acentuada.

A degradação de pastagens no Acre está centrada, basicamente, em três feições características: na degradação agrícola (infestação por invasoras), na degradação biológica (degradação do solo) e na síndrome da morte do capim-braquiário (ARAÚJO, 2009). Esses tipos de degradação podem ocorrer de forma isolada ou de maneira simultânea, e sua intensidade depende das condições edafoclimáticas do local, da gramínea forrageira utilizada e do manejo adotado. Evidentemente, a escolha de determinados indicadores ambientais que refletem a degradação nesses ecossistemas de pastagens dependerá das características morfofisiológicas da gramínea forrageira e das características intrínsecas de cada ambiente. Neste sentido, Araújo (2008) elencou uma série de indicadores (descritivos e analíticos) associados ao tipo de degradação (Quadro 7).

Quadro 7 - Indicadores de solo e ambiente, que podem nortear o estudo de degradação de ecossistemas de pastagens no Acre

Tipo de degradação	Indicadores	
	Descritivos	Analíticos
Agrícola	Composição botânica de plantas indesejáveis (invasoras); status nutricional da forrageira (diagnose visual).	-
Física	Textura, cor do solo (zonas de redução; início), drenagem, espessura do horizonte A, espessura do solum (horizontes A+B), erosão, relevo, declividade, consistência do solo, padrão de desenvolvimento do sistema radicular, selamento e encrostamento do solo.	Textura do solo, densidade do solo; infiltração, porosidade do solo, capacidade de retenção de água, resistência do solo à penetração, estabilidade de agregados, condutividade hidráulica e argila dispersa em água.
Química	Concreções de manganês (efervescência com H ₂ O ₂).	pH, C orgânico, Al ³⁺ , N, P e K ⁺ , soma de bases, saturação de bases (V%), matéria orgânica leve (MOL).
Físico-Química	-	Capacidade de troca catiônica (CTC); potencial redox.
Biológica	Presença de cupinzeiros, solo desnudo, presença de macrofauna edáfica (canais, coprólitos) modificações morfofisiológicas da forrageira e alteração na produção.	Biomassa microbiana do solo, respiração microbiana do solo, nitrogênio potencialmente mineralizável e quantidade e diversidade da fauna edáfica.
Síndrome da morte do capim-braquiarião	Solum raso, rachadura do solo, cores esbranquiçadas e acinzentadas do solo, áreas de baixada, amarelecimento e seca do capim, presença de invasoras adaptadas a solos encharcados, selamento e encrostamento do solo.	Densidade do solo, porosidade, condutividade hidráulica, potencial redox, proporção de silte maior que argila.

Fonte: Araújo, (2008).

CONCLUSÕES

- Se houver sensibilidade na percepção ambiental, podem-se evitar etapas e facilitar as tomadas de decisões de forma mais correta e sábia;
- Pelos indicadores ambientais, pode-se ter o caráter preditivo. Com isto, ganha-se tempo na compreensão dos fenômenos naturais. O experimento pode ter sido já instalado pela própria natureza. Identificá-los e interpretá-los e dar a aplicabilidade ao conhecimento são os passos necessários ao bom uso dos recursos naturais;
- A natureza tem a sua forma de comunicação, e tentar compreendê-la faz parte do melhor uso dos recursos naturais;
- O conhecimento científico não é tão necessário na fase da percepção ambiental. Às vezes, o leigo, devido ao seu convívio diretamente com a natureza desenvolve maior sensibilidade. Isso facilita muito nas outras fases tais como na interpretação dos fatos e na aplicabilidade dos conhecimentos;
- Os indicadores ambientais têm a sua maior eficiência localmente, embora alguns tenham maior amplitude.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, E. A. **Qualidade do solo em ecossistemas de mata nativa e pastagens na região leste do Acre, Amazônia Ocidental**. 2008. 232 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

ARAÚJO, E. A. Degradação de pastagens cultivadas no Acre: aspectos conceituais, indicadores e avaliação. **Acre Rural**, Rio Branco, p. 30 – 41, 2009.

ARAÚJO, E. A.; AMARAL, E. F.; LANI, J. L. Amostragem de solo. In: WADT, Paulo Guilherme Salvador. (Org.). **Manejo do solo e recomendação de adubação para o Estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa/CPAF, 2005. p. 229-243.

CAMPOS, C. E. B. et al. Indicadores de campo para solos hidromórficos na região de Viçosa (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, n. 6, p.1057-1066, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa /CNPS, 2006. 306p.

KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos e geoquímicos. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 107-138.

NASCIMENTO, M. C. et al. Uso de imagens do sensor ASTER na identificação de níveis de degradação em pastagens. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 196-202, 2006.

RESENDE, M.; CARVALHO FILHO, A.; LANI, J. L. Características do solo e da paisagem que influenciam à susceptibilidade a erosão. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO NO CERRADO, 1990, Goiânia. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 32 – 66.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D. P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações**. Brasília: Ministério da Educação; Lavras: ESAL; Piracicaba: Potafos, 1988. 81p.

RESENDE, M. et. al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5. ed. Lavras: UFLA, 2007. 332p.

SILVEIRA, M. **A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas**. Rio Branco: EDUFAC, 2005. 157p.

VIDALENC, D. **Distribuição das florestas dominadas pelo bambu *Guadua weberbaueri* Pilger em escala de paisagem no sudoeste da Amazônia e fatores edáficos que afetam sua densidade**. 2000. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Amazonas, Manaus, AM, 2000.

Indicadores de qualidade do solo: descrição, uso e integração para fins de estudo em agroecossistemas

Guilherme Kangussu Donagemma¹, Guilherme Montandon Chaer², Fabiano de Carvalho Balieiro³, Rachel Bardy Prado⁴, Aluisio Granato de Andrade⁵, Marcelo Ferreira Fernandes⁶; Heitor Luiz da Costa Coutinho⁷; Maria Elizabeth Fernandes Correia⁸ e Edmundo Barrios⁹

¹ Eng^o Agr^o, DSc., Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos). Rua Jardim Botânico, 1.024, 22460-000, Jardim Botânico - RJ.

Correio eletrônico: donagemma@cnps.embrapa.br

² Eng^o Agr^o, Ph.D., Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA - Agrobiologia), Rodovia BR 465, km 7, 23890-000, Seropédica – RJ.

Correio eletrônico: gchaer@cnpab.embrapa.br

³ Eng^o Agr^o, DSc., Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos). Rua Jardim Botânico, 1.024, 22460-000, Jardim Botânico - RJ.

Correio eletrônico: balieiro@cnps.embrapa.br

⁴ Biológa, DSc., Pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos). Rua Jardim Botânico, 1.024, 22460-000, Jardim Botânico - RJ.

Correio eletrônico: rachel@cnps.embrapa.br

⁵ Eng^o Agr^o, DSc., Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos). Rua Jardim Botânico, 1.024, 22460-000, Jardim Botânico - RJ.

Correio eletrônico: aluisio@cnps.embrapa.br

⁶ Eng^o Agr^o, DSc., Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA - Tabuleiros Costeiros). Av. Beira Mar, 3250 – Jardins, Caixa Postal 44, 49025-040, Aracaju, SE.

Correio eletrônico: marcelo@cpatc.embrapa.br

⁷ Eng^o Agr^o, Ph.D., Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos). Rua Jardim Botânico, 1.024, 22460-000, Jardim Botânico - RJ.

Correio eletrônico: heitor@cnps.embrapa.br

⁸ Licenciada em Ciências Biológicas, DSc., Pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Agrobiologia). Rodovia BR 465, km 7, 23890-000, Seropédica – RJ.

Correio eletrônico: ecorreia@cnpab.embrapa.br

⁹ Biólogo, Ph.D., Pesquisador visitante da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos). Rua Jardim Botânico, 1.024, 22460-000, Jardim Botânico - RJ.

Correio eletrônico: edmundo.barrios@gmail.com

INTRODUÇÃO

O monitoramento das alterações nas propriedades do solo em resposta a atividades agropecuárias ou de conservação e recuperação ambiental tem sido objeto de estudo há algumas décadas. Recentemente, esses estudos foram intensificados com uma nova abordagem que visa descrever o estado de conservação do solo por meio da medição de propriedades indicadoras do desempenho de diversas funções produtivas e ambientais do solo, as quais em conjunto definem a sua qualidade. Diversas propriedades do solo, sensíveis a modificações no uso e manejo promovidas por atividades antrópicas, têm sido propostas como indicadores de sua qualidade. A análise integrada desses indicadores busca uma simplificação da natureza complexa do solo para, de uma forma prática, avaliar os impactos causados pela atividade humana sobre a sua qualidade e sustentabilidade.

Neste capítulo, descrevemos quais são e como têm sido aplicados os principais indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo. São apresentadas ainda as suas vantagens e limitações, além de uma abordagem sucinta dos principais métodos utilizados para a análise integrada desses indicadores, sua relação com indicadores de qualidade da água e a importância da relação dos indicadores científicos com os indicadores de conhecimento local.

DEFINIÇÕES E FINALIDADES

Qualidade do solo tem sido definida como “a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro dos limites do ecossistema manejado ou natural, como sustento para a produtividade de plantas e de animais, de manter ou de aumentar a qualidade da água e do ar e de promover a saúde humana” (DORAN; PARKIN, 1994). Por sua vez, indicadores de qualidade do solo podem ser definidos como propriedades físicas, químicas ou biológicas do solo mensuráveis, que de forma integrada, refletem a capacidade do solo em exercer

suas funções básicas nos ecossistemas. O solo tem como funções prover o suporte físico e os nutrientes para as plantas, promover a retenção e o movimento da água, suportar as cadeias alimentares, promover a ciclagem de nutrientes, a diversidade de macro e microrganismos, a remediação de poluentes e a imobilização de metais pesados (BEZDICEK et al., 1996). A avaliação de um conjunto de indicadores de qualidade do solo, portanto, é essencial para monitorar impactos de fenômenos naturais ou de ações antrópicas, como a atividade agrícola sobre o solo (ARSHAD; MARTIN, 2002).

O indicador ideal deve representar fidedignamente o *status* de uma ou várias funções do solo. Além disso, ele deve ser reprodutível, sensível às modificações no solo, de fácil avaliação e de baixo custo. Na prática, devemos observar também o objetivo e a escala do estudo. Por exemplo, se estamos trabalhando na escala mais detalhada de parcelas experimentais e estamos estabelecendo um conjunto mínimo de indicadores para monitorar o impacto do uso e manejo sobre a qualidade do solo, talvez seja possível trabalhar com indicadores de custo mais elevado e que demandem equipamentos caros ou medições mais trabalhosas. Por exemplo, a análise da condutividade hidráulica saturada de campo realizada com permeâmetro de Guelph, apesar de prover uma informação do solo de extrema importância, é uma determinação bastante demorada, principalmente em solos argilosos, onde a avaliação de um único ponto pode levar várias horas de trabalho. No entanto, essa análise se torna plenamente viável em áreas experimentais, onde normalmente poucas medições são necessárias. Por outro lado, em avaliações de escalas mais generalizadas, como o monitoramento de propriedades de toda uma bacia hidrográfica, é necessário a escolha de indicadores de baixo custo e que, preferencialmente, sejam de fácil e rápida medição. Uma estratégia interessante pode ser relacionar ou calibrar as medidas de indicadores de baixo custo e fácil medição, mesmo que sejam de menor precisão, com indicadores mais precisos, mas de custo de análise mais elevado. Por exemplo, é comum associar o teor de matéria orgânica do solo superficial com a sua cor, uma vez que a matéria orgânica confere uma coloração escura ao solo. A definição de tais

relações permitem ainda que os próprios agricultores realizem o monitoramento da qualidade do solo de suas áreas de produção.

INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

Indicadores visuais

A análise de indicadores de qualidade do solo pode ser realizada por observações visuais realizadas em campo, como a análise de propriedades morfológicas observadas no perfil de um solo. Algumas dessas propriedades, que têm relação com a gênese do solo, podem ser influenciadas de forma mais ou menos intensa de acordo com o tipo e o uso do solo. Como exemplo, podem-se citar a cor e a espessura do horizonte A, a formação de crostas superficiais ou de camadas compactadas subsuperficiais (“pé de grade”). Outros indicadores visuais em campo são o tipo e a diversidade da vegetação e a presença de erosão.

Cor e espessura do horizonte A

O horizonte A do solo é o horizonte mineral mais superficial, que se caracteriza por apresentar maior incorporação de matéria orgânica e é o de maior atividade biológica de microrganismos ou raízes (OLIVEIRA et al., 1992). A matéria orgânica é fator fundamental na qualidade do solo, pois influencia sua estrutura e, dessa forma, a dinâmica de ar e água e a ciclagem de nutrientes, fatores fundamentais para o desenvolvimento das plantas. Além disso, em razão da maior quantidade de matéria orgânica nesse horizonte, a sua cor é escura. Dessa forma, pode-se comparar a cor deste horizonte do solo em uso com a cor do mesmo horizonte e mesmo solo sob vegetação nativa (referência). Quando essa cor se tornar mais clara, pode-se inferir que o solo está se degradando ou perdendo qualidade. Porém, se a cor se mantiver escura em relação à referência, pode-se dizer que a qualidade está se mantendo.

A espessura do horizonte A também pode nos auxiliar a verificar a sua qualidade (Figura 1). De modo geral, após a remoção da vegetação nativa pode haver redução da espessura do horizonte A em razão da oxidação e decomposição da matéria orgânica, ou de perdas por erosão. Em muitos solos pobres do Brasil, esse processo pode ser detectado após um período de 2 a 3 anos, depois da remoção da vegetação nativa e da introdução de culturas, sem os devidos cuidados para evitar a degradação e a erosão do solo.



Figura 1 - Argissolo Vermelho sob mata e sob pastagem em Itaperuna-RJ.
(Fotos de J.F. Lumbreras e A. Carvalho Filho).

Encrostamento superficial

A formação de encrostamento superficial ocorre quando o solo fica exposto ao impacto direto da gota de chuva e a ciclos de umedecimento e

secagem. Nessas condições, o solo tem a sua estrutura natural degradada, havendo o rearranjo de partículas e entupimento de macroporos, formando assim uma crosta na superfície do solo (Figura 2). Dessa forma, há uma redução drástica da infiltração de água no solo e a formação de uma camada de resistência à emergência de plântulas.



Figura 2 - Encrostamento superficial favorecido por doses elevadas de lodo de esgoto, dificultando a emergência de plântulas de milho em um Latossolo Vermelho distroférico argiloso de Jaguariuna-SP (Foto de J.R. Macedo).

Compactação

O fenômeno em que ocorre a redução do volume do solo por pressão de máquinas ou implementos é chamado de compactação do solo. Esse fenômeno indica a perda de qualidade do solo, pois pode dificultar o crescimento de raízes, reduzir a macroporosidade e restringir os fluxos de água e ar no solo. A compactação pode ocorrer na camada superficial do solo, por efeito do pisoteio de animais, ou na subsuperfície. Nesse último caso, é comum a compactação na camada de 20 a 30 cm de profundidade em decorrência da passagem continuada de implementos, como arado e grade usados para o

preparo do solo. A compactação pode ser verificada em campo pelo endurecimento do solo, principalmente quando seco, ou pela comparação da resistência à penetração de uma faca em relação a um perfil do mesmo tipo de solo, mas sob vegetação natural. Outra forma de verificar a compactação do solo é observar o comportamento do crescimento das raízes das plantas, uma vez que, em solos compactados, estas se tornam mais superficiais e com crescimento horizontalizado, pois não conseguem romper a camada compactada e aprofundar-se no perfil do solo.

Vegetação

A vegetação pode indicar a fertilidade do solo e/ou se há maior ou menor conteúdo de água nele ao longo do ano. Por exemplo, o buriti do cerrado é uma espécie indicadora de solos férteis e que possuem maior disponibilidade de água ao longo do ano em relação aos solos adjacentes. O capim-colonião também está geralmente associado a solos com maior fertilidade. Já o capim-gordura e o sapé ocorrem geralmente em solos ácidos, adensados e pobres em nutrientes (RESENDE et al., 2007). Em regiões da Mata Atlântica, a perda de qualidade do solo pode ser indicada pela vegetação na seguinte ordem: mata nativa ou secundária, capim-braquiária, capim-gordura, sapé.

Erosão

A avaliação dos processos erosivos no solo permite diagnosticar a perda de qualidade do solo. Há uma sequência de ocorrência do processo erosivo causado pela água da chuva: erosão laminar à erosão em sulcos à voçoroca. A erosão laminar caracteriza-se pela perda do horizonte A e, como o próprio nome diz, o solo é perdido em sucessivas lâminas carregadas pela água de escoamento superficial (Figura 3A). Já o sulco de erosão forma-se no caminho preferencial do escoamento superficial da água com o aprofundamento do processo erosivo além da superfície do solo, formando verdadeiras canaletas

no solo (Figura 3B). Por fim, a voçoroca é o estágio mais avançado da erosão hídrica, formando crateras no solo de dimensões que variam de poucas a centenas de metros de extensão (Figura 3C).



A

Erosão laminar

B

Erosão em sulcos



C

Voçoroca

Figura 3 - Diferentes estágios do processo de erosão causada pela água.

(Foto de C.L. Capeche)

PROPRIEDADES DO SOLO COMO INDICADORES DE QUALIDADE

Indicadores Físicos

A capacidade que o solo apresenta de prover o sistema radicular com condições físicas adequadas para seu crescimento e desenvolvimento das plantas é denominada qualidade física do solo. Os atributos físicos do solo diretamente relacionados com o crescimento das plantas são: a retenção de água, a aeração e a resistência a penetração das raízes (LETEY, 1985).

Há diversas propriedades físicas do solo que vêm sendo utilizadas para avaliação de sua qualidade. Muitas vezes, há a necessidade da coleta das amostras indeformadas de solo, ou seja, que preservam a sua estrutura, por meio de anéis volumétricos (Figura 4). Estes permitem diversas determinações como a densidade do solo, a porosidade total, a macro e microporosidade, a condutividade hidráulica e a retenção de água. Amostras de blocos indeformados, por sua vez, são usadas para a determinação da estabilidade de agregados (Figura 5).



Figura 4 - Anel volumétrico. (Foto de R.B. Prado)



Figura 5 - Bloco para estabilidade de agregados. (Foto de G.K Donagemma)

Estabilidade de agregados e índices de estabilidade

A resistência da estrutura do solo é avaliada no laboratório pela análise da estabilidade de agregados utilizando amostras indeformadas (EMBRAPA, 1997). Os resultados são expressos em porcentagem de agregados estáveis, mas também podem ser calculados índices de agregação. Os mais comuns são o diâmetro médio ponderado (DMP), o diâmetro médio geométrico (DMG) e o índice de estabilidade de agregados (IEA). Os cálculos desses índices podem ser encontrados em Kempers e Rosenau (1986).

A estabilidade de agregados apresenta, em geral, relação estreita com a erosão hídrica. Assim, quanto maior a estabilidade de agregados, maior será a resistência à erosão hídrica. Essa resistência varia com o tipo de solo, ou, mais especificamente, em função da textura, mineralogia da fração argila e do conteúdo de matéria orgânica do solo. A resistência à erosão segue de modo geral a seguinte ordem: solos argilosos oxídicos > solos argilosos cauliniticos > solos arenosos (FERREIRA et al., 1999). Assim, na interpretação desse indicador é importante considerar essas propriedades de acordo com a classe de solo.

A estabilidade de agregados e os índices de agregação constituem indicadores de qualidade importantes em solos cultivados, pois é uma medida bastante sensível a alterações no uso e manejo do solo. Essa determinação tem relação estreita com a estrutura do solo e, por consequência, com os fluxos de água e nutrientes do solo. De modo geral, quando se maneja o solo com aração e gradagem continuada (sistema convencional), ocorre redução da proporção de macroagregados em relação aos microagregados.

Argila dispersa em água

No campo, a argila dispersa é aquela que, após impacto direto da gota de chuva e destruição do agregado, fica dispersa na água, e pode ser levada com a água da chuva por erosão até cursos d'água, ou pode decantar nos macroporos da camada superficial do solo, formando crostas de baixa permeabilidade. No laboratório, a argila dispersa em água é quantificada após uma dispersão mecânica por tempo e rotação definidos (EMBRAPA, 1997). Há uma relação direta entre susceptibilidade do solo à erosão e a argila dispersa em água.

Densidade do solo

A densidade do solo é a relação entre a massa e o volume do solo (m/v) e está intimamente relacionada com a sua estrutura. Havendo degradação da estrutura, em geral, haverá redução do volume do solo e conseqüente aumento da densidade. Assim, ela pode se constituir um importante indicador de qualidade do solo.

O conhecimento de pedologia, sobretudo das características das classes de solo, é fundamental para a compreensão e interpretação do indicador de sua qualidade. Há solos que, no seu processo de formação, acumulam argila no horizonte B e isso leva a uma redução da macroporosidade e, por consequência, a um aumento da densidade. Esse processo é chamado adensamento do solo. Os solos que apresentam esse horizonte adensado têm

naturalmente densidade mais elevada que outros, como os Latossolos Amarelos coesos e Argissolo Acinzentado (SANTANA et al., 2006). Assim, ao avaliar esse indicador é importante que o técnico tenha conhecimento dessa característica para não fazer interpretações equivocadas. A comparação com uma referência, que pode ser o mesmo solo sob vegetação nativa, é fundamental para verificar isso.

A avaliação da densidade do solo pode ser feita usando-se o anel volumétrico, um método bastante prático e de baixo custo. Contudo, em solos arenosos muitas vezes é difícil retirar as amostras, pois o solo não permanece no anel. Nesse caso, pode se fazer a determinação pelo método da proveta (EMBRAPA, 1979). Outra alternativa é retirar blocos indeformados, como os retirados para agregados. Esse método preserva mais a estrutura, mas é mais trabalhoso. Um terceiro método é o do torrão parafinado. No entanto, a feitura do torrão é trabalhosa e há limitações com relação à temperatura adequada da parafina para revestir o torrão (EMBRAPA, 1979).

Porosidade do solo

A porosidade total refere-se ao espaço poroso do solo em relação ao seu volume. A forma mais usual de determinar a porosidade total é o método do anel volumétrico. O princípio é obter a densidade do solo e a densidade de partícula e, posteriormente, estimar a porosidade total do solo conforme equação 1:

$$Pt = 100 \times (1 - (ds/dp)) \quad (1)$$

Sendo: Pt a porosidade total; ds a densidade do solo e dp a densidade das partículas.

A porosidade total pode ser subdividida em micro e macroporosidade. A microporosidade representa os poros que, após ser saturada em água, a retém contra a gravidade. A macroporosidade, ao contrário, não a retém, ou são

esvaziados pela ação da gravidade. A funcionalidade desses poros fica evidente quando se considera que os microporos são os responsáveis pela retenção e pelo armazenamento da água no solo e os macroporos são responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água no solo. A porosidade do solo está relacionada com a dinâmica de ar e nutrientes no solo, sendo bastante sensível ao efeito do manejo sobre o solo.

A microporosidade pode ser determinada pelo método da mesa de tensão quando se submete o solo saturado a 60 cm de coluna de água. Após o equilíbrio, a água que ficou retida no solo corresponde aos microporos (EMBRAPA, 1997). A microporosidade pode ser calculada pela equação 2:

$$P_{\text{micro}} = 100 \times (V_{\text{água}}(60\text{cm})/V_t) \quad (2)$$

Sendo: $V_{\text{água}}$ = Volume de água retido nos microporos e V_t = volume total

A macroporosidade pode ser estimada pela diferença entre a porosidade total (determinada pelo anel volumétrico) e a microporosidade.

Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica é a capacidade que um solo tem de conduzir água em resposta a um gradiente de potencial hidráulico. É bastante sensível ao efeito dos sistemas de manejo sobre o solo e tem relação estreita com os fluxos de água no solo e recarga de aquíferos.

A condutividade hidráulica saturada pode ser avaliada no laboratório. Nesse caso, coletam-se amostras indeformadas com anel volumétrico. A determinação é realizada com um permeâmetro de carga constante onde é aplicada uma coluna de água constante sobre o solo. A água percolada é coletada em um recipiente e a taxa de infiltração é dada pelo volume percolado por unidade de tempo. Dessa forma, também se obtém a vazão que pode ser usada para o cálculo da condutividade hidráulica saturada.

Essa determinação é rápida, porém com menor precisão do que a medição de campo. No campo, a condutividade hidráulica saturada é usualmente determinada utilizando-se o permeâmetro de Guelph (Figura 6) ou o infiltrômetro de duplo anel (Figura 7).



Figura 6 - Permeâmetro de Guelph. (G.K. Donagemma).



Figura 7 – Infiltrometro de duplo anel. (G.K. Donagemma).

Resistência à penetração

A medida de resistência à penetração corresponde a uma estimativa da resistência que o solo apresenta à penetração de raízes. Pode ser também considerada uma medida indireta do estado de compactação do solo. Plantas menos tolerantes à compactação e que não conseguem romper a camada compactada podem sofrer drástica redução do seu crescimento, enquanto que outras mais tolerantes e sob condições similares são capazes de romper essa camada e se desenvolver normalmente. De modo geral, até 2 MPa de resistência à penetração não há impedimento ao crescimento das plantas da maioria das culturas. A partir deste valor, contudo, o crescimento pode ser intensamente reduzido.

A resistência à penetração é avaliada utilizando um penetrógrafo ou penetrômetro. Ressalta-se que, para a interpretação dos resultados, deve-se considerar o conteúdo de água no solo. Em geral, o solo mais seco apresenta maior resistência à penetração do que o solo mais úmido.

Água disponível

Entende-se como água disponível (AD), a água retida entre a capacidade de campo (CC) e o ponto de murcha permanente (PM). A CC é a quantidade de água retida 24 horas após a drenagem de um dado solo previamente saturado por chuva ou irrigação. O PM é o ponto em que a água está retida com elevada energia a tal ponto que a planta, por não conseguir absorvê-la, perde sua turgidez, ou seja, murcha.

No laboratório, a determinação da AD do solo consiste em submeter o solo saturado às tensões de 0,033 e 1,5 MPa. Operacionalmente se define que a tensão de 0,033 MPa corresponde à CC e 1,5 MPa ao PM. Assim, a diferença do conteúdo de água entre esses pontos corresponde à AD.

A AD é um indicador de qualidade do solo de extrema importância, pois está relacionada com a função primária do solo de reter e fornecer água para as plantas. Este indicador está intimamente relacionado com a estrutura e a textura do solo, bem como com o conteúdo de matéria orgânica. Assim, a AD pode ser bastante influenciada pelo uso e manejo do solo. Ressalta-se que a sua determinação em laboratório é operacionalmente demorada. Desse modo, tem-se buscado a sua estimativa por meio de funções de pedotransferência, ou por meio de medidas mais rápidas como o equivalente de umidade (EU).

Equivalente de umidade

Outra medida da retenção de água no solo é o equivalente de umidade. O equivalente de umidade (EU) é a umidade determinada em resposta ao equilíbrio de amostras saturadas submetidas a uma definida força centrífuga e tempo.

O EU é determinado em amostras de solo peneiradas e previamente saturadas com água. Essas amostras são submetidas a uma força centrífuga de mil vezes a gravidade durante 30 min. Essa força, em centrífuga com rotor

específico, equivale a um potencial de -33 kPa (CASSEL; NIELSEN, 1986). É uma determinação fácil de realizar, rápida e barata. Além disso, o EU possui geralmente uma relação estreita com a CC. A quantidade de água retida no solo determinada pelo EU aproxima-se da CC em solos de regiões temperadas com predominância de argila de atividade alta (CASSEL; NIELSEN, 1986). O relacionamento entre o EU e a CC pode ser obtido em ensaios em laboratório. Ruiz et al. (2003) desenvolveram uma equação para estimar a capacidade de campo por meio do EU para Latossolos e Neossolos quartzarênicos.

Intervalo hídrico ótimo

O intervalo hídrico ótimo (IHO) é a faixa ótima de umidade do solo para o crescimento de plantas, em que a resistência à penetração não é limitante e a aeração é no mínimo de 10%. Assim, o IHO é um indicador de qualidade do solo que integra aeração, resistência à penetração, densidade do solo, e características de retenção de água (SILVA; KAY, 1996). Além disso, ele tem sido utilizado para o planejamento do preparo do solo sem que haja a compactação. Ressalta-se que são análises caras e demoradas, contudo, estão sendo feitos esforços para relacionar esses parâmetros com indicadores de medição fácil e de baixo custo.

Pressão de pré-consolidação

A curva de compressibilidade é obtida pelo ensaio de proctor, submetendo as amostras indeformadas a diferentes pressões com definida umidade. Obtém-se, a partir dessa curva, a chamada pressão de pré-consolidação, que é a máxima pressão que o solo suporta antes de ter uma deformação que não retorna facilmente num curto espaço de tempo. Essa pressão de pré-consolidação tem sido usada como indicadora da qualidade do solo e para previsão do momento ótimo de umidade para preparar o solo sem que ele sofra compactação (DIAS JUNIOR, 2000). Empresas florestais já têm

utilizado a análise da pressão de pré-consolidação no planejamento de colheita dos talhões, visando evitar a compactação do solo pelas máquinas de colheita de peso muito elevado.

Parâmetro S

Esse indicador de qualidade física do solo foi introduzido recentemente na literatura (DEXTER, 2004a, b, c). É obtido a partir da curva de retenção de água no solo e representa o valor da inclinação da curva de retenção de água no seu ponto de inflexão. De acordo com Dexter (2004a), maiores valores de S (*slope*) indicam melhor distribuição de poros, ou seja, uma condição estrutural que estabelece um adequado funcionamento físico do solo. Assim, esse parâmetro vai ser fortemente influenciado pela textura e estrutura do solo, bem como pelo manejo que influencie na matéria orgânica do solo e no grau de compactação (distribuição do tamanho de poros). Esse parâmetro tem sido utilizado para indicar condições restritivas ao crescimento de plantas. Nesse sentido, Dexter (2004a) propôs os valores $S > 0,035$ e $S < 0,035$ como limites para indicar condições favoráveis e restritivas para o crescimento de plantas, respectivamente. Valores de $S < 0,020$ representariam solos muito pobres e com elevada restrição ao crescimento de raízes.

A determinação do parâmetro S é realizada diretamente a partir da curva de retenção de água. Assim, o cálculo do parâmetro S é realizado pelo modelo de Van Genuchten (1980), conforme equação 3:

$$S = -n (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{res}}) [1+1/m]^{-(1+m)} \quad (3)$$

Sendo: m e n parâmetros da equação de Van Genuchten e θ_{sat} e θ_{res} a umidade de saturação (CC) e a umidade residual (PM), respectivamente.

Streck et al. (2008) avaliaram a sensibilidade do parâmetro S em relação a algumas características de um Nitossolo e seis Latossolos do sul do Brasil.

Esses autores concluíram que o parâmetro S foi um bom indicador da qualidade física dos solos em resposta ao manejo. Além disso, observaram que esse parâmetro sofreu pouca influência dos teores de argila total e de argila dispersa em água, e que ele decresce e aumenta exponencialmente com o aumento da densidade do solo e com o aumento da matéria orgânica, respectivamente.

Indicadores químicos

Teores de macronutrientes, pH e Al trocável do solo

Os teores de macronutrientes do solo (P e K disponíveis e Ca e Mg trocáveis), juntamente com o pH e a acidez trocável (H+Al), são características normalmente avaliadas na análise de rotina do solo, amplamente difundida entre agricultores e profissionais da área agrônômica. Tais análises são feitas com amostras deformadas e extratores específicos. Nas análises de macronutrientes, os resultados constituem uma estimativa da quantidade lábil do nutriente disponível para as plantas. Naturalmente, cada cultura demanda quantidades distintas de nutrientes, e o manejo da adubação deve respeitar as curvas de demanda de nutrientes, as características do solo (ex: a textura) e o nível tecnológico utilizado para que não sejam cometidos erros nas quantidades de insumos aplicados.

O pH influencia fortemente a disponibilidade de nutrientes no solo, assim como na forma química em que o elemento se encontra na solução do solo e na capacidade de troca de cátions (CTC) (solos tropicais possuem geralmente cargas variáveis dependentes de pH). Ressalta-se ainda que, em condições naturais (pH na faixa de 4,0 a 5,5), os solos tropicais adsorvem fortemente o P e o S, nutrientes que limitam fortemente o crescimento e a produção agrícola. Para a maioria das culturas, a faixa ótima de pH para o crescimento é de 5,5 a 6,5, uma vez que acima de 5,5 o alumínio em solução na forma de Al^{3+} (forma tóxica para as plantas) precipita e deixa de ser tóxico.

O monitoramento dos níveis de nutrientes e da acidez do solo em sistemas produtivos é essencial para o correto manejo da fertilidade do solo, a alta eficiência agronômica dos adubos, e para manter ou aumentar a produtividade dos agroecossistemas. Dessa forma, essas características do solo têm sido utilizadas juntamente com outros atributos físicos e biológicos para avaliar o *status* global da qualidade do solo em áreas produtivas. No entanto, a utilização desses atributos na integração de dados para a avaliação da qualidade do solo deve ser criteriosa em razão de vários fatores. Por exemplo, deve-se considerar que a maioria dos solos sob vegetação nativa no Brasil, os quais são normalmente considerados como referenciais de qualidade, possui baixa fertilidade natural e altos níveis de acidez. Este fato não impede o desenvolvimento pleno da vegetação, que é adaptada a tal condição e mantém sua produtividade com base em processos eficientes de ciclagem e otimização do uso de nutrientes. Dessa forma, o nível de fertilidade do solo ideal é relativo e irá depender do uso ou da cultura considerada.

Ademais, o aumento do nível de fertilidade do solo pode não corresponder ao aumento da eficiência de uso dos nutrientes pelas plantas e pode levar ao aumento das perdas de nutrientes por lixiviação, acarretando o aumento da concentração desses nutrientes em ambientes onde isso não seria desejável, como em águas subterrâneas e superficiais. Deve-se considerar ainda a facilidade atual de construção da fertilidade de um solo pela aplicação de adubos e corretivos. Isso favorece situações em que solos em estado de degradação elevada (como solos que perderam boa parte do conteúdo de matéria orgânica e perderam sua estrutura) tenham alta fertilidade. Sabe-se ainda que a elevação do pH do solo para atender às necessidades de várias culturas agronômicas pode levar também à dispersão da argila do solo, contribuindo para a piora da qualidade físico-estrutural do solo.

Carbono orgânico do solo

O carbono orgânico total do solo (COT) reúne distintas formas de carbono, desde organismos vivos e materiais recém-depositados ou pouco alterados biologicamente (como folhas, galhos, animais e microrganismos), até formas mais estáveis como o húmus e o carvão vegetal.

No Brasil, o procedimento analítico de determinação de carbono do solo mais comum é baseado na oxidação da matéria orgânica a CO_2 por íons dicromato em meio fortemente ácido. A determinação da quantidade de íons Cr (III) reduzidos pode ser feita indiretamente pela titulação dos íons dicromato em excesso com íons Fe^{+2} (EMBRAPA, 1997). Embora o método não permita boas estimativas de formas mais estáveis/condensadas de C, o uso de métodos baseados na combustão seca ou com captação de CO_2 desprendido contorna essa limitação (MACHADO et al., 2003). O teor de C orgânico é muito utilizado na estimativa do teor de matéria orgânica do solo (MOS) a partir da sua multiplicação pelo fator 1,724, tendo em vista que a matéria orgânica possui em torno de 58% de carbono orgânico.

A MOS constitui uma parte importante da fração sólida do solo, pois participa da sua estruturação por meio do fornecimento de substâncias agregantes, como polissacarídeos e ácidos orgânicos exudados pelas raízes, ou mesmo pela ação mecânica exercida pelas hifas de fungos do solo. Pode ser fonte de nutrientes quando em estágio inicial de decomposição, além de poder prover a maior parte das cargas negativas em solos oxidícos como os tropicais, ou seja, aumentando a sua CTC (TISDALL: OADES, 1982; LOPES, 1983; SÁ et al., 2009). Biologicamente, a MOS é a principal fonte de carbono (alimento) e energia para os organismos do solo. A fração humificada, devido a sua natureza coloidal e grupos dissociáveis, como carboxílicos e fenólicos, exerce benefício ao meio ambiente pela complexação em quelatos de metais pesados, reduzindo as chances de contaminarem águas de superfície e subterrânea.

Num ecossistema natural, sem intervenção antrópica, a quantidade de C que entra no sistema (via deposição de serapilheira, crescimento e *turnover* de raízes, principalmente) tende a se equilibrar com a quantidade que sai (via respiração/decomposição aeróbia, lixiviação e erosão), ou seja, o teor e os estoques de C do solo tendem a se manter em equilíbrio. Esse equilíbrio é dito dinâmico, devido às diversas transformações que esses resíduos e a biomassa sofrem por intermédio da biota do solo. Em agroecossistemas esse equilíbrio é quebrado por perturbações na estrutura física do solo e pela modificação quantitativa e qualitativa dos *inputs* de carbono pelas novas espécies de plantas cultivadas. Na maioria das vezes, esse processo gera perdas de C de diferentes compartimentos do solo.

Por ser um atributo sensível em relação ao manejo e por influenciar importantes propriedades do solo, como estrutura, infiltração e retenção de água, resistência à erosão, disponibilidade de nutrientes para as plantas, lixiviação de nutrientes e liberação de gases diversos para a atmosfera, a MOS recebe atenção especial de pesquisadores, extensionistas, profissionais e agricultores no que tange ao seu manejo. Todos, independentes da atuação, concordam que práticas que conservem ou aumentem os teores e estoques de matéria orgânica no solo devem ser incentivadas, visando à preservação das suas funções.

Devido à complexidade e diversidade estrutural dos diferentes componentes da matéria orgânica e às possibilidades de interação desses com a matriz mineral do solo, diversos autores propuseram metodologias de fracionamento dessa matéria orgânica as quais permitem separar frações homogêneas quanto à natureza, dinâmica e função (GAVENELLI et al., 1995; FELLER; BEARE, 1997; SOHI et al., 2001; ROSCOE; MACHADO, 2002; BENITES et al., 2003).

O fracionamento químico consiste na extração de substâncias húmicas do solo e fracionamento desta em ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Esse fracionamento baseia-se em diferenças na solubilidade das substâncias húmicas em soluções ácidas e alcalinas (SWIFT, 1996; BENITES et al., 2003).

Estima-se que 65% a 75% da matéria orgânica de grande parte dos solos minerais seja composta de substâncias húmicas. Senesi e Loffredo (1999) definem substâncias húmicas como uma mistura heterogênea de macromoléculas quimicamente indefiníveis, sintetizadas no solo e distintas desse ambiente, sendo resistentes à degradação química e microbiana. As substâncias não húmicas seriam aquelas quimicamente reconhecíveis e não exclusivas do solo, como carboidratos, açúcares, ceras, gorduras, resinas, ácidos nucleicos, ácidos orgânicos, etc.

A separação da fração orgânica da mineral por fracionamento físico permite observar a estrutura da MOS *in situ*, separando reservatórios funcionais e dinâmicos, assim como complexos organominerais (ROSCOE; MACHADO, 2002). Segundo esses autores, trata-se de um procedimento utilizado para relacionar a MOS com a agregação e a estabilidade de agregados ou para quantificação de compartimentos da MOS, visando estudos sobre a sua dinâmica. O fracionamento físico consiste em separar a MOS em duas frações: a fração fracamente associada às partículas do solo, sendo chamada de matéria orgânica não complexada (MONC); e a fração fortemente ligada às partículas minerais, formando complexos organominerais (COM). Os COM são ditos primários quando resultam da interação direta entre partículas minerais primárias e compostos orgânicos. Juntamente com a MONC, os COM primários constituem as unidades básicas de organização das partículas minerais e orgânicas do solo. Em um segundo nível hierárquico de organização, os COM primários agrupam-se, formando agregados ou COM secundários. Nesse processo, pode ocorrer aprisionamento de parte da MONC no interior dos COM secundários, dando origem a uma divisão da MONC em: “livre”, quando está localizada na superfície ou entre agregados (MONC livre); e “oclusa”, aquela localizada dentro dos agregados, em locais pouco acessíveis à microbiota (MONC oclusa).

Esses diversos reservatórios demonstram que a MOS possui diferentes graus de acesso físico à (micro)biota, nos quais estão envolvidos mecanismos específicos de proteção e estabilização da MOS, como: A – recalitrância

(intrínseca da molécula a ser decomposta, relacionado-se com sua natureza química); B – a oclusão dentro de agregados (envolve proteção física contra o acesso da microbiota e restrição à própria difusão de gases e nutrientes e movimentação de água); e C – ligação/complexação com a matriz mineral (mecanismos de adsorção e ligações químicas diversas na superfície das argilas). Dessa forma, a MONC livre possui as maiores taxas de decomposição e o menor grau de humificação. A MONC oclusa ocupa posição intermediária nesse aspecto enquanto que os COM primários possuem as menores taxas de decomposição e o maior grau de humificação.

De modo geral, estudos mostram que as frações mais lábeis da MOS como a fração leve livre (ou MONC livre) (FREIXO et al., 2002;), o teor de ácido fúlvico (BENITES et al., 2009), o carbono solúvel em água (HAYNES 2000; PASSOS et al., 2007) e o próprio estoque de C do solo (SILVA et al., 2004; LIMA et al., 2006) têm se mostrado sensíveis a variações de uso da terra, podendo ser indicadas juntamente com outros indicadores na avaliação da qualidade do solo.

Indicadores Biológicos

Fauna do solo

A fauna do solo é muito sensível a alterações do seu ambiente, seja por causas naturais, como alterações sazonais, ou motivadas pelo manejo agrícola. Dessa forma, a composição das comunidades da fauna de solo tem sido usada como um bioindicador da qualidade do solo, tanto para avaliar o estado de degradação, quanto para acompanhar a evolução do processo de restauração ecológica. Como fauna do solo entende-se o conjunto de animais invertebrados que colonizam o ambiente formado pela camada de resíduos orgânicos superficiais (serapilheira ou palhada) e o solo propriamente dito (SWIFT et al., 1979). Em muitos casos, essa colonização resulta em uma complexa rede de interações, em que esses invertebrados podem ter uma influência direta sobre

processos importantes não só para o solo, mas também para o funcionamento do ecossistema. Alguns invertebrados reconhecidamente são capazes de alterar a dinâmica da matéria orgânica e criar estruturas físicas que interferem na estrutura do solo e na dinâmica da água. Como exemplos mais conhecidos, podemos citar as minhocas e os cupins, que, por essas habilidades, receberam a denominação de engenheiros do ecossistema (LAVELLE et al., 2006). No entanto, nessa comunidade de pequenos animais que colonizam diferentes tipos de ambientes naturais e antrópicos são encontrados muitos outros tipos de invertebrados. Já foi observada no solo, ao menos em uma fase do ciclo de vida, grande parte das ordens de insetos, aracnídeos, crustáceos e miriápodes. Além disso, diferentes tipos de oligoquetos (não somente minhocas), nematóides e até mesmo protozoários têm participação nos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes que ocorrem em associação com os microrganismos do solo.

Em função disso, uma das maiores dificuldades de se estudar a fauna de solo e empregá-la como bioindicadora é a grande variedade de tamanhos, formas e características metabólicas dos animais. Nenhuma metodologia é capaz de amostrar satisfatoriamente todos os diferentes grupos de invertebrados de uma área. Uma classificação da fauna do solo por tamanho foi proposta por Swift et al. (1979), de modo a facilitar o emprego de diferentes metodologias. A microfauna do solo, com tamanhos variando entre 4mm e 100mm, é composta principalmente por protozoários, nematóides, tardígrados, rotíferos e copépodos, que atuam principalmente na regulação de populações microbianas. Os invertebrados da mesofauna, por sua vez, apresentam tamanhos que variam entre 100mm e 2cm, como ácaros, colêmbolos, pseudoescorpiões e sínfilos. Além de atuarem na regulação microbiana, podem se alimentar de matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição, e até mesmo de outros pequenos invertebrados. A macrofauna, com animais cujo tamanho é superior a 2 cm, participa ativamente da fragmentação de resíduos orgânicos, como no caso dos diplópodes e isópodes, e apresenta também grupos predadores, como as aranhas e lacraias.

Algumas metodologias têm sido empregadas para amostrar o conjunto de invertebrados de determinada categoria de tamanho. Um exemplo é a metodologia de monolitos de solo recomendada pelo Programa Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) para avaliação da comunidade da macrofauna do solo (ANDERSON; INGRAM, 1993). Nessa metodologia, a área do monolito (25 cm x 25 cm) é delimitada e retiram-se três subamostras de 10 cm até a profundidade de 30 cm (Figura 8). A captura da fauna é feita por catação manual dos invertebrados visíveis a olho nu. No caso da mesofauna do solo, é necessário utilizar um equipamento para a retirada desses animais da amostra, em geral os extratores frequentemente usados são do tipo Berlese-Tüllgren (ANDRÉ et al., 2002). Há vários tipos de extratores baseados no mesmo princípio, ou seja, uma fonte de calor promove um gradiente de temperatura e umidade e induz os invertebrados a migrarem para baixo, em direção ao frasco coletor (Figura 9). Tanto no caso da macrofauna, quanto no da mesofauna, as principais variáveis utilizadas como bioindicadores de qualidade do solo são relativas à abundância dos diferentes invertebrados e à diversidade de espécies ou grupos.

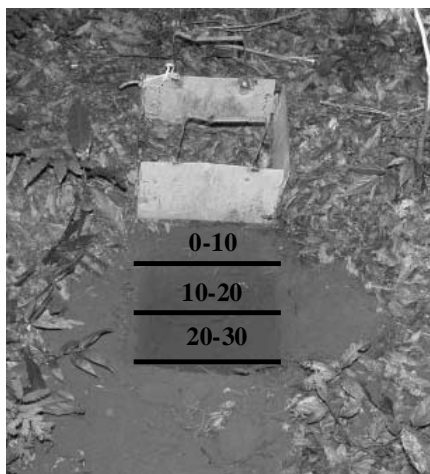


Figura 8 – Esquema da retirada de monolitos de solo para avaliação da macrofauna edáfica. (Foto de K.M Rodrigues)



Figura 9 - Extratores do tipo Berlese-Tüllgren, utilizados para extração da mesofauna do solo. (Foto de M.E.F. Correia)

Três importantes grupos da macrofauna do solo, as minhocas, os diplópodes e os isópodes, têm também sido apontados como bioindicadores úteis para avaliação do progresso da restauração, tanto das propriedades do solo quanto da estrutura da comunidade vegetal (SNYDER; HENDRIX, 2008). No entanto, a avaliação de comunidades de fauna do solo constitui geralmente uma análise laboriosa e complexa à qual se aplica bem a escala de parcelas experimentais.

Indicadores Microbiológicos

Os microrganismos e processos microbiológicos do solo constituem os principais responsáveis pela ciclagem de nutrientes e pela decomposição e formação da matéria orgânica do solo. Os microrganismos constituem ainda uma grande e dinâmica fonte e depósito de nutrientes nos ecossistemas e

participam ativamente de processos benéficos, como a estruturação do solo, a fixação biológica de nitrogênio, a solubilização de nutrientes para as plantas, a redução de patógenos e pragas de plantas, a degradação de pesticidas e outros compostos persistentes aplicados ao solo, em associações micorrízicas e em outras propriedades do solo que afetam o crescimento vegetal (KENNEDY; PAPENDICK, 1995; KENNEDY; SMITH, 1995).

Microrganismos e processos microbiológicos destacam-se como indicadores de qualidade do solo por sua capacidade de responder rapidamente a mudanças no ambiente, derivadas de mudanças no manejo, e pelo fato de a atividade microbiana do solo refletir a influência conjunta de todos os fatores que regulam a degradação da matéria orgânica e a transformação dos nutrientes (KENNEDY; PAPENDICK, 1995; STENBERG, 1999). Dessa forma, um solo de alta qualidade deve possuir atividade biológica intensa e conter populações microbianas balanceadas.

Em geral, nos estudos de avaliação da qualidade do solo são avaliadas características microbiológicas com ênfase na relação entre os microrganismos e a ciclagem de nutrientes, sendo comum a avaliação da atividade microbiana, a quantificação da biomassa de microrganismos e a medição de várias enzimas do solo envolvidas na ciclagem de nutrientes chaves (C, N, P e S). Também é comum a avaliação da atividade de populações específicas ou grupos funcionais de microrganismos envolvidos na ciclagem e transformações do nitrogênio, como as medidas da taxa de nitrificação potencial e mineralização de nitrogênio. Estudos que avaliam a relação entre a qualidade do solo e a diversidade de microrganismos são também cada vez mais frequentes, consequência do grande avanço das ferramentas e métodos de avaliação (ABOIM et al., 2008; COUTINHO et al., 2004). A seguir, são descritas algumas propriedades microbiológicas e bioquímicas do solo que têm sido propostas como sensíveis a mudanças quando os solos são submetidos a diferentes tipos de manejo e, portanto, seriam mais adequadas como indicadores de qualidade.

Biomassa microbiana

A biomassa microbiana (BM) inclui bactérias, actinomicetos, fungos, algas e protozoários e corresponde entre 2 e 5% do C orgânico (JENKINSON; LADD, 1981) e 1 a 5% do N total do solo (SMITH; PAUL, 1990). É o componente do solo responsável por funções de extrema importância, como a decomposição e formação da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes. A BM representa ainda uma reserva considerável de nutrientes que são constantemente desviados para os ciclos de crescimento dos diferentes organismos que compõem o ecossistema (TÓTOLA; CHAER, 2002).

O método mais comumente utilizado para a determinação da BM é a fumigação e extração (FE) (VANCE et al., 1987). Nesse método, o carbono da BM é determinado pela diferença do conteúdo de carbono extraído com solução de sulfato de potássio (K_2SO_4) 0,5 mol L⁻¹ de amostras fumigadas e não fumigadas com clorofórmio. O carbono extraído é quantificado pela oxidação da matéria orgânica com dicromato de potássio.

Quociente microbiano (QMIC)

A relação entre o carbono microbiano e o carbono orgânico ($(C_{mic}/C_{org}) \times 100$), também denominado quociente microbiano ($qMIC$), fornece uma medida da qualidade da matéria orgânica. Segundo Wardle (1994), em circunstâncias em que a biomassa encontra-se sob algum fator de estresse (deficiência de um nutriente, acidez, etc.), a capacidade de utilização do carbono é diminuída. Nesse caso, a relação C microbiano e C orgânico diminui ($<qMIC$). Ao contrário, com a adição de matéria orgânica de boa qualidade ou com a mudança do fator limitante para uma condição favorável, a biomassa microbiana pode aumentar rapidamente ($>qMIC$), mesmo se os níveis de carbono orgânico permanecerem inalterados (POWLSON et al., 1987).

Taxa de Respiração do Solo

A taxa de respiração do solo consiste na medida da produção de dióxido de carbono (CO_2) resultante da atividade metabólica no solo de microrganismos, de raízes vivas e de macrorganismos como minhocas, nematoides e insetos (PARKIN et al., 1996). A atividade dos organismos no solo é considerada um atributo positivo para sua qualidade, sendo a respiração do solo um indicador sensível da decomposição de resíduos, do giro metabólico do carbono orgânico do solo e de distúrbios no ecossistema (PAUL et al., 1999). No entanto, a interpretação de seus valores deve ser realizada com cautela. Uma alta atividade respiratória pode resultar tanto de um grande “pool” de substratos de carbono lábeis, onde a decomposição da matéria orgânica é intensa (uma floresta tropical, por exemplo), quanto da rápida oxidação de um pequeno “pool” decorrente, por exemplo, da quebra de agregados do solo ou da incorporação momentânea de resíduos culturais causados pela aração (TÓTOLA; CHAER, 2002).

A taxa de respiração do solo pode ser determinada tanto em campo quanto em laboratório. A medição em laboratório ocorre com amostras deformadas de solo previamente peneiradas, que são incubadas em frascos hermeticamente fechados durante período de 7 a 20 dias. O CO_2 liberado é capturado em solução de hidróxido de sódio (NaOH), previamente colocada em um béquer dentro do frasco contendo o solo, a qual é posteriormente titulada com ácido clorídrico (HCl) (ISERMEYER, 1995). Alternativamente, o ar do interior do frasco de incubação pode ser periodicamente amostrado por um septo de borracha e analisado em um cromatógrafo a gás. Há também disponíveis no mercado respirômetros que permitem fazer a leitura contínua da produção de CO_2 , por meio de detectores de infravermelho, e a análise de um grande número de amostras, com maior facilidade e rapidez (HEINEMEYER et al., 1989). É de grande importância que, em qualquer método utilizado, as medidas sejam feitas em condições padronizadas de umidade do solo e temperatura.

A medição em campo pode ser feita por meio de campânulas instaladas na superfície do solo contendo em seu interior algum agente que sequestre o CO₂ evoluído. Geralmente, usa-se para esta finalidade uma solução de hidróxido de sódio ou, alternativamente, cal sodada (ZIBILSKE, 1994). O uso da cal sodada é bastante prático, pois a respiração é facilmente estimada pelo ganho de peso da mesma durante o período de exposição no interior da campânula. Há também equipamentos do tipo IRGA (*infrared gas analyzer*) que permitem automatizar medidas do fluxo de CO₂ em campo ou realizar leituras de vários pontos em um tempo relativamente curto.

Quociente metabólico (QCO₂)

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) corresponde à taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana. Esta medida, proposta por Anderson e Domsch (1985) como uma adaptação da teoria do “desenvolvimento bioenergético dos ecossistemas” (ODUM, 1969), permite uma interpretação mais adequada da qualidade do solo do que a taxa de respiração. A hipótese colocada por esses autores prediz que, à medida que determinada biomassa microbiana se torna mais eficiente na utilização dos recursos do ecossistema, menos carbono é perdido como CO₂ pela respiração e uma maior proporção de carbono é incorporada aos tecidos microbianos. Ao contrário, fatores de estresse ou condições desfavoráveis no solo (metais pesados, limitações de nutrientes, baixo pH) irão reduzir a eficiência microbiana em converter o C assimilado em nova biomassa, pois maior parte deste C deverá ser utilizado para fornecer energia (e portanto, respirado como CO₂) para processos metabólicos necessários à manutenção da homeostase celular. Dessa forma, baixos valores de quociente metabólico indicam ambientes mais estáveis, ou mais próximos do seu estado de equilíbrio; ao contrário, valores elevados são indicativos de ecossistemas submetidos a alguma condição de estresse ou de distúrbio.

Enzimas do solo

As enzimas são originadas de todos os organismos vivos do solo, como a fauna, raízes de plantas e microorganismos. Elas estão usualmente associadas à proliferação de células viáveis, mas podem ser excretadas de uma célula viva ou liberadas na solução do solo a partir de células mortas (TABATABAI, 1994). As enzimas livres formam complexos com coloides húmicos e podem ser estabilizadas na superfície de partículas de argila ou de matéria orgânica (BOYD; MORTLAND, 1990), mantendo-se aí ativas por tempos variáveis.

As enzimas do solo têm sido sugeridas como potenciais indicadores biológicos da qualidade do solo, dado o seu relacionamento com a atividade biológica (TABATABAI, 1994), a facilidade de determinação e a resposta rápida às mudanças no manejo do solo (DICK, 1994). A escolha das enzimas a serem analisadas como indicadoras de qualidade baseia-se na sua sensibilidade ao manejo do solo, na sua importância na ciclagem de nutrientes e na decomposição da matéria orgânica e na simplicidade da análise. As enzimas mais comumente analisadas são aquelas ligadas aos ciclos da matéria orgânica e dos macronutrientes C, N, S e P. As β -glicosidases, invertases e galactosidases desempenham papel fundamental na liberação de açúcares de baixa massa molecular, que são importantes fontes de energia para os microorganismos. As celulases são responsáveis pela hidrólise da celulose, molécula orgânica mais abundante na natureza. As ureases, amidases e proteases participam do ciclo do N, contribuindo para a liberação de N-inorgânico. A arilsulfatase libera sulfato (SO_4^-) para as plantas e as fosfatases ácidas e alcalinas são responsáveis pela hidrólise de ligações P-éster da matéria orgânica, com subsequente liberação de P inorgânico (TÓTOLA; CHAER, 2002).

Os procedimentos para a determinação dessas enzimas são relativamente simples. Em geral, uma solução tamponada contendo o substrato da enzima é misturada ao solo, e a mistura é incubada em condições

padronizadas para a enzima por determinado período. O produto formado é então quantificado, geralmente, por um método colorimétrico.

Diversidade microbiana

A ecologia microbiana visa o entendimento das interações entre os grupos de microrganismos e seu ambiente, as quais, em última instância, regulam diversos processos de importância para a qualidade dos solos. Durante a maior parte da história desta área de conhecimento, as informações geradas acerca destes processos microbianos foram baseadas na avaliação de culturas puras ou de pequenos grupos de populações isoladas de seu ambiente natural. Com a percepção de que a maioria desses processos é regulada por interações complexas entre diferentes taxas microbianas, há, atualmente, um consenso sobre a necessidade de se adotarem as análises da diversidade e composição microbiana em estudos que visem o monitoramento de mudanças no uso ou manejo do solo.

Os primeiros estudos visando inferir sobre a função, composição e diversidade das comunidades microbianas em amostras ambientais baseavam-se no isolamento e na caracterização de componentes cultiváveis dessas comunidades. Além de não permitirem uma adequada representação da comunidade microbiana total, dada a baixa culturabilidade dos organismos de amostras ambientais, esses procedimentos são extremamente laboriosos, de modo que apenas uma reduzida subamostra dos organismos obtidos pelas técnicas de plaqueamento é efetivamente investigada nesses estudos (COUTINHO et al., 1999).

Alternativas de investigação de comunidades microbianas, as quais independem de isolamento e cultivo, têm sido propostas para contornar esses problemas. No entanto, cada uma dessas técnicas apresenta vantagens e limitações, de modo que a escolha do método a ser empregado depende, primordialmente, da questão a ser respondida ou da abrangência taxonômica dos organismos a serem considerados nos estudos.

A seguir, são abordados alguns aspectos relativos a três dos principais métodos utilizados para a investigação da estrutura e diversidade da comunidade microbiana como indicadora da qualidade do solo: perfil de ácidos graxos derivados de fosfolipídios (PLFA, “phospholipid fatty acid”), perfil fisiológico de comunidades (CLPP, “community level physiological profile”) e gradiente de desnaturação em gel de eletroforese (DGGE, “denaturing gradient gel electrophoresis”).

PLFA

Nesta análise, o conteúdo total de lipídios do solo é extraído por uma mistura de solventes orgânicos e fracionado em colunas de extração, em fase sólida de ácido silícico, em diferentes classes de lipídios (lipídios neutros, glicolipídios e fosfolipídios). Na análise de comunidades microbianas, apenas a fração contendo os fosfolipídios é utilizada. Esses lipídios são componentes universais das membranas celulares, ao passo que as demais classes estão associadas a grupos restritos de organismos ou presentes em componentes não celulares, como reservas de carbono em eucariotos (lipídios neutros). Além disso, após a morte dos organismos, ocorre a hidrólise do radical fosfato dos fosfolipídios por enzimas do solo, de modo que esses são rapidamente convertidos em lipídios neutros. Assim, a separação dos fosfolipídios das demais classes de lipídios assegura que apenas microrganismos viáveis sejam considerados na análise de comunidades pela técnica do PLFA.

Alguns ácidos graxos com estruturas químicas distintas estão associados, com maior frequência e abundância, a determinados grupos microbianos. Essa associação entre a estrutura química de ácidos graxos e grupos taxonômicos de microrganismos possibilita o uso dessas moléculas como biomarcadores para investigação de alterações na estrutura da comunidade microbiana. Inferências sobre mudanças nas estruturas dessas comunidades são baseadas em diferenças na composição do perfil cromatográfico de ácidos graxos derivados de fosfolipídios entre amostras.

Para a obtenção desses perfis, os ácidos graxos devem ser previamente separados do restante da molécula dos fosfolipídios, por meio de uma reação de metanólise alcalina branda, eficiente na extração de ácidos graxos com ligações ésteres. Mediante esta reação, os ácidos graxos são liberados sob a forma de ésteres metílicos de ácido graxo (“fatty acid methyl ester”, FAME), apresentando alta volatilidade e sendo adequados para a análise de cromatografia gasosa. A identificação desses compostos no cromatograma pode ser feita pela comparação dos tempos de retenção dos compostos presentes nas amostras com os daqueles presentes em misturas comerciais padronizadas contendo ácidos graxos microbianos ou, preferencialmente, por espectrometria de massas acoplada à cromatografia gasosa.

Perfil fisiológico de comunidades (CLPP)

O método de CLPP foi proposto por Garland e Mills (1991) como alternativa para uma rápida obtenção de informações sobre o perfil catabólico de comunidades microbianas. O método consiste em avaliar o potencial das comunidades em utilizar diferentes fontes de carbono como substrato para crescimento, sendo os resultados considerados uma representação da diversidade funcional destas comunidades. O uso de CLPP é vantajoso em relação aos métodos baseados em isolamento por eliminar a necessidade de amostragem de uma gama limitada de isolados e de inferir sobre o comportamento da comunidade com base nestes poucos organismos amostrados. De acordo com essa técnica, uma amostra da comunidade integral é inoculada em meios de cultura contendo fontes distintas de carbono. O perfil que emerge desta análise, no entanto, também não é representativo de toda a comunidade já que apenas os organismos capazes de crescer relativamente rápido nas condições de cultivo expressam seu potencial catabólico.

O sistema comercial mais amplamente utilizado para as análises de CLPP são as microplacas BIOLOG™. Originalmente, o sistema foi desenvolvido para a identificação de diferentes grupos de microrganismos crescidos em

culturas puras. As placas desenhadas para esta função são compostas por 96 micropoços com volume aproximado de 0,17 mL, todos contendo nutrientes e o corante redox violeta de tetrazólio (VT). Cada um dos poços é acrescido, ainda, de uma dentre 95 fontes distintas de carbono e energia. Um poço adicional, isento destas fontes, é utilizado como controle. A composição das 95 fontes de carbono é variável de acordo com o grupo de organismos-alvo para identificação, sendo disponíveis placas para a identificação de bactérias gram-negativas (BIOLOG GN), gram-positivas (BIOLOG GP) e fungos (BIOLOG SF-N). Mediante a respiração microbiana de cada uma das fontes de carbono, o corante é reduzido à formazana, que possui uma coloração violeta cuja intensidade é quantificada por espectrofotometria de absorção, utilizando-se um leitor de microplacas.

No estudo pioneiro de Garland e Mills (1991), visando à adaptação do método ao estudo de comunidades, os autores inocularam amostras integrais de comunidades microbianas (suspensões de solo ou água) diretamente nos poços, sem cultivo ou isolamento prévio dos organismos das amostras. Após a incubação das placas por alguns dias, o crescimento celular resultou em diferenças entre amostras quanto à coloração de diversos poços, sendo esses padrões de formação de cor utilizados para discriminar as comunidades sob investigação. Essa necessidade de incubação das placas inoculadas com amostras ambientais por período relativamente prolongado tem sido apontada como uma das desvantagens do método, já que, durante este período, em alguns poços pode ocorrer um enriquecimento seletivo de organismos numericamente pouco expressivos da comunidade em detrimento de organismos mais abundantes. Além disso, as condições de crescimento de placas originalmente destinadas a um grupo específico de microrganismos não são propícias ao desenvolvimento dos demais grupos.

Outra crítica comum a este sistema diz respeito à composição das fontes de carbono utilizadas nessas placas, as quais incluiriam substratos de ocorrência rara ou pouco abundantes em amostras ambientais. Para minimizar este problema, um novo sistema de placas de 96 poços (BIOLOG EcoPlate) foi

disponibilizado comercialmente. Nesse sistema, cada placa é constituída por três séries de 31 fontes distintas e ecologicamente mais relevantes, mais um controle sem fonte de carbono. Placas (MT) cujos poços são adicionados de nutrientes e do corante VT, mas são isentos de fontes de carbono, também estão disponíveis comercialmente. Estas placas possibilitam ao pesquisador selecionar e adicionar os substratos considerados mais relevantes a cada estudo.

Apesar das desvantagens citadas, relacionadas sobretudo à representatividade das comunidades microbianas de amostras ambientais, diversos trabalhos têm apontado a eficiência do método de CLPP em discriminar amostras de solo sob diferentes sistemas de preparo, coberturas vegetais e níveis de contaminação por metais. Recentemente, Chaer et al. (2009), empregando placas BIOLOG Ecoplate, demonstraram a superioridade do CLPP diante dos métodos de PLFA e T-RFLP, uma técnica baseada em polimorfismo de DNA, com relação à capacidade de discriminar comunidades provenientes de amostras de solo submetidas a um gradiente de degradação de solo. Neste estudo, variações nos perfis catabólicos obtidos pelo uso das placas BIOLOG foram associadas a mudanças em diversas propriedades físicas e químicas de importância para a qualidade dos solos, como a matéria orgânica, a taxa de infiltração de água no solo, a capacidade de retenção de água e a estabilidade de agregados.

DGGE

Diversas técnicas baseadas no polimorfismo de fragmentos de DNA amplificados por reação em cadeia pela polimerase (PCR - Polymerase Chain Reaction) têm sido empregadas na investigação da estrutura de comunidades microbianas como indicadora da qualidade do solo. Dentre essas, a eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) tem se destacado quanto à frequência de uso. Esta técnica baseia-se na separação analítica de fragmentos de DNA de comprimentos idênticos ou muito similares, mas que apresentam

composições de sequência de bases distintas. Esses fragmentos são amplificados a partir de uma amostra de DNA do solo, utilizando-se *primers* para genes conservados (ex.: genes para rRNA e hidrogenase). Diversos pares de *primers* estão disponíveis para amplificação de regiões dos genes 16S DNA, para Bacteria e Archaea, e 18S e 26S para Eucarya. Alternativamente, genes estruturais podem ser amplificados com *primers* específicos para avaliação de comunidades microbianas envolvidas em diversos processos de importância para a qualidade do solo, como a nitrificação, a fixação biológica de nitrogênio ou a degradação de compostos xenobióticos.

Após a amplificação dos fragmentos, esses são submetidos à eletroforese em gel contendo gradiente linear de agentes desnaturantes do DNA (ureia e formamida). Quando um fragmento de DNA entra em uma região do gel contendo concentração suficiente de agentes desnaturantes, sua conformação original em dupla fita é parcialmente aberta, o que retarda expressivamente a mobilidade no gel. A concentração de desnaturantes requerida para abertura da fita dupla é dependente da composição da sequência de bases do DNA amplificado. Regiões de um fragmento de DNA (domínio) rico em pares de base AT são mais susceptíveis à desnaturação do que aqueles com pares GC. Desse modo, ao longo do gradiente de desnaturação, fragmentos com diferentes composições de sequência de bases são separados no gel. Visto que a resolução da técnica é aumentada quando as fitas não são desnaturadas completamente, um dos *primers* utilizados na reação de PCR contém uma terminação rica em GC (usualmente 30-40 pb), que assegura que as fitas permaneçam unidas após a desnaturação dos fragmentos amplificados da amostra de solo. Diferenças entre amostras quanto ao padrão de bandas resultante no gel de DGGE são utilizadas para inferir alterações na estrutura da comunidade microbiana. A identificação das espécies de microrganismos representadas em cada banda pode ser obtida após purificação e sequenciamento das bandas no perfil de DGGE.

AVALIAÇÃO INTEGRADA DE INDICADORES DE QUALIDADE SOLO

Análises multivariadas

Com a sofisticação das técnicas instrumentais de análise e de processamento de dados por meio de computadores, o uso de análises multivariadas tornou-se crescente, uma vez que leva em consideração a correlação de muitas medidas simultaneamente, permitindo a extração de uma quantidade muito maior de informações (SOUZA et al., 1997; SENA; POPPI, 2000; TÓTOLA; CHAER, 2002). Nesse sentido, elas permitem, por meio de uma avaliação integrada dos indicadores considerados, obter um perfil da qualidade dos solos avaliados.

Dentre os métodos de análise multivariada mais usados está a análise de componentes principais (ACP). Esta análise possui a finalidade básica de reduzir os dados a partir de combinações lineares das variáveis originais. Sena e Poppi (2000) descrevem os procedimentos matemáticos e gráficos envolvidos nessa análise e na caracterização dos chamados componentes principais (CPs), que na realidade são variáveis novas e independentes (ortogonais) que explicam partes da variância total contida nos dados originais. Esses CPs explicam a maior parte da informação relevante, simplificando, com isso, a interpretação dos dados e eliminando a informação desnecessária.

A integração de indicadores para a comparação da qualidade de solos sob áreas de regeneração natural e de mata nativa frente ao cultivo foi realizada por Balieiro et al. (2005). Os dados de nutrientes no solo e na serapilheira, biomassa e respiração microbiana, e de diversidade da fauna do solo foram analisados utilizando a análise multivariada denominada *non-metric multidimensional scaling*, que possui objetivos semelhantes à PCA (Figura 10). Avaliando o comportamento das áreas de cultivo (no primeiro, segundo e terceiro ano de cultivo), de capoeiras incorporadas ao sistema de agricultura migratória com adubação (pousios de 1, 3 e 5 anos) e de pastagem (de mais de 10 anos de *Melinis minutiflora*) quando ordenadas em conjunto às áreas florestais (remanescentes de Mata Atlântica com 15, 30 e 150 anos aproximadamente),

foi possível evidenciar 3 agrupamentos (arbitrários) distintos representados pelos círculos (Figura 10). Os grupos corresponderam às áreas sob agricultura, às áreas de floresta em pousio de 1, 3, 5 e 15 anos, e o terceiro, às áreas de floresta mais antigas (30 e 150 anos sem intervenção), juntamente com a área de pastagem e a área de referência (área de referência foi gerada atribuindo-se valores ótimos a cada indicador considerado na análise). A seta em curva vermelha representa, em teoria, o caminho em que o estado qualitativo de um solo sob cultivo percorreria se fosse deixado sob pousio por um tempo indeterminado (ex: 30 a 150 anos). A seta bidirecional azul liga os dois estados qualitativos do solo que estariam em equilíbrio entre cultivo e pousio.

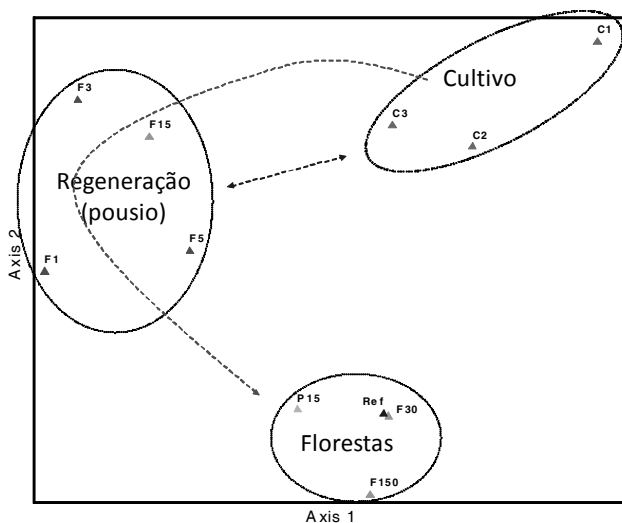


Figura 10 – Ordenação multivariada bidimensional (NMS) de áreas caracterizadas em sistemas de agricultura migratória em Bom Jardim (RJ). (C1, C2 e C3: áreas sob cultivo a 1, 2 e 3 anos; F1, F3 e F5: capoeiras com 1, 3 e 5 anos; F15, F30 e 150: floresta em regeneração com 15, 30 e 150 anos e P15: pastagem) (BALIEIRO et al., 2005).

A análise permitiu inferir também que o agrupamento da área de floresta com 15 anos com aquelas em pousio, parece indicar que o estado qualitativo do solo não muda muito durante os primeiros 15 anos de pousio, mas que há uma rápida mudança qualitativa no solo quando a área é deixada sob pousio. Isso é sugerido pelo fato de que um ano em pousio foi suficiente para o solo se assemelhar àqueles em pousio por até 15 anos. Desse modo, o tempo de até 5 anos de pousio, que é aquele utilizado até a área entrar novamente em cultivo, parece não ter sido suficiente para elevar a qualidade do solo àquele estado atingido por uma floresta clímax (acima de 30 anos). No entanto, o fato de que o equilíbrio entre os dois grupos ligados pela seta azul não está se afastando dos referenciais (área de referência e florestas maduras) com o passar do tempo (ou do número de vezes em que o sistema completa um ciclo) sugere que o sistema encontra-se em equilíbrio.

Índices de qualidade de solo (IQS)

Os IQS são calculados a partir de modelos matemáticos que incluem o somatório dos desempenhos de funções do solo, quantificados pelos seus respectivos indicadores. Embora práticas de manejo diversas possam ocasionar mudanças positivas ou negativas variadas no solo, é justamente para acessar a mudança líquida na qualidade do solo que os índices foram idealizados (BURGUER; KELTING, 1999).

Segundo Chaer (2001), a qualidade do solo de florestas plantadas pode ser avaliada considerando-se cinco funções do solo relacionadas à sustentabilidade da atividade florestal: (1) receber, armazenar e suprir água; (2) armazenar, suprir e ciclar nutrientes; (3) promover o crescimento das raízes; (4) promover a atividade biológica e (5) manter a homeostase (Tabela 1). Cada função está associada a um conjunto de indicadores de qualidade do solo, selecionados para quantificar o desempenho da referida função no ambiente. Os valores determinados para cada indicador são transformados em escores (EIs) que variam de 0 a 1. Essa transformação é realizada por meio de funções

de pontuação padronizadas (WYMORE, 1993), que são definidas ou personalizadas para cada indicador. Os EIs são multiplicados por um peso relativo de importância atribuído a cada indicador (PI). O somatório dos produtos dessa multiplicação constitui os escores das funções (EFs). Da mesma forma, para cada função é atribuído um peso de importância (PF) que será o multiplicador dos EFs, originando como produto um subíndice que constitui o índice de desempenho da função do solo. Finalmente, a soma desses subíndices origina o IQS. O somatório dos pesos das funções (PFs) e dos pesos de todos os indicadores associados a uma única função (PIs) é igual a 1. Desse modo, o IQS apresentará valores compreendidos entre 0 e 1. Nesse modelo, as cinco funções receberam pesos iguais (0,2). A distribuição dos pesos dos indicadores mostrados na Tabela 1 foi feita com base na importância relativa atribuída ao indicador dentro da função do solo a ele relacionado.

Para facilitar a distribuição dos pesos, alguns indicadores, denominados “indicadores nível 1”, foram compostos pela estratificação em “indicador nível 2” (Tabela 1). Assim, o indicador nível 1, “atividade da biomassa microbiana”, foi estratificado nas atividades de todas as enzimas e a atividade de mineralização de N (indicador nível 2). Da mesma forma, o indicador nível 1, “nutrientes minerais”, foi estratificado nos teores de P, S-SO₄⁼, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ (indicador de nível 2), e o indicador “acidez/toxidez de Al” foi estratificado em pH, H+Al e Al³⁺.

TABELA 1 – Pesos numéricos associados aos indicadores e às funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo (CHAER, 2001)

Funções	Peso	Indicadores Nível 1	Peso	Indicadores Nível 2	Peso
1- Receber, armazenar e suprir com água	0,2	Densidade do solo	0,20		
		Matéria orgânica	0,80		
2- Promover o crescimento das raízes	0,2	Densidade do solo	0,25		
		Matéria orgânica	0,25		
		Acidez/toxidez de Al	0,25	pH	0,33
				H+Al	0,33
				Al ⁺³	0,33
				P	0,33
				S-SO ₄ ²⁻	0,17
				K	0,17
				Ca	0,17
				Mg	0,17
3- Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	0,2	Matéria orgânica	0,13		
		P orgânico	0,13		
		CTC pH 7 (T)	0,13		
		Saturação de bases (V)	0,03		
		Saturação de Al (m)	0,03		
		Nutrientes na BM	0,27	CBM	0,50
				NBM	0,50
				Urease	0,08
				β-glicosidase	0,18
				Fosfatase ácida	0,23
4- Promover atividade biológica	0,2	pH	0,17		
		Nutrientes minerais	0,14	P	0,33
				S-SO ₄ ²⁻	0,17
				K	0,17
				Ca	0,17
				Mg	0,17
				Urease	0,08
				β-glicosidase	0,18
				Fosfatase ácida	0,23
5- Manter a homeostase	0,2	q CO ₂	0,50		
		q MIC	0,50		

Os modelos quantitativos de avaliação da qualidade do solo, usados na determinação do IQS, vêm sendo constantemente modificados e aperfeiçoados por pesquisadores de todo o mundo. Dentre os principais desafios e ajustes para a sua aplicação em condições diversas, podem ser citados:

- (a) a criação de modelos simples para que sejam facilmente aplicados;
- (b) a definição de critérios objetivos para a definição de parâmetros para os modelos (p.ex.: a atribuição de pesos às funções e aos indicadores do solo é feita de forma arbitrária, ou seja, cada pesquisador, baseado em seus critérios próprios, pode chegar a pesos diferentes resultando em modelos e índices diferentes para um mesmo solo);
- (c) a escassez de informações de valores ótimos ou referenciais para diversos indicadores de qualidade do solo, sobretudo aqueles de caráter biológico.

Importância da integração dos indicadores de qualidade do solo e da água em diversas escalas

Poucos são os estudos que tratam os indicadores de qualidade do solo e da água de forma integrada, podendo-se citar, como exemplo, Bertol et al. (2007), que avaliaram perdas de solo e a qualidade da água do escoamento superficial associadas à erosão em sulcos de área cultivada sob semeadura direta e submetida a adubações mineral e orgânica no município de Marechal Cândido Rondon, na região oeste do Estado do Paraná.

Geralmente, a amostragem e a análise de indicadores de qualidade do solo e da água são realizadas por diferentes profissionais e de forma independente. Os estudos que buscam a integração das características do solo e da água em relação ao manejo das terras, na maior parte das vezes, focam apenas indicadores da água do solo, embora os indicadores de qualidade da água superficial ou subterrânea sejam estreitamente relacionados à qualidade do solo e ao uso e manejo das terras adjacentes. Somente para exemplificar, nas sessões técnicas orais e de painéis da XVII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água em 2008, no Rio de Janeiro, intitulada “Indicadores de Qualidade do Solo e da Água”, dos 154 trabalhos apresentados, nenhum apresentou uma abordagem integrada de indicadores de qualidade de solo e da água. Portanto, são necessários mais esforços para

avaliar e entender as correlações entre indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo e aqueles de qualidade da água, visando ao melhor entendimento da dinâmica de nutrientes e poluentes nestes componentes.

Outra questão a ser considerada quando se trata dos indicadores de qualidade de solo e água é a escala de trabalho a ser adotada. A maioria dos trabalhos que foca os indicadores de qualidade do solo são realizados em parcelas experimentais, o que é extremamente importante, pois somente assim é possível fazer a instrumentação do monitoramento e obter resultados com maior acurácia, devido à maior facilidade em controlar as variáveis que exercem influência nas características dos solos. Contudo, trabalhos que busquem entender o comportamento desses indicadores de qualidade de solo e sua relação com os de água na paisagem ou em escalas mais generalizadas também são de fundamental importância, pois poderão melhor explicar a sua variabilidade espacial e servir de subsídio ao planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas, bem como ao pagamento por serviços ambientais. Nesse sentido, pode-se citar o trabalho de Leonardo (2003), que utilizou indicadores de qualidade do solo e da água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do estado do Paraná. Bouma et al. (1998) também apresentaram uma interessante discussão sobre a qualidade de solo e água em diferentes escalas.

Allan (2004) discorreu sobre a relação do uso e manejo das terras e os ecossistemas aquáticos, considerando tanto as fontes de poluição pontuais quanto as difusas de contaminação da água. Este autor salienta que os sistemas aquáticos são fortemente afetados pelas ações humanas em diferentes escalas espaciais. Porém, o nosso entendimento dos caminhos e mecanismos pelos quais a relação dos ecossistemas terrestres e aquáticos ocorre ainda é limitada, em parte devido aos múltiplos efeitos da complexidade da dinâmica envolvida e pela própria variação das características dos demais fatores ambientais, como o clima, a vegetação, a topografia e a geologia.

No sentido de contribuir para uma abordagem de integração dos indicadores de solo e de água, Coutinho et al. (2006) realizaram um estudo preliminar na

microbacia hidrográfica do Pito Aceso, município de Bom Jardim – RJ, onde ocorre cultivo em pousio, buscando correlacionar os resultados de qualidade de solo e água. Posteriormente, uma metodologia de amostragem integrada destes indicadores foi desenvolvida, e consistiu na coleta de solos em grupos de parcelas com os cultivos mais representativos da microbacia e em uma área de referência (mata), em diferentes posições do relevo. Cada grupo de parcelas possuía um uso predominante (por exemplo, culturas anuais, perenes, áreas em pousio ou cobertas por mata). A amostragem dos solos foi realizada no final do período seco, seguindo transectos na paisagem. Para permitir a comparação estatística, foram coletadas amostras de solo em três repetições nos terços superior, médio e inferior da encosta no final do período seco. A partir destas, foram analisados vários indicadores físicos, químicos e biológicos do solo.

As amostras de água, por sua vez, foram coletadas após a primeira chuva capaz de gerar escoamento superficial com capacidade de carrear nutrientes até o curso d'água. Os pontos de água amostrados foram os que recebiam a contribuição das áreas amostradas de solos, sendo um ponto definido para cada grupo de parcelas. Indicadores químicos, físicos e biológicos da água foram analisados.

Para estabelecer as áreas de amostragem, foi importante a utilização de Sistemas de Informação Geográfica, capazes de gerar o Modelo Digital de Elevação (MDE) do terreno e facilitar a visualização deste em conjunto com as delimitações das parcelas de uso (mapeadas em campo ou por imagens de satélite) e a rede de drenagem da microbacia em estudo e vias de acesso. De posse desses dados, foi possível gerar transectos representativos do caminho preferencial da água, onde os pontos de amostragem de solo e água deveriam ser alocados. A Figura 11 apresenta o Modelo Digital de Elevação da área da cabeceira da microbacia do Pito Aceso, assim como a drenagem, vias de acesso, os transectos, e os pontos onde ocorreram as amostragens de solo e de água. É importante ressaltar que, para a análise integrada dos resultados de qualidade de solo e água, é preciso fazer uso de métodos estatísticos de análise multivariada, tema já abordado neste capítulo.

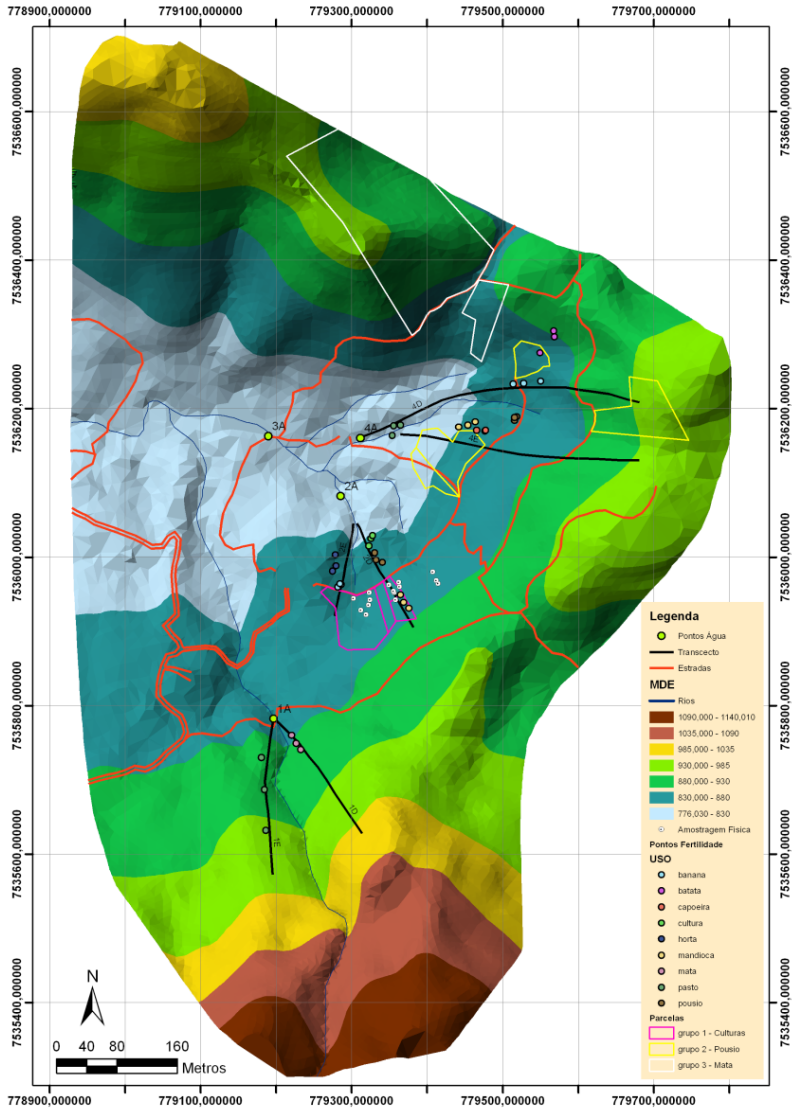


Figura 11 - Modelo Digital de Elevação e ilustração dos pontos de amostragem integrada de solo e água em Bom Jardim – RJ. Fonte: Coutinho et al. (2006).

Integração dos indicadores científicos com os indicadores do conhecimento local

A integração entre o conhecimento local e o conhecimento científico é fundamental para ampliar o conhecimento sobre indicadores de qualidade de solo, bem como para a sua aplicação pelo usuário final que é produtor em busca de uma agricultura sustentável. Nesse sentido, Barrios et al. (2006) propõem um esquema da relação entre o conhecimento local e o conhecimento científico, cuja discussão ajuda no estudo dos indicadores de qualidade de solo (Figura 12). Percebe-se que há lacunas entre o conhecimento local e o científico, e vice-versa, e que muitas vezes ocorrem em função de uma dificuldade de comunicação entre as partes. Para solucionar esse problema, segundo Barrios et al. (2006) aplica-se uma metodologia participativa para a construção de um conhecimento expandido sobre o tema, ou seja, a integração do conhecimento local com o conhecimento científico. Essa metodologia envolve workshops com produtores via associações e técnicos, onde se buscam os conceitos comuns, gerando o conhecimento expandido.

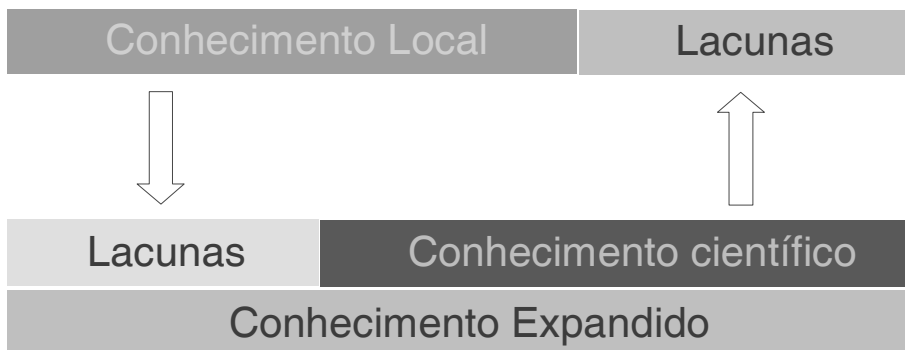


Figura 12 - Esquema da relação do conhecimento local com o conhecimento científico. Fonte: Barrios et al. (2006).

Esses autores aplicaram essa abordagem no Cerrado (MS) e Amazônia (PA), e observaram que os principais indicadores utilizados pelos produtores

diferem nestas regiões. Na área de Cerrado os solos são predominantemente argilosos, e os produtores avaliam a qualidade do solo principalmente pela cor. Isso é possível muitas vezes, porque a cor está associada à maior ou menor quantidade de matéria orgânica, que imprime coloração escura, e à presença de ferro reduzido, que dá coloração acinzentada ao solo. Já em terras altas da Amazônia não influenciadas pelas cheias dos rios, os produtores consideram a vegetação o indicador mais importante na avaliação da qualidade do solo. Nesse sentido, há espécies que se desenvolvem melhor em solos mais ricos ou com maiores teores de matéria orgânica, e/ou com maior permanência de umidade ao longo do ano.

Ressalta-se que os indicadores chamados visuais constituem uma ligação entre os indicadores de conhecimento local e os indicadores científicos. Por fim, é fundamental a construção conjunta dos indicadores para consolidação do conhecimento e para tornar a sua aplicação mais fácil e duradoura.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo, apresentamos algumas dezenas de variáveis que podem ser utilizadas como indicadoras da qualidade do solo. No entanto, esse número é certamente bem maior. Dessa forma, a seleção do conjunto mínimo de indicadores que serão avaliados em determinado estudo ou projeto de monitoramento deverá considerar diversos aspectos, como a escala, os objetivos, o uso do solo, o relevo e o bioma local. Ressalta-se também a necessidade de padronizar as metodologias, os métodos de amostragem e de interpretação dos resultados das análises dos indicadores, de modo a permitir a comparação entre estudos, e a elaboração de um banco de dados de indicadores de qualidade do solo. Essas informações podem subsidiar diversas aplicações, como o planejamento do uso das terras, o desenvolvimento de sistemas conservacionistas, a modelagem de processos do solo, a gestão ambiental, a formulação de políticas públicas.

A avaliação da qualidade do solo a partir de um conjunto de indicadores possui um caráter multivariado inerente. Dessa forma, a análise integrada desses indicadores é, na maioria dos casos, o caminho a ser seguido para se obter uma resposta simplificada do perfil qualitativo dos solos em estudo. Nesse sentido, as ferramentas de análise multivariada e os modelos de índices de qualidade do solo devem ser difundidas e desenvolvidos, respectivamente. Essas ferramentas podem auxiliar ainda na integração de indicadores de qualidade do solo, da água e de plantas, sobretudo quando consideramos a bacia hidrográfica como unidade de planejamento. Abordagens desse tipo têm sido feitas ainda de forma incipiente e devem ser intensificadas para melhorar o entendimento dos efeitos do uso e manejo dos solos, em especial em projetos de manejo de bacias hidrográficas e/ou na definição de sistemas agrícolas sustentáveis.

Por fim, deve-se avançar no desafio de usar os indicadores de qualidade do solo e água na quantificação dos serviços ambientais em agroecossistemas, de modo a subsidiar políticas públicas que beneficiem os proprietários de terra que promovem a conservação ou que evitam a degradação dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOIM, M. C. R.; COUTINHO, H. L. C.; PEIXOTO, R. S.; BARBOSA, J. C.; ROSADO, A. S. Soil bacterial community structure and soil quality in a slash-and-burn cultivation system in Southeastern Brazil. **Applied Soil Ecology** v.38, p.100 - 108, 2008

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 257-284, 2004.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biological and fertility: a handbook of methods**. 2. ed. Wallingford: CAB International, 1993. 221p.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 1, p. 81-89, 1985.

ANDRÉ, M. H.; DUCARME, X.; LEBRUN, P. Soil biodiversity: myth, reality or conning? **Oikos**, Copenhagen, v. 96, p. 3-24, 2002.

ARSHAD, M. A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, p. 153–160, 2002.

BALIEIRO, F. C. et al. Qualidade do solo em áreas degradadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. Recife: SBCS/UFRPE/Embrapa Solos, 2005. CD-ROM.

BARRIOS, E. et al. Indicators of soil quality: a south-south development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. **Geoderma**, Amsterdam, v. 135, p. 248-259, 2006.

BENITES, V. M.; COUTINHO, H. L.; BALIEIRO, F. C. Análise multivariada como discriminante de solos sob diferentes usos em área de Mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 5 p. 957-968, 2009.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo**: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPS, 2003. 7p. (Comunicado técnico, 16).

BERTOL, O.J. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, p. 781-792, 2007.

BEZDICEK, D.; PAPENDICK, R. I.; LAL, R. Importance of soil quality to health and sustainable land management. In: **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 1-8. (Special publications, 49)

BOUMA, J. et al. Soil and water quality at different scales: concepts, challenges, conclusions and recommendations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 50, p. 5–11, 1998.

BOYD, S. A.; MORTLAND, M. M. Enzyme interactions with clays and clay-organic matter complexes. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (Eds.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. p. 1-28.

BURGER, J. A., KELTING, D. L. Using soil quality indicators to assess forest stand management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, p. 155-166, 1999.

CASSEL, D. K.; NIELSEN, D. R. Field capacity and available water capacity. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods**. 2. ed. Madison : American Society of Agronomy, 1986. pt. 1, p. 901-926.

CHAER, G. M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos**. 2001. 89 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001.

CHAER, G. M. et al. Shifts in microbial community composition and physiological profiles across a gradient of induced soil degradation. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 73, p. 1327-1334, 2009.

COUTINHO, H.L.C. et al.. Evaluating the microbial diversity of soil samples: methodological innovations. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, p. 491-503, 1999

COUTINHO, H.L.C. et al.. Impacto à diversidade microbiana (IDM): uma estratégia para incorporação de resultados de análises moleculares de

biodiversidade em estudos integrados de qualidade do solo. Embrapa/CNPQ, 2004. 27 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento; n. 62).

COUTINHO, H.L.C. et al. **Qualidade de solo e água como Indicadores de recuperação de áreas degradadas submetidas a manejo agroflorestal**. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPQ, 2006. 38p. (Boletim de pesquisa, 100)

DEXTER, A. R. Soil physical quality: theory effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 201-214, 2004a.

_____. Soil physical quality: friability, tillage tillth and hard setting. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 215-225, 2004b.

_____. Soil physical quality: unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S theory. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 227-239, 2004c.

DIAS JUNIOR, M. Compactação do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 55-94,

DICK, R. P. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 107-124.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. **Defining and assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21. (Special publication, 35)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, 1979. Não paginado.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 69-116, 1997.

FERNANDES, M. F. **Fatty acid profiling of soil microbial communities: a comparison of extraction methods and temporal dynamics in plant residue amended soils.** Corvallis: Oregon State University, 2006, 154p.

FERREIRA, M. M. et al. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, n. 3, p. 515-524, 1999.

FREIXO, A. A. et al. Soil organic carbon and fraction of a Rhodic Feralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 64, p. 221-230, 2002.

GARLAND, J. L.; MILLS, A. L. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-utilization. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 57, p. 2351-2359, 1991.

GAVINELLI, E. et al. A routine method to study soil organic matter by particle-size fractionation: examples for tropical soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 26, p. 1749-1760, 1995.

HAYNES, R.J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. **Soil Biology e Biochemistry**, Elmsford, v. 32, n. 2, p. 211-219, 2000.

HEINEMEYER, O. et al. Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. **Plant and Soil**. V. 116, p. 191-195, 1989.

ISERMEYER, H. Eine eingache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. p. 214-216.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. M. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N., ed. **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1981. p. 415-471.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1986. v. 1. p.425-442.

KENNEDY, A. C.; PAPENDICK, R. I. Microbial characteristics of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 50, n. 3, p. 243-248, 1995.

KENNEDY, A. C.; SMITH, K. L. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. **Plant and Soil**, Hague, v. 170, p. 75-86, 1995.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 42, p. S3-S15, 2006.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do estado do Paraná**. Piracicaba: ESALQ, 2003. 121p.

LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**, Boca Raton, v. 1, p. 277-294, 1985.

LIMA, A. M. N. et al. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 235, p. 219-231, 2006.

LOPES, A. S. **Solos sob cerrado**: características, propriedades e manejo. Piracicaba: Potafos, 1983. 162p.

MACHADO, P. L. O. A.; CAMPOS, A. C.; SANTOS, F. S. **Métodos de preparo de amostras e de determinação de carbono em solos tropicais**. Rio de Janeiro Embrapa/CNPS, 2003. 9p. (Circular técnica, 19).

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v.164, p.262-270, 1969.

OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil**. 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201p.

PARKIN, T. B.; DORAN, J. W.; FRANCO-VIZCAINO, E. Field and laboratory tests of soil respiration. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 231-246. (Special publication).

PASSOS, R. R. et al. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânica lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, p. 1119-1129, 2007.

PAUL, E. A. et al. Evolution of CO₂ and soil carbon dynamics in biologically managed, row-crop agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 11, p. 53-65, 1999.

POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology e Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 159-164, 1987.

RESENDE, M. et al. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. 5. ed. Lavras: UFLA, 2007. 322p.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa/CNPS, 2002, 86p.

RUIZ, H.; FERREIRA, G. B.; PEREIRA, J. B. M. Estimativa da capacidade de campo de Latossolo e Neossolos Quartzarenicos pela determinação do equivalente de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 389-393, 2003.

SÁ, J. C. M. et al. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 56-64, 2009.

SANTANA, M. B. et al. Atributos físicos do solo e distribuição do sistema radicular de citros como indicadores de horizontes coesos em dois solos de Tabuleiros Costeiros do Estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 30, p. 1-12, 2006.

SENA, M. M.; POPPI, R. J. Métodos quimiométricos na análise integrada de dados. In: FRIGHETTO, R. T.; VALARINI, P. J. (Org.). **Indicadores biológicos e bioquímicos de qualidade do solo**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 19-36. (Manual técnico)

SENESI, N.; LOFFREDO, E. The Chemistry of Soil Organic Matter. In: Sparks, D.L. (Ed.) **Soil Physical Chemistry**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 1999. p. 239-370.

SILVA, A. P.; KAY, B. D. The sensitivity of shoot growth of corn to the least limiting water range of soils. **Plant and Soil**, Hague, v. 184, p. 323-329, 1996.

SILVA, J. E. et al. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pasture in the "cerrado" region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357-363, 2004.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (Ed.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. p. 357-396.

SNYDER, B. A.; HENDRIX, P. F. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes and isopods) in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 16, p. 629-636, 2008.

SOHI, S. P. et al. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 65, p. 1121-1128, 2001.

SOUZA, A. L.; FERREIRA, R. L. C.; XAVIER, A. **Análise de agrupamento aplicada à área florestal**. Viçosa: SIF, 1997. 109p. (Documento SIF, 16)

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Acta agriculturae scandinavica**: section b: soil and plant science, v. 49, p. 1-24, 1999.

STRECK, C. A. et al. Relações do parâmetro S para algumas propriedades físicas de solos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 2603-2612, 2008.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. Decomposition in terrestrial ecosystems. **Studies in Ecology**, Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1979. v. 5. 372 p.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. pt. 3, p. 1011-1020. (Soil Science Society of America book series, 5).

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. In: WEAVER, R. W. et al. (Ed.) **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. pt. 2, p. 775-833. (Soil Science Society of America book series, 5).

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, p. 141-163, 1982.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V. H. et al (Ed.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 196-276.

VAN GENUCHTEN, M. TH. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 44, p. 892-898, 1980.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology e Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 703-707, 1987.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p. 419-436.

WYMORE, A. W. **Model-based systems engineering**: An introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of system design. Boca Raton: CRC Press, 1993. 710p.

ZIBILSKE, L. M. Carbon Mineralization. In: WEAVER, R. W. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. pt. 2, p. 835-863.

Indicador de avaliação e manejo do risco de contaminação da água por pesticidas

Henrique Marinho Leite Chaves¹

INTRODUÇÃO

Como as águas superficiais e subterrâneas são compartimentos ambientais altamente vulneráveis, sua contaminação por pesticidas pode causar danos significativos tanto aos ecossistemas como ao homem (GILLIOM, 2001). A despeito da implementação de procedimentos cada vez mais restritivos de registro de pesticidas nos últimos vinte anos (HAMILTON et al., 2003; KOVACH et al., 1992), os recursos hídricos continuam a ser contaminados por pesticidas (LARSON et al., 1999; LEISTRA; BOESTEN, 1989).

Nesse sentido, um dos principais objetivos da ciência moderna é prever o impacto ambiental de pesticidas antes que eles sejam usados no meio ambiente (HORNSBY et al., 1996; CHENG, 1990). Embora modelos matemáticos baseados em processos tenham sido utilizados na previsão da contaminação difusa da água por pesticidas (KNISEL et al., 1991; MALONE et al., 1999; ZACHARIAS; HEATWOLE, 1994), a natureza dinâmica do processo, as complexidades do sistema natural e a incompletude dos algoritmos geram incertezas de previsão significativas (DUBUS et al., 2003; FALCONER, 2002; MA et al., 2000). Além disso, a complexidade dos modelos de movimentação

¹ Eng^o Agr^o, Ph.D., Prof. Adj. Faculdade de Tecnologia (EFL) da UnB. Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, 70.910-900, Brasília-DF. Correio eletrônico: hchaves@unb.br

de pesticidas e sua natureza dado-intensiva dificultam sua utilização na maioria das situações (URICCHIO et al., 2004; KHAN; LIANG, 1989). Isso é particularmente verdadeiro em regiões com escassez de dados, como países em desenvolvimento (SPURLOCK, 1998).

Visando preencher esta lacuna, têm-se pesquisado indicadores adequados para a estimativa do risco de contaminação de pesticidas (REUS et al., 1999; PADOVANI et al., 2004), incluindo a identificação de medidas apropriadas de redução do risco de contaminação (REICHENBERGER et al., 2007; SURGAN et al., 2010; CARTER, 2000).

Embora os indicadores de risco de pesticidas careçam da amplitude e do caráter mecanístico dos modelos baseados em processos, os primeiros podem ser ferramentas úteis em estratégias e políticas ambientais, permitindo o estabelecimento de rankings de pesticidas e a estimativa de vulnerabilidades de áreas (FINIZIO; VILLA, 2002). Entretanto, há uma falta de indicadores ambientais integrados e uma necessidade urgente de ferramentas adequadas de avaliação de risco de contaminação por pesticidas (FALCONER, 2002).

Há um número significativo de indicadores de risco de pesticidas na literatura, que fazem uso de base de dados químicos, ambientais e ecológicos (IUPAC, 2010; HORNSBY et al., 1996; HOTCHKISS, 1989). Esses indicadores diferem no que diz respeito à finalidade, escala espacial, compartimento ambiental, grupo-alvo e grau de desenvolvimento (REUS et al., 2002), variando desde índices complexos (KOOKANA et al., 2005) a indicadores mais simples (GUSTAFSON, 1989).

Analisando o desempenho de oito indicadores de risco ambiental de pesticidas europeus, REUS et al. (1999) concluíram que o ranking de 15 pesticidas estudados diferiu significativamente quando todos os compartimentos ambientais foram analisados ao mesmo tempo, sugerindo que os indicadores são específicos para os distintos compartimentos. Além disso, muitos dos indicadores são limitados a certos tipos de pesticidas e/ou grupos-alvo. Consequentemente, há necessidade de harmonização dos indicadores de risco de pesticidas, ou desenvolvimento de indicadores mais gerais (REUS et al., 2002).

Do ponto de vista conceitual, o 'risco', que é associado a uma probabilidade de ocorrência, pode ser definido como o produto do potencial de contaminação do produto e da vulnerabilidade do sítio (URICCHIO et al., 2004; HORNSBY et al., 1996). O primeiro é função do potencial de dano do produto aos sistemas biológicos e à sua exposição potencial (OECD, 1982), e o segundo indica o grau de sensibilidade intrínseca do sistema natural (US-EPA, 1985). A vulnerabilidade do sistema aos contaminantes é em geral independente do tempo. O potencial de contaminação, por sua vez, é não homogêneo e tempo-dependente (PASSARELLA et al., 2002).

Em função das significativas incertezas envolvendo o potencial de contaminação e a vulnerabilidade do sítio, o risco, que é função dessas duas variáveis aleatórias, é também aleatório (HARR, 1987). Essa aleatoriedade pode, por sua vez, dificultar o processo de *ranking* e zoneamento de pesticidas em campo (REUS et al., 2002).

De forma a lidar com essa complexidade, alguns autores desenvolveram sistemas de apoio à decisão para risco de pesticidas baseados em lógica difusa (URICCHIO et al., 2004). Entretanto, esses métodos dependem fortemente da experiência de especialistas, diminuindo a objetividade da análise.

Considerando esses aspectos, o objetivo deste capítulo foi desenvolver um indicador integrado de risco de contaminação por pesticidas, permitindo o manejo do risco de diferentes produtos sob diferentes condições agrícolas. Para ilustrar a aplicação do método proposto, ele foi aplicado a diferentes glebas agrícolas em uma bacia hidrográfica do Distrito Federal.

RISCO DA CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA POR PESTICIDAS

O método proposto, denominado Avaliador do Risco de Contaminação da Água por Pesticidas (A.R.C.A.), visa estimar o risco de contaminação de um pesticida ou grupo de pesticidas em uma lavoura ou rotação de culturas, em um sítio específico ou em uma bacia hidrográfica. Uma vez calculado o risco de contaminação, analisam-se alternativas para a redução do risco.

As diretrizes usadas no desenvolvimento do método proposto foram a robustez e a simplicidade. Além disso, de forma a facilitar seu uso por produtores, extensionistas, gestores ambientais e técnicos, os indicadores e parâmetros escolhidos para o método são de fácil acesso, relevantes e críveis (HCTF, 2003; CHAVES; ALIPAZ, 2007).

De acordo com Reus et al. (2002), o indicador ideal de risco de pesticidas deve incorporar os aspectos reais de aplicação, incluindo o potencial de contaminação e as condições ambientais. Entretanto, se possuir muitas variáveis, o indicador pode se tornar muito complexo para a utilização prática. No método proposto, o risco de contaminação (R) das águas superficiais e subterrâneas adjacentes à área de interesse por fontes difusas de pesticidas é dado pelo seguinte produto:

$$R = V * P_c \quad [1]$$

sendo V = vulnerabilidade dos recursos hídricos à contaminação por pesticidas, e P_c = potencial de contaminação do(s) produto(s) químico(s) usado(s).

Na equação [1], 'vulnerabilidade' é uma função das características fisiográficas e ambientais do local, e o 'potencial de contaminação' depende das propriedades químicas, ambientais e ecotoxicológicas dos pesticidas (HORNSBY et al., 1996), bem como do grau de exposição dos grupos-alvo (FINIZIO; VILLA, 2002).

Nesta análise, o risco de contaminação por pesticidas foi tomado como um duplê da probabilidade de um efeito adverso a alvos biológicos e humanos (FINIZIO; VILLA, 2002), excedendo os limites permissíveis regulamentares em diferentes compartimentos hídricos (HAMILTON et al., 2003). Considerando as significativas incertezas inerentes ao processo, níveis apropriados de risco foram estabelecidos. Uma vez estimado o risco de contaminação para um produto ou grupo de produtos em uma determinada lavoura, opções de manejo

de risco são analisadas de forma a permitir a redução do risco, considerando-se aspectos ambientais, sociais e econômicos.

Considerando o exposto, as etapas para a aplicação da metodologia proposta são as seguintes:

- i. estimativa da vulnerabilidade do sítio no que diz respeito à contaminação da água por pesticidas;
- ii. estimativa do potencial de contaminação do(s) pesticida(s) usado(s);
- iii. cálculo do risco de contaminação por pesticidas;
- iv. estabelecimento de medidas de manejo apropriadas para reduzir altos riscos estimados;
- v. recálculo do risco de contaminação para nova situação, após a adoção das alternativas de manejo;
- vi. repetição do procedimento anterior até que sejam obtidos níveis aceitáveis de risco de contaminação.

Vulnerabilidade à contaminação por pesticidas

De acordo com o US-EPA (1985), a vulnerabilidade está relacionada com o grau de sensibilidade intrínseca do sistema natural aos contaminantes. No método proposto, os compartimentos ambientais considerados foram água superficial e subterrânea, e a vulnerabilidade foi relacionada somente às fontes difusas de aplicação de pesticidas em situações típicas de lavouras. Foram considerados os caminhos / processos mais importantes da contaminação difusa da água: lixiviação (água subterrânea), enxurrada, erosão e deriva (água superficial) (HOLVOET et al., 2007; ENFIELD; YATES, 1990; CARTER, 2000; LEONARD, 1990; DABROWSKI et al., 2002).

Considerando que os fatores naturais que afetam o destino de pesticidas no meio ambiente são a topografia, o conteúdo de argila e de matéria orgânica do solo, a profundidade até o lençol freático, além do clima (HOLLAND, 2004), e que um enfoque multiplicativo pode ser considerado uma alternativa ao

processo de agregação (FALCONER, 2002), a vulnerabilidade da água à contaminação por pesticidas no método proposto é estimada pelo seguinte produto:

$$V = C * L * S \quad [2]$$

em que C = conteúdo de argila do solo (%); L = distância ao curso d'água mais próximo (m); e S = tipo de manejo do solo usado. Como a importância relativa de cada um dos parâmetros da equação [2] é desconhecida, pesos iguais (1,0) foram usados (HARR, 1987).

Todos os parâmetros da equação [2] foram divididos em três intervalos, com correspondentes classes e escores de vulnerabilidade (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros de vulnerabilidade e seus intervalos, classes e escores

Parâmetro	Descrição	Intervalo	Classe de Vulnerabilidade	Escore
C	Conteúdo de argila do solo	> 60%	Baixa	1
		30-60%	Média	2
		< 30%	Alta	3
L	Distância ao curso d'água mais próximo	> 1.000 m	Baixa	1
		300-1.000 m	Média	2
		< 300 m	Alta	3
S	Tipo de manejo do solo	Plantio direto (PD)	Baixa	1
		Cultivo reduzido (CR)	Média	2
		Preparo conv. (PC)	Alta	3

O conteúdo de argila do solo (C) foi selecionado em função de suas importantes propriedades de atenuação em relação à lixiviação e contaminação (HERMOSIN; CORNEJO, 1989). De acordo com Cox et al. (1997), há uma relação direta entre o conteúdo de argila do solo e a adsorção de pesticidas (Figura 1).

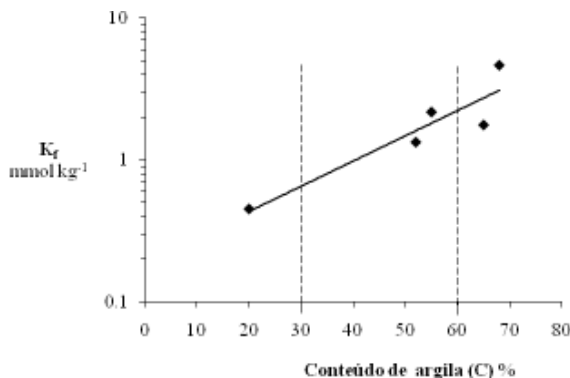


Figura 1 - Relação entre o conteúdo de argila (C) e o coeficiente de adsorção de pesticidas (K_f). Modificado de Cox et al. (1997).

Na Figura 1, distinguem-se três regiões em relação ao teor de argila do solo, ou seja, $C < 30\%$, $30\% < C < 60\%$, e $C > 60\%$. Por isso, esses três intervalos foram selecionados para o parâmetro C.

O segundo parâmetro de vulnerabilidade, a distância do ponto de interesse ao rio mais próximo (L), é uma importante variável fisiográfica, inversamente correlacionada com a vulnerabilidade de contaminação via escoamento, erosão e deriva (CARTER, 2000).

Uma vez que a distância L é também fortemente correlacionada com a distância até o lençol freático, d (Figura 2), e uma vez que esta é inversamente proporcional ao potencial de lixiviação e mais difícil de obter que L, apenas este último foi selecionado para explicar o escoamento e a lixiviação de pesticidas. Nesse sentido, Groenendijk e van den Eertwegh (2005) já haviam reconhecido que a separação desses dois processos não é realística.

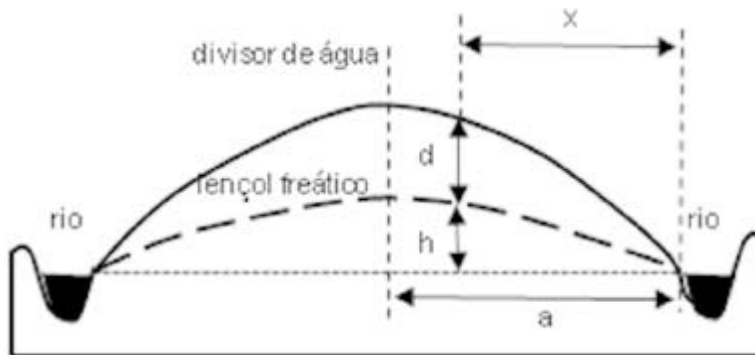


Figura 2 - Seção transversal hipotética do terreno, indicando uma relação direta entre a distância ao lençol freático e a distância ao curso d'água mais próximo (x). Modificado de Freeze e Cherry (1979).

Fisicamente, a relação entre a distância ao curso d'água mais próximo (x, na Figura 2) e a distância até o lençol freático (d) resulta da equação [3], em que condições não confinadas e saturadas de Dupuit-Forcheimer são supostas (FREEZE; CHERRY, 1979):

$$h = \frac{w}{T_r} * \left(ax - \frac{x^2}{2} \right) \quad [3]$$

sendo h (m) = altura do lençol freático acima de uma camada confinada; w (m ano⁻¹) = taxa de recarga da água subterrânea; T_r (m² ano⁻¹) = transmissividade do aquífero; a (m) = distância do rio ao divisor de água; e x (m) = distância do ponto de interesse ao rio mais próximo.

Uma vez que a superfície freática é uma réplica atenuada da superfície do terreno (DOMENICO; SCHWARTZ, 1990), resulta da equação [3] e da Figura 2 que, se a distância x aumentar, a profundidade d também aumenta.

No tocante à seleção dos intervalos do parâmetro L, uma análise geomorfológica, conduzida em milhares de bacias hidrográficas da América do Sul, usando uma rede de drenagem sinteticamente gerada, resultou em um

comprimento médio de vertentes de 1.650 m. Este comprimento foi obtido da densidade de drenagem média dos canais do continente, através da seguinte equação (CHOW et al., 1988):

$$L_m = \frac{1}{2D_d} \quad [4]$$

em que L_m = comprimento das vertentes das bacias (m) e D_d = densidade de drenagem das bacias (m^{-1}).

Da média e do desvio-padrão dos comprimentos de vertentes do continente foram obtidos três intervalos para L: $L < 300$ m (correspondendo à alta vulnerabilidade); $300 < L < 1.000$ m (vulnerabilidade média); e $L > 1.000$ m (baixa vulnerabilidade).

No caso do terceiro parâmetro de vulnerabilidade (S), é sabido que o tipo de manejo do solo influencia o grau de contaminação difusa por pesticidas (CARTER, 2000; REICHENBERGER et al., 2007). Uma vez que o plantio direto e o cultivo reduzido contribuem significativamente para a redução da enxurrada e da erosão em comparação com o preparo convencional (GEBHARDT et al., 1985; BAKER; LAFLÉN, 1983), os primeiros também reduzem o risco de contaminação por pesticidas (HALL et al., 1991).

Em função do alto teor de matéria orgânica observado nos sistemas de preparo mínimo, e em função da reconhecida afinidade da matéria orgânica por pesticidas, dada pelo K_{oc} , o plantio direto é considerado uma prática de manejo que reduz sua lixiviação (CARTER, 2000).

Apesar de a maior densidade de macroporos em sistemas conservacionistas tender a aumentar as taxas de infiltração e lixiviação, o revestimento dos poros com compostos orgânicos tende a reter os pesticidas, reduzindo assim o risco de lixiviação (HOLLAND, 2004). Portanto, seguindo-se a classificação de sistemas de preparo do solo proposta por Gebhardt et al.

(1985), e uma vez que os efeitos ambientais dos sistemas de cultivo reduzido são intermediários ao PC e PD (BAKER; LAFLEN, 1983), os três sistemas de preparo apresentados na Tabela 1 foram selecionados.

Após os parâmetros de vulnerabilidade terem sido estimados para uma dada gleba, a vulnerabilidade à contaminação da água por pesticidas é calculada pela equação [2], usando-se os escores correspondentes da Tabela 1. O resultado de V pode variar desde 1 (valor mínimo) até 27 (valor máximo). Para que a análise seja balanceada, a vulnerabilidade à contaminação é reclassificada de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação da vulnerabilidade à contaminação de um determinado sítio

Intervalo de vulnerabilidade	Nível	Escore
1 - 3	Baixa	1
4 - 9	Média	2
12 - 27	Alta	3

Potencial de contaminação

Como mencionado, o potencial de contaminação depende das propriedades químicas e ambientais dos pesticidas, bem como o nível de exposição dos grupos-alvo (HORNSBY et al., 1996; FINIZIO; VILLA, 2002).

Embora cientificamente menos rigorosos, indicadores *ad hoc* baseados em escores e *rankings* de potencial de contaminação podem ser mais úteis para o processo de tomada de decisão do que modelos fisicamente embasados, os quais definem o potencial de contaminação mais explicitamente (VAN DER WERF, 1996). O desafio foi, portanto, selecionar indicadores e parâmetros apropriados para a estimativa do potencial de contaminação.

De acordo com FALCONER (2002), um enfoque tradicional para o desenvolvimento de indicadores de contaminação tem a seguinte forma:

$$D = \sum_j^m \sum_j^n W_j d_{ij} \quad [5]$$

em que D = dano associado a um programa específico de pesticidas, i = ingrediente ativo (1 a m); espécies de indicadores (1 a n); W_j = peso da espécie de indicador (j), d_{ij} = dano à espécie de indicador j causado pelo ingrediente ativo i.

Seguindo-se a forma geral da equação [5], o potencial de contaminação de determinado pesticida (H_i) usado em determinada gleba agrícola é estimado pela seguinte equação:

$$Pc_i = M_i P_i T_i \quad [6]$$

sendo Pc_i = potencial de contaminação do pesticida *i*, M_i = mobilidade do pesticida *i* no ambiente; P_i = persistência do pesticida *i* no ambiente; e T_i = toxicidade do pesticida *i*.

Uma vez que a importância relativa dos parâmetros da equação [6] é desconhecida, seus pesos foram todos tomados como iguais a 1,0 (HARR, 1987).

A vantagem da equação [6] sobre outros indicadores de risco, como o GUS (GUSTAFSON, 1989), é que ela incorpora a toxicidade do produto na análise, permitindo uma indicação mais ampla do potencial de contaminação por pesticidas.

A mobilidade e persistência dos pesticidas há muito vem sendo caracterizadas pelo coeficiente de adsorção do solo e matéria orgânica (K_{oc}) e por sua meia-vida ($t_{1/2}$), respectivamente (GUSTAFSON, 1989; FALCONER, 2002). Entretanto, de forma a obter um valor positivo na equação [6] e um balanço numérico entre os parâmetros M e P, as seguintes transformações matemáticas foram usadas:

$$M = 1 / \log_{10}(K_{oc}) \quad \text{e} \quad P = \log_{10}(t_{1/2}) \quad [7]$$

sendo K_{oc} = coeficiente de sorção do pesticida pela matéria orgânica do solo (mg l^{-1}); e $t_{1/2}$ = meia-vida de campo do pesticida (dias). De acordo com as equações [6] e [7], quanto maiores os valores de M e P, maior será o potencial de contaminação do pesticida em relação aos recursos hídricos.

No caso da toxicidade ou ecotoxicidade dos pesticidas, grupos-alvo explícitos têm de ser definidos (FALCONER, 2002). Buscando evitar a confusão causada pela utilização de diferentes grupos-alvo (REUS et al., 2002), e considerando que alvos ecológicos e humanos são igualmente importantes no que diz respeito à presença de pesticidas na água, a toxicidade dos pesticidas (T) foi tomada como a média entre a DL_{50} (96h) aguda para peixes (T_1) e dose diária aceitável a humanos (T_2), ou seja:

$$T = \frac{T_1 + T_2}{2} \quad [8]$$

Para que a equação [8] fosse matematicamente balanceada, os subparâmetros T_1 e T_2 foram transformados pelas seguintes equações:

$$T_1 = 4 - \log_{10}(DL_{50}) \quad \text{e} \quad T_2 = -\log_{10}(DAH) \quad [9]$$

em que DL_{50} = concentração letal (96 h) aguda de peixes (mg l^{-1}), DAH = dose aceitável diária humana ($\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

Portanto, para cada produto, o potencial de contaminação é calculado pela equação [6], o que facilita o ranking dos pesticidas em estratégias de controle ambiental. Além da sua amplitude em relação aos grupos-alvo, os parâmetros das equações [7] e [9] são facilmente obtidos em bancos de dados *on-line* (IUPAC, 2010).

Uma vez que o volume de aplicação dos pesticidas depende do tipo de

produto, do clima e da intensidade da infestação de plantas invasoras, pragas e doenças (MAHDUN; FREED, 1990), e como a relação entre dose e efeito não está correlacionada com o risco de contaminação estimado por vários indicadores (REUS et al., 2002), ele não foi incluído neste método.

Para que sejam úteis e confiáveis em relação às suas predições, os indicadores de risco de pesticidas devem permitir a agregação e desagregação de informação, tanto em termos espaciais como em termos de culturas (REUS et al., 2002). No método proposto, o potencial de contaminação global para um grupo de pesticidas usados numa determinada cultura é estimado por:

$$P_c = \max (P_{c_i}) \quad [10]$$

sendo P_c = potencial de contaminação de um grupo de pesticidas de uma certa cultura; e P_{c_i} = potencial de contaminação do pesticida i .

A maximização da equação [10] resulta do conhecimento incompleto do efeito combinado de vários produtos em relação aos seres humanos e ao meio ambiente (KONSTANTINO, 2007; FELDMAN, 1995), bem como da aplicação do Princípio da Precaução (EU, 2000).

Enquanto a equação [6] permite o ranking do potencial de contaminação de pesticidas individuais, a equação [10] permite o ranking do P_c de lavouras. Uma análise preliminar, usando uma grande variedade de herbicidas, inseticidas e fungicidas de várias lavouras brasileiras, indicou que o potencial de contaminação individual, dado pela equação [6], varia de 0,02 a 2,50, com uma média de 1,14 e um desvio-padrão de 0,57.

Supondo que este intervalo é válido na maior parte das situações agrícolas, e usando a média e o desvio-padrão anteriores, um sistema de classificação do potencial de contaminação foi proposto, de forma semelhante às classes do indicador GUS (GUSTAFSON, 1989), e é apresentado na Tabela 3 a seguir:

Tabela 3 - Classificação do potencial de contaminação de pesticidas

Potencial de Contaminação de Pesticidas (P _c)	Nível	Escore
0,00 – 0,83	Baixo	1
0,83 – 1,66	Médio	2
1,66 – 2,50	Alto	3

Estimativa do risco de contaminação por pesticidas em glebas agrícolas

Das equações [1], [2] e [10] resulta que o risco de contaminação da água por pesticidas em determinada gleba agrícola é simplesmente o produto:

$$R_g = V * P_c \quad [11]$$

sendo R_g = risco de contaminação de um grupo de pesticidas usados em certa cultura, numa certa gleba; V = vulnerabilidade à contaminação por pesticidas do sítio; P_c = potencial de contaminação do grupo de pesticidas usados na cultura.

O risco global de contaminação por pesticidas é, portanto, o produto dos escores indicados nas Tabelas 1 e 2, e a classificação do risco global para certa cultura em determinada gleba é dado na Tabela 4.

Tabela 4 - Classificação do risco global de contaminação por pesticidas de determinada gleba

Valor do Risco Global (R_g)	Nível	Escore
1 - 2	Baixo	1
3 - 4	Médio	2
6 - 9	Alto	3

Na Tabela 4, embora os intervalos de risco apresentem diferentes amplitudes (em função da natureza discreta do produto [11]), eles apresentam a mesma probabilidade de ocorrência (1/3). Na mesma Tabela, observa-se que há pelo menos um risco mínimo de contaminação da água quando pesticidas são usados. Os níveis e escores da Tabela 4 possuem a vantagem de agregar as incertezas envolvendo risco de pesticidas, o que dá mais robustez à análise.

Manejo do risco de pesticidas

Buscando reduzir o risco de contaminação por pesticidas em glebas agrícolas, poder-se-ia baixar o potencial de contaminação (P_c), a vulnerabilidade ambiental (V), ou ambos. O potencial de contaminação pode ser reduzido por meio da substituição de produtos com alto P_c por outros com menores valores (CARTER, 2000).

Outra possibilidade é a adoção de práticas conservacionistas, reduzindo o valor do parâmetro de manejo do solo (S) na Tabela 1, e/ou realocando a gleba para uma posição mais a montante, reduzindo o valor do parâmetro L . Depois de diferentes alternativas de produtos, manejo do solo ou realocação serem identificadas, o abatimento do risco de contaminação da água por pesticidas é estimado pela seguinte equação:

$$A_r = 100 \left(1 - \frac{Rg_1}{Rg_0} \right) \quad [12]$$

em que A_r (%) = abatimento do risco de contaminação da água por pesticidas; Rg_0 = escore do risco de contaminação da gleba na condição original; Rg_1 = escore do risco de contaminação na nova condição.

A_r pode assim ser usado como um indicador do serviço ambiental gerado, no que diz respeito à contaminação da água por pesticidas, em programas de compensação por serviço ambiental.

EXEMPLO DE APLICAÇÃO E RESULTADOS

De forma a ilustrar a aplicação do método proposto, o risco de contaminação por pesticidas de cinco glebas, localizadas na bacia do ribeirão Pipiripau, no Distrito Federal, foi analisado. Nesse sentido, cinco lavouras cultivadas sob três tipos de manejo do solo foram estudadas. O exemplo usado é apresentado nos subcapítulos seguintes, bem como a vulnerabilidade do sítio, o potencial de contaminação e o risco de contaminação por pesticidas.

Vulnerabilidade à Contaminação por Pesticidas

A Figura 3 a seguir apresenta a localização das cinco glebas agrícolas estudadas em relação à rede de drenagem natural da bacia.

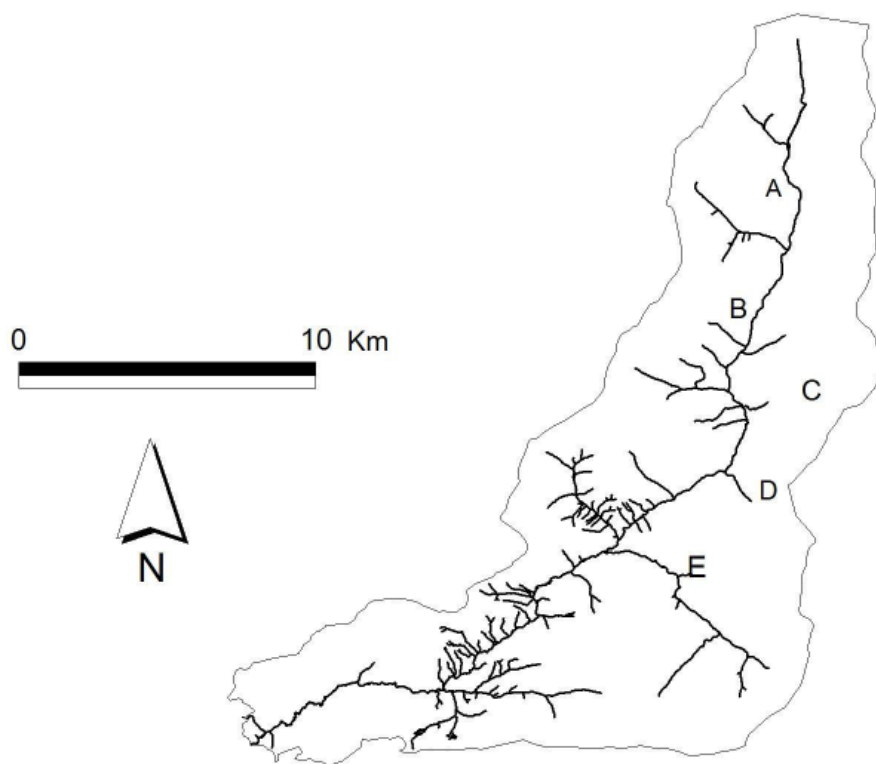


Figura 3 - Localização das cinco glebas estudadas na bacia do rib. Pipiripau (DF).

As características agronômicas e ambientais das cinco glebas estudadas são apresentadas na Tabela 5. A vulnerabilidade à contaminação da água superficial e subterrânea de cada gleba, dada pelo produto dos escores dos parâmetros de vulnerabilidade (equação [2]), é também apresentada.

Tabela 5 - Características ambientais e agronômicas das cinco glebas estudadas e suas respectivas vulnerabilidades

Caso	Lavoura	Área (ha)	Manejo (S)	Escore	Cont. Argila (C)	Escore	Dist. L (m)	Escore	Vulnerabilidade valor / nível / escore
A	Feijão	52	CR	2	> 60%	1	300-1000	2	4 / Média / 2
B	Tomate	8	PC	3	> 60%	1	300-1000	2	6 / Média / 2
C	Soja	684	PD	1	> 60%	1	> 1000	1	1 / Baixa / 1
D	Milho	250	PC	3	< 30%	3	300-1000	2	18 / Alta / 3
E	Pimentão	10	PC	3	30-60%	2	< 300	3	18 / Alta / 3

Como observado na Tabela 5, dependendo do tipo de manejo, conteúdo de argila do solo, e distância para o curso d'água mais próximo, a vulnerabilidade à contaminação da água por pesticidas variou de *baixa* a *alta*.

Potencial de Contaminação dos Pesticidas

A lista de pesticidas usados nas cinco lavouras estudadas, com suas respectivas mobilidades, persistências e toxicidades, é apresentada na Tabela 6.

Tabela 6. Características ambientais dos pesticidas das cinco glebas estudadas e seu potencial de contaminação. Fonte: IUPAC (2010)

Produto	Tipo	Cultura	K _{oc} de campo (ml g ⁻¹)	Mobilidade (M)	Meia-vida (dias)	Persistência (P)	DL ₅₀ (mg l ⁻¹)	T ₁	DAH (mg kg ⁻¹ d ⁻¹)	T ₂	Toxicidade (T)	Valor de Pc	Escore
Fomesafen	Herbicida	Feijão	50	0,59	86	1,93	170,00	1,77	0,00	2,52	2,15	2,45	3
Ciproconazol	Fungicida	Soja	309	0,40	142	2,15	19,00	2,72	0,02	1,70	2,21	1,91	3
Atrazina	Herbicida	Milho	100	0,50	29	1,46	4,50	3,35	0,02	1,70	2,52	1,84	3
Hidróxido de Fentina	Fungicida	Feijão	3.104	0,29	26	1,41	0,05	3,30	0,00	3,30	4,30	1,74	3
Iprodione	Fungicida	Pimentão	373	0,39	84	1,92	3,70	3,43	0,06	1,22	2,33	1,74	3
Óxido cuproso	Fungicida	Tomate	12.000	0,25	365	2,56	0,21	4,68	0,15	0,82	2,75	1,73	3
Azoxistrobina	Fungicida	Soja	482	0,37	70	1,85	0,47	4,33	0,20	0,70	2,51	1,73	3
Clorotalonil	Fungicida	Pimentão	850	0,34	22	1,34	0,04	5,42	0,02	1,82	3,62	1,73	3
Clorpirifos	Inseticida	Milho	8.151	0,26	21	1,32	1,3E-4	6,89	0,01	2,00	4,44	1,50	2
Paraquat	Herbicida	Feijão	1.000,000	0,17	3,000	3,48	19,00	2,72	0,00	2,40	2,56	1,48	2
Tebuconazol	Fungicida	Milho	769	0,35	55	1,75	4,40	3,36	0,03	1,52	2,44	1,48	2
Piraclostrobina	Fungicida	Soja	11.000	0,25	32	1,51	0,01	6,22	0,03	1,52	3,87	1,44	2
Picoxystrobina	Fungicida	Soja	898	0,34	20	1,30	0,08	5,12	0,04	1,37	3,25	1,43	2
Imidacloprido	Inseticida	Pimentão	225	0,43	174	2,24	211,00	1,68	0,06	1,22	1,45	1,38	2
Metribuzin	Herbicida	Tomate	38	0,63	11	1,06	74,60	2,13	0,01	1,89	2,01	1,35	2
Mancozebe	Fungicida	Pimentão	998	0,33	18	1,26	0,07	5,13	0,05	1,30	3,22	1,35	2
Lambda-Cialotrina	Inseticida	Milho	157.000	0,19	25	1,40	2,0E-4	7,68	0,01	2,30	4,99	1,34	2
Bifentrina	Inseticida	Soja	236.610	0,19	26	1,41	2,0E-4	7,82	0,02	1,82	4,82	1,27	2
Abamectina	Inseticida	Pimentão	5.638	0,27	10	1,00	3,6E-4	6,44	0,00	2,60	4,52	1,21	2
Permetrina	Inseticida	Soja	100.000	0,20	42	1,62	0,01	5,90	0,05	1,30	3,60	1,17	2
Nicosulfurom	Herbicida	Milho	21	0,76	19	1,29	65,70	2,18	0,90	0,05	1,11	1,08	2
Benazona	Herbicida	Feijão	51	0,59	13	1,11	100,00	2,00	0,10	1,00	1,50	0,98	2
Cromuron etílico	Herbicida	Soja	106	0,49	28	1,45	1.000,00	1,00	0,02	1,70	1,35	0,96	2
2,4 D	Herbicida	Soja	56	0,57	10	1,00	100,00	2,00	0,05	1,30	1,65	0,94	2
Metlaxil-M	Fungicida	Pimentão	660	0,35	39	1,59	100,00	2,00	0,08	1,10	1,55	0,87	2
Profenofos	Inseticida	Soja	2.016	0,30	7	0,85	0,08	5,10	0,03	1,52	3,31	0,85	2
Fluazifop-P-butílico	Herbicida	Feijão	3.394	0,28	8	0,91	1,31	3,88	0,01	2,00	2,94	0,76	1
Oxitecralina + estreptomicina	Fungicida	Pimentão	102.600	0,20	70	1,85	116,00	1,94	0,03	1,52	1,73	0,64	1
Lactofem	Herbicida	Feijão	10.000	0,25	4	0,60	0,10	5,00	0,00	2,82	3,91	0,59	1
Lufenuron	Inseticida	Soja	41.182	0,22	16	1,21	28,00	2,54	0,02	1,81	2,17	0,57	1
Diffubenzurum	Inseticida	Soja	4.620	0,27	3	0,48	0,13	4,89	0,01	2,00	3,44	0,45	1
Metiram / Piraclostrobina	Fungicida	Pimentão	500.000	0,18	7	0,85	0,33	4,48	0,03	1,52	3,00	0,45	1
Glifosato	Herbicida	Soja	21.699	0,23	12	1,08	38,00	2,42	0,30	0,52	1,47	0,37	1
Fenoxaprop-P etílico	Herbicida	Soja	11.354	0,25	2	0,23	0,19	4,72	0,01	2,00	3,36	0,19	1
Carfentrazone-eflicca	Herbicida	Soja	866	0,34	1	0,04	1,60	3,80	0,03	1,52	2,66	0,04	1
Tiofanato metílico	Fungicida	Tomate	207	0,43	1	0,04	11,00	2,96	0,08	1,10	2,03	0,04	1

A Tabela 6 indica que o potencial de contaminação dos 36 produtos tradicionalmente usados nas cinco lavouras estudadas variou desde 0,04 (tiofanato-metílico) até 2,45 (fomesafen), com uma média de 1,14. Esta Tabela pode ser usada como uma 'régua' para o manejo de risco de pesticidas, e os produtos com alto potencial de contaminação (escore=3) podem ser substituídos por outros com menor potencial (escores 1 ou 2).

Considerando que o potencial de contaminação de uma certa cultura é o máximo dos potenciais individuais dos produtos nela utilizados (equação [10]), a cultura com o maior risco de contaminação global foi a de feijão ($Pc_g = 2,45$). A cultura do tomate, por outro lado, foi a que apresentou o menor Pc_g (1,73), porém ainda dentro da faixa alta.

O risco de contaminação por pesticidas para cada uma das culturas estudadas, considerando a vulnerabilidade do sítio e o potencial de contaminação, é apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 - Vulnerabilidade, potencial e risco de contaminação das cinco culturas estudadas

Caso	Cultura	Área (ha)	Vulnerabilidade Nível / Escore	Pot. Contam. Nível / Escore	Risco Nível / Escore
A	Feijão	52	Média / 2	Alto / 3	Alto / 3
B	Tomate	8	Média / 2	Alto / 3	Alto / 3
C	Soja	684	Baixa / 1	Alto / 3	Médio / 2
D	Milho	250	Alta / 3	Alto / 3	Alto / 3
E	Pimentão	10	Alta / 3	Alto / 3	Alto / 3
Total =		754		Média pond.=	2,32

De acordo com a Tabela 7, com exceção do caso C (soja), todas as culturas analisadas apresentaram alto risco de contaminação da água por pesticidas. A média ponderada (por área) das cinco culturas resulta em um risco médio global de contaminação da água de 2,32 (médio/alto). Se uma média ponderada, como a da tabela 7, fosse calculada para todas as lavouras

de uma bacia, poder-se-ia obter o risco de contaminação por pesticidas da bacia, que é um indicador útil para a gestão integrada de recursos hídricos.

Manejo do Risco de Contaminação por Pesticidas

Considerando que o risco de contaminação foi elevado em quatro dos cinco casos analisados, e que o risco ponderado global foi médio-alto, deve-se buscar reduzir R_g . Neste caso, seguindo-se a recomendação de Carter (2000), procurou-se eliminar o uso dos produtos com alto potencial de contaminação ($P_c > 1,66$) por produtos menos danosos ($P_c < 1,66$). Adicionalmente, em quatro dos cinco casos, manejos conservacionistas foram adotados. Essas modificações, e suas respectivas reduções do risco de contaminação por pesticidas, são apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Alternativas de manejo de risco de contaminação por pesticidas nos cinco casos estudados, e sua respectiva redução de risco

Caso	Cultura	Novo sistema de manejo	Valor original de P_c	Novo valor de P_c	Risco original Nível/escor e	Novo risco Nível/escor e	Abatim. de risco (%)
A	Feijão	PD	2,45	1,48	Alto / 3	Médio / 2	33,3
B	Tomate	CR	1,73	1,35	Alto / 3	Médio / 2	33,3
C	Soja	PD	1,91	1,44	Médio / 2	Baixo / 1	50,0
D	Milho	PD	1,84	1,50	Alto / 3	Médio / 2	33,3
E	Pimentão	PC	1,74	1,38	Alto / 3	Alto / 3	0,0
Ar (%) =							42,7

De acordo com a Tabela 8, reduções significativas do risco de contaminação por pesticidas foram obtidas em quatro dos cinco casos estudados. Adicionalmente, o risco ponderado global passou de $R_g = 2,32$ no caso original para $R_g = 1,33$, com a adoção das alternativas de manejo. O abatimento global ponderado, calculado pela equação [12], foi de $A_r = 42,7\%$, nos cinco casos.

Diferentes alternativas de redução de risco de contaminação, como as usadas no exemplo, podem ser ranqueadas ambiental e economicamente, incluindo a realocação das glebas.

CONCLUSÕES

O indicador proposto para o risco de contaminação difuso da água por pesticidas em situações de campo utiliza bancos de dados da literatura, bem como parâmetros ambientais locais, de simples estimativa no campo. O método pode ser aplicado em nível de cultura ou bacia, permitindo a estimativa do risco de contaminação da água por pesticidas por parte de produtores, técnicos e tomadores de decisão.

O método permite o ranking do potencial de contaminação de produtos individuais, bem como a avaliação da eficácia de diferentes alternativas de redução de risco de contaminação, permitindo sua utilização em programas de compensação por serviços ambientais em relação à manutenção da qualidade da água.

Apesar de o método não estimar o movimento de pesticidas no ambiente nem calcular as cargas de contaminação, ele dá uma indicação da probabilidade de contaminação dos recursos hídricos por pesticidas e da redução de risco, resultantes de diferentes alternativas de manejo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAKER, J. L.; LAFLEN, J. M. Water quality consequences of conservation tillage: new technology is needed to improve the water quality advantages of conservation tillage. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, Ida., v. 38, n. 3, p. 186-193, may/jun.1983.

CARTER, A. How pesticides get into water and proposed reduction measures. **Pesticide Outlook**, Cambridge, v. 11, n. 4, p. 149-156, 2000.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 21, n. 5, p. 883-895, 2007.

CHENG, H. H. Pesticide in the soil environment: an overview. In: CHENG, H. H. (Ed.). **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts, and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 1-6. (Book series publication; 2)

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L.W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988.

COX, L. et al. Sorption of two polar herbicides in soils and soil clays suspensions. **Water Research**, New York, v. 31, n. 6, 1309-1316, 1997.

DABROWSKI, J. M. et al. Predicting runoff-induced pesticide input in agricultural sub-catchment surface waters: linking catchment variables and contamination. **Water Research**, New York, v. 36, n. 20, p. 4975-4984, 2002.

DOMENICO, P.A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. J. Wiley: New York, 1990.

DUBUS, I. G.; BROWN, C.D.; BEULKE, S. Sources of uncertainty in pesticide fate modeling. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 317, n. 1-3, p. 53-72, dec. 2003.

ENFIELD, C. G.; YATES, S. R. Organic chemical transport to groundwater. In: CHENG, H. (Ed.). **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts, and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 271-302. (Book series publication; 2)

EUROPEAN UNION. **Communication from the Commission on Precautionary Principle**. Brussels: 2000. 28 p.

FALCONER, K. Pesticide environmental indicators and environmental policy. **Journal of Environmental Management**, London, v. 65, n. 3, p. 285-300, jul. 2002.

FELDMAN, J. Risk assessment, a community perspective. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, NC, v. 103, supl. 6, p. 153-158, sep. 1995.

FINIZIO, A.; VILLA, S. Environmental risk assessment for pesticides: a tool for decision making. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 22, n. 3, p. 235-248, may. 2002.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New York: Prentice-Hall, 1979. 604 p.

GEBHARDT, M. R. et al. Conservation tillage. **Science**, Washington, v. 230, n. 4726, p. 625-630, nov. 1985.

GILLIOM, R. J. Pesticides in the hydrologic system: what do we know and what's next? **Hydrological Processes**, New York, v. 15, n. 16, p. 3197-3201, nov. 2001.

GUSTAFSON, I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 8, n. 4, p. 339-357, apr. 1989.

HABITAT CONSERVATION TRUST FUND. **Mission creek sustainable watershed indicators workbook**. British, CO: 2003. 22 p.

HALL, J. K.; MUMMA, R.O.; WATTS, D.W. Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 37, n. 4, p. 303-31, nov. 1991.

HAMILTON, D. J. et al. Regulatory limits for pesticide residues in water. **Pure**

and Applied Chemistry, Oxford, England, v. 75, n. 8, p. 1123-1155, 2003.

HARR, M. E. **Reliability-based design in civil engineering**. New York: McGraw-Hill, 1987. 290p.

HERMOSIN, M. C.; CORNEJO, J. Assessing factors related to pesticide adsorption in soils. **Toxicological and Environmental Chemistry**, New York, v. 25, p. 45-55, 1989.

HOLLAND, J. M. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, New York, v. 103, n. 1, p. 1-25, jun. 2004

HOLVOET, K. M. A.; SEUNTJENS, P.; VANROLLEGHEM, P.A. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 209, n. 1, p. 53-64, nov. 2007.

HORNSBY, A. G.; WAUCHOPE, R. D.; HERNER, A. E. **Pesticide properties in the environment**. New York: Springer, 1996. 227 p.

HOTCHKISS, B. E. **A pesticide information project of Cooperative Extension Offices of Cornell University**, The University of California, Michigan State University and Oregon State University, Cornell University, Ithaca, NY. 1989

IUPAC. Pesticide properties database. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/>. 2010

KHAN, M. A.; LIANG, T. Mapping pesticide contamination potential. **Environmental Management**, New York, v. 13, n. 2, p. 232-242, 1989.

KNISEL, W. G. et al. Water balance components in the Georgia Coastal Plain: a GLEAMS model validation and simulation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, Ida., v. 46, n. 6, p. 450-456, nov./dec. 1991.

KONSTANTINOOU, I. Monitoring pesticides in the environment. In: LAMBROPOULOU, D. (Ed.). **Analysis of pesticides in food and environmental samples**. Boca Raton: CRC Press, 2007. p. 319-353.

KOOKANA, R.S.; CORRELL, R. L.; MILLER, R. B. Pesticide impact rating index: a pesticide risk indicator for water quality. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 5, p. 45-65, 2005.

KOVACH, J. et al. **A method to measure the environmental impact of pesticides**. New York: New York State Agricultural Experiment Station, 1992. p. 1-8. (New York's Food and Life Sciences Bulletin; 139).

LARSON, S. J.; GILLIOM, R. J.; CAPEL, P. D. **Pesticides in streams of the United States**: initial results from the National Water-quality Assessment Program. Sacramento: U. S. Geological Survey, 1999. (Water-Resources Investigations Report; 98-4222)

LEISTRA, M.; BOESTEN, J. J. T. I. Pesticide contamination of groundwater in Western Europe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, New York, v. 26, n. 3-4, p. 369-389, oct. 1989.

LEONARD, R. A. Movement of pesticides into surface waters. In: CHENG, H. (Ed). **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts, and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 303-349. (Book series publication; 2)

MA, Q. et al. Gleams, Opus, PRZM2B, and PRZM3 simulations compared with measured atrazine runoff. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 64:2070-2079, 2000.

MADHUN, Y.A.; FREED, V. H. (1990). Impact of pesticides in the environment, in Cheng, H. H. (Ed.): **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts, and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 429-466. (Book series publication; 2)

MALONE, R. M. et al. Modeling surface and subsurface pesticide transport under three field conditions using PRZM-3 and GLEAMS. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, MI., v. 42, n. 5, p. 1275-1287, 1999.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. *OECD Hazard Assessment Project, STEP System Group: Final report*, Stockholm, 1982.

PADOVANI, L.; TREVISAN, M.; CAPRI, E. A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 4, n. 2, p. 111-123, jun. 2004.

PASSARELLA, G. et al. A probabilistic methodology to assess the risk of groundwater quality degradation. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 79, n. 1, p. 57-74, 2002.

REICHENBERGER, S. et al. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs to ground and surface water and their effectiveness: a review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 384, p. 1-35, 2007

REUS, J. et al. Comparing environmental risk indicators for pesticide. Results of the European CAPER Project. Center for Agriculture and Environment, Utrecht, 1999.

REUS, J. et al. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 90, v. 2, p. 177-187, jun. 2002

SPURLOCK, F. **Evaluation of current simulation models to predict pesticide movement to ground and surface water under California conditions**. Sacramento: Department of Pesticide Regulation, 1998. 7 p.

SURGAN, M.; CONDON, M.; COX, C. Pesticide risk indicators: unidentified inert ingredients compromise their integrity and utility. **Environmental Management**, New York, v. 45, n. 4, p. 834-841, 2010.

U.S.- EPA. **Drastic**: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. EPA/600/S2-85/O18, 1985. 6 p.

URICCHIO, V. F.; GIORDANO, R.; LOPEZ, N. A fuzzy knowledge-based decision support system for groundwater pollution risk evaluation. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 73, n. 3, p.189-197, nov. 2004.

VAN DER WERF, H. M. G. Evaluating the impact of pesticides on the environment. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 60, n. 2-3, p. 81-96, dec. 1996.

ZACHARIAS, S.; HEATWOLE, C. D. Evaluation of GLEAMS and PRZM for predicting pesticide leaching under field conditions. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, MI, v. 37, n. p. 439-451, 1994.

Indicadores de biodiversidade

*Irene Maria Cardoso¹,
Ivo Jucksch²,
Eduardo de Sá Mendonça³.*

BIODIVERSIDADE

O termo biodiversidade passou a ser mais amplamente utilizado após a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento - Eco 92, realizada no Rio de Janeiro, quando se deu a ratificação da Convenção sobre Diversidade Biológica assinada por 168 países (BÜCHS, 2003; MOONEN; BÁRBERI, 2008). O uso amplo tão recente talvez explique, em parte, por que no meio científico ainda há diferentes visões sobre a biodiversidade (DUELLI; OBRIST, 2003) e sobre os indicadores que podem ser usados para quantificá-la.

Antes de discutir indicadores de biodiversidade, é necessário definir se o objetivo é avaliar indicadores de biodiversidade, ou usar a biodiversidade como indicador. Nesse caso, o termo bioindicador é mais apropriado. Uma espécie pode ser um bom indicador de contaminação por metal pesado, mas o

¹ Eng^a Agr^a, Ph.D. *Diretora do Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata*, Prof^a. Adjunta, Depto de Solos ~ UFV, Campus Universitário ~ UFV, 36570-000, Viçosa ~ MG. Correio eletrônico: irene@ufv.br

² Eng^a Agr^a, DSc., Prof. Assoc. Depto. Solos ~ UFV. Campus Universitário ~ UFV, 36570-000, Viçosa ~ MG. Correio eletrônico: ivo@ufv.br

³ Eng^a Agr^a, Ph.D., Prof. Assoc. Depto de Produção Vegetal - UFES. Alto Universitário, 29500-000, Alegre-ES. Correio eletrônico: esmjpia@gmail.com

efeito da contaminação por metal pesado na biodiversidade talvez necessite de outro indicador – um indicador de biodiversidade (DUELLI; OBRIST, 2003). Em geral, bioindicadores estão ligados à seleção de parte da biodiversidade total, os quais possuem a melhor relação de causa-efeito com o objetivo do monitoramento, ou seja, o objetivo determina o tipo de bio-indicador a ser utilizado.

Por definição, os indicadores de biodiversidade não têm que necessariamente ser biológicos (muitos ecólogos certamente não concordariam com esta afirmativa). Por exemplo, o número de nascentes recuperadas na região da Zona da Mata pode ser um indicador de biodiversidade. Ou seria possível recuperar nascentes sem protegê-las com vegetação?

Na convenção do Rio, ECO-92, o termo biodiversidade foi definido como a diversidade de composição (identidade e variedade de elementos), incluindo a composição genética de espécies e ecossistemas (MOONEN; BÁRBERI, 2008). Mas considera-se também a diversidade de estrutura (organização física ou padrões, frequência ou percentagem de cada elemento dentro de um conjunto considerado), de função (processos ecológicos e evolucionários) e componentes adicionais, como diversidade de comportamento, abiótica e cultural (DUELLI; OBRIST, 2003; NOSS, 1990). Há ainda os termos biodiversidade planejada e associada⁴, úteis principalmente quando se refere aos ecossistemas agrícolas – agroecossistemas (PERFECTO; VANDERMEER, 2008). Esta complexidade contribui para que não haja consenso entre os pesquisadores em como usar os bioindicadores, pois cada aspecto da biodiversidade (e também cada objetivo em usar bioindicador) pode ser estudado por grupos distintos de indicadores (DUELLI; OBRIST, 2003; BÜCHS, 2003).

Muitos pesquisadores, dentre aqueles que consideram principalmente a biodiversidade composicional, descrevem a biodiversidade em termos de

⁴ Biodiversidade associada é aquela que aparece devido às funções exercidas pela biodiversidade introduzida de forma planejada. Por exemplo, plantam-se árvores de forma planejada, estas atraem polinizadores e pássaros (biodiversidade associada).

parâmetros simples de composição, como números de espécies, grupos de espécies ou habitat (BUCHS, 2003), outros descrevem medidas composicionais mais complexas de uniformidade de espécies, como equabilidade (uniformidade ou equidade). Equidade significa a probabilidade de selecionar certo elemento de um conjunto inteiro. Assim, o mesmo nível de biodiversidade pode ser alcançado por uma considerável riqueza de diferentes elementos ou por uma riqueza menor, mas com uma frequência balanceada de cada elemento (BUCHS, 2003).

Há vários índices que tentam expressar essas variáveis. Os mais conhecidos são os de Shannon-Weaver, índice de diversidade que considera a riqueza das espécies e sua abundância relativa, e o de Pielou, índice de equabilidade ou uniformidade que considera o padrão de distribuição dos indivíduos entre os grupos.

As pessoas envolvidas no uso de indicadores de biodiversidade são influenciadas pelos objetivos pessoais ou profissionais. O foco irá depender das motivações pessoais em lidar com a biodiversidade. Há aqueles mais voltados à conservação das espécies. Nesse caso, as espécies das listas de espécies ameaçadas de extinção, balanceadas de acordo com seus graus de risco, serão usadas como indicadores. Outros estão preocupados com o controle biológico. Sendo assim, o foco será preferencialmente nos predadores e parasitas do filo artrópoda. Nesse caso, alguns besouros e aranhas são muito utilizados como indicadores, porque há métodos padronizados de coleta. Se a preocupação é com a resiliência dos sistemas, é necessário pensar na biodiversidade funcional, ou nos grupos funcionais, como indicadores do funcionamento dos ecossistemas (DUELLI; OBRIST, 2003), discutido posteriormente.

Fazem parte da biodiversidade funcional os componentes bióticos que estimulam os processos ecológicos responsáveis pelos serviços ambientais (PERFECTO: VANDERMEER, 2008). A biodiversidade funcional é parte da biodiversidade total, composta de grupos de elementos (no nível de gene, espécie ou habitat) responsáveis pelos mesmos serviços ambientais, que, junto

com a produção de bens (alimentos, plantas medicinais, madeiras e fibras), constituem os serviços dos ecossistemas.

O aumento da diversidade dos grupos funcionais (plantas, decompositores, engenheiros do ecossistema⁵, herbívoros, microsimbiontes, polinizadores, transformadores⁶, parasitas e predadores) aumenta a magnitude dos processos dos agroecossistemas (SWIFT et al., 2004).

AGROECOSSISTEMAS

A matriz (áreas do entorno) na qual o ecossistema ou hábitat está envolvido é importante para a biodiversidade do próprio ecossistema (PERFECTO; VANDERMEER, 2008). Atualmente, a matriz em que um ecossistema natural está inserido é quase sempre uma matriz agrícola, pois grande parte das terras é devotada à agricultura. Portanto, o tema relacionado à conservação da biodiversidade não pode deixar de considerar os agroecossistemas (ecossistemas manejados), se o que se deseja realmente é preservar a biodiversidade, o foco deve ser o manejo do uso da terra (WALDHARDT, 2003).

Sabe-se, no entanto, que os valores culturais, estéticos intrínsecos da biodiversidade, embora importantes, não justificam por si só, na maioria dos casos, esforços políticos e monetários no estudo e na conservação da biodiversidade (MOONEN; BÁRBERI, 2008). Esses esforços serão depreendidos somente se a biodiversidade tiver um papel no funcionamento dos agroecossistemas e estes, direta ou indiretamente, reverterem-se em benefícios para a sociedade humana, os chamados serviços dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1997). Exceto no caso de conservação de espécies,

⁵ Organismo que muda a estrutura de seu ambiente para aumentar a sobrevivência ou reprodução.

⁶ Por exemplo, bactérias autotróficas que utilizam outras fontes de energia que não a matéria orgânica, portanto não são decompositores, e são de grande importância na ciclagem de nutrientes, como transformadores dos elementos C, N, S etc.

comunidade ou hábitat para valores intrínsecos, estéticos, cultural ou tradicional, a questão não deveria ser quais os organismos que devem ser protegidos, mas preferencialmente quais os principais serviços que o agroecossistema pode oferecer (MOONEN; BÁRBERI, 2008). Parece-me que, neste trabalho de discussão sobre indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas, há maior interesse sobre como ampliar esses serviços, medi-los e até mesmo em como remunerá-los do que nos indicadores de biodiversidade. Por quê?

SERVIÇOS DOS ECOSISTEMAS E AGRICULTURA

Embora possa ser beneficiada pela biodiversidade, em geral, a atividade agrícola a afeta negativamente, devido às práticas de manejo dominantes, incentivadas pelas políticas agrícolas, caracterizadas pela chamada Revolução-Verde, cujo enfoque principal foi o aumento da produção agrícola via intensificação dos processos de produção. Essa intensificação levou a um crescente uso de fertilizantes e agrotóxicos e a uma pressão sobre o uso dos recursos naturais. A poluição dos recursos naturais, como água, solos, e perdas de alguns ecossistemas (caso do cerrado brasileiro), podem ser considerados como efeitos negativos dessas políticas. Outra consequência é o custo exorbitante para recuperar os ambientes danificados e que são pagos pela sociedade. Diante disso, a necessidade de se considerar os requerimentos ambientais nas políticas públicas voltadas para uma agricultura mais sustentável é premente (PRIOR, 2003).

Agroecossistemas sustentáveis devem ser, ao mesmo tempo, produtivos, conservadores dos recursos naturais, viáveis economicamente, culturalmente sensíveis e socialmente justos (ALTIERI, 1995), e podem ser manejados utilizando os princípios agroecológicos. A agroecologia, ao invés de definir práticas alternativas de agricultura, oferece uma metodologia para o estudo e desenvolvimento de agroecossistemas, analisando fluxos de nutrientes, energia e matéria e considerando os componentes bióticos dos sistemas como os iniciadores da fertilidade do solo, produtividade e proteção das culturas. A

autorregulação dos agroecossistemas conta com a alta interação entre os componentes bióticos e abióticos (ALTIERI; NICHOLLS, 1999). No manejo e estudo dos sistemas agroecológicos, consideram-se os valores funcionais da biota e o hábitat que quase sempre foram perdidos no processo de domesticação e industrialização. Durante esses processos, espécies domesticadas perderam a habilidade de sobreviver na competição natural com tantas outras espécies, porque a proteção da intervenção humana fez a competição menos importante. Com o aumento da perda da funcionalidade de espécies de plantas e animais nos agroecossistemas, os sistemas não são mais manejados com o objetivo de conservar esses organismos e, com isso, eles desapareceram e a agrobiodiversidade decresce. Por essas razões, o entendimento da biodiversidade funcional nos agroecossistemas é fundamental para o sucesso da preservação da biodiversidade e definição dos tipos de bioindicadores.

O manejo do agroecossistema objetivando aumentar a diversidade será bem sucedido se aumentar, no curto prazo, os serviços dos agroecossistemas (em termos de bens e processos ou magnitude dos processos); em particular, se aumentarem a resiliência e a estabilidade dos agroecossistemas, o que é garantido pelas espécies redundantes⁷, importante quando o agroecossistema é submetido à mudanças ou a distúrbios; e tomar cuidado com a introdução de espécies invasoras (MOONEN; BÁRBERI, 2008), especialmente preocupante quando são introduzidas espécies exóticas nos agroecossistemas.

Os serviços dos agroecossistemas dependem em grande parte da biodiversidade associada (PERFECT VANDERMEER, 2008). As árvores, especialmente devido à multifuncionalidade, favorecem muito a biodiversidade associada. Por serem produtores primários, as plantas em geral correlacionam-se bem com a diversidade geral de organismos (DUELLI; OBRIST, 2003). Por isso, as árvores podem ser usadas como indicadores de biodiversidade, pois

⁷ Este conceito está dando lugar à ideia de espécie chave (key species). Quando se considerava que se muitas espécies exerciam o mesmo papel, então espécies chaves eram buscadas para serem preservadas. No entanto, agora considera-se que as espécies redundantes (insurance species, ou espécie de seguro) são responsáveis pela resiliência do sistema. A ideia, de forma grosseira, é de que se uma espécie sucumbe ao stress, outras estarão atuando em seu lugar.

elas possuem relação de causa-efeito com a biodiversidade associada.

Alguns autores consideram que o uso de plantas vasculares como indicador (bioindicador ou indicador de biodiversidade) é mais apropriado para monitoramento de mudanças a longo prazo, porque nos agroecossistemas o banco de sementes torna-se cada vez mais pobre devido ao manejo intensivo, principalmente em áreas com arações intensas, reduzindo a distribuição de sementes de plantas de estágios de sucessão mais tardios, o que inviabiliza o uso da vegetação como indicador de curto prazo, pois não há reação rápida às mudanças de manejo. Os invertebrados, ao contrário das plantas vasculares, são considerados indicadores de curto prazo, pois reagem rapidamente às mudanças de manejo, correlacionando-se principalmente com o microclima e a umidade do solo (DUELLI; OBRIST, 2003). Contudo, outros autores recomendam uma combinação de vegetação e invertebrados para monitorar a biodiversidade, especialmente em áreas onde mudanças de manejo foram introduzidas recentemente (PERNER; MALT, 2003). Sabemos, por exemplo, que a vegetação espontânea é considerada excelente indicadora de qualidade do solo, e os agricultores reconhecem este potencial (DUARTE et al., 2008).

ESCALA

Outra questão importante ao estudar a biodiversidade é a escala. Embora o termo biodiversidade ainda seja associado principalmente à conservação de espécies individuais em habitat natural e a conservação de um habitat particular seja importante, cada vez é mais reconhecido que a preservação da biodiversidade é somente alcançada através do (re)estabelecimento de um mosaico de habitats apropriados na escala de paisagem. Para a biodiversidade da paisagem é importante também conectar habitats (WALDHARDT, 2003).

Entretanto, o mais importante é saber quais os elementos a medir e como medir, definidos com base nas características dos agroecossistemas, o que irá obviamente depender do contexto (MOONEN; BÁRBERI, 2008). Por isso, a experiência da Zona da Mata mineira é apresentada no próximo tópico.

SISTEMAS AGROFLORESTAIS: CONTRIBUIÇÕES PARA A SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA NA ZONA DA MATA MINEIRA

A Zona da Mata de Minas Gerais está inserida no domínio morfoclimático denominado “Mares de Morros Florestados”, que, por sua vez, está inserido no Bioma da Mata Atlântica, a 5ª entre as 25 reservas de biodiversidade mais ameaçadas do Planeta - os chamados “hotspots” (MYERS, 2000).

A região é caracterizada pela heterogeneidade de microambientes explorados de forma diferenciada pelos agricultores. Destacam-se na paisagem as áreas de elevações e baixadas. As elevações apresentam-se como vertentes de conformação variada, destacando-se as encostas convexas (morros), as encostas côncavas (grotas ou ravinas anfiteátrica) e os topos dos morros. As ravinas, por sua vez, apresentam o fundo mais plano e o entorno com alta declividade, caracterizando os ambientes mais frágeis da região. Nas baixadas, encontram-se os terraços (baixadas secas) e os leitos maiores ou brejos (Figura 1). As áreas de encostas amorradas, onde se encontram Latossolos (solos profundos), correspondem a 70 % da área total das propriedades. Os entornos e os fundos das ravinas perfazem em torno de 5 % cada um, enquanto os terraços e os leitos maiores apresentam, respectivamente, em torno de 13 e 7 % dos ambientes da Zona da Mata.

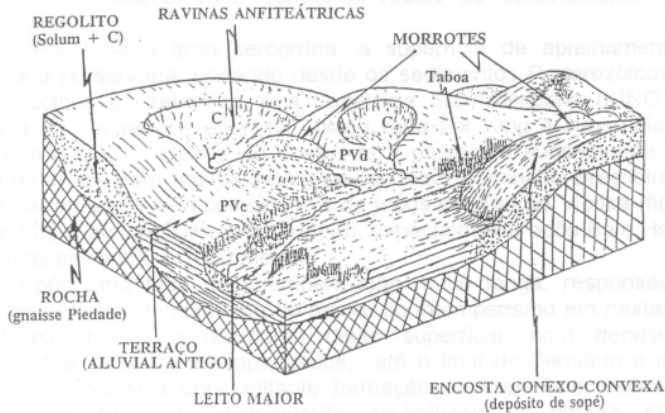


Figura 1 - Modelo geral da paisagem da Zona da Mata mineira e a disposição dos geoambientes e dos solos na paisagem.

Fonte: Ker e Schaefer (1995).

A região declivosa, com solos profundos e os altos índices de precipitação (média anual variando de 1.100 a 1.800 mm, dependendo da microrregião), propicia a formação de inúmeras nascentes e pequenos cursos d'água. Assim, nos vales proliferam extensas redes de drenagem perene. Os cursos de água são estreitos, muitas vezes caracterizados como filetes de água. Os leitos maiores e os terraços apresentam-se também muito estreitos, chegando a uma largura menor do que 30 metros em muitos locais.

A Zona da Mata possui a maior concentração de pequenas propriedades e uma das maiores concentrações demográficas nas áreas rurais do estado de Minas Gerais. Os agricultores familiares manejam seus sistemas de forma diversificada. As encostas convexas e topos de morros são cultivados preferencialmente com pastagem ou café. Quase sempre o café é consorciado com milho, feijão, mandioca, cana-de-açúcar, batata-doce, dentre outras. O agricultor familiar estratifica extremamente bem o ambiente, e o consórcio se dá especialmente nas áreas de melhor fertilidade natural e com menor declividade.

As bordas de ravinas só são utilizadas em caso extremo de deficiência de outras terras, exemplo claro de como a estrutura fundiária causa pressão de uso sobre o meio ambiente. O terraço é cultivado com culturas anuais e é onde também são constituídos os núcleos habitacionais, as estradas e as construções rurais. O leito maior é pouco cultivado por apresentar dificuldades de manejo diante da falta de tecnologia adequada. Plantam-se lá arroz de várzea úmida e algumas outras culturas mais resistentes à deficiência de oxigênio, como inhame. Pode também ser usado com pastagem de braquiária.

Diante disso, percebe-se a falta de adequação da lei ambiental à realidade da Zona da Mata, pois, segundo a lei, grande parte das terras da região são consideradas áreas de preservação permanente (APPs) quando possuem declividade acima de 45°; localizam-se no terço superior das encostas, incluindo os topos dos morros; localizam-se às margens dos cursos d'água ou próximos de nascentes. Caso a lei fosse cumprida, com certeza boa parte da população do meio rural estaria vivendo hoje nas periferias das cidades (FREITAS et al., 2004).

Recentemente, o plantio de eucalipto está se expandindo na região, muitas vezes na forma de cultivos extensos, caracterizando monocultura, e em áreas de APPs. Alguns agricultores reclamam que os vizinhos plantam eucaliptos em áreas muito próximas das divisas, sombreando além do desejado suas áreas. Como na Zona da Mata as propriedades são pequenas, o sombreamento em excesso proveniente da propriedade do vizinho pode ser muito prejudicial às atividades de produção agrícola.

EXPERIMENTAÇÃO PARTICIPATIVA COM SISTEMAS AGROFLORESTAIS

A Zona da Mata é o que se pode, à luz do modelo da Revolução Verde, ser considerada problemática para a utilização agrícola. Seus solos são “pobres” e a região é declivosa. Procurando soluções para os problemas relacionados à agricultura, o Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata (CTA-ZM), ONG que atua na região desde 1988, em parceria com os Sindicatos dos

Trabalhadores Rurais (STRs) e o Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (DPS/UFV), desenvolve experimentação participativa com sistemas agroflorestais (SAFs) em diversos municípios dessa região (CARDOSO et al., 2001).

Os SAFs foram propostos a partir de diagnóstico rural participativo, onde os agricultores apontaram o enfraquecimento das terras como um dos principais problemas da agricultura regional. Todo o trabalho desenvolvido com SAFs na Zona da Mata foi e continua sendo feito em parceria com os agricultores, utilizando metodologias apropriadas para resgatar e valorizar os conhecimentos dos agricultores e construir em conjunto novos conhecimentos (CARDOSO; FERRARI, 2006). Acredita-se que o conhecimento do agricultor é pedra fundamental na preservação e criação de biodiversidade (Figura 2).

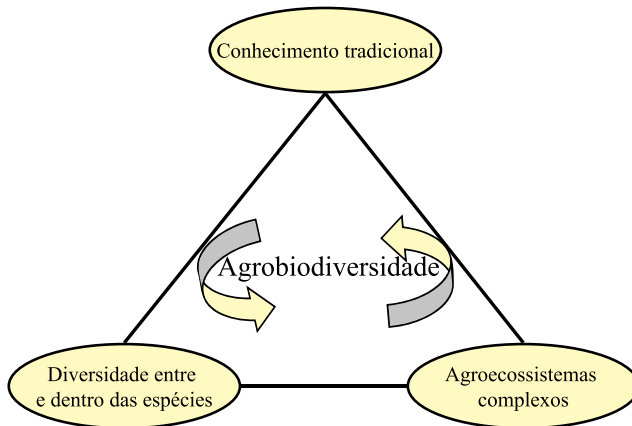


Figura 2 - O conhecimento tradicional é considerado fundamental na preservação e criação de biodiversidade nos agroecossistemas.

Quando as áreas são manejadas com SAFs, felizmente as avaliações mudam. Como a vegetação nativa atesta, as condições biofísicas como profundidade do solo, luz e água são favoráveis ao desenvolvimento de árvores. Além disso, a cultura de renda da região é o café, que possui condições

favoráveis para a agrofloresta, pois originou-se em florestas subcaducifólias da Etiópia. Além do café, as pastagens também constituem uso frequente do solo na Zona da Mata e estas são também compatíveis com o consórcio com algumas espécies de árvores. A aptidão para criação animal e para a produção de café consorciado pode gerar sistemas integrados inerentes ao desenvolvimento de sistemas agroecológicos.

Diante desse potencial, iniciou-se a experimentação participativa nos SAFs com café e pastagem, visando ao fortalecimento de terras como controle da erosão, a ciclagem de nutrientes e a produção “in situ” de matéria orgânica e a diversificação da produção. Com o aumento da biodiversidade nos agroecossistemas, procurou-se então aumentar os serviços ambientais e a produção de bens, ambos considerados serviços dos ecossistemas. Os SAFs foram implantados na região da Zona da Mata em 1994/1995 (37 SAFs com café e dois SAFs com pastagens). CTA, UFV e agricultores discutiram os princípios da experimentação, mas os agricultores tiveram autonomia para desenhar seus experimentos e decidir quais espécies introduzir. Incentivou-se principalmente o uso de espécies arbóreas nativas da região tanto para compor o sistema arbóreo quanto o herbáceo. As áreas de experimentação variaram de 1.000 m² a 5.000 m².

Segundo os agricultores experimentadores, SAFs com café possuem pelo menos um estrato arbóreo diversificado, um estrato arbustivo (o café necessariamente, podendo ter outras espécies), e um estrato herbáceo, podendo ser leguminosa introduzida como adubação verde, vegetação espontânea, alimentícia etc.

A experiência, em especial com café, foi sistematizada de 2003 a 2004, de forma também participativa, em um trabalho de pesquisa-ação (SOUSA, 2006). A sistematização envolveu 17 agricultores experimentadores, distribuídos em sete municípios (Araponga, Tombos, Divino, Carangola, Eugenópolis, Espera Feliz e Miradouro). Vários outros trabalhos de pesquisa foram e estão sendo realizados nos SAFs da região. A seguir, apresentamos uma síntese de alguns desses resultados.

O que mostram as pesquisas?

O conhecimento dos agricultores e sua autonomia no desenho e no manejo geraram grande diversidade nos SAFs e entre eles. A sistematização mostrou que há pouca similaridade entre os sistemas. Após a sistematização, realizou-se o levantamento florístico das espécies arbóreas de sete SAFs e a baixa similaridade foi comprovada. Os índices de Sorensen variaram entre 0,28 e 0,48, o que indica alta heterogeneidade na composição florística de cada um dos sistemas (SIQUEIRA, 2008).

Ao longo da experimentação, muitas espécies arbóreas foram eliminadas e outras introduzidas nos sistemas. O critério principal de introdução ou retirada de espécies arbóreas dos sistemas foi a compatibilidade das árvores com o café, o que significa baixa competitividade por água, luz e nutrientes. Os principais indicadores de compatibilidade utilizados foram o bom aspecto fitossanitário do café no consórcio e o sistema radicular profundo do componente arbóreo. O sistema radicular do fedegoso (*Senna macranthera*), por exemplo, começa a lançar raízes secundárias após 60 cm de profundidade.

Além da compatibilidade com o café, outros critérios para a escolha das espécies arbóreas foram: (a) produção de biomassa, cujo indicador foi a quantidade de resíduo produzido, através da queda natural das folhas ou poda; (b) mão de obra necessária, indicada pelo caducifolismo, facilidade de poda, arquitetura dos ramos e aquisição de mudas; (c) diversificação da produção, indicada pela quantidade e qualidade da produção de alimentos para o ser humano, animais domésticos ou silvestres e para a produção de madeira destinada a construções rurais e/ou lenha.

Durante a sistematização, os agricultores listaram em torno de 85 espécies diferentes utilizadas nos SAFs. Nos sete sistemas agroflorestais estudados no município de Araponga, foram identificadas 73 espécies arbóreas, distribuídas em 62 gêneros e 27 famílias. A família de Leguminosae se mostrou mais representativa nessas áreas, com 28 espécies. Das demais famílias, Euphorbiaceae, Myrtaceae e Rutaceae foram as que mais se destacaram apresentando quatro espécies cada. O número de espécies arbóreas nos

sistemas variou de 14 a 34 (FERNANDES, 2007; SIQUEIRA, 2008). A maioria das espécies (70%) é nativa; a maioria das exóticas é frutífera. As principais espécies arbóreas utilizadas são: abacate (*Persea* sp); açoita-cavalo (*Luehea speciosa*); capoeira-branca (*Solanum argenteum*); fedegoso (*Senna macranthera*); ingá (*Inga* sp); ipê-preto (*Zeyheria tuberculosa*); papagaio (*Aegiphila sellowiana*) e banana (*Musa* sp). As mais rejeitadas, por apresentarem alta competição com o café, foram o angico (*Annadenanthera peregrina*), o jacaré (*Piptadenia gonocantha*) e o guapuruvu (*Schilozobium parahyba*).

Segundo os agricultores, devem-se procurar espécies arbóreas com facilidade de aquisição de mudas, por isso, a preferência por espécies espontâneas como o papagaio e a capoeira-branca. Nesse caso, não há necessidade de plantio, apenas de manejo.

O componente herbáceo, como planta de cobertura do solo ou alimentícia, é tão importante que os agricultores o incluíram na definição de SAFs. As plantas alimentícias são importantes não só como fonte de alimento para os seres humanos, mas também para os animais domésticos ou silvestres. Como planta de cobertura de solo, o componente herbáceo funciona como adubação verde, protegendo o solo contra erosão e ciclano nutrientes. Os agricultores manejam as espécies espontâneas para essa função, diminuindo a necessidade de introdução de outras espécies, como as leguminosas. O manejo é feito roçando e não capinando a vegetação espontânea (mato ou inço). O plantio de leguminosas pode representar, em relação às espécies espontâneas, aumento da mão de obra, em especial em terrenos declivosos como os encontrados na região. Porém, o manejo de determinadas espécies espontâneas pode ser mais difícil do que algumas espécies de leguminosas. Sendo assim, uma associação das duas práticas (manejo das espécies espontâneas e de leguminosas) pode ser estratégico com vistas à sustentabilidade da propriedade. O componente herbáceo é importante também porque desempenha papel-chave na biodiversidade associada, como, por exemplo, a atração de polinizadores.

Para garantir a entrada necessária de luz no café, estima-se que o espaçamento observado entre as espécies deve ser em torno de 30%. A indicação geral é de que as copas das árvores não devem se tocar. Logo, se dentro da lavoura as árvores estiverem muito juntas, devem-se retirar alguns indivíduos. Se estiverem muito espaçadas, podem-se adicionar mais indivíduos. Outra indicação é fazer podas, principalmente no inverno, ou usar espécies caducifólias, que perdem as folhas no inverno, momento de maior necessidade de entrada de luz no sistema para garantir a floração. Além disso, as copas das árvores devem ser elevadas para uma altura maior que a do café, ou seja, deve-se fazer a poda das “saias” das árvores. A quantidade de árvores por hectare varia, dependendo das condições de insolação da pedofoma, mas é comum encontrar 100 árvores por hectare com grande diversidade de espécies por área, sendo grande parte espécies nativas.

A comparação entre os sistemas de café em monocultivo (convencional) e os sistemas de café agroflorestal foi feita por Alvorci Santos (informações pessoais, 2004). O número de plantas de café por hectare e a produtividade por pé de café foram menores nos sistemas agroflorestais, portanto a produção de café por hectare foi menor, mas o retorno econômico foi maior devido ao menor custo de produção e à maior oferta de outros produtos. Entretanto, faz-se necessário realizar uma análise econômica mais acurada dos sistemas, pois, segundo relato de alguns agricultores, a produtividade de café em SAFs é igual à produtividade do café convencional e não menor.

A diversificação de espécies com a introdução das frutíferas potencializou ainda mais os SAFs, diversificando os alimentos para a família, a criação animal, a fauna, e comercialização. Muitos agricultores mantêm espécies frutíferas nas lavouras destinadas exclusivamente à fauna local. Alguns produtos têm sobressaído nos SAFs como a banana e o abacate, demandando futuramente atenção mais detalhada para o seu melhor aproveitamento. Vários agricultores estão utilizando banana (fruto e pseudo-caule) e abacate para alimentação dos animais domésticos, inclusive bovino, principalmente na estação seca, quando há o problema histórico de oferta de alimento para o gado na região.

As áreas manejadas tiveram papel importante no suprimento de madeira para muitas famílias. A madeira retirada foi usada para a melhoria da infraestrutura da propriedade (por exemplo, mourões e pequenas construções) e lenha. Em alguns casos de excedente, houve venda de espécies de maior valor econômico (especialmente o cedro australiano). O suprimento de lenha e de madeira para as famílias é um aspecto ambiental e econômico relevante, pois elimina a pressão de uso sobre os remanescentes de mata, enquanto recursos energéticos e infraestrutura, conjugando alternativa de renda e orçamento familiar. O conforto no local de trabalho, no dia a dia, ocasionado pelo sombreamento é outro benefício ressaltado pelos experimentadores.

Resumidamente, a experimentação gerou uma consciência profundamente agroecológica, manifestada em práticas como: redução/ eliminação da capina, manutenção de algumas espécies arbóreas espontâneas, mesmo em lavouras de café em monocultivo, preocupação com qualidade e quantidade da água na propriedade, abandono do uso de agrotóxicos e do fogo, importância da cobertura do solo e da matéria orgânica, etc.

A sistematização das experiências contribuiu para a reflexão coletiva de todo o processo desenvolvido, incorporação de novos aprendizados, revisão de conhecimentos, reunificação de grupos de atores e promoção de trocas de experiências sobre os aspectos ligados aos SAFs, à agroecologia e à agricultura familiar. Contribuiu ainda para a compreensão de processos relacionados ao uso dos solos, utilização dos espaços da propriedade rural, valorização dos recursos naturais disponíveis, com a perspectiva de obter alternativas para a melhoria do sistema de produção da agricultura familiar, aliadas à conservação do meio-ambiente, de forma coerente com hábitos e costumes locais. Quando avaliados segundo os critérios de sustentabilidade (produtividade, resiliência/ estabilidade, equidade e autonomia), os SAFs se mostraram sustentáveis e, portanto, recomendáveis para o manejo agroecológico dos solos.

Saúde dos solos

Um solo sadio é a garantia de bom funcionamento do ecossistema com a manutenção da produtividade das culturas, da qualidade da água, da saúde de plantas e dos animais. Portanto, os agricultores agroecológicos não se orientam simplesmente pelo aporte de nutrientes em formas solúveis, de fácil e imediata absorção pelas raízes das plantas. Para se ter solo saudável é necessário manejá-lo de forma a melhorar simultaneamente suas propriedades físicas, químicas e biológicas (DUARTE et al., 2008). A sistematização indicou que os SAFs contribuíram para melhorar a saúde dos solos, mas de que maneira e em que medida?

Matéria orgânica do solo e ciclagem de nutrientes

Nos SAFs, o aporte de material orgânico ao solo é de forma continuada e diversificada. O material orgânico, juntamente com a cobertura vegetal, exerce importante papel na proteção dos solos contra a erosão, na infiltração de água e na reposição dos nutrientes imobilizados na biomassa das plantas. Para que os nutrientes contidos no material orgânico sejam liberados para as plantas cultivadas, é necessário que ele seja decomposto. A decomposição é um processo biológico dependente de vários fatores ambientais que interferem na composição e na atividade da comunidade de organismos decompositores, dentre os quais se destacam as condições do solo (temperatura, umidade, pH, arejamento, disponibilidade de nutrientes, especialmente de nitrogênio) e a qualidade e quantidade do material orgânico a ser decomposto.

Diferentes espécies arbóreas produzem biomassa com distintas características químicas, exercendo, portanto, funções diversas no agroecossistema. Resíduos (folhas, galhos, frutos, flores) provenientes de algumas espécies se decompõem rapidamente, pois possuem menores teores de compostos recalcitrantes (lignina e polifenóis), que são de lenta decomposição pelos microrganismos. A decomposição mais rápida dos resíduos promove liberação igualmente rápida de nutrientes para as plantas. Já com a

decomposição lenta, os resíduos ficam mais tempo sobre o solo, protegendo-o da ação direta das chuvas e do sol. O ideal é ter uma mistura de tipos de resíduos, o que é garantido quando se tem um sistema biodiversificado.

Um estudo sobre o assunto procurou identificar como algumas espécies arbóreas encontradas nos SAFs contribuíram no aporte de material orgânico e de nutrientes ao sistema. Espécies que se decompõem rápido, como o fedegoso (*Senna macranthera*), são mais eficientes em relação à ciclagem de nutrientes. Já o açoita-cavalo (*Luehea grandiflora*), o ingá (*Inga subnuda*) e o abacate (*Persea americana*) fornecem biomassa de decomposição mais lenta. Em um SAF misto, com 100 árvores dessas espécies na mesma proporção, teríamos o aporte de nutrientes da ordem de 65 kg/ha de nitrogênio (N), 3,3 kg/ha de fósforo (P), 23 kg/ha de potássio (K), 38 kg/ha de cálcio (Ca) e 5 kg/ha de magnésio (Mg), além de outros nutrientes importantes para as plantas (DUARTE, 2007). Para comparação, são necessários 300 kg da fórmula 20-5-20 (NPK) para suprir a mesma quantidade de nitrogênio aportada pelas árvores, bem como 90 kg para atingir a mesma quantidade de potássio e quase 120 kg para equivaler o fósforo obtido pela decomposição de matéria orgânica proveniente destas árvores. Esse maior aporte de nutrientes em sistemas com maior teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica (MENDONÇA et al., 2001) pode reduzir as perdas de nutrientes dos SAFs e aumentar sua ciclagem.

Estrutura dos solos nos SAFs

A proteção e o aporte contínuo de material orgânico promovidos pelos SAFs melhoraram as características físicas dos solos. Aguiar (2008) comparou a estrutura física do solo sob SAFs com a de solos sob café cultivado em pleno sol (em monocultura) e sob matas secundárias. Os resultados demonstraram que os solos das áreas com SAFs eram mais porosos e macios do que os solos em pleno sol, características que se refletiram também na maior capacidade de retenção de umidade nas camadas superficiais, onde as raízes do café absorvem mais água e os organismos do solo estão em maior

quantidade. Essa melhoria da umidade no solo dos SAFs ocorreu inclusive no período seco, fundamental para a redução do estresse hídrico das plantas cultivadas e para os organismos do solo.

Interações planta-microrganismos

O material orgânico produzido pelos SAFs cria um ambiente adequado para a preservação dos organismos do solo e para o desenvolvimento de raízes em diferentes profundidades. Dessa forma, são estimuladas as interações entre organismos benéficos, como, por exemplo, a associação entre os fungos micorrízicos e as raízes. Dentre os efeitos benéficos das micorrizas, o mais conhecido é o aumento do volume de solo explorado pelas plantas na absorção de nutrientes, em especial o fósforo. A quantidade de esporos de micorriza encontrada em maiores profundidades do solo foi maior nos cafezais agroflorestais do que nos cafezais cultivados em pleno sol. Esse dado foi atribuído ao maior número de raízes encontradas nos SAFs e indica maior aproveitamento dos nutrientes em profundidade (CARDOSO et al., 2003).

Mais biodiversidade, mais serviços ambientais

De 52 espécies arbóreas nativas, 19 espécies (37%) foram encontradas em dois fragmentos (total de 92 espécies) vizinhos aos sete sistemas agroflorestais. Uma das espécies comum aos SAFs e fragmentos foi o jacarandá-caviúna (*Dalbergia nigra*), espécie ameaçada de extinção (FERNANDES, 2007). Isso mostra que os SAFs constituem uma matriz agrícola similar aos fragmentos e podem se beneficiar desses fragmentos. Por um lado, a manutenção da vegetação diversificada nos SAFs, com espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas nativas (biodiversidade planejada), contribui para a recomposição da Mata Atlântica; por outro lado, os fragmentos podem funcionar como banco de sementes e contribuir para o desenvolvimento dos SAFs.

A biodiversidade associada é responsável por vários serviços ambientais, como polinização, melhoria da qualidade do solo e controle de insetos indesejáveis. A biodiversidade associada regula processos-chave no funcionamento dos agroecossistemas, como a decomposição da matéria orgânica, o controle natural de insetos-praga e patógenos e a ciclagem de nutrientes, contribuindo em grande parte para a resiliência (capacidade de suportar estresse ambiental) do sistema. Das leguminosas encontradas, muitas se associam a bactérias fixadoras do nitrogênio atmosférico, sendo por essa razão importantes na incorporação desse nutriente aos agroecossistemas. Um exemplo de serviço ambiental de sistemas agroflorestais em Araponga foi o efeito positivo da ação das nove espécies polinizadoras identificadas, aumentando em 5% a produtividade dos cafezais (FERREIRA, 2008).

No último período da experimentação, embora não mensurada, os agricultores relataram redução no ataque de pragas e doenças no café, possivelmente pelo grande número de inimigos naturais, pelas melhorias no estado nutricional das plantas, pelo aumento de lesmas e minhocas, refletindo melhor condição de umidade e porosidade do solo, pelo aumento no número de lagartos, de variedade de espécies herbáceas, arbustivas, arbóreas (madeireiras e frutíferas), pelo aumento da quantidade e diversidade de pássaros e pelos eventuais animais de pequeno e médio porte (mão-pelada, jaguatirica, macacos, cobras, tatu etc.).

Mudança climática e sequestro de carbono

Duarte (2007) estimou a produção de biomassa e o carbono da biomassa de sete espécies usadas nos SAFs com café, utilizando equação alométrica. Para isso mediu-se o diâmetro à altura do peito duas vezes, com um intervalo de um ano entre as medidas. Como base nesses dados, se 50% dos cafezais da Zona da Mata (97.000 ha) forem transformados em Sistemas Agroflorestais com uma média de 50 árvores/ha (este número pode ser maior), calcula-se em torno de 115.000 t C sequestrado por ano (SOUZA et al., 2009).

De acordo com as predições de mudanças climáticas, no Brasil, o cultivo de café pode ficar restrito a algumas áreas nos próximos 30 ou 40 anos, pois espera-se um aumento de temperatura em torno de 3°C. A temperatura dentro e fora dos SAFs com café foi medida mensalmente durante um ano, e percebeu-se que com as árvores a temperatura pode decrescer de 3°C a 5°C (SOUZA et al., 2009). O carbono do solo, uma forma também de sequestrar carbono, foi medido em três profundidades, em um sistema de café em pleno sol, um SAF com café e uma mata, em uma mesma condição topográfica. Os dados mostraram um aumento de pelo menos 10% do carbono do solo em SAFs, quando comparado com o café em pleno sol (AGUIAR, 2008), enfatizando o potencial dos SAFs quanto à produção de serviços ambientais e à recuperação de áreas degradadas (MENDONÇA et al., 2001).

Pastagens

Durante a experimentação participativa, desenvolvida pelo CTA/UFV e agricultores, dois experimentos (em um total de 39) foram implantados com pastagens. É comum observar árvores nas pastagens da Zona da Mata, sem que isso leve à sua degradação. Não há dúvida de que a combinação de árvores com pastagens é melhor para a biodiversidade que pastagens em monoculturas, especialmente se as árvores são nativas (PERFECTO; VANDERMEER, 2008). Entretanto, o que mais se observa na região são pastagens degradadas, sem árvores. Quando questionados, os agricultores reconhecem o valor das árvores e não relatam prejuízos ao deixar árvores na pastagem, desde que as espécies sejam devidamente selecionadas. No entanto não deixam as árvores crescerem, retirando-as ainda jovens, devido a rigidez da legislação ambiental vigente.

A maioria dos nossos trabalhos de pesquisa concentra-se nos SAFs com café e só recentemente começamos a sistematizar e pesquisar as experiências com pastagens. Até então, como trabalho de monografia (MÉIER, 2008) realizamos entrevistas e visitas guiadas com os agricultores de três propriedades que possuem pastagens com árvores, e estamos realizando o levantamento florístico dessas pastagens. As pastagens visitadas possuem de

0,5 a 1,2 hectare, com variação de 30 a 40 árvores por pastagem e número de espécies que variam de 15 a 30 por pastagem. Nas três pastagens, foram encontradas 47 espécies de árvores, mostrando também pouca similaridade florística entre as pastagens. Assim como nos SAFs com café, a maioria das espécies encontradas são nativas (jacarandá, braúna, fedegoso, jacaré, jequitibá, farinha-seca, etc.) e as exóticas são principalmente frutíferas (goiabeira, limão, rosa, abacate, ameixa, amora e pessegueiro). A maioria das árvores nativas foram regeneradas naturalmente, pelo processo de bateção seletiva, não sendo necessário plantá-las.

As árvores nas pastagens devem, segundo os agricultores, ter a copa aberta e ser perenifólias (ao contrário das árvores nos SAFs com café, para evitar queda acentuada de folhas abafando o café); possuir folhas pequenas, para que com a queda o capim não seja abafado; ser multifuncional (como nos SAFs com café) produzindo bens (madeira, lenha, frutas, alimentos para os animais etc). Assim como no café, os galhos baixos devem ser retirados para que a copa fique alta, permitindo a entrada de luz. No manejo os galhos mais baixos são utilizados para pequenas construções, cercas etc.

Água – o caso da água que sobe

Os agricultores reconhecem a água como um dos mais importantes serviços do ecossistema, principalmente na Zona da Mata mineira. Há relatos e mais relatos de agricultores envolvidos com o manejo agroecológico das propriedades, cujas práticas incluem os SAFs com café e pastagens, de aumento da quantidade e melhoria da qualidade da água. Essas experiências também estão começando a ser estudadas. Em trabalho recente de monografia (CARNEIRO, 2008), a experiência de um agricultor com uma propriedade de 10 ha, em Araponga, foi sistematizada. O agricultor fez uma cerca em torno da nascente, implantou sistema agroflorestal com café no topo do morro, deixou árvores na pastagem e controlou o pastejo do gado, deixando em geral 1 unidade animal - UA/hectare.

A maioria das árvores da pastagem regenerou-se naturalmente. As espécies plantadas foram escolhidas com base na observação da natureza. Plantavam-se as espécies que já existiam no local. Na área mais declivosa (borda da ravina/grota), as árvores foram mais adensadas com predomínio de canudo-de-pito. A propriedade começou a ser manejada de forma agroecológica há 16 anos. No início, havia seis árvores na propriedade e duas famílias brigavam pela água da nascente. Hoje há mais de seis mil árvores, a água é suficiente para sete famílias, e com a sobra, o agricultor fez um tanque de peixes. Com os galhos baixos cortados das árvores, ele já produziu mais de trezentos moirões de cerca, usados entre outras coisas para fazer novos cercamentos da nascente, pois sua nascente sobe e até então ele já mudou a cerca seis vezes. Com a mudança da cerca, ele criou um corredor que liga o topo à baixada. Nesse corredor, ele observa muitos animais de pequeno porte (tatu, ratos e etc.) que antes não caminhavam na área inóspita do pasto.

Segundo o relato deste agricultor, para que sua experiência seja expandida é preciso uma remuneração por este serviço. Sua única reclamação foi nunca ter recebido um centavo sequer para cercar sua nascente!

INDICADORES (DE BIODIVERSIDADE? BIOINDICADORES?) PARA A ZONA DA MATA

Com base na experiência relatada anteriormente, podemos propor como indicadores de biodiversidade ou bioindicadores:

1. Nos agroecossistemas com pastagem e café:
 - Espécies arbóreas nativas (número de espécies, número de indivíduos etc.).
 - Espécies de vegetação herbácea (número de espécies, % de solo coberto, etc.).

O número de espécies é importante, pois com o uso intensivo de herbicidas (em especial o round-up), geralmente, leva ao predomínio de uma única espécie (trapoeraba).

2. Na paisagem:

- Áreas de APPs com mata nativa ou SAFs.
- Número de nascentes recuperadas (como indicador indireto de biodiversidade e de qualidade do solo – é impossível recuperar nascentes sem biodiversidade e sem conservar o solo).
- % de áreas em policultivo.

Para aumentar a biodiversidade e melhorar a qualidade dos solos e da água:

- Pagamento (serviço ambiental) por cada árvore deixada ou plantada no meio do café e pastagem;
- Permitir o corte das árvores no futuro (com planejamento e replantio ou regeneração, por exemplo, a cada 10 anos permitir o corte de um percentual de árvore plantadas ou que regeneraram);
- Remunerar (serviço ambiental) por cada nascente recuperada.

Para evitar a monocultura do eucalipto, devem-se regulamentar o seu plantio no município, apenas nos terços médios e inferiores das encostas; plantar pelo menos 10 metros (de cada lado) afastado das divisas (em algumas regiões há restrição da área da propriedade para o plantio do eucalipto, por exemplo, máximo de 20%, o que também poderia ser pensado para a Zona da Mata); não plantar próximo de nascentes, no leito maior (APPs) e nos terraços (as áreas dos terraços são nobres e devem ser preservadas para o plantio de cultura anual).

O maior detalhamento da proposta deverá ser feito em conjunto com os agricultores e instituições locais, pois, como a experiência na Zona da Mata tem nos mostrado, apenas o trabalho em conjunto com os agricultores tem relevância e são efetivos na conservação da biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES, ao CNPq e à FAPEMIG pelo apoio aos projetos de pesquisa em interface com a extensão; ao Centro de Tecnologias Alternativas e aos agricultores e suas organizações (sindicatos, associações, etc.), pelo trabalho em parceria.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, I. M. **Qualidade física do solo em sistemas agroflorestais**. 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

ALTIERI, M. A. **Agroecology: the science of sustainable agriculture**. Springer: Netherlands, The Netherlands. 1995. 433p.

ALTIERI M. A.; NICHOLLS, C. I. Biodiversity, ecosystem function and insect pest management in agricultural systems. In: COLLINS, W. W.; QUALSET, C. O. (Ed.). **Biodiversity in agroecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. cap. 5.

BÜCHS, W. Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p. 35-78, 2003.

CARDOSO, I. M. et al. Continual learning for agroforestry system design: university, NGO and farmer partnership in Minas Gerais, Brazil. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 60, p. 235-257, 2001.

CARDOSO I. M.; FERRARI, E. A.; **Construindo o conhecimento agroecológico: trajetória de interação entre ONG, universidade e organizações de agricultores**. *Agriculturas*, Rio de Janeiro, v. 3, p. 28-32. Disponível em: <<http://agriculturas.leisa.info>>. 2006.

CARDOSO, I. M. et al. Distribution of mycorrhizal fungal spores in soils under agroforestry and monocultural coffee systems in Brazil. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 58, p. 33-43, 2003.

CARNEIRO, J. J. **Agroecologia e produção de água**: um estudo de caso no município de Araponga-MG. 2008. 55 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, p. 253–260, 1997.

DUARTE, E. M. G. **Ciclagem de nutrientes por árvores em sistemas agroflorestais na Mata Atlântica**. 2007. 115 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

DUARTE, E. M. G.; CARDOSO, M. I.; FÁVERO, C. Terra forte. **Agriculturas**, Rio de Janeiro, v. 5, p.11-15, 2008. Disponível em: <<http://agriculturas.leisa.info>>.

DUELLI, P.; OBRIST, M. K. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p. 87-98, 2003.

FERNANDES, J. M. **Taxonomia e etnobotânica de Leguminosae Adans. em fragmentos florestais e sistemas agroflorestais na Zona da Mata Mineira**. 2007. 223 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

FERREIRA, F. M. C. **A polinização como um serviço do ecossistema: uma estratégia econômica para a conservação**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Unversidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

FREITAS, H. R.; CARDOSO, I. M.; JUCKSCH, I. Legislação ambiental e uso da terra: o caso da Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, n. 2 , p. 22-27, 2004.

KER, J. C. E.; SCHAFER, C. E. **Roteiro da excursão pedológica: Viçosa–Sete Lagoas**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., Viçosa, MG, 1995. Viçosa, MG. 1995. 47p.

MEIER, M. **Levantamento das espécies arbóreas de pastagens em propriedades agroecológicas**. 2008. 69 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

MENDONÇA, E. S.; LEITE, C. L. F.; NETO, F. P. S. Cultivo do café em sistema agroflorestal: uma opção para recuperação de solos degradados. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, p. 375-383, 2001.

MOONEN, A. C.; BÀRBERI, P. Functional biodiversity: an agroecosystem approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 127, p. 7-21, 2008.

NOSS, R. F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, Boston, v. 4, p. 355-364, 1990.

PEREZ, A. M. M. et al. Impactos da implementação de um sistema agroflorestal na qualidade do solo. **Agropecuária Técnica**, Areia, v. 25, p. 25-36, 2004.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: a new conservation paradigm. **Annals of the New York Academic of Sciences**, New York, v. 1134, p. 173-200, 2008.

PERNER, J.; MALT, S. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conservation of arable land into grassland. In: BÜCHS, W. (Ed.). **Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture**. Amsterdam: Elsevier, 2003. 560p.

PRIOR, H. P. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p.17-33, 2003.

SIQUEIRA, L. C. **Levantamento florístico e etnobotânico do estrato arbóreo em sistemas naturais e agroflorestais, Araponga, Minas Gerais.** 2008. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

SOUZA, H. N. **Sistematização da experiência participativa com sistemas agroflorestais: rumo à sustentabilidade da agricultura familiar na Zona da Mata Mineira.** 127 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

SOUZA, H. N. et al. Increasing biodiversity in agroecosystems decreases climate change problems. In: INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONGRESS ON CLIMATE CHANGE, 2009, Copenhagen. Copenhagen: University of Copenhagen, 2009.

SWIFT, M. J.; IZAC, A. M. N.; VAN NOORDWIJK, M. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes-are we asking the right questions? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 104, p. 113-134, 2004.

WALDHARDT, R. Biodiversity and landscape-summary, conclusions and perspectives. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p. 305–309, 2003.

Marco referencial para serviços ambientais: reflexões sobre a prática¹

Fernando Cesar Veiga Neto²

Peter Herman May³

Jorge Luiz Vivan⁴

INTRODUÇÃO

Este capítulo apresenta uma visão de diferentes casos que contribuem na formulação de diretrizes para pagamento de serviços ambientais (PSA). Entre esses casos, estão iniciativas de governos municipais, estaduais e da esfera federal, além de projetos demonstrativos voltados para o uso e a conservação da biodiversidade. Ao adotarem uma estratégia em múltiplos níveis (da paisagem até o agricultor), são um referencial importante e fonte de parâmetros e indicativos nas discussões sobre desenvolvimento sustentável. Isso inclui a identificação de valores monetários em atividades como sistemas

¹ *Este texto foi baseado no capítulo “Mercados para Serviços Ambientais”, de Veiga Neto & May, publicado em Veiga e May (2010), “Economia do Meio Ambiente – Teoria e Prática”, 2ª edição, com a incorporação de referências de trabalhos de Sistemas Agroflorestais desenvolvidos no estado do Mato Grosso pelos autores deste texto e outros.*

² *Eng^o Agr^o, DSc., Gerente de Serviços Ambientais do Programa de Conservação da Mata Atlântica e Savanas Centrais da The Nature Conservancy (TNC), Rua Padre Anchieta, 392, 80.410-030, Curitiba - PR. Correio eletrônico: lveiga@tnc.org*

³ *Graduado Ecologia Humana, Ph.D., Prof. Assoc. Depto de Desenv., Agricultura e Sociedade (DDAS) – UFRRJ. Av. Presidente Vargas, 417, 6º a 9º andares, 20071-003, RJ. Correio eletrônico: peter@rebraf.org.br*

⁴ *Eng^o Agr^o, Ph.D., Consultor em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural. End. Servidão do Cravo Branco, 158, 88063-522, Campeche, Florianópolis - SC. Correio eletrônico: jlivan@terra.com.br*

agroflorestais ou manejo florestal, que se mostram competitivos para substituir usos menos sustentáveis; repercussões dos usos da terra atuais para mudanças climáticas e outras grandes questões ambientais, como o abastecimento de água e medidas mitigatórias para evitar a redução da biodiversidade. A primeira parte faz uma descrição de conceitos ligados ao tema. A segunda parte aborda um componente de interesse global - carbono - e discorre sobre casos relacionados ao armazenamento de carbono em vegetação terrestre como medida de mitigação do efeito estufa. A terceira remete a interesses e impactos regionais e macrorregionais, abordando PSA relacionados à quantidade e qualidade de água. A quarta, também global, mas com implicações e respostas regionais e locais, aborda a perda de biodiversidade, estratégias de conservação estrita, e conservação pelo uso. A quinta parte do texto faz uma breve discussão do item comum a esta publicação, qual seja, indicadores que possam medir o desempenho de projetos PSA.

DEFINIÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

Serviços ecossistêmicos são funções prestadas pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem na sustentação e no preenchimento das condições para a permanência da vida humana na Terra (DAILY, 1997). Entre eles, estão alimentos, madeira, fibras, produtos industriais, farmacêuticos, que são exemplos de funções que dizem respeito diretamente ao interesse humano e oriundos da biodiversidade. Sua relevância é básica: são inúmeras funções complexas e insubstituíveis desempenhadas pelo conjunto de espécies em sua relação com as paisagens, e que efetivamente dão sustentação à vida no planeta. A crescente percepção pela sociedade da constante e progressiva deterioração destas funções é, entretanto, muito recente. Ela foi sintetizada no *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA), um esforço realizado por uma rede de milhares de cientistas, entre 2002 e 2005 (MEA, 2005), que concluíram que mais de 60% dos ecossistemas do mundo têm sido utilizados de forma não sustentável.

O MEA classifica os serviços derivados dos ecossistemas naturais em quatro principais conjuntos: provisionamento, regulação, suporte, e cultural, que garantem aspectos de bem-estar da sociedade. Entre os serviços, podemos citar: a) a purificação do ar e da água; b) a mitigação das enchentes e da seca; c) a desintoxicação e a decomposição dos dejetos; d) a geração e a renovação do solo e de sua fertilidade; e) a polinização das culturas e da vegetação natural; f) o controle da maioria das potenciais pragas agrícolas; g) a dispersão das sementes e a translocação dos nutrientes; h) a manutenção da biodiversidade, a qual a humanidade depende para sua alimentação, seus medicamentos e para o desenvolvimento industrial; i) a proteção dos raios ultravioleta; j) a participação na estabilização do clima; l) o suporte para as diversas culturas da civilização humana; m) o estímulo estético e intelectual para o espírito humano. A identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos é uma área de pesquisa de crescente importância (FISHER et al., 2009).

Projetos ou esquemas de PSA envolvem intensas negociações entre poderes públicos municipais, estaduais, empresas e outros *stakeholders*, necessárias para o estabelecimento de mecanismos que envolvem mudanças de uso da terra em um território de larga escala, suficiente para gerar mudanças em funções ecossistêmicas na escala de uma bacia hidrográfica ou auxiliar na manutenção de habitats para populações de espécies nativas da fauna e flora.

CARBONO

O fenômeno das mudanças climáticas foi inicialmente identificado no século XIX, pelo químico Arrhenius (1896), como fruto das emissões de CO₂ associados à Revolução Industrial e seus desdobramentos na utilização de petróleo e outros combustíveis fósseis e na conversão de florestas em espaços para produção agropecuária. Depois de intensos debates nas décadas recentes, parece estar claro, neste momento, que quanto mais se postergarem as soluções para o enfrentamento das mudanças climáticas, maior será o custo

para a sociedade global se continuarem as tendências atuais de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) (STERN, 2006; IPCC, 2007).

O mercado de carbono nasceu como instrumento econômico para apoiar a solução deste grande desafio referente à mitigação das mudanças climáticas, e é hoje uma realidade quase inconteste no mundo inteiro. Com um volume de transações oficiais e voluntárias avaliado em aproximadamente US\$ 63 bilhões em 2007 e US\$ 126 bilhões em 2008 (CAPOOR; AMBROSI, 2009), é um mercado que apresenta uma perspectiva de incremento constante e, tendo um caráter global, tornou-se hoje a principal referência dos mercados ambientais.

Para além dos mercados regulados, os mercados voluntários de carbono assumiram um papel importante, movidos pela crescente percepção de organizações, empresas e indivíduos de todo o mundo de que é preciso participar de alguma forma no esforço de mitigação das mudanças climáticas por convicção, por pressões de mercado ou pela busca da imagem socioambientalmente correta junto ao público consumidor. O mercado voluntário cresce a uma velocidade considerável, tendo registrado, em 2007, um volume de negócios de US\$ 331 milhões, o triplo do ano anterior (HAMILTON et al., 2008). No total, 36% do volume de CO₂ comercializado neste mercado foi destinado a projetos florestais em 2006, enquanto nos mercados formais este volume foi irrisório. Entretanto, graças ao seu crescimento e sua grande variedade, seus compradores cada vez mais demandam certificados que garantam padrões e critérios de qualidade, que possam assegurar não somente os reais efeitos em termos de redução de emissões ou geração de *offsets*, mas também os co-benefícios sociais e/ou ambientais propalados pelos projetos.

Projetos Florestais de Carbono

Estudos documentados em May et al. (2004), sobre a experiência de projetos piloto florestais de carbono, visavam aprofundar as condicionantes

dos potenciais impactos que tais projetos gerariam para o desenvolvimento local. Neste trabalho, realizou-se uma análise dos impactos sociais, ambientais e econômicos de três projetos implantados no Brasil e um na Bolívia. Esta análise permitiu identificar uma série de impactos tanto positivos quanto negativos. Do ponto de vista social, o pequeno grau de participação das comunidades locais no *core business* de alguns destes projetos, ou seja, nas atividades de geração de créditos de carbono, foi um aspecto relevante. Um ponto positivo importante foi a geração de emprego e renda, principalmente durante a implantação dos projetos. Outro fator importante diz respeito à escala das áreas para projetos florestais de carbono. Como esses projetos exibem altos custos na formulação e no processo de validação, são necessárias grandes áreas (numa ordem de magnitude de milhares de hectares) para a diluição desses custos. Uma alternativa, tanto para assegurar a difusão dos benefícios entre membros de uma comunidade-alvo quanto superar a concentração de área associada, seria buscar agregação de pequenos e médios produtores como parceiros dos projetos.

Do ponto de vista ambiental, os principais impactos positivos dos projetos florestais de carbono devem ser a sua capacidade efetiva de sequestro de carbono através das florestas ou SAFs plantados ou a conservação de florestas em pé. A verificação do carbono adicional fixado na superfície terrestre é razão precípua desses projetos. Assim, é fundamental que o volume incremental de carbono seja assegurado de forma mensurável em uma crível linha de base, de forma a contribuir para a mitigação dos GEE e também que ajude a mostrar a importância inequívoca desses tipos de projeto. Para isso, há preocupação cada vez maior com a qualidade dos projetos por parte dos compradores participantes do mercado voluntário e das exigências dos mercados regulados.

Alguns projetos evidenciaram que, apesar de limitada diversidade nos plantios comerciais realizados, projetos florestais de carbono podem efetivamente contribuir para a recuperação/restauração de áreas convertidas para pastagens ou outros usos do solo. Além disso, os projetos que contemplam a regeneração natural de vegetação, reflorestamento ou enriquecimento com

espécies nativas como elementos complementares asseguram co-benefícios associando serviços de carbono com biodiversidade, de crescente interesse no mercado voluntário.

Do ponto de vista econômico, os projetos piloto ajudaram na divulgação do potencial, para o País, do novo mercado internacional de serviços ambientais. A redução de desmatamento na Amazônia e a restauração de matas ciliares no centro-sul brasileiro, críticas para a proteção dos mananciais e a conservação da biodiversidade, poderiam se beneficiar com recursos oriundos desses mercados para viabilizar ou aumentar a chance de sua execução.

Com respeito ao desenvolvimento econômico local, além dos benefícios imediatos de emprego e renda que tais projetos trariam, é atraente o efeito multiplicador e gerador de arrecadação de impostos que reverbera nas contas municipais.

Sistemas Agroflorestais e mitigação do desmatamento

O desmatamento, principalmente nos trópicos, representa mais de 18% das emissões totais, uma fatia maior do que o setor de transporte global (STERN, 2006). Dessa fatia, quase metade ocorreu unicamente na Amazônia brasileira, entre 2000 e 2005 (HANSEN et al., 2008). O estado do Mato Grosso, em janeiro de 2009, tinha 85% do desmatamento, enquanto o Pará tinha 8%, Rondônia 2% e Acre apenas 1%. Ações para preservar as áreas remanescentes de florestas tropicais são particularmente importantes para uma política de atenuação das mudanças climáticas, e este é o caso do noroeste do Mato Grosso.

A importância desses cenários pode ser avaliada pelos estoques de carbono (C) nas florestas da região do noroeste do Mato Grosso: de 1.357,32 milhões de toneladas de C originais, resta 1.115,32 milhões, uma perda de 17,8%. A criação recente de 5.758,26 km² de áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) tem neste contexto uma importância fundamental para a ambição do governo do Mato Grosso em desenvolver

projetos e receber créditos por REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação).

Ainda no estado do Mato Grosso, avaliações realizadas para apenas o componente lenhoso da parte aérea em sistemas agroflorestais de mais de 10 anos em propriedades privadas indicaram valores de até 52,4 t.ha⁻¹ de carbono fixado, e de 59,3 t.ha⁻¹ em regeneração de floresta nativa com 25 anos. Numa projeção, os 1.400 ha de SAF demonstrativos implantados em assentamentos rurais durante o projeto GEF/PNUD⁵ noroeste de MT contribuíram com o sequestro de 0,07 milhões de toneladas de C, valor que poderá dobrar em 10 anos. Este é um fato significativo para SAFs onde a composição privilegiou espécies de ciclo longo (acima de 25 anos) e maior densidade de madeira (acima de 0,6 g/cm³). Espera-se que esses sistemas possam alcançar patamares ainda mais elevados de fixação de carbono (GONÇALVES et al., 2009). Se apenas 10% dos 74.484,89 ha desmatados em 2007, na região noroeste, fossem convertidos para SAF, esta projeção subiria para 0,4 milhão de tonelada de C, podendo facilmente chegar a 1 milhão de toneladas num período de 15 a 20 anos. A renda por hectare dos SAFs extensivos (café, pupunha, cupuaçu, madeiras) pode gerar em média R\$ 2.500,00/ha/ano e R\$ 100,00 para cada diária investida. O retorno da mão de obra torna os SAFs bastante competitivos (65% a mais) do que gado de leite, que gera em média R\$ 363,00/ha/ano. Esses valores, comuns em Rondônia e Mato Grosso (VIVAN, 2008; GONÇALVES et al., 2009), são parâmetros para políticas de crédito que visam estimular SAFs como uso da terra.

Outro estudo realizado para a região noroeste do Mato Grosso (MAY et al., 2003) demonstrou que há um espaço razoável para o fortalecimento de sistemas agroflorestais que tenham capacidade de garantir, de modo mais equilibrado, o fornecimento de serviços ambientais, em conjunto com melhor

⁵ Projeto "Uso e Conservação Sustentável da Biodiversidade nas Florestas de Fronteira do Noroeste de Mato Grosso" (VIVAN et al., 2008). Ele é executado em seis municípios do noroeste do Mato Grosso, é financiado pelo Global Environment Facility (GEF) para o período de 2001 a 2010, e cobre uma área de 10,8 milhões de hectares.

geração de renda através de sistemas mais diversificados de produção. O modelo desenvolvido mostrou que a adição da receita de carbono pode significar um aumento significativo da Taxa Interna de Retorno nos SAFs desenvolvidos para esta região, assim como um canal de financiamento para sua implementação, o que certamente aumentaria a viabilidade de sua efetivação no campo. No trabalho desenvolvido para a elaboração do modelo, ficou clara, mais uma vez, a importância da assistência técnica no processo de capacitação técnica e gerencial/comercial para a viabilização de modelos como os propostos para este trabalho.

ÁGUA

A água é necessária ao desenvolvimento humano tanto para o uso na cozinha, higiene pessoal, bem como para o consumo animal, abastecimento industrial e irrigação. A crescente redução da qualidade e da quantidade de água para servir estas necessidades básicas da população representa um caso sintomático das limitações do capital natural crítico para o desenvolvimento.

Frequentemente, associam-se limitações nos recursos hídricos a deficiências no uso do solo e de florestas. A perspectiva de vincular esses aspectos à disponibilidade de serviços de água depende da gestão de recursos hídricos nas unidades geográficas apropriadas, onde se alojam as redes de drenagem. A construção de mercados ambientais ligados à água difere dos mercados de carbono, pois a elaboração dos esquemas de pagamentos não demanda a construção de arranjos institucionais internacionais, e podem ser realizados envolvendo atores na escala de bacia hidrográfica.

Relação Floresta-Água e seus Impactos Econômicos

Diferente do consenso alcançado nos últimos anos entre o conhecimento científico e a percepção da população em relação ao papel das florestas nas

mudanças climáticas, a relação entre florestas nativas e serviços hidrológicos não apresenta a mesma unanimidade. Permanecem incertezas em relação à magnitude dos efeitos, por exemplo, da taxa de cobertura florestal em diferentes partes de uma bacia em relação à qualidade e quantidade de água disponível. Os efeitos localizados afetados pelas diferenças de altitude, relevo, solos, regime de chuvas, entre outros, podem ser tão ou mais determinantes para os efeitos finais do que qualquer alteração na cobertura florestal ou no tipo de uso do solo praticado. Estudos locais ou regionais são essenciais para entender melhor essa relação.

Entre os especialistas em hidrologia florestal, algumas posições podem ser consideradas consensuais, boa parte delas fortemente relacionada com o balanço entre evapotranspiração pelas árvores (efeito “bomba”) e a infiltração de água no solo (efeito “esponja”). As principais relações podem ser resumidas em: 1) florestas reduzem a taxa de escoamento superficial (*runoff*) de água nas bacias hidrográficas; 2) florestas reduzem a erosão do solo e a sedimentação nos cursos de água; 3) solos florestais filtram substâncias contaminantes e influenciam a química da água; 4) florestas reduzem a vazão total anual em dada bacia; 5) florestas podem aumentar ou diminuir a recarga de nascentes e águas subterrâneas; 6) a perda de florestas altera a produtividade aquática; 7) as florestas podem influenciar as chuvas em uma escala regional (JOHNSON; PERROT-MAITRE, 2000).

Com base nesses pontos consensuais, podemos afirmar que os serviços ambientais hidrológicos prestados pelas florestas podem incluir melhorias na qualidade da água, na regulação da vazão, no fornecimento de água e na produtividade aquática. Para o estabelecimento de esquemas PSA focados nos serviços hidrológicos, é primordial identificar quais seriam os serviços gerados e quem seriam seus principais beneficiários. Entre eles podem ser incluídos atores tão diversos como usinas hidroelétricas, empresas de abastecimento de água, praticantes de pesca esportiva, etc.

Um próximo passo importante seria avaliar (mensurar, valorar) os impactos econômicos que as ações de conservação e/ou restauração florestal podem ter em cada uma das atividades econômicas, como a perda de

capacidade de geração de energia elétrica, o incremento nos custos de tratamento de água, a perda de produção na pesca comercial, ou ainda a perda de receitas derivadas de atividades recreativas (AYLWARD, 2002).

Reconhece-se que os efeitos hidrológicos a jusante são causados pelas decisões dos produtores rurais a montante. Igualmente, percebe-se que esquemas de PSA podem internalizar nos produtores rurais os potenciais benefícios destas decisões, podendo assim compensar mais diretamente o custo de restaurar os usos dos solos florestais em prol do manejo de bacias hidrográficas. Frequentemente, tais decisões são tomadas sem fazer parte de uma estrutura coletiva de gestão. O PSA visa criar condições para a institucionalização desses modelos de gestão.

Uma série de experiências em PSA voltadas para a gestão de recursos hídricos tem surgido em diversas partes do mundo, dada a importância central da água para as sociedades humanas. Os esquemas de PSA desenvolvidos até agora tem sido classificados em três categorias, de acordo com maior ou menor intervenção governamental na administração do sistema em pauta. A primeira categoria refere-se ao acordo privado entre os produtores do serviço e os beneficiários, o qual dispensa novos arranjos legais e regulatórios. A segunda é aquela chamada de “troca entre agentes”, normalmente utilizada a partir da fixação, pela autoridade reguladora, de determinado padrão ambiental a ser alcançado via negociação entre os atores (podendo incorporar elementos de *cap and trade* comuns ao mercado regulado de carbono). E a última categoria é aquela que abrange os pagamentos realizados pelo setor público, assim considerado quando algum nível de governo ou uma instituição pública, como um Comitê de Bacia, paga pelo serviço ambiental (POWELL; WHITE, 2001).

Legislação

Um leque de instrumentos presentes na legislação brasileira subsidia e fornece amparo legal e/ou institucional para a formação de esquemas PSA no

País. O primeiro, a Lei 9.433/97, que regulamenta a Política Nacional de Recursos Hídricos, é da maior importância, pois prevê a cobrança pelo uso da água. Com a destinação desses recursos para a manutenção ou melhoria da saúde da bacia hidrográfica, o Comitê de Bacia tem o poder legal para decidir sobre a melhor forma de usá-lo. O processo de implementação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos vem acontecendo de forma gradativa nos principais Comitês de Bacia federais e em alguns estados importantes, como São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro.

Visando amenizar o impacto econômico causado pela retirada de áreas aproveitáveis por reservatórios de usinas hidroelétricas, a constituição nacional estabelece a arrecadação de *royalties* e compensações financeiras, que são repassadas pelas usinas hidroelétricas aos municípios e estados de acordo com a área requisitada pelo alagamento. Tais repasses não implicam obrigatoriedade do retorno desse recurso para o entorno dos reservatórios, visando assegurar sua proteção contra sedimentação. A reversão de parte desses recursos com este propósito implicaria a necessidade de entendimento local do papel da floresta nas propriedades rurais a montante do reservatório, em relação à redução da sedimentação e à percepção dos municípios como beneficiários de tais ações.

A terceira oportunidade para montagem de esquemas PSA, baseados na relação entre florestas e serviços ambientais hidrológicos, seria a regulamentação e aplicação do texto de dois artigos, o 47 e 48 da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que já preveem a contribuição financeira a serem pagas por usuários de recursos hídricos, empresas de abastecimento urbano e de energia elétrica, que se beneficiam da proteção proporcionada por Unidades de Conservação (UCs). Além das UCs públicas, candidatas naturais para se habilitarem a esquemas baseados nesses artigos, a maior perspectiva de participação estaria com aqueles produtores que já possuem ou podem criar Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs).

Para finalizar as possibilidades legais para a montagem de esquemas PSA, é importante ressaltar o papel das legislações municipais, estaduais e

federal, em que leis explicitamente focadas em PSA podem dar o arcabouço legal necessário para a implementação dos esquemas e, ao mesmo tempo, permitir que recursos dos orçamentos públicos e outras fontes oriundas de taxações específicas possam ser utilizados para o financiamento do sistema. O primeiro caso concreto de PSA no País baseado em água, localizado no município de Extrema, nasceu a partir de uma lei municipal de PSA, promulgada em 2005.

Além desta experiência municipal, outras experiências estaduais ocorreram. O Estado do Espírito Santo promulgou, em 2008, lei estadual criando o FUNDÁGUA, fundo abastecido, entre outras fontes, através de percentual arrecadado com *royalties* de petróleo, e que prevê os pagamentos de serviços ambientais aos produtores rurais de bacias hidrográficas prioritárias do estado. Os primeiros pagamentos tiveram início em março de 2009. O estado de Minas Gerais também promulgou, em 2008, a lei que cria o Programa “Bolsa Verde”, que também prevê pagamentos de serviços ambientais aos produtores rurais financiados com recursos do FIDRO, o fundo de recursos hídricos do estado, abastecido pelos recursos da compensação ao estado pelas áreas alagadas pelo setor elétrico. Uma série de outros municípios e estados, além do Governo Federal, também vem discutindo esta possibilidade.

Os primeiros exemplos no Brasil

Os primeiros casos brasileiros de PSA estão fortemente baseados no conceito do “Produtor de Água”, desenvolvido pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2003). Temos o exemplo nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), em que os recursos específicos para o pagamento aos produtores rurais são originados dos recursos da cobrança, fazendo a ligação direta entre os provedores dos serviços e os usuários dos recursos hídricos. Nesses casos, além dos recursos da cobrança, também pode ser observada uma participação expressiva de instituições governamentais nos três níveis de governo e de organizações não governamentais.

No caso das bacias PCJ, o foco geográfico foi deflagrar o processo de restauração florestal das Áreas de Preservação Permanente (APPs) do Sistema Cantareira, o maior sistema de abastecimento urbano do País, por meio de projetos de campo em três microbacias, duas no estado de São Paulo⁶ e uma no estado de Minas Gerais. As principais atividades referentes à construção da proposta foram: definição dos valores e das práticas agrícolas e florestais a serem pagos pelos serviços; definição das formas de contratação dos serviços; e busca pela segurança jurídica das operações a serem realizadas com os recursos da cobrança. Os primeiros pagamentos pela adoção de práticas de conservação de solo foram definidos em uma faixa que varia entre R\$ 25,00 e R\$ 75,00/ha/ano por no máximo três anos, e R\$ 42,00 a R\$ 125,00/ha/ano, também por no máximo três anos, por práticas de conservação e restauração florestal. Os serviços são contratados via edital público, ganhando aquelas propriedades que gerarem maiores benefícios ambientais. A segurança jurídica ficou garantida pelo balizamento legal que estabeleceu a condução do processo de contratação dos serviços ambientais, semelhante à contratação de outros tipos de serviços.

Em uma microbacia localizada em Minas Gerais, no município de Extrema (também pertencente à Bacia PCJ), houve um arranjo diferente, feito por iniciativa pioneira da Prefeitura Municipal, por meio da criação de uma Lei Municipal de Serviços Ambientais, proporcionando à Prefeitura a possibilidade de apoiar financeiramente os produtores rurais que cumprirem metas determinadas de controle de erosão, saneamento rural e restabelecimento das Reservas Legais e APPs. Além da Prefeitura, outros parceiros institucionais participam deste projeto: ANA, TNC e o Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF-MG). Os produtores rurais habilitados a fazerem parte do esquema

⁶ No caso paulista, as instituições parceiras, Agência Nacional de Águas (ANA), Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (SMA-SP) e The Nature Conservancy (TNC) propuseram um projeto de PSA ao Comitê PCJ, que, após uma série extremamente profícua de debates, aprovou a proposta e designou R\$ 550 mil de recursos da Cobrança Federal pelo uso da água, para os primeiros pilotos, como contrapartida aos recursos assegurados pelas instituições parceiras.

de PSA, recebem 100 unidades fiscais do município por hectare de área total da propriedade em no mínimo quatro anos, valor que, em 2009, era de R\$ 169,00. Estima-se que este valor está acima do custo de oportunidade para a atividade econômica predominante nas propriedades rurais deste município, a pecuária de leite, mas significativamente menor se for considerado o custo de oportunidade da outra atividade que vem crescendo de forma expressiva na região, a conversão para usos urbanos de ocupação dispersa. Em Extrema, os pagamentos aos produtores já vêm sendo realizados desde abril de 2007, e é considerada a primeira experiência brasileira de PSA baseada em serviços hidrológicos.

Vale ainda chamar a atenção para o processo de replicação dessas experiências em outros Comitês de Bacia e municípios tais como São Paulo, Balneário Camboriú em Santa Catarina, e Apucarana no Paraná, além das iniciativas estaduais já citadas e outras em desenvolvimento no País.

BIODIVERSIDADE

Os dados disponíveis para a extinção de espécies apontam para taxas, nos últimos cinquenta anos, muito acima das médias históricas de qualquer outro tempo da história humana no planeta. A destruição de habitats, e a degradação e fragmentação associadas a esta destruição são, de longe, as principais ameaças à extinção de espécies terrestres. Neste processo, o Brasil ocupa local de destaque, ao lado de outros grandes países com alta taxa de biodiversidade, como Austrália, China, Indonésia e México.

O impacto dessas altas taxas de extinção não pode ser menosprezado. Muitos aspectos da estabilidade, funcionalidade e sustentabilidade dos ecossistemas dependem da biodiversidade. E não somente os produtos e serviços diretamente derivados da biodiversidade *per se* ficam ameaçados com sua redução, mas também os outros bens e serviços ambientais já mencionados neste capítulo.

No caso brasileiro, há duas possibilidades bastante concretas de PSA baseadas em biodiversidade em desenvolvimento no País: o retorno aos proprietários de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) de parte dos recursos do ICMS-Ecológico que suas propriedades geram aos municípios onde estão localizadas; e o desenvolvimento do mercado de servidão florestal, baseado em experiência em andamento no estado do Paraná.

O ICMS-Ecológico, mecanismo de compensação fiscal, tem tido um papel extremamente relevante na compensação financeira dos municípios que abrigam Unidades de Conservação em seus territórios, em todos os estados nos quais o instrumento foi adotado. Esses recursos têm sido, em maior ou menor grau, utilizados pelas Prefeituras tanto para atividades de gestão ambiental quanto para atividades gerais no município. Alguns proprietários de RPPNs no estado do Paraná, escorados pela legislação estadual, iniciaram processos de negociação, com o apoio da Associação de RPPNs do estado, do Instituto Ambiental do Paraná e do Tribunal de Contas, para receberem uma parcela dos recursos que geram para os seus municípios. Este processo teve início em 2003 e, desde então, um número ainda pequeno de proprietários vem recebendo estes repasses das Prefeituras para o financiamento de despesas de gestão e manutenção de suas áreas.

No Mato Grosso, o ICMS Ecológico passa atualmente por uma revisão que busca identificar indicadores de funcionalidade ecológica das Áreas Protegidas dos municípios, bem como índices de qualidade ambiental geral. A ideia é qualificar o retorno, premiando os municípios que investem em melhorar esses indicadores. Um estudo sobre indicadores de funcionalidade ecológica e econômica (VIVAN et al., 2009) apontou uma série de aspectos que são prioritários para diferentes realidades, como SAF em propriedades rurais e manejo de florestas em terras indígenas. Um desafio é, portanto, identificar indicadores apropriados para cada um dos componentes funcionais dos ecossistemas que se quer estimular.

Outra possibilidade importante é o mercado da servidão florestal, que surgiu a partir de regulamentação federal que cria a figura da Reserva Legal e

estabelece um teto (“cap”) mínimo a ser conservado em todas as propriedades rurais do Brasil, ao mesmo tempo que permite a sua compensação extra propriedade (“trade”). É um mercado com um grande potencial de soma positiva (ganhos mútuos). Do ponto de vista do produtor rural que tem o passivo ambiental (abaixo do teto), ele permite que este produtor compre no mercado estabelecido para sua propriedade, os direitos de servidão florestal, de forma a atingir sua meta, com o menor custo possível e sem precisar encarar os custos de perda de renda da sua atividade atual e os custos de reconversão de sua área agrícola para um ecossistema florestal. Quanto ao produtor rural que manteve sua propriedade com excedente florestal, o mercado de servidão florestal permite que ele tenha uma nova renda, adicional às que ele porventura já tenha com a sua floresta, ou a única renda, se limitado, por razões legais ou de mercado, a outras opções de exploração florestal.

Se do ponto de vista econômico a situação pode ser “ganha-ganha” para os dois lados do mercado, do ponto de vista ambiental também pode. Estudos científicos corroboram a tese de que quanto maiores, a conectividade e o tamanho dos fragmentos florestais, maior a possibilidade de conservação da biodiversidade.

Experiências em andamento no Estado do Paraná mostram que há um grande caminho percorrido neste sentido. As instituições necessárias para a partida no mercado já existem em boa forma e outras estão se formando, ou apenas aguardando o mercado “esquentar”. Há uma legislação definida tanto do ponto de vista federal quanto estadual (no caso do Paraná), que estabelece as “regras do jogo” em todos os sentidos, embora sempre torpedeadas para reduções de tetos ou aumento de flexibilizações. O cumprimento da legislação tem sido um pré-requisito crescente para os produtores rurais tanto em ações relacionadas com sua participação no mercado em que atua quanto na sua relação com os diversos órgãos estaduais e federais. Para os produtores agrícolas em situação de passivo ambiental e que já internalizaram a importância (ou vantagens econômicas) de estar “legal”, fica claro o entendimento do ganho econômico da servidão florestal vis-a-vis as outras alternativas de adequação de Reserva Legal. Instituições de suporte ao mercado, como empresas de

mapeamento, “brokers”, ONGs de conservação, têm trabalhado no sentido de reduzir os custos de transação por meio do desenvolvimento de modelos de contratos, de identificação da oferta, da demanda etc. O principal desafio ao desenvolvimento deste mercado é a contínua discussão no Congresso Nacional sobre potenciais alterações na legislação do Código Florestal, a qual sinaliza aos produtores rurais uma modificação no “cap” do sistema, levando-os a um compasso de espera e adiamento de tomada de decisões. A partir do momento em que este cenário estiver melhor definido, espera-se um fortalecimento do mercado de servidão florestal no país.

Conservação estrita e conservação pelo uso

Florestas em áreas privadas e sistemas agroflorestais desempenham papéis fundamentais na conservação de biodiversidade. Se uma floresta é manejada para produtos florestais não madeireiros ou com manejo florestal de baixo impacto, há boas chances de que sigam desempenhando funções ecológicas importantes. Uma área de pasto que venha a ser substituída por sistemas agroflorestais de média a alta diversidade também cumpre este papel. Alguns aspectos são fundamentais para que estes serviços ambientais sejam viabilizados, entre eles: conectividade entre SAFs e florestas e entre estas e blocos florestais maiores; integridade, composição e estrutura da floresta e do SAF; fauna e flora invasora inexistente ou sob controle; caça com baixo impacto ou banimento de caça.

Estudos em propriedades que adotam SAF no noroeste do MT revelaram que os valores de cobertura florestal, conectividade e diversidade de fauna no SAF variaram de acordo com a distância da sede dos municípios. A conectividade SAF/Fragmento florestal foi mais decisiva para a ocorrência de fauna (até 28 espécies) que a distância da sede. Esta diferenciação entre tipos de SAF indica que, para os casos mais próximos às cidades, os SAF funcionam como *stepping stones* (“trampolins ecológicos”), provavelmente minimizando

o isolamento causado pela fragmentação e facilitando o deslocamento de indivíduos de populações isoladas nestes fragmentos. Áreas maiores de SAF e floresta e melhor conexão apresentaram maior diversidade de fauna (até 46 espécies), indicando que estão sendo utilizados tanto para alimentação e reprodução quanto para deslocamento. De modo geral, os SAF comprovaram ter um papel determinante na promoção de serviços ambientais e como uso da terra complementar a Áreas Protegidas, em uma estratégia de conservação e uso sustentável da biodiversidade, tanto em nível de paisagem como em nível de propriedade.

Os valores pagos de forma competitiva por esta conservação estrita, em Reserva Legal, ou pelo uso, em sistemas agroflorestais, foram identificados para diferentes regiões da Mata Atlântica (RS, CE) e da Amazônia (MT, RO), e variaram de R\$ 50/ha/ano a R\$ 760/ha/ano (VIVAN, 2008; GONÇALVES et al., 2009). De modo geral, o monitoramento de fauna é o mais difícil de ser realizado. Métodos mais baratos e apropriáveis aos atores locais e interessados deverão ser desenvolvidos. A recompensa econômica atual por produtos de sistemas agroflorestais que conservam a biodiversidade, como os que envolvem café e o cacau sombreado, pode chegar a um sobrepreço que supera 3,5 vezes o de produtos convencionais. Este é um indicativo de valoração da biodiversidade e de sistemas de uso da terra que a conservam pelos consumidores.

INDICADORES PARA SERVIÇOS AMBIENTAIS

Tema central deste livro, o uso de indicadores para a mensuração de serviços ambientais também é um aspecto fundamental para o avançar deste campo de trabalho, particularmente se estivermos falando do estabelecimento de mercados ou esquemas de pagamentos por serviços ambientais.

No caso dos serviços ambientais aqui descritos, os principais indicadores estarão fatalmente ligados à geração dos serviços propriamente ditos, embora outros possam estar ligados a outros aspectos do desenvolvimento dos mercados, como, por exemplo, aqueles relacionados ao processo de

engajamento dos produtores rurais, e aspectos sociais, como no atendimento de processos de certificação.

No que se refere a projetos de carbono, May et al. (2004), baseados em trabalho de pesquisa realizado no Brasil e na Bolívia, levando também em consideração outros esquemas propostos na literatura, propuseram os seguintes critérios e indicadores para a avaliação de projetos florestais de carbono e sua contribuição para o desenvolvimento sustentável (Tabela 1).

A utilização de uma tabela de indicadores pode ser útil tanto para potenciais investidores analisarem a qualidade de projetos propostos para financiamento quanto para os próprios implementadores dos projetos no monitoramento e no encaminhamento de processos de certificação socioambiental. No caso específico, esta tabela foi proposta para projetos florestais de carbono, mas poderia ser adaptada para outros projetos relacionados com a geração de serviços ambientais, com as necessárias adaptações.

Tabela 1 – Indicadores propostos para projetos florestais de carbono

Componente	Critério	Indicador
Social	Orçamento do projeto indica compromisso financeiro ao componente social.	<p>Percentual do orçamento alocado para as atividades de impacto social do projeto.</p> <p>Número de funcionários permanentes alocados para as atividades sociais do projeto.</p>
	Pequenos produtores rurais e/ou comunidades locais no entorno do projeto participando diretamente na atividade central do projeto (atividades de carbono).	<p>Número de pequenos produtores envolvidos diretamente no projeto de carbono.</p> <p>Toneladas de carbono sequestradas pelos pequenos produtores e/ou pelas comunidades locais.</p>
	Concentração da terra na região do projeto não exarcebada pelas atividades do projeto.	Concentração anterior da terra na área do projeto.
	Nível líquido de emprego local gerado pelo projeto.	Mudança no número de empregos graças ao projeto.
	Melhor qualidade do emprego para a comunidade local gerada pelo projeto.	Duração e sazonalidade do emprego durante a vida do projeto.
		Salário médio e benefícios, comparados com os padrões locais.
	Geração de renda líquida nas comunidades locais graças ao projeto	Treinamento para os funcionários do projeto.
		<p>Mudança na renda líquida entre os participantes do projeto.</p> <p>Disponibilidade de microfinanciamento para pequenos empreendimentos locais.</p> <p>Cursos técnicos e de gestão oferecidos.</p> <p>Tempo de funcionários do projeto dedicados à assistência técnica para a geração de renda local.</p> <p>Relação entre o número de funcionários do projeto e número de famílias atendidas.</p> <p>Insumos (por exemplo, mudas) distribuídos entre os membros das comunidades locais.</p>
		Conhecimento e lições aprendidas pelo projeto disseminadas para um público mais amplo.
Membros das comunidades locais tiveram participação direta no desenho do projeto.	<p>Realização de diagnósticos rurais participativos.</p> <p>Realização de audiências públicas com as comunidades locais.</p>	
Certificação florestal prévia realizada.	Certificação socioambiental prévia, reconhecida internacionalmente, já realizada para o implementador do projeto na área em questão	

Indicadores de sustentabilidade em sistemas de produção agrícola

Ambiental	Incremento líquido no estoque de carbono graças ao projeto.	Total de toneladas de CO ₂ sequestradas e/ou não emitidas (evitadas) pelo projeto e por hectare.
	Biodiversidade local mantida ou melhorada pelo projeto.	Proporção de área sob proteção permanente em relação à área total do projeto. reas protegidas ou corredores biológicos estabelecidos.
		Cumprimento da legislação ambiental referente ao uso do solo. Proporção de área reflorestada com espécies nativas.
	Monitoramento dos efeitos do projeto na biodiversidade.	Mudanças na população de espécies indicadoras.
	Monitoramento dos impactos do projeto nos recursos hídricos.	Mudanças na quantidade de água monitoradas por medidas de fluxo. Mudanças na qualidade de água monitoradas por análises periódicas.
	Monitoramento do solo.	Mudanças na qualidade do solo monitoradas por análises físicas e químicas.
	Educação ambiental.	População local atendida por atividades de educação ambiental. Número de professores da rede pública envolvidas com as atividades do projeto.
Econômico	Efeito favorável na internalização de recursos externos.	Percentual de capital externo no financiamento do projeto (%). Volume de capital externo para o financiamento do projeto (US\$).
	Efeito multiplicador favorável no mercado regional e nas comunidades locais.	Valor e percentual dos recursos gerados pelo projeto que permanece nas comunidades locais.
		Percentual da força de trabalho do projeto contratada localmente. Percentual de insumos do projeto adquirido no mercado regional ou nas comunidades locais.
	Custo-efetivo competitivo em relação a outras iniciativas de mitigação às mudanças climáticas.	Taxa Interna de Retorno do projeto. Custo da tonelada de carbono.

No caso de projetos “Produtor de água”, discussões referentes ao monitoramento dos projetos têm apontado para alguns indicadores mais relevantes, que buscam responder a algumas questões centrais na implantação desses projetos. A Tabela 2, desenvolvida por Diederichsen et al. (2010) aponta para algumas destas questões e indicadores correspondentes:

Tabela 2 - Indicadores propostos para projetos “Produtor de água” (DIEDERICHSEN, 2010)

Questões	Indicadores
As condições estabelecidas nos contratos (valores dos pagamentos, pacote de benefícios, ações a serem empreendidas) são suficientes para o engajamento dos produtores rurais nos esquemas PSA propostos?	1- Número de contratos assinados 2- Percentual de produtores participantes do projeto em relação ao número de produtores totais
Os produtores rurais recebendo pagamentos por serviços ambientais irão cumprir as suas obrigações contratuais relacionadas à restauração das áreas degradadas e proteção das florestas?	1 – Produtores rurais seguindo o plano de manejo da área estabelecido no contrato a) Quilômetros de cerca construídos b) Percentual de sucesso no estabelecimento de mudas no campo
As ações de proteção e restauração florestal efetuadas pelos produtores rurais, provedores de serviços ambientais, irão manter e/ou melhorar a qualidade da água e a regulação da vazão nas áreas de influência do projeto?	1 - Qualidade de água - 9 indicadores (pH, turbidez, DBO, cor, coliformes, OD, Nitrogênio amoniacal, Fósforo total, temperatura); 2 - Regulação de vazão (precipitação/vazão) 3 - Peixes – presença de espécies indicadoras
As ações de proteção e restauração florestal irão conservar efetivamente os alvos de conservação estabelecidos (biodiversidade)?	1 - Status de Manejo a) Intenção de conservação b) Tempo de permanência de proteção c) Manejo efetivo da área 2 - Viabilidade a) Contexto da paisagem b) Tamanho da área c) Condição – presença de espécies indicadoras 3 - Redução de Ameaças a) Severidade b) Escopo

CONCLUSÕES

Este capítulo apresentou o estado da arte do desenvolvimento dos mercados de pagamentos por serviços ambientais nas suas três principais facetas: carbono, água e biodiversidade, com uma ênfase especial para a situação brasileira, que se mostra com um quadro bastante promissor em relação ao estabelecimento desses mercados.

O texto também trouxe a potencial contribuição dos Sistemas Agroflorestais a este processo, mostrando que estes sistemas de uso do solo têm muito a contribuir para a geração de serviços ambientais e devem ser considerados no desenvolvimento das políticas referentes ao estabelecimento dos mercados e esquemas PSA no País.

Na sua parte final, foram levantados alguns indicadores para o monitoramento de projetos de PSA. Como a implantação desses projetos ainda está na sua fase inicial, espera-se uma evolução no desenvolvimento de novos indicadores que ajudem a medir seu desempenho e fortaleçam os mercados e esquemas em desenvolvimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Manual operativo do Programa “Produtor de Água”. Brasília, 2003. 65 p.

ARRHENIUS, S. On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground. **Philosophical Magazine and Journal of Science**, London, v. 5, n. 41, p. 237-276, 1896.

AYLWARD, B. Land-use, hydrological function and economic valuation. In: **WORKSHOP ON FOREST WATER PEOPLE IN THE HUMID TROPICS**, 2000, Kuala Lumpur, Malaysia. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

CAPOOR, K.; AMBROSI, P. **State and trends of the carbon market**: 2009, Washington, D.C.: Banco Mundial, 2009.

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

DIEDERICHSEN, A. et al. **Monitoring water producer strategy**. The Nature Conservancy, 2010.

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

GONÇALVES, A. L. et al. Evaluation of biological and economic parameters of agroforestry systems being promoted as a strategy of biodiversity use and conservation in the frontier forests of northwest Mato Grosso, Brazil. In: WORLD CONGRESS OF AGROFORESTRY, 2009, Nairobi. WORLD CONGRESS OF AGROFORESTRY, 2009, Nairobi. Book of Abstracts. Nairobi: UNEP/World Agroforestry Centre, 2009. p. 225-226.

HAMILTON, K. et al. **Forging a frontier**: state of the voluntary carbon markets 2008. Ecosystem Marketplace & New Carbon Finance, 2008.

HANSEN, M. C. et al. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. In: PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES 8., 2008, v. 105, n. 27, p. 9439–9444.

Instituto Centro de Vida. MT apresenta redução das áreas com indícios de desmatamento nos últimos meses. 10/03/2009 – Maria Barbant / Assessoria Sema-MT http://www.icv.org.br/quem_somos/noticias/mt_apresenta_reducao_das_areas_com_indicios_de_desmatamento_nos_ultimos_meses.icv. Acesso em: 28 abr. 2009.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Fourth assessment report: summary for policymakers. 2007.

JOHNSON, N.; PERROT-MAITRE, D. Market-based instruments and watershed management: overview. 2000. In: WORKSHOP DEVELOPING MARKETS FOR ENVIRONMENTAL SERVICES OF FORESTS, 2000, Vancouver: British Columbia, 2000. 28p.

MAY, P. H. et al. **Local sustainable development effects of forest carbon projects in Brazil and Bolivia: a view from the field.** London: International Institute for Environment and Development , 2004. 115 p. (Environmental Economics Programme).

MAY, P. H.; VEIGA NETO, F.; PASSOS, C. A. **Estudo de viabilidade de um projeto de carbono agroflorestal para pequenos produtores no Noroeste do Mato Grosso.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Pesquisas e Estudos Ambientais - Pró-Natura, 2003.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT . **Ecosystems and human well-being: synthesis.** Washington, D.C.: Island Press, 2005.

POWELL, I.; WHITE, A. **Conceptual framework: developing markets and market-based instruments for environment services of forests.** Washington, D. C.: Forest Trends, 2001. Katoomba Group.

STERN, N. **Stern review: the economics of climate change.** Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

VEIGA NETO, F.; MAY, P.H. Mercados para serviços ambientais. In: ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE: TEORIA E PRÁTICA. MAY, P.H (org.). 2ª Ed.; Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

VIVAN, J. L. Estudo comparativo de sistemas agroflorestais e lições para políticas públicas no âmbito do projeto PD/A. 2008.

VIVAN, J. L. et al. Analysis of information used in the management of plant genetic resources: a case study from northwestern Mato Grosso, Brazil. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 76, n. 3, p. 591- 604, 2009.

Indicadores de sustentabilidade social em agroecossistemas: reflexões e aplicabilidade para o desenvolvimento local

*Cristhiane Oliveira da Graça Amâncio¹
Robson Amâncio².*

INTRODUÇÃO

A qualidade de vida e a conservação do meio ambiente fazem parte do elenco de preocupações da sociedade há algum tempo. No mundo inteiro, e mais recentemente em nosso país, tem se intensificado uma demanda por atividades que estimulem o desenvolvimento de uma consciência relacionada não só à questão ambiental como também social, cultural e econômica.

¹ *Bióloga, DSc, Pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Agrobiologia). Rodovia BR 465, km 7, 23890-000, Seropédica – RJ.*

Correio eletrônico: camancio@cnpab.embrapa.br

² *Eng^o Agr^o, PhD, Prof. Adj. Depto de Adm. e Econ. da UFLA. Campus Universitário, 37200-000, Caixa Postal 37, Lavras – MG. Correio eletrônico: ramancio@dae.ufla.br*

A palavra sustentabilidade sugere uma ambiguidade, como abordado por Sachs (1991). Quando se discute o desenvolvimento sustentável hoje, o que de fato está sendo debatido é um sistema de desenvolvimento capitalista ou, como discutido por Stahel (1998), *uma sustentabilidade dentro do quadro institucional de um capitalismo de mercado*. Com isso, o conceito de sustentabilidade fica restrito à demonstração da insustentabilidade do capitalismo. Procurou-se, portanto, abordar a sustentabilidade de uma forma mais ampla ao sistema capitalista. Ainda conforme Stahel (1998), essa discussão torna a compreensão do desenvolvimento sustentável, considerando os aspectos econômicos, sociais e ecológicos, menos complexa e bem esclarecedora:

“Quando falamos de desenvolvimento sustentável, temos que considerar não só aspectos materiais e econômicos, mas o conjunto multidimensional e multifacetado que compõe o fenômeno do desenvolvimento: os seus aspectos políticos, sociais, culturais e físicos. A sustentabilidade do todo só pode repousar na sustentabilidade conjunta de suas partes. Esses fatores e os seus respectivos equilíbrios repousam sobre fatores qualitativos, como os são os graus de coesão e harmonia social, questões como cidadania, alienação, valores éticos e morais, o grau de polarização social e política, os valores da sociedade e o nível entrópico do sistema” (p.108, 109).

A má distribuição de renda e a ausência de atenção no campo social, concomitantemente com a ausência de consciência política e cidadania, são causas de graves consequências para a sustentabilidade. Por isso, têm surgido novas técnicas de produção que buscam um equilíbrio no que diz respeito ao social, econômico e ecológico, como, por exemplo, o paradigma agroecológico.

A modernização agrícola e seu desenvolvimento técnico geraram o aumento da devastação de florestas e a aceleração da degradação do solo, pelo uso excessivo de agrotóxicos, fertilizantes sintéticos e o emprego exagerado de maquinário agrícola. Esse conjunto de fatores causou a

contaminação de animais, das plantas e do próprio homem, chegando no momento crítico em que tal avanço tecnológico necessita ser repensado e mais bem organizado, procurando utilizar técnicas alternativas de produção agrícola.

Sob o viés da busca da sustentabilidade e como objetivo deste capítulo, torna-se necessário refletir sobre como tornar possível que um agroecossistema seja analisado na perspectiva da sustentabilidade e também como pode contribuir para o desenvolvimento local.

Surge então a demanda pelo uso de indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas que possibilitem acompanhar no tempo e no espaço a evolução ou involução das práticas agropecuárias desde a realidade na escala de um estabelecimento agropecuário até a sua contribuição para o desenvolvimento humano, socioeconômico e ambiental do local onde está inserido (comunidade, bairro, município, microbacia, Estado ou região).

O objetivo deste capítulo é refletir sobre a construção de indicadores de sustentabilidade social de agroecossistemas locais que subsidiem a elaboração e o acompanhamento de projetos de desenvolvimento rural sustentável.

CONCEITUANDO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, AGRICULTURA SUSTENTÁVEL E SUSTENTABILIDADE

A partir da década de 1970, começou a emergir uma preocupação crescente com relação ao modelo de desenvolvimento predominante. Até que ponto os recursos naturais do planeta seriam suficientes para alimentar as taxas de crescimento econômico e industrial elevadas? Nesse sentido, nas últimas décadas, as discussões sobre o conceito de desenvolvimento econômico tornaram-se bastante acentuadas, surgindo, com frequência, termos como “crescimento sustentável” e “desenvolvimento sustentável”, utilizados para diferentes contextos ambientais e de desenvolvimento.

O “novo conceito” de desenvolvimento sustentável que emergiu nesse período incorpora, com uma nova roupagem, parte das ideias do grupo de

especialistas do Centro Internacional de Pesquisa sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CIRED), liderado por Ignacy Sachs. O ecodesenvolvimento, como ficou conhecida a sua proposta, já defendia, no início dos anos 1970, um desenvolvimento em harmonia com a ecologia, e que tivesse como base, entre outros aspectos, a valorização da diversidade biológica e cultural, a tomada de decisões locais e autônomas, o acesso mais equitativo aos recursos naturais e uma burocracia estatal descentralizada. Nesse contexto, o ecodesenvolvimento passa a ser percebido como um embrião do conceito de desenvolvimento sustentável.

Vários autores, entre eles Repetto (1985), Barbier (1987), Pearce et al. (1990), e a Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento - CMMAD (1991) contribuíram para construir e popularizar o conceito de desenvolvimento sustentável. Todavia, foi com a CMMAD que esse conceito tornou-se de uso corrente. Para essa comissão o desenvolvimento sustentável é o *desenvolvimento que satisfaz às necessidades da geração presente sem comprometer as possibilidades das futuras gerações em satisfazer suas necessidades*.

O desenvolvimento sustentável tem como centro a busca da sobrevivência do homem no longo prazo. Mesmo partindo de perspectivas diferentes, centradas mais na biologia, na economia, nos aspectos sociais ou culturais, há praticamente consenso de que o objetivo final sempre é o homem, não fazendo sentido a sustentabilidade da biosfera sem a sua presença.

Agricultura sustentável: sobrevivência humana

Definir o que é agricultura sustentável não é tarefa fácil. Isto precede do entendimento dos processos de transformação da agricultura ao longo do tempo, suas causas, efeitos e consequências.

Intensificados, particularmente após a Segunda Guerra Mundial, os padrões de desenvolvimento agrário em vários países experimentaram uma extraordinária revolução tecnológica em seus processos produtivos - inclusive

no Brasil, a partir da década de 1960 (EHLERS, 1994). Não se pode negar que o modelo de desenvolvimento agrícola conhecido como “Revolução Verde”, pela primeira vez na história moderna da humanidade, possibilitou uma situação de “segurança alimentar”, especialmente para algumas nações ocidentais. Entretanto, esse modelo de desenvolvimento agrícola tem sido problemático sob diversas facetas, desde os problemas de erosão, observados em diversas partes do mundo, passando por questões que afetam a biodiversidade e a contaminação de solos e água, até problemas que apontam para uma crescente concentração de renda e terra em algumas circunstâncias.

Na história da humanidade, muitas práticas agrícolas foram experimentadas, algumas com mais ou menos sucesso conforme as circunstâncias estruturais das sociedades na qual estavam inseridas e de que eram oriundas. É sabido também que a condução histórica da agricultura estava diretamente associada a símbolos e rituais que serviram para regular as práticas do uso da terra e codificar o conhecimento agrário de povos analfabetos (AMÂNCIO, 1999).

Com o advento da “revolução verde”, houve um movimento no sentido de entender a relação natureza/homem/agricultura. Essa transição das epistemologias mudou o enfoque sobre a natureza, passando de algo vivo, orgânico, gerador de mais vida, para uma máquina.

Neste trabalho, considerou-se como Agricultura Sustentável a definição do Fórum Internacional de ONGs e Movimentos Sociais (1992):

A agricultura sustentável é um sistema de organização socioeconômica e técnica do espaço rural, fundada numa visão equitativa e participativa do desenvolvimento, e que entende o meio ambiente e os recursos naturais como base da atividade econômica. A agricultura é sustentável quando é ecologicamente equilibrada, economicamente viável, socialmente justa, culturalmente apropriada e orientada por um enfoque científico holístico. (...) preserva a biodiversidade, mantém a fertilidade dos

solos e a boa qualidade dos recursos hídricos, conserva e melhora a estrutura química, física e biológica dos solos, recicla os recursos naturais e conserva a energia. (...) produz alimentos, matérias-primas e plantas medicinais diversificados e de alta qualidade. (...) utiliza os recursos renováveis disponíveis em nível local, tecnologias apropriadas e acessíveis, minimizando a utilização de insumos externos, aumenta a independência local e a auto-suficiência, assegurando uma fonte de renda estável para os pequenos produtores, suas famílias e para as comunidades rurais, permitindo, ao mesmo tempo, a permanência na terra de um maior número de pessoas, o fortalecimento das comunidades rurais e a integração dos homens ao meio ambiente. (...) respeita os princípios ecológicos da diversidade e interdependência, e utiliza os conhecimentos da ciência moderna para desenvolver e não para marginalizar o saber tradicional acumulado ao longo dos séculos por grandes contingentes de pequenos agricultores em todo o mundo (Fórum Internacional de ONGs e Movimentos Sociais, 1992 p.144-145)

No contexto da agricultura, a sustentabilidade diz respeito, basicamente, à capacidade de se garantir a permanência da produtividade, ao mesmo tempo em que se mantém a base de recursos (*Consultative Group on International Agricultural Research* - CGIAR (DILLON, 1978).

Em toda atividade de produção agropecuária, são estabelecidas relações ecológicas semelhantes às que ocorrem nos ecossistemas não manipulados pelo homem (como as matas nativas “intocadas”, por exemplo). Ocorre que a intervenção do homem na atividade econômica, como a agricultura, leva à simplificação do ecossistema pela redução do número e do volume de espécies animais e vegetais (com casos que chegam à extinção), comprometendo a biodiversidade e a estabilidade do meio ambiente. Com isso, o ecossistema sob a influência antrópica fica mais suscetível ao aparecimento de pragas e

doenças que não ocorriam anteriormente. Portanto, é fundamental conhecer e compreender as relações ecológicas (que propiciam a reprodução das diferentes formas de vida na natureza). Para a transformação de um ecossistema em um agroecossistema, é importante conhecê-lo e manejá-lo bem para produzir melhor, com menor impacto ambiental e social, maior sustentabilidade e menor dependência de insumos externos. Segundo Conway (1987):

Os sistemas ecológicos estão na base de todos os sistemas agrícolas. Os processos agrícolas são resultados de decisões humanas que derivam de objetivos igualmente humanos. Esses processos são determinados pela dinâmica da cooperação e das competições sociais e econômicas incorporadas por uma gama de instituições humanas. Assim, o sistema resultante é tanto socioeconômico quanto ecológico, e tem limites tanto biofísicos quanto socioeconômicos. Esse novo complexo sistema agro-socioeconômico-ecológico, com limites dispostos em diversas dimensões, é definido como agroecossistema.

A agricultura sustentável é o manejo bem-sucedido de recursos para a agricultura, de modo a satisfazer as necessidades humanas em transformação, mantendo ou melhorando, ao mesmo tempo, a qualidade do ambiente e conservando os recursos naturais.

Entende-se que são necessárias algumas bases e princípios dentro do contexto citado: manter a qualidade dos recursos naturais; produzir o bastante para garantir a auto-suficiência e/ou uma renda suficiente e obter um retorno necessário para garantir a remuneração do trabalho e cobrir os custos envolvidos; distribuir recursos e poder de modo a assegurar que as necessidades básicas de todos os membros da sociedade sejam atendidas e garantir que sejam respeitados os direitos dos agricultores em relação ao uso da terra e ao acesso ao capital, à assistência técnica e a oportunidades de

mercado adequadas; ajustar as condições da agricultura, que sempre estão em transformação, envolvendo não apenas o desenvolvimento de tecnologias novas e apropriadas como também inovações em termos sociais e culturais.

A viabilidade econômica é medida não apenas em termos do produto agrícola direto (colheita), mas também em termos de funções como a conservação dos recursos e a minimização dos riscos.

Todas as pessoas devem ter a oportunidade de participar da tomada de decisões, tanto na atividade rural quanto na sociedade como um todo. A tensão social pode ameaçar todo o sistema social, inclusive sua agricultura.

Em torno das estratégias para um desenvolvimento sustentável, alguns autores, como Conway (1987) e Amâncio (1999), consideram a produtividade, a estabilidade, a resiliência, a equidade social e os processos de troca como os principais atributos dos agroecossistemas sustentáveis, que são definidos como:

Produtividade: É o resultado do produto valorizado em relação ao ingresso de recursos. As medidas mais comuns da produtividade são colheitas ou a renda gerada por hectare, ou a produção total de bens e serviços por família ou por país, dependendo da natureza do produto e dos recursos considerados. A colheita pode ser considerada em termos de quilos de grãos, de tubérculos, de folhas, de carne ou peixe, ou qualquer outro produto comercializável. Outra alternativa é a conversão desses valores em quantidade de calorias, proteínas e vitaminas, ou então em valor monetário de mercado. Deve-se notar a importância do bem produzido e o tipo de necessidade que vem suprir, apesar da dificuldade para mensurar alguns itens.

Estabilidade: É a constância da produtividade diante das pequenas forças perturbadoras que surgem das flutuações e dos ciclos normais no ambiente circundante, podendo ser medida pelo

produto em si, energia ou valor da produção obtida por unidade de insumo. No meio ambiente, incluem-se variáveis físicas, biológicas, sociais e econômicas, que estão fora do agroecossistema considerado. Medindo-se a produtividade por qualquer uma das maneiras descritas, sua variação ou sua constância pode ser determinada a partir de uma série temporal de medições.

Resiliência: É a capacidade da manutenção da produtividade diante de um choque ou de estresse. Tem também uma relação direta com o estresse oriundo da própria mudança quantitativa e qualitativa da base de recursos naturais sobre o qual se acha assentada a agricultura. Assim, como resultado de um estresse, a produtividade pode cair e se recuperar, cair e se estabilizar num nível mais baixo ou simplesmente entrar em colapso. Dessa maneira, a resiliência depende das características intrínsecas do sistema, da natureza e da intensidade do estresse e dos choques, bem como da ação antrópica para enfrentar tais eventos.

Equidade: É o grau de igualdade de distribuição da produtividade do sistema agrícola entre os beneficiários humanos, ou seja, como as diferentes formas de ganho na produção são divididas na sociedade. Os beneficiários humanos podem ser a família do agricultor ou os habitantes de um vilarejo. A equidade pode ser medida por uma curva de Lorenz, pelo coeficiente de Gini ou por algum outro tipo de índice semelhante. Muitos autores têm enfatizado a questão da segurança alimentar, que pode ser uma medida de equidade dos resultados da agricultura nos países em desenvolvimento, onde, muitas vezes, uma produção com excedentes não significa a segurança alimentar da população como um todo.

Processos de Trocas: Segundo Conway (1987) é necessário reconhecer as trocas entre alguns atributos dos agroecossistemas no processo de desenvolvimento agrícola. Há trocas, por exemplo, entre a produtividade, por um lado, e a resiliência, por outro. Isso acontece frequentemente depois da introdução de uma nova variedade de alta produtividade. A sustentabilidade pode dar-se às custas da produtividade e da estabilidade. Por exemplo, a introdução do controle biológico de pragas pode ser mais sustentável, mas o agricultor teria que aceitar uma produção menor e com maiores flutuações. Enfim, as trocas representam as interações e inter-relacionamento das partes do sistema.

Sendo assim, quaisquer análise e definição de um ambiente sustentável têm que incluir a habilidade para evitar e, ou, resistir a tensões e choques, além de possuir a capacidade de prever, adaptar e aproveitar mudanças no ambiente físico, social e econômico (GOMES, 2004; AMÂNCIO, 1999; CHAMBERS e CONWAY, 1992).

É preciso lembrar que, apesar de toda esta gama de informações e debates, para uma grande incerteza sobre como funcionam os mecanismos e os instrumentos de auxílio à decisão, que são capazes de orientar atividades sustentáveis, com prescrições colocadas de forma explícita para poderem ser postas em prática. Sem essa clareza de orientação, o desenvolvimento sustentável passa a ser apenas um modismo que trará uma vaga referência, sem resultados concretos.

O QUE SÃO E PARA QUE SERVEM OS INDICADORES

Um indicador é uma relação entre dois pontos, uma medida para demonstrar a modificação ou o resultado de uma atividade ou projeto, que sinaliza a maior ou menor probabilidade de se alcançarem as metas estabelecidas num período. Em outras palavras, é o parâmetro que medirá a

diferença entre a situação desejada e a situação atual. Os indicadores sociais demonstram as modificações e os resultados obtidos pelas ações estratégicas de desenvolvimento socioeconômico das populações afetadas pelos planos de desenvolvimento elaborados.

Dentre as diversas classificações de indicadores, podemos dividi-los em: indicadores de *resultados* (ex.: número de pessoas abaixo da linha de pobreza) e indicadores de *processo* (fatores ou ações que modificam os resultados: crédito, tecnologia). Contudo, os indicadores não podem ser analisados como algo estático em determinado momento. A sua principal contribuição é possibilitar o acompanhamento e a evolução, ou involução, das intervenções na localidade analisada (propriedade rural, comunidade local, bairro, município, região, microbacia, estado, país, etc.).

Muitas vezes, o uso de indicadores centra-se em uma perspectiva quantitativa, desconsideram-se os fenômenos sociais que condicionam os valores obtidos nessas medições. Sendo assim, o acompanhamento desses indicadores também deve assumir uma dimensão qualitativa que muitos estudos ligados ao tema falham em não ponderar. Esse acompanhamento é uma verificação sistemática do andamento das ações estratégicas definidas em programas e projetos de desenvolvimento mediante indicadores estabelecidos, valendo-se de instrumentos de campo para coleta das informações e de apresentação de relatórios e pareceres técnicos para a tomada de decisões.

Características do acompanhamento:

- a) obrigatoriedade de comprovar os acertos ou detectar eventuais necessidades de ajustes, durante o desempenho das atividades que conduzem à obtenção das metas;
- b) coleta de informações, com a aplicação sistemática dos mesmos indicadores durante um período de tempo preestabelecido, que permita a comparação de dados relativos ao desempenho socioeconômico da população abrangida pelo plano de desenvolvimento;

- c) estabelecimento de intervalos regulares de coleta de informações gerando índices comparativos de resultados alcançados.

Dentro de uma macro-análise, um indicador social de desenvolvimento é utilizado para examinar o contexto socioeconômico em que se encontra determinada região e verificar a ampliação das relações políticas e socioeconômicas nessa localidade.

Uma leitura crítica da evolução e do uso dos indicadores sociais

Com a expansão do capitalismo no pós-Segunda Guerra Mundial, do padrão de acumulação e de garantias políticas de trabalhadores e o aumento crescente da sociedade de consumo, surgem, nos Estados Unidos, políticas com o objetivo de “assegurar” o bem-estar social de sua população (Welfare State), com base em um modelo de sociedade contratual e redistributiva, possibilitando legitimar a acumulação sem transparecer o antagonismo das classes sociais (SANTAGADA, 2007). Com essa reorganização da sociedade mundial, surgiu a necessidade de mecanismos que quantificassem e permitissem a comparação entre o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida que esse desenvolvimento econômico seria capaz de proporcionar aos membros de determinada nação. Surgem então, nos anos 60, os primeiros estudos sobre indicadores sociais. Santagada (2007) chama a atenção para a correlação imbricada entre a teoria sociológica que fundamentava a construção e a análise de indicadores sociais com as teorias sociológicas sobre modernização, que continuam até hoje a orientar a análise desses indicadores. Para ele, a meta a ser alcançada é uma sociedade moderna fundamentada no funcionalismo norte-americano. Assume-se então um caráter funcional de que os indicadores deveriam relatar fatos, mas não discuti-los. Segundo Megale (1976), em visão funcionalista, os indicadores sociais são elementos de promoção ou afirmação do sistema, sem atingir sua estrutura. Essas

características atravessaram continentes e fundamentaram também o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) quando, no fim da década de 1970, elaborou os primeiros estudos sobre Indicadores Sociais Brasileiros (IBGE, 1979). Sua principal função é subsidiar políticas públicas e planejamento para os diversos segmentos do Estado e da sociedade civil.

Da década de 1990 até a atualidade, houve diversos movimentos de revitalização e ampliação da utilidade dos indicadores sociais. É senso comum que o desenvolvimento econômico experimentado por algumas nações não equacionaram problemas ligados à qualidade de vida de suas populações, quiçá das nações subdesenvolvidas, política e economicamente dependentes dessas nações. Para tal estudo e acompanhamento, a ONU, através do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), elabora e passa a acompanhar sete indicadores sintéticos ou índices sociais fundamentados na premissa do Desenvolvimento Humano. Esses indicadores serviriam para classificar os países de acordo com os critérios observados em cada um. Dentre esses sete indicadores sintéticos, destaca-se o IDH (Índice de Desenvolvimento Humano), resultado da combinação de três dimensões: longevidade, educação e renda (SANTAGADA, 2007). A inovação desse índice é a inclusão da dimensão humana nos critérios de análise do desenvolvimento das nações.

Para a ONU, o Desenvolvimento Humano:

“deve enfatizar a importância do bem-estar social e do crescimento das pessoas de modo que possam desfrutar uma vida longa e saudável, adquirir conhecimento e ter acesso aos recursos necessários a um padrão de vida decente” (GALL, 1990).

Com a criação do IDH, fomentaram-se, no espaço acadêmico e nas esferas de planejamento de políticas públicas, estudos que incorporassem a dimensão humana e social e a expansão da capacidade de as pessoas serem livres na análise do desenvolvimento. Atualmente, os indicadores de desenvolvimento social são muito utilizados no planejamento público, consolidando a sua contribuição para o fornecimento de informações sobre determinado grupo social de dada localidade.

INDICADORES SOCIAIS E SUA APLICABILIDADE NA ANÁLISE DO DESENVOLVIMENTO RURAL SUSTENTÁVEL

Alguns indicadores sociais podem ser utilizados na análise do desenvolvimento rural, que não pode estar desvinculada das pessoas e do contexto histórico que o cercam. Contudo, não é de interesse deste estudo discutir indicadores e descritores e, sim, problematizar seu uso para que seja possível pensar o desenvolvimento sustentável a partir do local.

Há uma gama de informações sendo produzidas sobre determinada localidade, ou parte dela, a todo o momento, em estudos acadêmicos, pesquisas de mercado, monitoramentos organizados pelo setor público, para os mais variados objetivos. O primeiro passo para definir indicadores de sustentabilidade social seria pesquisar informações disponíveis sobre a dinâmica social de determinado local e sistematizá-los em uma linguagem uniforme e metodologicamente compatível para comparação. Posterior a isso, é importante realizar uma pesquisa bibliográfica atualizada, considerando principalmente protocolos. Nesse caso, tratando-se de indicadores de sustentabilidade social, parte-se do pressuposto de que o mínimo aceitável são os parâmetros que a ONU/PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento Humano) define na Declaração do Milênio (2000) como objetivos de desenvolvimento do Milênio para serem atingidos até 2015. São eles:

Erradicar a extrema pobreza e a fome.

Atingir o ensino básico universal.

Promover a igualdade entre os sexos e a autonomia das mulheres.

Reduzir a mortalidade infantil.

Melhorar a saúde materna.

Combater o HIV/Aids, a malária e outras doenças.

Garantir a sustentabilidade ambiental.

Estabelecer uma parceria mundial para o desenvolvimento.

O PNUD define, para cada objetivo, algumas metas e, para cada meta, certo número de indicadores. Foram selecionados alguns indicadores que acreditamos ser importantes para avaliação e monitoramento do desenvolvimento sustentável em dado agroecossistema:

Saúde

- a) % população que tem acesso a água potável;
- b) % domicílios que dispõem de sanitário (bacia higiênica, lavatório e chuveiro);
- c) % de domicílios que dispõem de sistema de captação de resíduos domésticos;
- d) % da população infantil com acesso à imunização;
- e) % da população com acesso ao sistema público de atendimento à saúde;
- f) taxa de mortalidade infantil para cada 1.000 nascidos vivos;
- g) taxa de mortalidade materna;
- h) taxa de alcoolismo;
- i) % de casos diagnosticados como doenças ocupacionais;
- j) % de casos de invalidez ou morte em decorrência de acidentes de trabalho ou doenças ocupacionais.

Educação

- a) % da população com acesso à educação formal;
- b) número de crianças em idade escolar (7 e 14 anos) efetivamente na escola e na classe correta;
- c) número de crianças em idade escolar (7 e 14 anos) efetivamente na escola, com o atraso de até duas classes;
- d) % da população entre 15 e 24 anos analfabetos;

- e) número de adultos acima de 25 anos analfabetos;
- f) % da população economicamente ativa com acesso a cursos profissionalizantes ligados à agropecuária.

Raça e gênero

- a) número de mulheres em idade reprodutiva com acesso a acompanhamento pré-natal;
- b) taxa de mortalidade materna em decorrência de parto;
- c) valor do salário comparado entre gêneros e raças distintas;
- d) função (ocupação) atribuída a diferentes gêneros e raças distintas;
- e) taxa de maternidade precoce (capacidade da progenitora em garantir a subsistência do dependente);
- f) Taxa de paternidade precoce (capacidade do progenitor em garantir a subsistência do dependente).

Qualidade de vida

- a) condições do domicílio (tipo de construção, salubridade, disponibilidade de energia e água encanada);
- b) renda familiar *per capita*;
- c) Renda familiar do(a) chefe da família;
- d) % de trabalho infantil em atividades domésticas e de subsistência por hora trabalhada/dia ou ano;
- e) % da população com acesso à energia elétrica;
- f) % da população que tem acesso a opções públicas de áreas para lazer;
- g) % da população com acesso a serviços de transporte coletivo.

Infraestrutura e acesso a bens, serviços e programas públicos

- a) % da população com acesso à água encanada;
- b) % da população com acesso a programas públicos de complementação de renda;
- c) % de trabalhadores rurais com disponibilidade de transporte, conforme legislação vigente;
- d) % da população com acesso a tratamento de resíduos domésticos e/ou esgotamento sanitário.

Trabalho

- a) % de trabalhadores formais em relação à população economicamente ativa por tipo e tamanho do estabelecimento rural;
- b) taxa de ocupação de postos de trabalho por mão de obra infantil, por tipo e tamanho do estabelecimento rural;
- c) número de postos de trabalho gerados diretamente por tipo e tamanho do estabelecimento rural;
- d) número de estabelecimentos rurais com emprego de mão de obra remunerada atendendo às exigências da legislação trabalhista;
- e) taxa de migração rural/urbano/rural.

Para cada indicador, devem ser consideradas informações mais recentes da região a ser analisada, e organizar e dividir o que se chama de população rural e população urbana. Muitas vezes, torna-se necessário refinar esses dados, pois o conceito de rural/urbano ainda é contraditório para planejamento. Além disso, sugere-se apresentar os dados em valores relativos (%) e absolutos quando se trata de expressar informações de parte da população.

Os indicadores descritos podem ser aplicados tanto no nível de propriedade rural quanto no nível regional. Para tanto, antes de se definirem os indicadores, deve-se atentar para alguns critérios básicos descritos no Quadro 1:

Quadro 1 – Critérios básicos a serem respondidos para a definição de indicadores

Indicadores	O que ele indica?	Como ele pode ser medido?	Como pode ser usado para monitoramento?	Qual a escala de tempo?	Limitações	Atores envolvidos?
Acesso à educação formal	% da população com acesso à educação formal	Dados secundários das secretarias municipais de educação em cruzamento com dados de órgão de planejamento e estatística (IBGE, FJP). Calcula-se subtraindo o valor total da população X pelo valor correspondente Y da população que frequenta a escola, ou que esteja em conclusão até o ano anterior ao analisado. Deve ser considerada também a distribuição das escolas nos diferentes espaços do município.	Atualização constante dos dados das Secretarias Municipais de Educação (fonte primária de informação)	Médio	Dados desatualizados	Secretarias Municipais de Educação, diretores de escola, pesquisadores

Fonte: Embrapa Pantanal, 2008. Projeto Pecuária Sustentável. Dados de Pesquisa.

Esse exercício visa refletir sobre o caráter didático e analítico da definição de um indicador de sustentabilidade social e sua aplicabilidade.

CONCLUSÃO

Indicadores de sustentabilidade social são instrumentos para a leitura de determinada parcela da sociedade e para caracterizá-la quanto a sua

qualidade de vida, considerando critérios e elementos (indicadores) que determinem essa qualidade de vida e sua forma de mensuração. Esses critérios, bem como a escolha dos indicadores mais apropriados a cada realidade, são escolhidos com base na orientação do objeto do estudo ou análise, ou seja, não há indicador de desenvolvimento social neutro nem apolítico. Todos permitem uma leitura reflexiva acerca das políticas desenvolvimentistas, ou da ausência delas, em dada realidade, e permitem planejar e também diagnosticar as causas do subdesenvolvimento de regiões. Apesar do caráter funcionalista e da utilização do “social” como categoria residual da análise do desenvolvimento, é possível analisar o processo de desenvolvimento por meio de indicadores de sustentabilidade social.

Ressalta-se, porém, que alguns indicadores não são passíveis de ser atingidos apenas pelo produtor rural, não são indicadores “porteira para dentro”. São indicadores da ação do Estado em determinada localidade. Não é possível discutir sustentabilidade social dissociado de um Estado promotor dessa sustentabilidade, oferecendo condições básicas para acesso e promoção da qualidade de vida da sua população.

Quando se esboça uma reflexão inicial sobre o cruzamento dos atributos dos ecossistemas propostos por Conway (1987): produtividade, estabilidade, equidade, resiliência e os processos de trocas, observa-se que esses indicadores poderão demonstrar que agroecossistemas com alta produtividade podem não ter grandes rentabilidades. Também pode-se deparar com situações em que esta alta produtividade, mesmo gerando alta rentabilidade, não proporciona qualidade de vida para os indivíduos pertencentes a esse agroecossistema, por diferentes motivos, como pouca estabilidade de renda, o que geraria em muitos casos empregos sazonais. Também observa-se que o agroecossistema possui uma distribuição pouco equânime de seus produtos, o que gera uma renda muito concentrada e, conseqüentemente, muitos indivíduos não conseguem, a partir disso, acessar uma série de serviços públicos, como educação, saúde etc. Geralmente, quando isso acontece, os processos de troca neste agroecossistema se tornam frágeis e, por conseguinte,

tem-se uma condição de pouca resiliência. Fracas intempéries sociais, econômicas e/ou climáticas (biofísicas) podem levar grande contingente populacional a sofrer consequências penosas, como desemprego, fome, medo, etc.

As perspectivas de análises que fazem interfaces entre um conjunto de indicadores e as características dos agroecossistemas permitiriam uma avaliação de melhor qualidade dos fatores que poderão influenciar a sustentabilidade dessas sociedades. É sempre bom lembrar que o objetivo final de todo processo de desenvolvimento econômico é o desenvolvimento social. Desenvolvimento sustentável só é sustentável, também e principalmente, se ele for socialmente justo, como foi discutido no Relatório Bruntland (CMMAD, 1991).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMÂNCIO, R. **O uso de indicadores locais de desenvolvimento e a sustentabilidade da reforma agrária no cerrado do norte e noroeste de Minas Gerais**. 1999. 303 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Agricultura e Sociedade) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

BARBIER, E. B. The concept of sustainable economic development. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 14, p. 101-110, 1987.

CHAMBERS, R.; CONWAY, G. **Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21st. century**. Sussex: Institute of Development Studies/ University of Brighton, 1992. 42p.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso futuro comum**. 2. ed. Rio de Janeiro : Ed. da Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONWAY, G. R. The properties of agroecosystems. **Agricultural Systems**, Essex, v. 24, n. 2, p. 95-117, 1987.

EHLERS, E. M. **O que se entende por agricultura sustentável?** São Paulo. 1994. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

FORUM INTERNACIONAL DE ORGANIZAÇÕES NÃO GOVERNAMENTAIS E MOVIMENTOS SOCIAIS. *Tratado sobre agricultura sustentável*. In: **Tratados das ONGs**. Fórum Global: Rio de Janeiro, 1992. Capítulo 25. p.142-148.

GALL, P. Lo verdaderamente importante. **Desarrollo Mundial**, New York, p. 04-12, jun. 1990.

GOMES, I. Sustentabilidade social e ambiental na agricultura familiar. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, v. 5, n. 1, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores sociais: relatório. Rio de Janeiro, 1979. 441p.

MEGALE, J. F. Indicadores sociais e realidade social. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 28., 1976, Brasília. **Resumos...** Brasília: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 1976.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Declaração do milênio**. Nova York: ONU/PNUD: Disponível em: <<http://www.unric.org/html/portuguese/uninfo/DecdoMil.pdf>>. Acesso em: nov. 2000.

PEARCE, D.; BARBIER, E.; MARKANDYA, A. **Sustainable development: economics and environment in the third world**. London: Earthscan, 1990. 202p.

REPETTO, R. Population, resource pressures, and poverty. In: _____. **The global possible: resources, development and the new century**. New York: Yale University Press, 1985.

SACHS, I. **El desafío ambiental**: una búsqueda incierta. México: Fondo de Cultura Económica, 1991. (Lecturas, 82)

SANTAGADA, S. Indicadores sociais: uma primeira abordagem social e histórica. **Pensamento Plural**, Pelotas, v. 1, n. 1, p. 113-142, jul./dez., 2007.

STAHEL, A. W. Capitalismo e entropia: os aspectos ideológicos de uma contradição e a busca de alternativas sustentáveis. In: CAVALCANTI, C. (Org.). **Desenvolvimento e natureza**: estudo para uma sociedade sustentável. São Paulo: Cortez, 1998. p. 104-127.

Certificação socioambiental e governança multissetorial na agricultura

Fátima Cristina Cardoso¹

INTRODUÇÃO

Neste capítulo, pretende-se interpretar como os temas socioambientais têm afetado a organização das atividades econômicas na agropecuária brasileira, dando origem a processos de certificação e de governança socioambiental multissetorial. A partir de linhas teóricas da Sociologia Econômica, procurou-se mostrar como novos comportamentos e arranjos sociais podem redefinir os padrões econômicos da atividade agropecuária.

Os mercados globais são cada vez mais afetados pelo temor da população em relação aos problemas ambientais. A imprensa expõe diariamente os efeitos adversos da ação do homem sobre a natureza. Todos os ecossistemas do Planeta estão sob pressão. As atividades econômicas reduzem a biodiversidade e comprometem as reservas de pesca oceânica, as florestas e os recursos hídricos. Foi a partir dos anos 60, e mais claramente na década de 1970, que os impactos ambientais deixaram de ser percebidos apenas como consequência inevitável do progresso. As vantagens da modernização industrial

¹ *Jornalista, MSc., Pesquisadora do Núcleo de Economia Socioambiental (NESA) da FEA/USP. Av. Prof. Luciano Gualberto, 908, 05508-010, Butantã – SP. Correio eletrônico: fatimaccardoso@yahoo.com.br*

e agrícola passaram a ser questionadas. O debate em torno da deterioração das condições ecológicas do Planeta – que nos anos 60 e início dos 70 estava circunscrito a cientistas e a movimentos ambientalistas – se espalhou para várias instâncias da sociedade (CARDOSO, 2007).

A cobrança chegou às empresas na forma de questionamentos quanto a prioridades ambientais e sociais. A maior pressão vem das organizações não governamentais (ONGs), que passaram a promover campanhas de marketing contra determinadas corporações e setores inteiros, expondo práticas consideradas não sustentáveis (CONROY, 2007). Tais campanhas incitam os consumidores a boicotarem os produtos e os serviços das empresas-alvo. O resultado é uma forte pressão dos clientes (de toda a cadeia de produção), dos consumidores e da sociedade em geral. O consumidor é influenciado a mudar seu comportamento e, ao mesmo tempo, influencia transformações nos mercados.

Na maioria dos casos, as campanhas de ONGs têm sido bem sucedidas. Elas colocam em risco a reputação de uma marca, o que pode levar a uma perda de mercado ou a uma redução do valor acionário. Mas esse movimento por responsabilidade socioambiental exige das empresas mais do que mudar suas práticas. É preciso prestar contas do que está sendo feito. Os principais mecanismos para expor ao público os compromissos socioambientais são os selos e os padrões de conduta empresarial acordados em sistemas de governança multissetorial (CONROY, 2007; CARDOSO, 2008a). Por meio de uma entidade credenciada e com as qualificações técnicas, o consumidor e os outros *stakeholders* da empresa podem receber informações e conferir a prestação de contas.

Nesse contexto, os sistemas de certificação – e os padrões privados e as formas de controle correspondentes – estão se transformando em um mecanismo pelo qual atores, como governos, cadeias de varejo, ONGs, consumidores e produtores, exploram caminhos diversos de produção e comércio. Assim, a certificação é muito mais do que um instrumento de mercado: *é um mecanismo regulatório baseado em uma governança complexa pela qual uma grande variedade de atores busca ver seus interesses atendidos* (Mutersbaugh., 2005, apud HIGGINS et al., 2008: 18).

UMA VIRADA PARA O NATURAL

Para integrar as teorias sociológicas e econômicas, a Sociologia Econômica propõe que a economia e a sociedade são mutuamente *embedded* (enraizadas), ou seja, as atividades econômicas são analisadas pela sua inserção social e não a partir da natureza autônoma dos mecanismos de mercado (ABRAMOVAY, 2004). Esta interpretação leva a uma concepção do mercado como uma construção social e histórica, que se contrapõe à visão naturalizada e atomizada da economia defendida pelas teorias econômicas clássica e neoclássica.

Antecipando-se às discussões em torno da dificuldade de submeter os recursos naturais à lógica do mercado não regulado, Polanyi (2000), um dos principais teóricos da Sociologia Econômica, descreveu como uma utopia do “credo liberal” a transformação do homem e da natureza em mercadorias - sob a denominação trabalho e terra, sujeitando-os à oferta e à procura, tanto que os chamou de mercadorias² fictícias. Esse conteúdo “fictício” não foi capaz de retirar da terra (ou da natureza) sua conotação social, pois permitir que o mecanismo de mercado fosse o único dirigente do destino dos homens e da natureza levaria ao desmoronamento da sociedade. A sociedade se organizou então num movimento duplo ou “contramovimentos protetores”³ para não sucumbir a esse processo destrutivo.

² Além de trabalho e terra, Polanyi também considerava o dinheiro uma mercadoria fictícia.

³ De acordo com Polanyi, a economia - e seus derivados como o mercado - não é o determinante da vida social. Ao contrário, a necessidade de manutenção da sociedade levou os homens a se organizarem, também, economicamente. Por isso, o sistema econômico será sempre dirigido por motivações não econômicas (VINHA, 2001). No clássico *A Grande Transformação (1944/2000)*, o autor mostra que a autonomia do mercado (o “moinho satânico”) conduziria à destruição social e, por isso, o livre mercado nunca se realizou efetivamente. Ao explicar por que a ideia de um mercado autorregulado é uma utopia, Polanyi descreve o desenvolvimento da sociedade moderna durante o século XIX governada por um duplo movimento: ao mesmo tempo em que o mercado se expandia, um contramovimento cercava essa expansão em uma direção definida (POLANYI, 2000: 161).

A Nova Sociologia Econômica avança na análise da estruturação e do funcionamento da economia. O próprio mercado, mais do que controlado por outras instâncias sociais, é estudado como construção social (ABRAMOVAY, 2004; VINHA, 2003). Temas como as redes de relacionamentos dos atores, formas de coordenação, cumprimento de contratos, criação e manutenção de confiança, enfim uma visão de pluralidade de como as atividades econômicas se organizam, passam a ser fundamentais para a compreensão dos mercados e do desenvolvimento econômico (ABRAMOVAY, 2004; VINHA, 2003). A coordenação e o controle de recursos não são mais excludentes e sim complementares às forças do mercado.

Essa abordagem permite entender o surgimento de novas formas de organização econômica e sua dinâmica no tempo e no espaço. No contexto da agropecuária brasileira, as articulações e as reações contrárias aos problemas socioambientais provocados pela atividade estão condicionando as ações das empresas e dos agricultores ligados ao setor.

Estudos mais recentes indicam que forças alternativas à industrialização passaram a influir na dinâmica da produção global de alimentos. Murdoch et al. (2000) destacam que uma geografia alternativa da indústria de alimentos está se impondo na agenda das ciências sociais. Nesta nova geografia, fatores como qualidade e proteção ao meio ambiente tomaram importância à medida que consumidores dos países de capitalismo avançado estão cada vez mais preocupados com problemas associados à industrialização, entre eles os temores em relação a contaminações e epidemias globais e a preocupação com a destruição de ecossistemas naturais, como as florestas tropicais.

Tais problemas são associados ao processo de modernização da agricultura, que tem se caracterizado por esforços continuados de produtores e indústrias em diminuir a dependência em relação à natureza (GOODMAN et al., 1990). Busca-se reduzir as limitações das condições naturais e de espaço por meio da ciência e da tecnologia, mas essa manipulação, como no efeito “boomerang” descrito por Ulrich Beck (1992), tem trazido consequências dramáticas tanto para a saúde humana quanto para a qualidade de vida no

Planeta, resultando em doenças que ameaçam as populações e em sistemas agrários de alto impacto ambiental.

Alguns autores registram o retorno à natureza nos sistemas agroindustriais, como num “contramovimento protetor”. Murdoch et al. (2000) apontam uma “virada para o natural” e propõem um “natural *embeddedness* do setor de alimentos”. O termo *embeddedness* busca explicar o enraizamento das relações sociais na vida econômica (POLANYI, 2000; GRANOVETTER, 1985). Os autores ilustram o aumento da exigência da qualidade dos alimentos e sua origem⁴ com um estudo de caso sobre a diferenciação da produção de carnes e lácteos no País de Gales, onde começaram a surgir, no final dos anos 1990, fazendas e indústrias de produtos orgânicos ou que utilizavam métodos tradicionais, cujo destaque era “a qualidade natural dos alimentos” (BANKS, 2000; MURDOCH et al., 2000). Além do qualitativo natural, os alimentos também incorporaram selos de origem, o que indicava um retorno ao local em contraponto ao global. É nesse contexto que se propõe uma nova estruturação dos sistemas agroindustriais, com fatores como qualidade, origem e preservação do meio ambiente atuando paralelamente aos fatores puramente econômicos na organização dos mercados.

EM BUSCA DE UMA AGRICULTURA MAIS SUSTENTÁVEL

Durante toda a primeira metade do século 20, as vantagens da modernização agrícola estimularam uma crença de que a tecnologia poderia superar os limites naturais. A maioria dos pensadores dos séculos 19 e 20 acreditava no poder do “industrialismo” (VEIGA, 1991). Mas, a partir dos anos 1960, e mais claramente na década de 1970, os impactos ambientais deixaram de ser percebidos apenas como consequência inevitável do progresso. A

⁴ *Esse aumento é verificado principalmente em países de capitalismo avançado na Europa e nos Estados Unidos. Mas o crescimento do consumo de orgânicos tem também despertado o interesse no Brasil e em outros países em desenvolvimento.*

expansão do crescimento econômico e seus efeitos sobre a natureza criaram o conflito entre desenvolvimentistas e conservacionistas. Uma das dimensões desse conflito é a agropecuária, pois a atividade foi na história humana o principal motivo para a degradação dos recursos naturais.

Surge como um ideal, a partir desse paradigma de desenvolvimento, a tentativa de compatibilizar crescimento com preservação. Um dos primeiros pensadores a buscar uma nova alternativa de desenvolvimento é Ignacy Sachs (1986). Com a criação do conceito de ecodesenvolvimento, Sachs passou a defender uma estratégia multidimensional de crescimento econômico que leve em consideração desde a degradação ambiental até a marginalização social. Em 1987, o relatório Brundtland colocou a sustentabilidade como palavra de ordem nas atividades econômicas. No caso da agricultura, não foi diferente.

No setor agropecuário, o qualificativo 'sustentável' passou a atrair a atenção de um número crescente de profissionais, pesquisadores e produtores. Esse súbito interesse fez surgir uma infinidade de definições sobre o termo. É fácil perceber que ele indica o desejo de um novo paradigma tecnológico que não agrida o meio ambiente e, servindo, portanto, para explicitar uma insatisfação com o status quo, isto é, com a agricultura convencional ou moderna. (EHLERS, 1999:p.87)

Desde então, busca-se uma definição consensual do que seria “uma agricultura sustentável”, considerando o tripé econômico, ambiental e social.

Sustentabilidade significa preservação do capital ambiental oferecido pela natureza, definido como os possíveis usos ou funções de nosso entorno físico... As dificuldades de aplicação prática dessa definição e os

problemas de sua vinculação à idéia de ‘desenvolvimento’ devem ser vistos como novos desafios teóricos, e não como expedientes que possam diluir seu valor heurístico e seu profundo sentido ético (BEZERRA; VEIGA, 2000)

Para alguns pesquisadores, a chave da sustentabilidade agrícola estaria nas chamadas agriculturas alternativas - biodinâmica, orgânica, natural, que surgiram como contraponto ao padrão introduzido pelo movimento que apropriou as tecnologias industriais para o campo. Mas, ao mesmo tempo, muitos destacam que seria precipitado afirmar que as técnicas alternativas poderiam substituir a agricultura convencional na produção de alimentos em larga escala. Tudo indica que a agricultura sustentável será uma ‘evolução’ do atual modelo de produção agrícola, que combinará elementos da agricultura convencional e da alternativa (EHLERS, 1999).

Sem um padrão produtivo definido, algumas características para esse novo modelo agrícola já podem ser consideradas consensuais: a conservação dos recursos naturais, como o solo, a água, e a biodiversidade; a diversificação; a rotação de culturas e a integração da produção animal e vegetal; a valorização dos processos biológicos; a economia de insumos; o cuidado com a saúde dos agricultores e a produção de elevada qualidade nutritiva e em quantidades suficientes para atender à demanda global.

Alguns sinais indicam que a agricultura de *commodities* em larga escala começa a adotar práticas consideradas mais sustentáveis. Um fato seria a tendência de ampliação do uso do plantio direto e do manejo integrado de pragas. Pesquisa realizada em abril e maio de 2004, pelo Rally da Safra⁵, mostra que mais da metade dos 90 produtores visitados tinha como prática o plantio direto. Abramovay (1999) destaca que é possível a sustentabilidade da agricultura e da pecuária, desde que sejam adotadas técnicas elementares de

⁵ O Rally da Safra é uma expedição realizada pela empresa de consultoria Agroconsult anualmente para avaliação da produtividade da safra agrícola. Em 2004, sob encomenda da Fundação Agrisus, o Rally conferiu também o grau de adoção ao plantio direto das fazendas brasileiras.

manejo e de rotação de culturas visando ao combate da erosão. Uma dessas técnicas fundamentais é o plantio direto.

Fortaleceram-se também os incentivos à adoção da integração lavoura-pecuária (LANDERS et al., 2005). A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) aponta que a combinação das duas atividades eleva os ganhos de produtividade e pode evitar o desmatamento de novas áreas.

A integração lavoura-pecuária representa um avanço importante para a sustentabilidade da agropecuária, permitindo simultaneamente a agregação de valores, o uso intensivo da propriedade e a redução dos custos de produção, culminando ainda no aumento da produtividade. Esta parceria possibilita também um considerável respeito ao ambiente. (KLUTHCOUSKI, et al., 2003)

Tais mudanças configuram um contramovimento protetor (POLANYI, 2000), contrário às práticas modernas cujos efeitos ecológicos vêm sendo questionados. Segundo Ehlers (1999), há uma insatisfação com o *status quo*, isto é, com a agricultura convencional ou moderna (p.87). O avanço dos modelos de agricultura alternativas – como a orgânica⁶ – demonstraria essa insatisfação.

A EMERGÊNCIA DA GOVERNANÇA SOCIOAMBIENTAL MULTISSETORIAL

Independentemente do setor da economia, o tema ambiental tornou-se uma força disruptiva capaz de provocar mudanças institucionais (HOFFMAN,

⁶ *O mercado mundial de produtos orgânicos vem registrando rápido crescimento, e transformou-se no maior sucesso de certificação na área alimentícia e de fibras. As vendas globais de alimentos e bebidas orgânicas aumentaram mais de 40% de 2002 para 2005, passando de US\$ 23 bilhões para US\$ 33 bilhões. Os dados para 2006 no relatório do IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements) apontavam vendas de US\$ 40 bilhões (WILLER; MINOU, 2007).*

2001; HOFFMAN; VENTRESCA, 2002). A emergência da crise ambiental e as diversas percepções dos seus riscos significam um choque externo às práticas empresariais consolidadas. Um exemplo é a mudança na concepção de que a capacidade da atmosfera em capturar a poluição poderia ser tratada como um *free input* no processo produtivo. Com a configuração do problema do efeito estufa e das mudanças climáticas, uma nova concepção de controle está em disputa (PULVER, 2007).

Como consequência, as firmas reavaliam as formas de gerir os problemas ambientais e desenvolvem novas estratégias para lidar com seus desafios, entre elas, a criação de mecanismos de auto-regulação e a adoção de políticas socioambientais, que vão além das exigências legais. Para alguns autores, os temas ambientais têm influenciado os modelos de administração empresarial, gerando oportunidades competitivas para um número crescente de empresas (HART, 1997; PORTER; VAN DER LINDE, 1995; ELKINGTON, 1994). Outros apontam ainda que novas instituições geradas pela crise ambiental estão alterando a forma de organização das firmas e da economia de mercado em geral (HOFFMAN, 2001; HOFFMAN; VENTRESCA, 2002; PULVER, 2007).

As organizações ambientalistas e outros movimentos sociais também vêm optando por posturas mais cooperativas com o setor privado e com o Estado (ARTS, 2002). O movimento ambientalista, em especial, profissionalizou-se, e a insurgência dos anos 1960 e 1970 deu lugar a comportamentos mais “flexíveis”. Esse movimento é chamado por alguns de *Third Wave* (LUKE, 2005) e de “reação conservadora” por outros (GOULD et al., 2004). Uma crescente literatura em *partnership politics* aponta que surgiu uma nova “era da colaboração” (MURPHY, 1998; VAN HUIJSTEE et al., 2007) nos anos 1990, caracterizada por parcerias público-privadas, colaborações interorganizacionais e alianças empresas-ONGs.

Essas parcerias estimulam os mais variados sistemas de compromissos voluntários para controle socioambiental. Em 1999, a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) já apontava o uso

generalizado de iniciativas ou sistemas pelos quais as “firmas se comprometem a aprimorar sua performance socioambiental voluntariamente, para além da legislação” (OECD, 2001). Nesse estudo, a OECD registrava mais de 300 acordos negociados dentro da União Européia, cerca de 30 acordos para controle de poluição no Japão e mais de 40 programas voluntários administrados pelo governo federal nos EUA.

Desde então, os esquemas voluntários de compromissos socioambientais têm se proliferado. Um vasto número de diferentes códigos de conduta, padrões administrativos, esquemas de certificação, selos verdes e sistemas de governança globais estão sendo gerados pelos compromissos unilaterais e, principalmente, pelos acordos privados. A maioria dessas formas de regulação privada atinge as grandes corporações transnacionais, mas em muitos casos elas influenciam empresas menores que fazem parte da cadeia de produção (CONROY, 2007; PATTBERG, 2006; CASHORE et al., 2004; CASHORE; VERTINSK, 2000).

Chamado de “revolução da certificação” por Conroy (2007), esse movimento não tem limites setoriais, mas se configura como uma ferramenta de mercado essencial no segmento agroalimentar. No Brasil, florestas, soja, cana, café e algodão são exemplos de sistemas agroindustriais com diferentes modelos de certificação e de sistemas de governança multissetoriais. O *Forest Stewardship Council* – FSC tem ampla aceitação nas indústrias de celulose e papel e siderurgia. Mais de 50% das plantações de florestas no Brasil são certificadas. A recente criação da Mesa Redonda da Soja Responsável teve grande adesão e liderança das corporações e ONGs brasileiras. A Moratória da Soja, um modelo de governança multissetorial muito particular, tem sido um exemplo bastante interessante de relacionamento entre ONGs e indústria, com foco na preservação da floresta amazônica (CARDOSO, 2008b).

O setor agroindustrial como um todo tem sido cada vez mais determinado por exigências que envolvem aspectos que vão “muito além da porteira” (BELIK, 2001):

(...) as alterações no comportamento dos agentes econômicos, sejam produtores, sejam consumidores, considerados individual ou coletivamente, em organismos governamentais ou não-governamentais, têm implicado alterações institucionais e novas possibilidades de vantagens competitivas, tais como a certificação de origem, vendas no “comércio justo” etc. (p. 81)

Preocupações com segurança dos alimentos, boas práticas agrícolas e biotecnologia reorientam o desenho de políticas públicas e privadas do setor agrícola e agroindustrial (SPERS et al., 2003; CONCEIÇÃO; BARROS, 2005). Farina (2001), ao analisar os desafios do setor alimentício brasileiro, destaca que as ações direcionadas apenas ao aumento da produção, embora importantes, não parecem suficientes em um mercado globalizado e competitivo. Está em desenvolvimento um padrão de concorrência mais sofisticado, em que custos baixos, embora necessários, não são mais a condição fundamental.

Grande parte dos consumidores vê o meio ambiente e o bem-estar social como bens públicos e se sentem responsáveis por sua proteção, recusando-se a pagar mais por produtos sustentáveis. O resultado é que muitas vezes a certificação não gera benefícios claros em relação a preços. Os custos aumentam em função da necessidade de mudar o sistema de produção, além do pagamento pela avaliação, auditoria e licenciamento, e o consumidor, às vezes, não aceita pagar o prêmio pelo produto certificado (HIGGINS et al., 2008).

Se o papel do consumidor é limitado, o que explica então o rápido avanço dos mecanismos de certificação socioambiental, inclusive nos mercados convencionais? Há, na verdade, outros incentivos atuando como impulso para que a produção primária, industrial e o varejo adotem padrões ambientais e sociais para seus produtos. Um deles é o sucesso de alguns mercados certificados, que, ao longo da sua consolidação, mostram que a mudança no sistema de produção leva a inovações em processos de produção, as quais,

muitas vezes, no médio prazo, resultam em uma redução de custos (PORTER; VAN DER LINDE, 1995).

Outro impulsionador é o surgimento de padrões dentro da cadeia de produção. Conroy (2007: 291) aponta que *uma das lições mais relevantes e interessantes aprendida nos anos recentes é que os sistemas de certificação tornaram-se mais importantes nas relações business-to-business (B2B) do que nas relações business to consumer (B2C)*. O autor destaca que as empresas de varejo acabaram se tornando o principal alvo das campanhas dos movimentos ambientalistas e sociais. E elas, por sua vez, pressionam seus fornecedores. Há também o estímulo dos governos, especialmente nos países desenvolvidos. O efeito desses processos é difuso, mas a certificação funciona como uma garantia de acesso a mercados internacionais e mesmo a algumas redes de varejo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOVAY, Ricardo. **Moratória para os cerrados**: elementos para uma estratégia d agricultura sustentável. São Paulo: USP/Departamento de Economia/ Programa de Ciência Ambiental, 1999.

_____. **Entre Deus e o Diabo**: mercados e interação humana nas ciências sociais. Tempo Social, São Paulo, v. 16, n. 2, 2004.

ARTS, Bas. Green alliances of business and NGOs: new styles of self-regulation or dead-end roads? **Corporate Social Responsibility and Environmental Management**, Malden, v. 9, n. 1, p. 26-36, 2002.

BELIK, Walter. **Muito além da porteira**: mudanças nas formas de coordenação da cadeia agroalimentar no Brasil. Campinas: IE/Unicamp, São Paulo, 2001.

BEZERRA, Maria do Carmo Lima; VEIGA, José Eli da. (Coord.). Agricultura sustentável. **Agenda 21 brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000.

CARDOSO, Fatima C. Sustentabilidade na agricultura é o caminho do meio entre preservação e desenvolvimento. **Agrianual**, São Paulo, 2007.

_____. As razões e as dimensões do consumo sustentável. In: WAACK, R. et al. **Governança socioambiental nos sistemas agroindustriais**. 2008. São Paulo: Instituto para o Agronegócio Responsável, 2008a. CD-ROM.

_____. **Do confronto à governança ambiental: uma perspectiva institucional para a moratória da soja na Amazônia**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008b.

CASHORE, B.; AULD, G.; NEWSOM, D. **Governing through markets: forest certification and the emergence of non-state authority**. New Haven: Yale University Press, 2004.

CASHORE, Benjamin; VERTINSKI, Ilan. Policy networks and firm behaviours: governance systems and firm responses to external demands for sustainable forest management. **Policy Sciences**, Holanda, n. 33, p. 1-30, 2000.

CONCEIÇÃO, J. C. P. R; BARROS, A. L. M. de. **Certificação e rastreabilidade no agronegócio: instrumentos cada vez mais necessários**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2005. (Texto para discussão, 1122)

CONROY, Michael E. **Branded! how the “Certification Revolution” is transforming global corporations**. Gabriola Island, Canadá: New Society Publishers, 2007.

EHLERS, Eduardo. **Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma**. 2. ed. Guaíba: Agropecuária, 1999.

ELKINGTON, John. Towards the sustainable corporation: win-win-win business strategies for sustainable development. **California Management Review**, Berkeley, v. 36, n. 2, p. 90-100, 1994.

FARINA, E. M. M. Q. Challenges for Brazil's food industry in the context of globalization and Mercosur consolidation. **International Food and Agribusiness Management Review**, Amsterdam, v. 2, n. 3/4, p. 315-330, 2001.

GOULD, Kenneth A.; PELLOW, David N.; SCHNAIBERG, Allan. Interrogating the treadmill of production: everything you wanted to know about the treadmill but were afraid to ask. **Organization & Environment**, Thousand Oaks, v. 17, n. 3, p. 296-316, set. 2004.

GRANOVETTER, Mark. Economic action and social structure: the problem of embeddedness. **American Journal of Sociology**, Chicago, v. 91, p. 481-510, 1985.

HART, Stuart. Beyond greening: strategies for a sustainable world. **Harvard Business Review**, Boston, v. 77, n. 1, p. 66 –76, 1997.

HIGGINS, V.; DIBDEN, J.; COCKLIN, C. Building alternative agri-food networks: certification, embeddedness and agri-environmental governance. **Journal of Rural Studies**, New York, v. 24, p. 15–27, 2008.

HOFFMAN, Andrew J. **From heresy to dogma: an institutional history of corporate environmentalism**. Stanford: Stanford University Press, 2001.

HOFFMAN, Andrew J.; VENTRESCA, Marc J. Introduction. In: HOFFMAN, Andrew J.; VENTRESCA, Marc J. (Ed.). **Organizations, policy and the natural environment: institutional and strategic perspectives**. Stanford: Stanford University Press, 2002.

KLUTHCOUSKI, João; STONE, Luís Fernando; AIDAR, Homero. **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003.

LANDERS, John et al. **Study on the conversion of degraded tropical pastures to productive crop x livestock rotations and their effect on mitigating de-forestation**. Brasília: Associação para o Plantio Direto no Cerrado, 2005.

LUKE, Timothy W. The death of environmentalism or the advent of public ecology? **Organization & Environment**, Thousand Oaks, v. 18, n. 4, p. 489-494, dez. 2005.

MURDOCH, J.; MARSDEN, T.; BANKS, J. Quality, nature, and embeddedness: some theoretical considerations in the context of the food sector. **Economic Geography**, Worcester, n. 76, p. 107-125, abr. 2000.

MURPHY, David F. **Business and NGOs in the global partnership process**. Disponível em: <<http://globalpolicy.org/component/content/article/220/47412.html>>.

OECD. 2001. *Codes of Corporate Conduct: Expanded Review of their Contents*. Paris: OECD.

PATTBERG, Philipp. The influence of global business regulation: beyond good corporate conduct. **Business and Society Review**, Boston, v. 111, n. 3, p. 241-268, 2006.

POLANYI, Karl. **A grande transformação: as origens da nossa época**. 2. ed. Rio de Janeiro, Campus, 2000.

PORTER, M. E.; VAN DER LINDE, C. Green and competitive: ending the stalemate. **Harvard Business Review**, Boston, p. 120-134, sep./oct. 1995.

PULVER, Simone. Making sense of corporate environmentalism: an environmental contestation approach to analyzing the causes and consequences of the climate change policy split in the oil industry. **Organization & Environment**, Thousand Oaks, v. 20, n. 1, p. 44-83, mar. 2007.

SACHS, Ignacy. **Ecodesenvolvimento, crescer sem destruir**. Editora Vértice, São Paulo, 1986.

SPERS, E. E. ; ZYLBERSZTAJN, Decio ; LAZZARINI, Decio ; LAZZARINI, Sergio G . Percepção do consumidor sobre os mecanismos de qualidade e segurança em alimentos. Extr@to (Piracicaba), UNIMEP, v. 1, n. 1, p. 1-27, 2003.

VAN HUIJSTEE, M. M., FRANCKEN, M. and LEROY, P. **Partnerships for sustainable development: a review of current literature**, Environmental Sciences, 4:2, 75 – 89, 2007.

VEIGA, José Eli da. **O desenvolvimento agrícola: uma visão histórica**. São Paulo: Edusp/Hucitec, 1991.

VINHA, Valeria da. Polanyi e a nova sociologia econômica: uma aplicação contemporânea do conceito de enraizamento social (social embeddedness). **Revista Econômica**, Niterói, v. 3, n. 2, p. 207-230, dez. 2001.

WILLER, H.; MINOU, Y. (Ed.). **The world of organic agriculture: statistics and emerging trends 2006**. Bonn: International Federation of Organic Agriculture Movements; Frick: Research Institute of Organic Agriculture, 2006. 212p.

Tipificação dos agricultores no contexto do desenvolvimento sustentável

Angela Antônia Kageyama¹

TIPIIFICAÇÕES E TERRITÓRIO

A ruralidade tem uma essência territorial e um componente de isolamento ou distanciamento que podem ser descritos pela baixa densidade populacional, pelas grandes distâncias entre as unidades produtivas, pelo reduzido número de contatos e acessos aos diferentes mercados e instituições, pelo maior contato com a natureza e pela especialização da produção. A passagem dessa situação para a de um tecido econômico e social mais complexo e diversificado, com aumento da acessibilidade em geral, crescente integração com as cidades, especialmente via mercados de trabalho, diversificação produtiva e novas redes de instituições, pode ser definida como “desenvolvimento rural” (KAGEYAMA, 2008).

¹ Eng^a Agr^a, DSc., Prof. Colaboradora, Inst. de Econ. (IE), UNICAMP. Rua Pitágoras 355, 13083-857, Campinas – SP. Correio eletrônico: angela.kageyama@gmail.com

O desenvolvimento diferencia-se, por conseguinte, de mero crescimento do produto, constituindo um processo com múltiplas dimensões, destacando-se as seguintes:

Em primeiro lugar está a agricultura, cujos papéis no desenvolvimento rural (pode-se desde já acrescentar “sustentável”) vão além da modernização técnica e elevação da escala e da produtividade. A busca da salubridade do meio ambiente, os sistemas de policultura, as práticas de cooperação e pluriatividade das famílias rurais, a introdução de novas atividades que permitam melhor utilizar os recursos internos das unidades produtivas, a diversificação de produtos e a busca de economias de escopo e o maior controle sobre os processos de trabalho são alguns desses novos papéis da agricultura (VAN DER PLOEG et al., 2000; VEIGA, 2001).

A segunda dimensão do desenvolvimento rural é a diversificação das atividades não só das famílias (pluriatividade), mas também do território, o que remete à terceira dimensão, a integração rural-urbano, pelo mercado de trabalho e pelo acesso a produtos e serviços como educação e saúde.

Quanto à relação com os recursos naturais, num processo de desenvolvimento sustentável trata-se não da mera exploração desses recursos (como acontece geralmente durante a modernização agrícola), mas sim de internalizar vantagens e externalidades (por exemplo, para a implementação de turismo e de produção de bens específicos da região) e de preservar a paisagem, valorizando as amenidades e o patrimônio natural do território.

Por último, o crescimento do capital social, a valorização do patrimônio cultural e arranjos institucionais mais adequados para valorizar o território rural também constituem dimensões desse processo.

O desenvolvimento rural deve combinar o aspecto econômico (aumento do nível e da estabilidade da renda familiar), o aspecto social (obtenção de um nível de vida socialmente aceitável) e o ambiental. Uma de suas trajetórias principais reside na diversificação das atividades que geram renda.

A simples presença de atividades e ocupações diversificadas numa região não constitui, no entanto, garantia de maior dinamismo. Como apontam Van der Ploeg et al. (2000), o importante para o desenvolvimento rural são as fontes de sinergias que tais atividades podem representar:

É notável que em muitas experiências de desenvolvimento rural a criação de coesão entre atividades, não apenas no interior da empresa agrícola, mas também entre diferentes empresas agrícolas e entre empresas agrícolas e outras atividades rurais [não-agrícolas], aparece como um elemento crucial, estratégico (VAN DER PLOEG et al., 2000, p. 392).

Particularmente importantes são as sinergias entre ecossistemas locais e regionais, ou entre bens e serviços específicos, cadeias alimentares, movimentos sociais, bem como entre a alocação do trabalho familiar rural para atividades agrícolas ou para atividades não agrícolas (pluriatividade).

A análise do desenvolvimento rural deve contemplar, portanto, o desenvolvimento agrícola e o desenvolvimento da rede urbana local e regional, pois é nesse espaço que muitos membros das famílias agrícolas encontrarão fontes de renda complementares, vitais para a preservação da própria atividade agrícola. Nesse sentido, pode-se considerar que, no Brasil, estados como São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul são áreas privilegiadas para entender os novos rumos do desenvolvimento rural, por contarem com uma agricultura dinâmica e com uma rede urbana densa e difundida, que permite que a integração rural-urbano se manifeste em sua plenitude.

Desenvolvimento não se confunde com expansão quantitativa ou crescimento, citando as palavras de Veiga (2005):

Ninguém duvida de que o crescimento é um fator muito importante para o desenvolvimento. Mas não se deve esquecer que no crescimento a mudança é quantitativa, enquanto no desenvolvimento ela é qualitativa. Os dois estão intimamente ligados, mas não são a mesma coisa (VEIGA, 2005, p. 56).

A natureza multidimensional do desenvolvimento também é enfatizada por Veiga, e no “desenvolvimento sustentável” destaca-se a dimensão ambiental ou ecológica: “A noção de desenvolvimento sustentável, de tanta importância nos últimos anos, procura vincular estreitamente a temática do crescimento econômico com a do meio ambiente” (VEIGA, 2005, p. 187). Ainda em suas palavras, o desenvolvimento deve ser qualificado, deve ser “ecologicamente sustentável” (VEIGA, 2005, p. 192,).

Esses pressupostos a respeito do desenvolvimento rural (sustentável) implicam que só é possível compreender as diferenciações entre as categorias sociais envolvidas na atividade rural-agrícola, ou fazer uma tipologia dos agricultores, se tais atores estiverem teórica e metodologicamente inseridos no contexto desse desenvolvimento. A nosso ver, a forma correta de fazer tal inserção é a partir da diferenciação territorial², resultado das diferentes trajetórias — históricas e recentes — do desenvolvimento rural. Qualquer que seja a tipificação dos agricultores que se venha a adotar, suas características em termos de desempenho econômico, de comportamento social ou de atitudes perante o ambiente natural dependerão, em grande medida, do contexto territorial em que estejam inseridos. Pense-se, por exemplo, na diferença de significado da categoria pequeno produtor familiar — seu modo de vida, seu modo de operar a economia e a ecologia — se seu “habitat” é Vale do Jequitinhonha ou o Triângulo Mineiro.

² *A noção de território não se restringe a limites físicos, mas define-se a partir das interações sociais que se produzem no interior de certos limites físicos (ABRAMOVAY, 2006), ou, ainda, como uma “unidade privilegiada de reprodução social” (BRANDÃO, 2007).*

Nosso pressuposto, portanto, é que as tipificações dos agricultores, ainda que estes tenham uma vinculação produtiva setorial — com a agricultura — devem ter uma natureza mais ampla, que leve em conta a diversidade do desenvolvimento rural no território e os fenômenos não puramente agrícolas desse desenvolvimento, como as possibilidades profissionais abertas pela integração rural-urbano e os novos papéis que podem desempenhar na sustentabilidade ambiental.

DIVERSIDADE DO TERRITÓRIO RURAL MINEIRO

Não cabe aqui aprofundar um estudo da enorme diferenciação regional dos estados brasileiros, em particular de Minas Gerais. Basta olhar um mapa de zoneamento agroclimático (Minas possui áreas de caatinga e semiárido, cerrado, floresta atlântica e campos rupestres de altitude) ou das microrregiões geográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (66 em Minas Gerais, o número máximo encontrado entre as unidades da federação).

Para reforçar o argumento de que as tipologias se tornam mais ricas se devidamente contextualizadas, vamos exemplificar com uma primeira aproximação (até um pouco grosseira) utilizando alguns indicadores de desenvolvimento rural aplicados às mesorregiões mineiras. Pelo Censo Demográfico de 2000, os 3,2 milhões de moradores de áreas rurais se distribuíam nas 12 mesorregiões do estado conforme se mostra na tabela 1. Destaque-se que 25% da população rural está nas duas regiões mais pobres do estado (norte de Minas e Jequitinhonha), e uma porção não desprezível da população rural (10%) encontra-se no extremo oposto, isto é, na região metropolitana.

A definição dos diversos tipos de áreas rurais, como ocorre em qualquer tipificação, é função dos critérios adotados para distinguir as categorias. A diversidade do território em função do desenvolvimento rural, como pano de fundo para a análise das diferentes categorias de agricultores, pode ser metodologicamente construída a partir de indicadores relativos à herança

histórica da base demográfica e econômica da região, à trajetória seguida a partir dessa base e aos efeitos sobre o território, a população e o meio ambiente (KAGEYAMA, 2008).

Tabela 1 - Distribuição relativa (%) dos moradores de áreas rurais nas mesorregiões de Minas Gerais em 2000

UF e mesorregiões	moradores_rurais
Minas Gerais	100,0
Noroeste de Minas	2,5
Norte de Minas	16,4
Jequitinhonha	9,1
Vale do Mucuri	4,2
Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba	6,3
Central Mineira	1,8
Metropolitana de Belo Horizonte	10,5
Vale do Rio Doce	11,5
Oeste de Minas	3,9
Sul/Sudoeste de Minas	15,9
Campo das Vertentes	3,0
Zona da Mata	14,8

Fonte: Censo Demográfico de 2000

Adotando um conjunto restrito de onze indicadores relacionados com o desenvolvimento, extraídos do Censo Demográfico de 2000, do Censo Agropecuário de 2006, da Produção Agrícola Municipal e Pesquisa Pecuária Municipal de 2007, foi feita uma análise fatorial (componentes principais) que resultou em três eixos mais significativos que diferenciam o território rural mineiro (com três autovalores maiores que 1 e 95% de variância total explicada).

O primeiro eixo capta fortemente variáveis relativas à integração rural-urbano e seus efeitos para a população rural (maior escolaridade, infra-estrutura de água canalizada e sanitário nos domicílios, menor grau de pobreza rural, alta taxa de urbanização e significativa parcela da população economicamente ativa agrícola residindo em área urbana), além do maior valor da produção agropecuária por hectare, indicando o caráter mais intensivo da produção.

O segundo eixo ou componente principal associa-se forte e positivamente com a renda média da População Economicamente Ativa - PEA rural, com o tamanho médio dos estabelecimentos agrícolas e com a PEA agrícola com residência urbana, podendo ser identificado com o dinamismo da agropecuária.

O terceiro eixo representa o vigor das atividades não-agrícolas presentes na área rural (pluriatividade), possibilitadas pela maior densidade demográfica e urbanização do território. A tabela 2 constitui a base dessa interpretação.

Tabela 2 - Indicadores de desenvolvimento rural em Minas Gerais: correlações entre as variáveis e os três componentes principais*

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Renda média da PEA rural	0,413	0,861	-0,044
Densidade demográfica	0,178	0,271	0,898
Taxa de urbanização	0,620	0,375	0,643
Responsáveis pelo domicílio rural com pelo menos um ano de estudo (%)	0,851	0,402	0,309
Instalação sanitária no domicílio rural (% de domicílios)	0,927	0,028	0,321
Água canalizada no domicílio rural (% de domicílios)	0,952	0,123	0,253
% da PEA agrícola com residência urbana	0,618	0,708	0,159
% da PEA rural que tem atividade não agrícola	0,078	0,060	0,960
% de pobres (pessoa de 10 anos ou mais com rendimento, sendo este menor que 1 S.M.)	-0,743	-0,632	-0,053
Área média do estabelecimento agropecuário	-0,204	0,961	-0,135
Valor da produção agropecuária por hectare de área total	0,965	0,004	-0,072

* As variáveis originais foram padronizadas e foi feita rotação ortogonal (Varimax) para minimizar o número de variáveis com altas cargas em cada fator.

³ Uma análise de clusters (classificação hierárquica) conduzida a partir das 11 variáveis originais também confirmou totalmente a classificação sugerida pela análise fatorial.

A partir dos valores dos fatores (*factor scores*) calculados para as 12 mesorregiões foi possível classificá-las em quatro tipos³ bem distintos de territórios rurais (Tabela 3 e Figura 1).

Tabela 3 - Indicadores de desenvolvimento rural em quatro regiões de Minas Gerais

Variáveis	Região 1	Região 2	Região 3	Região 4
Renda média (R\$) da PEA rural (2000)	322,38	205,34	514,50	332,69
Densidade demográfica	141,23	14,73	12,65	42,88
Taxa de urbanização (%)	93,99	61,98	83,14	79,20
Responsáveis pelo domicílio rural com pelo menos um ano de estudo (%)	75,97	51,10	78,01	75,43
Instalação sanitária no domicílio rural (% de domicílios)	85,36	50,86	77,96	88,06
Água canalizada no domicílio rural (% de domicílios)	72,40	28,93	71,60	82,40
% da PEA agrícola com residência urbana	38,79	23,76	51,87	38,19
% da PEA rural que tem atividade não agrícola	47,71	22,54	25,78	26,63
% de pobres (pessoas de 10 anos ou mais com rendimento, sendo este menor que 1 S.M.)	54,35	71,35	39,63	52,38
Área média do estabelecimento agropecuário (ha)	63,35	67,56	163,33	42,75
Valor (R\$) da produção agropecuária/ha (2007)	302,76	140,95	510,30	702,69



Figura 1 - Mapa da regionalização de Minas Gerais segundo indicadores de desenvolvimento rural.

A região Metropolitana (mais precisamente, a área rural presente nessa região) aparece totalmente separada das demais devido ao elevadíssimo valor do fator 3, isto é, sua elevada densidade demográfica e atividades não agrícolas praticadas pelas famílias rurais. A região Metropolitana é responsável por 4,2% do valor total da produção agropecuária do estado em 2007 e abriga 7,2% de seus agricultores (pessoas ocupadas em atividades agrícolas).

As mesorregiões Norte de Minas, Jequitinhonha e Vale do Mucuri, ao contrário, têm em comum características de atraso e pobreza rural, com baixa renda, baixa escolaridade, ausência de infraestrutura adequada nos domicílios, baixa taxa de urbanização. Mais de 70% das pessoas maiores de 10 anos com algum rendimento ganham menos de um salário mínimo mensal. Nessas áreas, o desenvolvimento rural está longe de integrar-se com as cidades, seja em termos dos mercados de trabalho seja no acesso à educação e a bens e serviços. A baixa produtividade da agricultura revela-se pelo fato de, nessas três mesorregiões, encontrarem-se 23% da população com atividade agrícola, gerando apenas 9% do valor da produção agropecuária, além do caráter mais extensivo da produção (baixo valor da produção por hectare).

A característica comum das mesorregiões do terceiro grupo — Noroeste de Minas, Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba e Central Mineira — é o elevado valor do fator 2, que identificamos com o dinamismo da agropecuária na área rural. A elevada produtividade agrícola pode ser ilustrada pelo fato de, em conjunto, as três mesorregiões, com apenas 16% da população agrícola, produzirem 42% do valor total da produção agropecuária de Minas Gerais. É nesse grupo que aparecem as máximas áreas médias dos estabelecimentos, caracterizando a maior presença da grande propriedade em comparação com o resto do estado.

O último grupo abrange as cinco mesorregiões restantes (Vale do Rio Doce, Oeste de Minas, Sul/Sudoeste de Minas, Campo das Vertentes e Zona da Mata), que tenderam a apresentar valores positivos para o primeiro fator e negativos para os dois outros, porém todos relativamente baixos, isto é, o grupo se situa em zona intermediária, com valores próximos das médias gerais do

estado, com um único destaque: nas mesorregiões do grupo as áreas médias dos estabelecimentos são as menores entre todas as regiões, indicando maior quantidade de pequenas propriedades, o que pode dar um sentido especial à tipologia de agricultores nessa região. Neste grupo encontram-se quase 54% da população ocupada na agricultura e 45% do valor produzido no setor, além de serem as mesorregiões com a agricultura mais intensiva do estado.

MUDANÇAS RECENTES NO TRABALHO RURAL

A população rural de Minas, como no resto do Brasil, vem decrescendo desde meados do século XX. Na década de 1992 a 2002, passou de 3,87 milhões para 2,83 milhões de habitantes, segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios -PNAD. Mas, entre 2002 e 2007, houve um pequeno crescimento, passando para 2,96 milhões. A PEA rural também cresceu nesses cinco anos, invertendo o movimento da década anterior. Quanto à PEA com atividade agrícola (rural e urbana), houve queda significativa ao longo dos quinze anos considerados.

A atividade agrícola da PEA rural sofreu declínio de quase 5% entre 2002 e 2007, expandindo-se fortemente as atividades não agrícolas no meio rural (um crescimento de quase 25% de pessoas ativas nesses ramos). Entre as atividades não agrícolas praticadas pela população rural, destacaram-se o comércio, a construção e as atividades de alojamento e alimentação, que podem estar ligadas ao turismo rural, exemplificado na Tabela 4.

Considerando a PEA rural com declaração de atividade no ano da PNAD, em 1992 o setor agrícola representava 80%, passando para 81,5% em 2002 e caindo para 77,2% em 2007, ou seja, quase 23% da população economicamente ativa rural tem como trabalho principal uma atividade não agrícola.

Tabela 4 - Variações percentuais da PEA em Minas Gerais entre 1992 e 2007

População	2002/1992	2007/2002
PEA agrícola total	-15,0	-7,2
PEA rural	-21,2	1,4
PEA rural agrícola	-16,2	-4,7
PEA rural não agrícola:	-24,3	24,6
Comércio e construção		46,4
Emprego doméstico		-1,9
Alojamento e alimentação		130,6

FONTE: PNADs.

Em 2005, havia pluriatividade em 20,1% dos domicílios rurais e 26,5% dos rendimentos do trabalho eram provenientes de atividades não agrícolas no meio rural em Minas Gerais (KAGEYAMA, 2008).

Esses indicadores procuram ilustrar que “nem todo rural é agrícola e nem todo agrícola é rural”, um fato bastante óbvio que vem ganhando importância no desenvolvimento rural em todo o mundo. No caso brasileiro, a situação extrema é a do estado de São Paulo, em que 64% das pessoas ocupadas na zona rural possuem atividades não agrícolas e do total de ocupados na agricultura 57% residem na área urbana (KAGEYAMA, 2003). Tem-se, portanto, agricultores que praticam, além da agricultura, outras atividades não agrícolas e que têm como local de residência a zona rural e a urbana, incluindo a metropolitana. A intensidade desses fenômenos depende do grau de integração rural-urbano, da densidade das redes urbanas e do desenvolvimento territorial como um todo, que devem ser levados em conta nas tipologias adotadas.

TIPIFICAÇÃO DOS AGRICULTORES

Toda tipologia é resultado de dois fatores: o primeiro é a crença (a ser posteriormente comprovada) de que existem naturalmente grupos ou categorias numa população (ou em qualquer conjunto de objetos) ou que tais agrupamentos podem ser impostos para a melhor compreensão do conjunto da população; o segundo fator é que os tipos ou grupos obtidos serão inevitavelmente o resultado dos critérios adotados para a classificação.

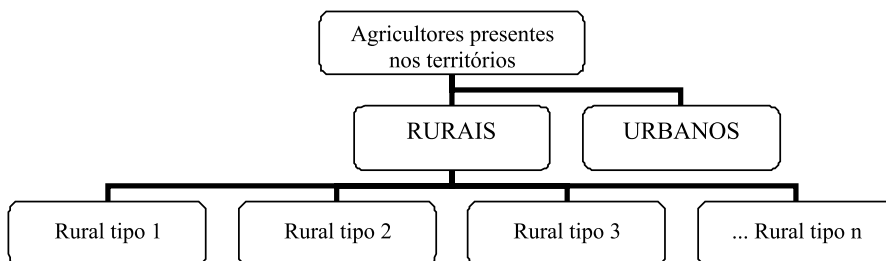
Assim, sempre que se adotem alguns critérios pré-estabelecidos, será possível obter algum agrupamento dos dados. Se os grupos formados têm sentido teórico ou relevância prática depende da consistência teórica com que os critérios foram definidos e dos objetivos da classificação obtida.

No caso específico deste trabalho, sugere-se que a classificação leve em conta três instâncias:

- A diversidade do território:

Sendo o território a base física e social em que se desenvolve a agricultura, cabe inicialmente separar os diversos tipos de áreas rurais, segundo indicadores de desenvolvimento exemplificados anteriormente, tendo como unidades de observação as áreas mínimas para as quais se dispõe de dados mais consolidados, ou seja, os municípios. Devem-se contemplar, também, as áreas urbanas onde se pratica agricultura (principalmente frutas e hortaliças), porque aí provavelmente as questões de sustentabilidade podem ser agravadas devido às próprias concentrações urbanas.

A partir de indicadores apropriados, neste primeiro nível pode-se gerar uma tipologia do território que teria a seguinte expressão, considerando a população dos agricultores objeto de estudo:



- A Sustentabilidade:

A primeira (e difícil) tarefa é definir o conjunto de critérios de sustentabilidade, dadas a imprecisão e a abrangência dessa noção. Definidos os critérios e construídos os indicadores adequados, a outra tarefa difícil é obter os dados, o que provavelmente exigirá um grande esforço de pesquisa direta e indireta. Superadas essas etapas, seria possível construir uma escala dos agricultores indo da situação de uma agricultura “predadora” (do meio ambiente) até aquela de total sustentabilidade. Entre esses dois extremos, estariam, por exemplo, os agricultores vinculados ao modelo de modernização agrícola (larga escala, uso intensivo de insumos sintéticos, monocultura, mecanização pesada, etc.) e os agricultores “orgânicos” e “biodinâmicos”.

- As Categorias Sociais⁴:

As propostas de tipologias dos estabelecimentos agropecuários baseadas nas relações sociais têm um princípio metodológico comum, que é o tipo de relação social predominante no estabelecimento, se familiar ou do tipo patrão-empregado.

Não é tarefa fácil delimitar a agricultura familiar, tanto devido à falta de consenso sobre o que seja uma unidade agrícola familiar quanto devido às deficiências dos dados disponíveis. Maior ainda é a dificuldade de chegar a

⁴ Seção baseada em Kageyama et al. (2008).

uma resposta clara para a questão central formulada por Abramovay ainda em 1995: “Em que o fato de o trabalho estar organizado fundamentalmente em torno de laços de parentesco imprime à agricultura familiar comportamentos sociais, econômicos e culturais que lhe são particulares?” (ABRAMOVAY et al., 1995, p. 150).

Os esforços que já foram feitos pelos pesquisadores para definir, delimitar e classificar o universo dos produtores familiares na agricultura indicam que, implicitamente, julga-se que alguma particularidade há nesses comportamentos. Precisamente o que ela vem a ser e como pode ser apreendida ainda demanda esforços de pesquisa e reflexão, que fogem ao escopo deste trabalho. O próprio texto de Abramovay et al. (1995) adianta que não há evidência para a idéia de uma “lógica econômica” ou uma “racionalidade” diferente na produção familiar.

Uma pista a ser explorada seria a maior facilidade para o desenvolvimento de ações cooperativas na unidade familiar, dados os interesses básicos comuns de seus membros (na linha de estudos de jogos cooperativos). Outra pista pode ser encontrada em Allen e Lueck (2002), que evocam os fatores específicos à produção agrícola (sazonalidade, produção em estágios, ciclos das culturas, tarefas especializadas, sujeição a choques aleatórios de origem natural) para explicar a manutenção do predomínio das formas familiares de organização da produção nesse setor na maior parte dos países desenvolvidos. Os fatores citados tendem a limitar os ganhos de especialização e escala e a criar custos de manutenção de contratos de diferente duração entre os estágios produtivos (*timeliness costs*), desestimulando as formas de organização de larga escala ao estilo das grandes corporações. Utilizando o exemplo da agricultura americana em apoio à sua tese, os autores mostram como se deu o estreitamento do campo de atividades da família ao longo da história. Em 1800, a agricultura familiar incluía desde o melhoramento e a produção de sementes até o processamento e a venda dos produtos no varejo; em 2000, a sequência típica de atividades controladas pela família concentrava-se nos estágios de crescimento biológico da produção, do plantio à colheita (ou abate de animais) e em parte na estocagem. As demais etapas da produção,

que não dependem dos fatores específicos do setor, como beneficiamento e vendas, foram apropriadas pelas grandes organizações e agentes especializados.

O grupo que se opõe (metodologicamente) ao dos agricultores familiares é o das unidades estritamente patronais, que operam exclusivamente à base de trabalho contratado, isto é, que cumprem simultaneamente duas condições: a) a direção do estabelecimento não é realizada diretamente pelo produtor, mas sim mediante um capataz, administrador ou outra pessoa contratada, e b) não utilizam pessoas com laços de parentesco com o produtor e nem pessoas não remuneradas com laços de parentesco com os empregados permanentes, temporários, parceiros ou outra condição.

Entre esses dois extremos, encontra-se a grande maioria dos estabelecimentos na agricultura brasileira. Para delimitar subgrupos no interior dessa grande categoria (com mão de obra familiar e contratada), a questão metodológica crucial é como criar descontinuidades nesse grupo misto, em que as proporções de mão de obra familiar e contratada praticamente constituem um contínuo. A Figura 2 ilustra o problema: no ponto A os estabelecimentos operam com 100% de mão de obra contratada, sendo portanto estritamente patronais; no ponto B a mão de obra é 100% familiar, ou seja, os estabelecimentos são exclusivamente familiares. Considerando que as proporções dos dois tipos de mão de obra variam em sentido contrário e complementar, pode-se admitir que abaixo do ponto M, em que a mão de obra contratada supera a familiar, os estabelecimentos tendem a ser não familiares ou patronais; acima do ponto M, em que os familiares constituem a maior fração do pessoal ocupado, os estabelecimentos podem ser classificados como de agricultura familiar. É claro que no entorno do ponto M, os estabelecimentos devem ser muito semelhantes e sua separação é um tanto artificial e arbitrária. Os estabelecimentos exatamente sobre o ponto M, isto é, com 50% de trabalho familiar e 50% de contratados, podem ser arbitrariamente classificados como familiar ou patronal.

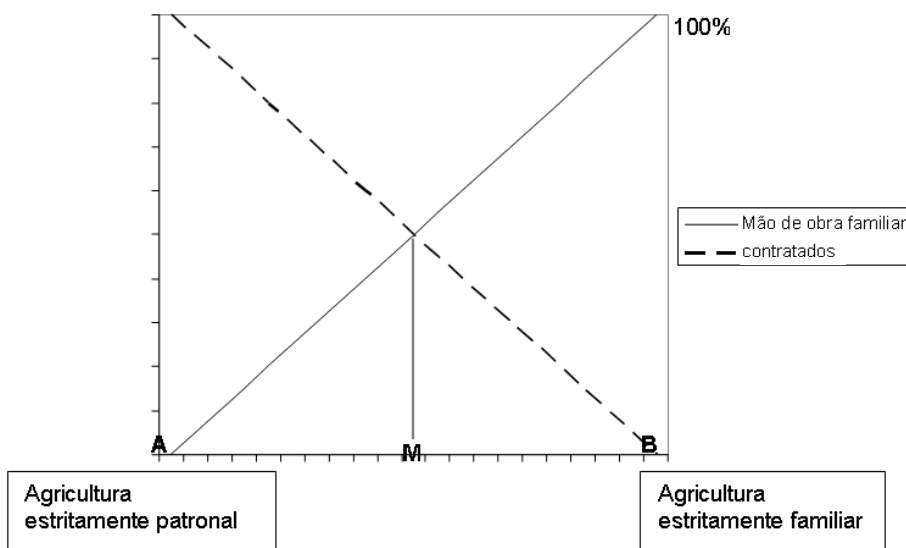


Figura 2 - Proporção de mão de obra familiar e contratada como critério de ordenação dos estabelecimentos agrícolas

Apesar dos problemas de medida, é esse tipo de enfoque que embasa as tipologias propostas por vários autores: Kageyama e Bergamasco (1989/1990) consideram o peso dos assalariados temporários e permanentes em comparação com a mão de obra familiar; Abramovay et al. (1995) utilizam a proporção dos tempos de trabalho da família e assalariados para separar os tipos de estabelecimento; o Convênio FAO/INCRA (1996) e Veiga (1995) levam em conta o número absoluto de empregados e, posteriormente, Guanzirolí et al. (2001) introduzem a relação entre UTF (unidades de trabalho familiar) e UTC (unidades de trabalho contratado).

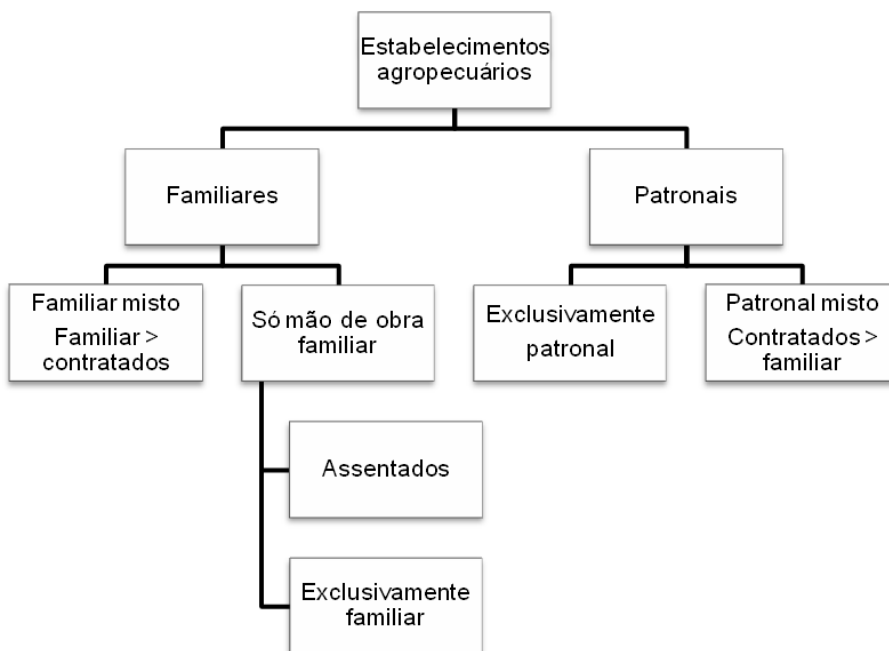
Há, portanto, algum consenso metodológico - quando se trata de analisar os dados censitários ou de outras fontes secundárias - sobre a delimitação do universo dos agricultores familiares, no sentido de incluir nesse grupo os estabelecimentos em que haja, em princípio, predomínio de trabalho familiar. A partir desse ponto (que na Figura 2 corresponderia aos pontos acima de M),

podem ser definidos subgrupos, dependendo dos interesses da pesquisa (por exemplo, “exclusivamente familiares” e “familiares mistos”).

A questão metodológica que fica pendente é como calcular as quantidades de mão de obra familiar e de contratados. Dois elementos devem ser considerados: o tipo de vínculo de trabalho e a unidade de medida do trabalho. Quanto a esta última, não há dúvida de que o número de pessoas ocupadas deve ser ponderado pelo tempo efetivamente trabalhado e por idade (equivalente-ano), dadas as fortes descontinuidades e a sazonalidade do processo de trabalho agrícola. Quanto aos tipos de vínculo, destacam-se, no caso da mão de obra contratada, os empregados permanentes, empregados temporários, empregados-parceiros e outra condição, além dos trabalhadores contratados por intermediários via empreitadas e cooperativas. No caso da mão de obra familiar, considera-se o número de pessoas que dirigem o estabelecimento e as pessoas que com elas têm laços de parentesco e auxiliam nas atividades do estabelecimento.⁵

A partir das estimativas do pessoal ocupado contratado e familiar, definem-se os tipos de estabelecimentos de agricultores. Se houver interesse da pesquisa, os estabelecimentos familiares oriundos de assentamentos podem ser considerados como um grupo à parte, como no esquema seguinte.

⁵ Para detalhamento do cálculo dos diversos tipos de mão de obra e das unidades de tempo de trabalho, ver Kageyama et al. (2008).



- Combinando critérios:

Cada um dos critérios apresentados possui dificuldades, qualidades e limitações como instrumento de classificação dos agricultores com vistas à construção de indicadores e implementação de políticas de sustentabilidade.

O primeiro critério procura inserir a agricultura e os agricultores no contexto mais amplo do desenvolvimento sustentável dos territórios, sob o pressuposto de que a sustentabilidade - por ser de interesse social e não de interesse individual para obtenção de vantagens econômicas de curto prazo (o que pode até ocorrer, mas não como regra) - dificilmente pode ser alcançada apenas a partir de práticas agrícolas saudáveis ao meio ambiente adotadas por alguns agricultores individuais, mas depende de um conjunto de instituições, ações e condições dos territórios locais.

O segundo critério diz respeito à utilização direta de indicadores de práticas conservacionistas ou ambientalmente corretas para classificar os agricultores, o que pode ser considerado já como um efeito do desenvolvimento sustentável proposto pelo critério anterior.

O terceiro critério recorre à tradicional classificação dos agricultores segundo a natureza das relações sociais no seu estabelecimento ou propriedade, se familiar ou patronal, admitindo que tal distinção seja relevante na determinação das tecnologias e formas de produzir adotada, em função de possíveis diferenças nas respectivas atitudes quanto à condução econômica do empreendimento.

As três formas de classificação contêm elementos importantes para a compreensão das realidades rurais e agrícolas diante da questão da sustentabilidade. Uma combinação desses elementos adiciona complexidade à metodologia final da classificação, mas pode revelar com maior riqueza o universo que se está procurando desvendar. Identificar a natureza social do empreendimento agrícola (familiar *versus* patronal), vincular esse empreendimento a um contexto territorial específico (rural isolado *versus* desenvolvimento rural integrado e sustentável) e analisar os indicadores específicos de sustentabilidade na agricultura (“predador ambiental” *versus* ambientalmente sustentável) são caminhos sugeridos pela análise aqui desenvolvida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOVAY, R. et al. Novos dados sobre a estrutura social do desenvolvimento agrícola em São Paulo. **Reforma Agrária**, Campinas, v. 25, n. 2-3, p. 142-166, maio/dez. 1995.

ABRAMOVAY, R. Para una teoría de los estudios territoriales. In: MANZANAL, M.; NIEMAN, G. **Desarrollo rural**: organizaciones, instituciones y territorios. Buenos Aires: Fund. CICCUS, 2006. p. 51-70.

ALLEN, D. W.; LUECK, D. **The nature of the farm**: contracts, risk and organization in agriculture. Cambridge, MA: MIT Press, 2002. 258p.

BRANDÃO, C. A. Territórios com classes sociais: conflitos, decisão e poder. In: ORTEGA, A. C.; ALMEIDA FILHO, N. (Org.). **Desenvolvimento territorial**: segurança alimentar e economia solidária. Campinas: Alínea, 2007. p. 39-61.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION/INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Perfil da agricultura familiar no Brasil**: dossiê estatístico. Projeto UFT/BRA/036/BRA, 1996. 24p.

GUANZIROLI, C. et al. **Agricultura familiar e reforma agrária no século XXI**. Rio de Janeiro: Garamond, 2001. 288p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola municipal e pesquisa pecuária municipal, 2007**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 22 fev. 2009.

KAGEYAMA, A. Os rurais e os agrícolas de São Paulo no censo de 2000. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 413-451, set./dez. 2003.

_____. **Desenvolvimento rural**: conceitos e aplicação ao caso brasileiro. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008. 229p.

KAGEYAMA, A.; BERGAMASCO, S. M. P. A estrutura da produção no campo em 1980. **Perspectivas**, São Paulo, n. 12/13, p. 55-72, 1989/90.

KAGEYAMA, A.; BERGAMASCO, S. M. P.; OLIVEIRA, J. A. Agricultura familiar no Brasil no censo de 2006. In: ENCONTRO DA REDE DE ESTUDOS RURAIS, 3., 2008, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: UFCG, 2008.

VAN DER PLOEG, J. D. et al. Rural development: from practices and policies towards theory. **Sociologia Ruralis**, Oxford, UK, v. 40, n. 4, p. 391-408, out. 2000.

VEIGA, J. E. da. Delimitando a agricultura familiar. **Reforma Agrária**, Campinas, v. 25, n. 2-3, p. 128-141, maio/dez. 1995.

_____. O Brasil rural ainda não encontrou seu eixo de desenvolvimento. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 15, n. 43, p.101-119, 2001.

_____. **Desenvolvimento sustentável: o desafio do século XXI**. Rio de Janeiro: Garamond, 2005. 220p.

Zoneamento Ecológico-Econômico: a contribuição de Minas Gerais

João Batista Rezende¹

Eduardo Teixeira Leite²

José Roberto Pereira³

INTRODUÇÃO

Os zoneamentos tradicionalmente apresentam a divisão do território em zonas, regulando o uso da terra e demais recursos naturais. O Zoneamento Ecológico-Econômico de Minas Gerais (ZEE-MG), diferentemente dos anteriores, não se constitui em mais um instrumento de concepção “normativista”, que apenas proíbe condutas. O ZEE-MG é, na verdade, um importante instrumento de planejamento social e governamental, pois apresenta

¹ Economista. DSc, Pesquisador e prof. da Fundação João Pinheiro. Coordenou a equipe da FJP na construção do ZEE-MG. E-mail: joao.rezende@fjp.mg.gov.br

² Economista. MSc, Pesquisador da Fundação João Pinheiro. Participou da equipe da FJP na construção do ZEE-MG. E-mail: eduardo.leite@fjp.mg.gov.br

³ Administrador. DSc, Prof. Associado, Depto de Adm. e Econ. da UFLA. Campus Universitário, 37200-000, Caixa Postal 37, Lavras – MG. Coordenou a parte socioeconômica do ZEE-MG. E-mail: jpereira@dae.ufla.br

um conjunto de informações que serve à sociedade civil organizada e ao próprio Estado, nesse sentido, assume duas concepções descritas por Benatti (2003): a “indicativa de conduta” e a “democrática-participativa”.

O ZEE-MG foi construído como instrumento orientador de políticas públicas e de gestão social, voltado para a racionalização e a sustentabilidade do uso do território e dos recursos naturais. Em sua fase de elaboração, proporcionou um importante canal de diálogo entre órgãos públicos, iniciativa privada e sociedade civil. Atualmente, é utilizado como instrumento orientador de discussão entre os agentes econômicos na preservação ambiental e na promoção do desenvolvimento regional sustentável. Além disso, mostra os resultados de dois processos dinâmicos que interagem no território: os processos naturais caracterizados pelos parâmetros geobiofísicos que formam o ambiente, apresentados na Carta de Vulnerabilidade Natural, e os processos sociais que correspondem às dinâmicas econômica e institucional, mostrados na Carta de Potencialidade Social. Assim, desenvolveu-se uma metodologia voltada para a compreensão do meio biofísico e também da complexidade da realidade social de maneira integrada e expressa no Índice Ecológico-Econômico.

Para chegar ao Índice Ecológico-Econômico, utilizou-se de indicadores que pudessem representar a potencialidade social de um município, como unidade territorial, e a vulnerabilidade natural de todo o território do estado de Minas Gerais. Esse índice representa um macrodiagnóstico ambiental e socioeconômico do estado, cujo objetivo é contribuir para a definição de áreas estratégicas de desenvolvimento sustentável, orientando os investimentos do governo e da sociedade civil, segundo as peculiaridades regionais e locais.

O ZEE-MG, conforme abordagem sugerida por Oliveira (2004), pode contribuir, ainda, para Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), que atenda aos pressupostos de sustentabilidade dos projetos e empreendimentos por meio do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e também de políticas, planos e programas, mediante o uso do instrumento de Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), cumprindo importante papel de articulador ambiental das diferentes escalas da AIA (AAE e EIA).

Nesse sentido, Oliveira (2004) destaca que:

“o estabelecimento da conectividade do instrumento ambiental ZEE, sua importância e utilidade, tanto nos projetos quanto nas políticas, planos e programas é mais um passo no sentido de consolidar os instrumentos ambientais e buscar, mais uma vez, uma política de desenvolvimento que incorpore as questões ambientais, sempre visando ao desenvolvimento econômico com qualidade ambiental, que é pressuposto de sustentabilidade” (OLIVEIRA, 2004, p.3).

Para disponibilizar todas as informações do ZEE-MG na internet, facilitando a disseminação dos dados geográficos e alfanuméricos, foi desenvolvida uma aplicação SIGWEB. Dessa forma, todas as informações processadas referentes aos 853 municípios do estado de Minas Gerais estão disponíveis em forma de tabelas, gráficos e mapas no sítio www.zee.mg.gov.br.

O objetivo deste capítulo é mostrar a importante contribuição de Minas Gerais no desenvolvimento, no teste e na validação de uma metodologia que permitiu, pela primeira vez no país, articular e operacionalizar indicadores da realidade do ambiente natural e da realidade socioeconômica e institucional do estado, regiões e municípios. Além disso, procura-se apresentar os principais resultados da sistematização de mais de 500 variáveis primárias organizadas em indicadores, subíndices e índices e consolidados nas cartas de Vulnerabilidade Natural e de Potencialidade Social.

O ZEE COMO INSTRUMENTO INTEGRADO DE GESTÃO TERRITORIAL

A evolução do ZEE no Brasil

A origem dos ZEEs no Brasil se deu, em um primeiro momento, por meio de ações esparsas no tempo e no espaço. A expressão Zoneamento Ecológico-Econômico vem sendo utilizada nos planos federais desde final da

década 1970 e servia para designar diferentes metodologias de estudos de impactos ambientais. A primeira tentativa de sistematização do ZEE na esfera federal aconteceu em 1986. O IBGE elaborou o Termo de Referência para uma Proposta de Zoneamento Ecológico-Econômico no Brasil, que, no entanto, não foi implementado (BECKER; EGLER, 1997). Alguns avanços aconteceram no final dos anos 1980, quando, em 1988, foram estabelecidas as diretrizes do Programa de Defesa do Complexo de Ecossistemas da Amazônia Legal (Programa Nossa Natureza). Neste programa, o ZEE foi concebido e institucionalizado como instrumento de ordenação territorial.

No início da década de 1990, foi criada, por meio do Decreto 99.540/1990, a Comissão Coordenadora do Zoneamento Ecológico-Econômico do Território Nacional (CCZEE). Em 1991, o governo federal criou o Programa de Zoneamento Ecológico-Econômico, inicialmente abrangendo apenas a área da Amazônia Legal. A metodologia desenvolvida pelo governo federal para este trabalho e os demais foi inspirada na “Carta Européia de Ordenação Territorial”, elaborada em 1983, e tinha como finalidade principal a organização territorial da Amazônia Legal (ROSS; DEL PRETTE, 1997). Em 1992, o programa foi ampliado para o restante do território nacional. Outras iniciativas de estados como Mato Grosso e Rondônia foram desenvolvidas. As iniciativas federais e estaduais, no entanto, não lograram êxito devido às dificuldades metodológicas e a inexistência de um marco regulatório. Outro fator que também contribuiu para o malogro dessas iniciativas está relacionado com as dificuldades políticas, pois as propostas iniciais propunham a intervenção pública na gestão do território, ação fortemente dependente de radicais transformações institucionais e legais.

Somente no final da década de 1990, o Programa foi estruturado metodologicamente e, em 1999, passou a integrar o planejamento federal como um dos instrumentos do Plano Plurianual (PPA 2000-2003). Em 2000, o Governo Federal promoveu uma avaliação do Programa e constatou uma série de deficiências. As principais constatações foram a inexistência de uma referência nacional e a ausência de capacidade operacional dos executores do ZEE em

suas respectivas áreas de competência (BRAGA, 2009). Em palestra realizada no “Seminário de Avaliação da Metodologia do Zoneamento Ecológico-Econômico para a Amazônia Legal”, Milikan e Del Prette (2000) apontaram uma série de problemas na elaboração dos ZEEs. Para os autores, prevalecia uma visão utilitarista do ZEE, com forte viés na agropecuária e a vulnerabilidade ambiental estava relacionada apenas aos processos de erosão do solo. Não eram tratados adequadamente os temas relacionados à biodiversidade e a serviços ambientais, produtos florestais (em especial os não madeireiros), indicadores de sustentabilidade e degradação ambiental, estrutura fundiária, demografia de populações tradicionais e conflitos socioambientais. Os autores destacaram ainda que os ZEEs eram constituídos de levantamentos extensivos de dados temáticos, sem clareza suficiente sobre formas de sistematização, avaliação, integração e utilização prática, da precariedade de fontes de informações, diretrizes sem relação com políticas públicas, resultando em “fábrica de mapas” e “zoneamento virtual”.

Apenas em 2002, com o Decreto Federal 4.297/02, que regulamentou a Lei Federal 6.938/81 (Política Nacional de Meio Ambiente), a metodologia do Zoneamento Ecológico-Econômico foi definida como instrumento de organização do território. Entre outros aspectos, o Decreto 4.297/02 estabeleceu normas e medidas para assegurar a qualidade ambiental e garantir o desenvolvimento sustentável e a melhoria de vida das populações. Por esse instrumento legal, o ZEE passou a ser obrigatoriamente adotado na definição e implantação de planos, obras e outras atividades públicas e privadas, ou seja, mais um instrumento de conduta “normativista” (SILVA, 2007).

Os grandes avanços no Programa ocorreram a partir de 2003 com a sua transferência para o Ministério do Meio Ambiente (MMA). A CCZEE foi reinstalada e assumiu o papel de coordenadora do processo, atuando como articuladora das políticas setoriais no âmbito do ZEE. Nesse momento, foram reforçadas a visão integrada da gestão territorial e as ações do Programa. A grande mudança no Programa, no entender de Del Prette e Matteo (2006), ocorreu na transformação de, até então, um instrumento de gestão do território

com uma concepção meramente normativa e mandatária, destinado à regulação, ao comando e ao controle, em um instrumento orientador de planos, programas e projetos. Esta transformação de um instrumento “normativista” para orientador de condutas, ou seja, indicativo e propositivo, favoreceu o avanço do ZEE para outras regiões. Nesse sentido, Minas Gerais desenvolveu, em parceria com universidades e instituições de pesquisa, metodologia adequada à realidade do estado.

A Contribuição de Minas Gerais na construção do ZEE

O Governo do Estado assumiu, em 2003, um novo modelo de governança proposto no Plano Plurianual de Ação Governamental 2004-2007 (PPAG 2004-2007), estruturado em uma carteira com 31 projetos denominados Estruturadores. Tais projetos se configuravam como fundamentais para o atendimento das demandas e das ações propostas por meio do PPAG.

O ZEE-MG se inseriu no processo de implantação deste novo modelo na gestão pública estadual. O governo do Estado de Minas Gerais participou do II Plano Nacional de Meio Ambiente (PNMA) e assumiu a implementação da Agenda 21. O ZEE-MG, portanto, foi concebido e elaborado como uma das ações operacionalizadas pelo governo do Estado na esfera do Projeto Estruturador n° 17 (PE 17), Gestão Ambiental Século XXI, ação P 322. No objetivo principal do ZEE, apresentado pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) e demais parceiros, fica clara a opção por um instrumento indicativo e propositivo:

“Subsidiar o planejamento e orientação das políticas públicas e das ações em meio ambiente nas regiões, por meio de um macrodiagnóstico do estado, viabilizando a gestão territorial, estimulando a participação dos Conselhos Plurais, COPAM, CERH e Comitês de Bacia, com vistas à sua gestão, segundo critérios de sustentabilidade econômica, social, ecológica e ambiental.” (CARVALHO et al., 2008).

O Plano foi também inovador no âmbito da execução dos trabalhos de pesquisa para formulação do diagnóstico e das proposições socioambientais e da participação da sociedade. O Programa foi executado, ao longo de três anos, por meio de parcerias técnico-científicas, que envolveram diretamente a Universidade Federal de Lavras (UFLA) e a Fundação João Pinheiro (FJP), operando em suas especialidades e permanentemente interagindo com os órgãos do Sistema Estadual de Meio Ambiente (SISEMA). Após a formulação do projeto geral, os segmentos relacionados aos aspectos socioeconômico e institucional e ao meio geobiofísico elaboraram subprojetos em cada uma das áreas de atuação. Com os subprojetos estruturados, o desenvolvimento dos trabalhos foi permanentemente acompanhado pela equipe executiva da SEMAD. Do ponto de vista político, esta interação permitiu agilizar as decisões e criar canais de negociação entre as várias esferas de governo e a sociedade civil, que teve oportunidade de participar por meio de “oficinas” de apresentação e audiências públicas realizadas em municípios representativos de todas as dez regiões do estado de Minas Gerais e em diversos órgãos públicos de Belo Horizonte.

ZEE-MG: ASPECTOS TEÓRICOS E METODOLÓGICOS

A elaboração do ZEE-MG teve como marco de referência as “Diretrizes Metodológicas para Zoneamento Ecológico-Econômico”, propostas pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006), e o Termo de Referência do projeto estruturador (PE 17) “Gestão Ambiental – MG Século XXI” do governo do Estado de Minas Gerais, de maio de 2005.

O conjunto de indicadores desenvolvidos para representar o ZEE-MG se orientaram por um importante método de avaliação dos impactos ambientais, baseado sobretudo no modelo conceitual desenvolvido pela Agência Ambiental Europeia (AEA), envolvendo a análise de cinco aspectos centrais dos problemas ambientais (PORTUGAL, 2000). O Modelo DPSIR considera as atividades humanas (D – “driving forces”); as pressões sobre o ambiente (P – “pressures”);

o estado do ambiente (S - “state of the environment”); os impactos (I - “impacts on the environment”); e as respostas (R - “response”), conforme esquema apresentado na Figura 1.

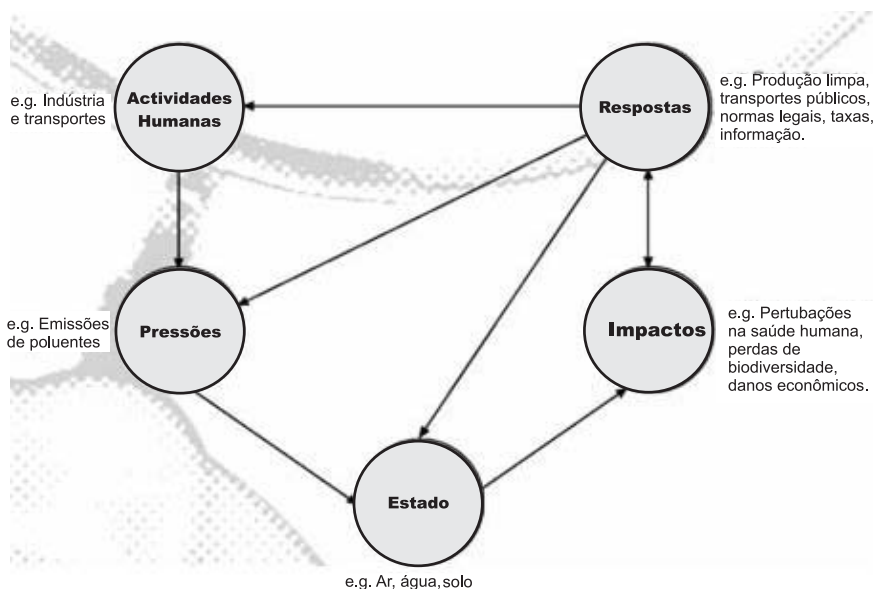


Figura 1 - Estrutura conceitual do modelo DPSIR proposto pela AEA
Fonte: (PORTUGAL, 2000).

O DPSIR constitui-se, na verdade, em uma evolução metodológica baseada em outros dois modelos: o PER (Pressão-Estado-Resposta), proposto pela Organização de Cooperação para o Desenvolvimento Econômico (OCDE); e o modelo americano denominado PEIR (Pressão-Estado-Impacto-Resposta), utilizado pela Agência de Proteção do Meio Ambiente Americana (USEPA). Este último incorpora a categoria “impactos” ou “efeitos” e utiliza indicadores para avaliar as relações entre as três variáveis: pressão, estado, resposta.

Esta informação é útil para subsidiar os critérios de decisão no estabelecimento de objetivos de políticas ambientais. A utilização do modelo conceitual DPSIR marca a influência europeia na concepção e formulação do ZEE (OLIVEIRA, 2004).

Algumas mudanças foram necessárias para adequar o método à realidade estudada no estado, nas regiões e nos 853 municípios. A orientação para maior participação dos atores sociais conferiu ao modelo desenvolvido uma classificação, conforme proposta de Bellen (2006), de modelo misto do tipo *bottom up*. Parte dos indicadores, subíndices e índices, propostos no método selecionado, foram adaptados à realidade estudada por meio de novos indicadores e pesos discutidos e sugeridos por atores e especialistas. Os dados coletados e sistematizados foram validados em audiências públicas e por meio de oficinas participativas organizadas e coordenadas pelas Superintendências Regionais de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SUPRAM) da SEMAD.

O ZEE-MG consistiu na elaboração, de maneira participativa, de um diagnóstico dos meios geobiofísico, socioeconômico e jurídico-institucional do Estado. São resultados desse diagnóstico duas cartas principais: a Carta de Vulnerabilidade Ambiental e a Carta de Potencialidade Social. Essas cartas sobrepostas concebem áreas com características próprias e determinam o ZEE-MG.

A metodologia utilizada procurou consolidar um modelo de regionalização/zonamento dinâmico e funcional para o planejamento do desenvolvimento e o reordenamento territorial do estado, apresentando uma visão estratégica do território mineiro. Como o objetivo não passava apenas pela regionalização econômica, foram incorporadas ao modelo outras dimensões que são fundamentais para compreender e intervir de maneira integrada no território: geo-biofísica, natural, humana e institucional.

A base metodológica da regionalização foi a construção de um Índice Ecológico-Econômico (IEE), calculado com base na relação entre o índice de Vulnerabilidade Natural e o índice de Potencialidade Social.

A Carta de Vulnerabilidade Natural trata da relação do homem com o meio ambiente, entendendo como vulnerabilidade natural:

“(...) a incapacidade de uma unidade espacial resistir e/ou recuperar-se, após sofrer impactos decorrentes de atividades antrópicas consideradas normais” (CARVALHO et al., 2008).

A metodologia empregada para realizar o diagnóstico do meio biótico e abiótico contido na Carta de Vulnerabilidade Natural do ZEE-MG apoiou-se em um conjunto de métodos e técnicas, articulados entre si, para coletar informações e gerar indicadores referentes à geologia, geomorfologia, pedologia, mineração, climatologia, hidrologia/hidrogeologia, flora e fauna do Estado.

Os resultados foram organizados em um banco de dados e representam a situação de cada célula cartográfica (pixel) de 270 m x 270 m, podendo ser detalhada em nível municipal ou regional. Nas etapas iniciais do zoneamento foram gerados diagnósticos da vulnerabilidade natural por região geográfica, adotando como base as regiões administrativas (SUPRAMs) definidas pelo Conselho de Política Ambiental (COPAM) do estado de Minas Gerais, quais sejam: Zona da Mata, Leste, Sul, Triângulo e Alto Paranaíba, Alto São Francisco, Central, Noroeste, Norte e Jequitinhonha.

Os dados foram sistematizados e agregados de acordo com os fatores condicionantes da vulnerabilidade natural utilizados para o ZEE-MG, a saber: integridade da flora, integridade da fauna, susceptibilidade dos solos à contaminação, susceptibilidade dos solos à erosão, susceptibilidade geológica à contaminação das águas subterrâneas, disponibilidade natural de água e condições climáticas. A carta síntese de vulnerabilidade natural foi construída mediante a superposição, com um mesmo peso de ponderação, para cada fator condicionante. Assim, foram definidas cinco classes de vulnerabilidade às ações antrópicas, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Classes de vulnerabilidade natural

Classes de vulnerabilidade natural	Características das áreas
Muito alta	Apresentam sérias restrições quanto à utilização dos recursos naturais.
Alta	Apresentam restrições consideráveis quanto à utilização dos recursos naturais.
Média	Apresentam restrições moderadas quanto à utilização dos recursos naturais.
Baixa	Apresentam baixas restrições quanto à utilização dos recursos naturais.
Muito baixa	Quase não apresentam restrições significativas quanto à utilização dos recursos naturais.

Fonte: Scolforo et al. (2008)

Quanto à Potencialidade Social, a metodologia empregada do ZEE, de modo geral, orientou a coleta das informações sociais, econômicas, políticas e institucionais, em realidades distintas e diversas, e se baseou em um conjunto articulado de métodos e técnicas. Os resultados foram organizados em um banco de dados de tal forma que serve para definir estratégias políticas e de intervenção pública visando ao desenvolvimento sustentável das regiões e dos municípios mineiros. A sistematização consistiu em agregar os dados de acordo com os componentes⁴ produtivo, natural, humano e institucional por região geográfica definida previamente pela SEMAD, com base nas regiões estabelecidas pela COPAM do Estado de Minas Gerais.

A Potencialidade Social de que trata o ZEE expressa a realidade e a capacidade socioeconômica e institucional dos municípios de promover o desenvolvimento sustentável. Assim, partiu-se do pressuposto de que todo

⁴ A metodologia, os resultados e as análises de cada um dos quatro componentes, espacializados por regiões e municípios, podem ser obtidos em: Amâncio et al. (2008) - o Natural; Oliveira et al. (2008) - o Humano; Calegário et al. (2008) - o Produtivo; Salazar et al. (2008) - o Institucional.

município tem uma potencialidade social que determina seu ponto de partida para o desenvolvimento sustentável. Isso significa que todo município possui um conjunto de condições naturais, produtivas, humanas e institucionais que constitui o “ponto de partida de potencialidade social” (PEREIRA, 2008a).

O ponto de partida de potencialidade social dos municípios e regiões, conforme enfatiza Pereira (2008a), deve ser identificado por meio da categorização dos municípios, o que permite ao gestor público avaliar e direcionar a aplicação de recursos de forma adequada a cada realidade. Para categorizar os municípios, tomou-se como referência a comparação entre os dados do município e os dados dos 853 municípios do Estado de Minas Gerais, de forma a situá-lo dentro de um *continuum* que varia entre um número mínimo e um número máximo de cada indicador utilizado, que corresponde, por sua vez, ao mínimo de um ponto e ao máximo de cinco pontos representados, simbolicamente, pelas letras do alfabeto “A, B, C, D, E”. Dessa forma, cada ponto e cada letra correspondem a uma categoria específica, representativa da potencialidade social real de cada município (PEREIRA, 2008a).

Os pontos que correspondem a cada categoria foram atribuídos de acordo com o resultado da aplicação do método de análise multivariada por componentes principais, estabelecendo-se cinco intervalos percentílicos (quartil) para cada indicador de acordo com a variabilidade dos dados (Tabela 2).

Tabela 2. Categorias de potencialidade social

CATEGORIA/PONTOS	TIPO DE POTENCIALIDADE SOCIAL
A=5	Ponto de Partida em Condições <u>Muito Favoráveis</u>
B=4	Ponto de Partida em Condições <u>Favoráveis</u>
C=3	Ponto de Partida em Condições <u>Pouco Favoráveis</u>
D=2	Ponto de Partida em Condições <u>Precárias</u>
E=1	Ponto de Partida em Condições <u>Muito Precárias</u>

Fonte: Pereira (2008a).

Ao longo de toda a coleta e sistematização, em especial, dos dados socioeconômicos e jurídico-institucionais, para efeito de estruturação do banco de dados, foi colocada em prática a transdisciplinaridade entre os membros da equipe. Conseguiu-se, assim, criar um espaço dialógico em torno dos temas que compõem o ZEE, abrangendo a diversidade de pontos de vista teóricos e técnico-científicos de profissionais formados nas mais diferentes áreas do conhecimento científico.

Carta de Vulnerabilidade Natural de Minas Gerais

O diagrama (Figura 2) apresenta os principais temas e produtos desenvolvidos no âmbito do projeto ZEE-MG – zonas (determinadas pela agregação das cartas de potencialidade e vulnerabilidade); riscos ambientais (combinação do índice de atividade humana com a vulnerabilidade); prioridade de conservação (agregação da qualidade ambiental e a vulnerabilidade); prioridade de recuperação (definida pela combinação da qualidade ambiental, índice de atividade humana e vulnerabilidade) e cenários exploratórios, que resultam da agregação de dois ou mais temas de segundo nível, abrangendo subtemas compostos de classes (o detalhamento poderá ser verificado em “Zoneamento e Cenários Exploratórios”).

Esses resultados são apresentados, basicamente, na forma de cartas, quadros e tabelas, além dos textos explicativos, obedecendo rigorosamente à metodologia definida para a elaboração do ZEE-MG, com o objetivo de oferecer um produto de qualidade e operacionalizável, que serve de base e de orientação para a tomada de decisões dos agentes econômicos, sejam eles relacionados à iniciativa privada, ao setor público (gestores públicos municipais e, especificamente, para o governo do estado de Minas Gerais) e à sociedade civil organizada.

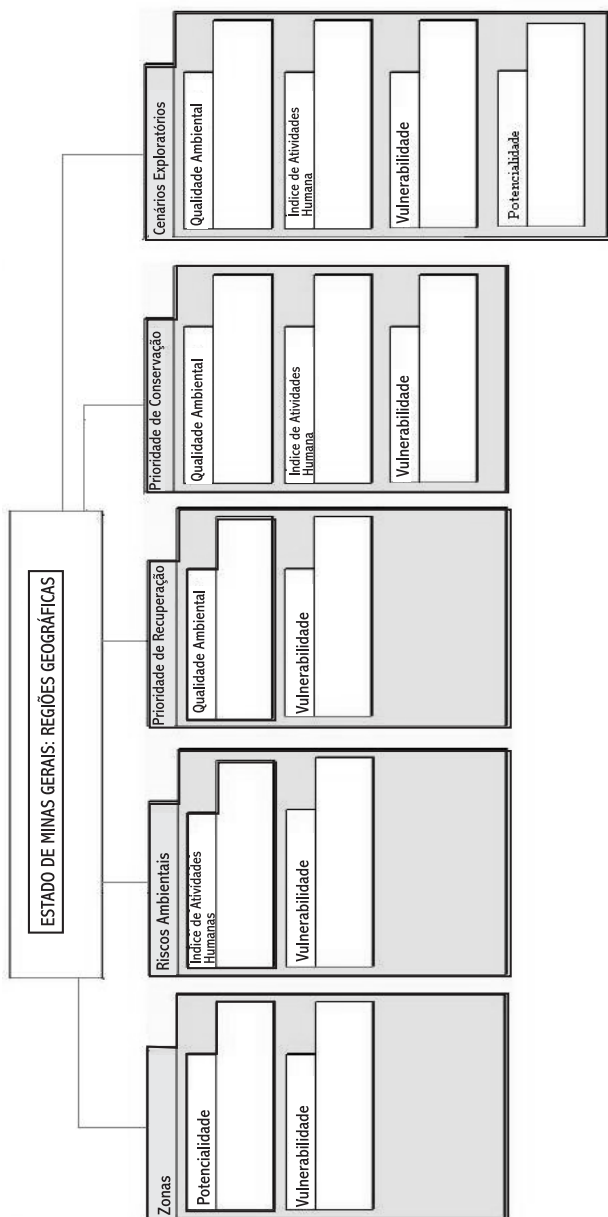


Figura 2. Sequência de apresentação dos resultados.

Fonte: Campos et al. (2008).

As zonas apresentadas no cartograma (Figura 3) do ZEE-MG foram definidas a partir da combinação dos vários níveis de vulnerabilidade natural com os de potencialidade social, e encontram-se expressas no Índice Ecológico-Econômico (IEE), que agrupa as áreas semelhantes quanto à severidade dos problemas ambientais e dos problemas sociais. O resultado das diversas combinações possíveis de níveis de vulnerabilidade natural e de potencialidade social foram agrupadas para formar seis zonas ecológico-econômicas de desenvolvimento (Figura 3 e Tabela 3), que correspondem à visão estratégica do território mineiro, segundo objetivo definido no Projeto Estruturador nº 17 (PE17) - Gestão Ambiental Século XXI.

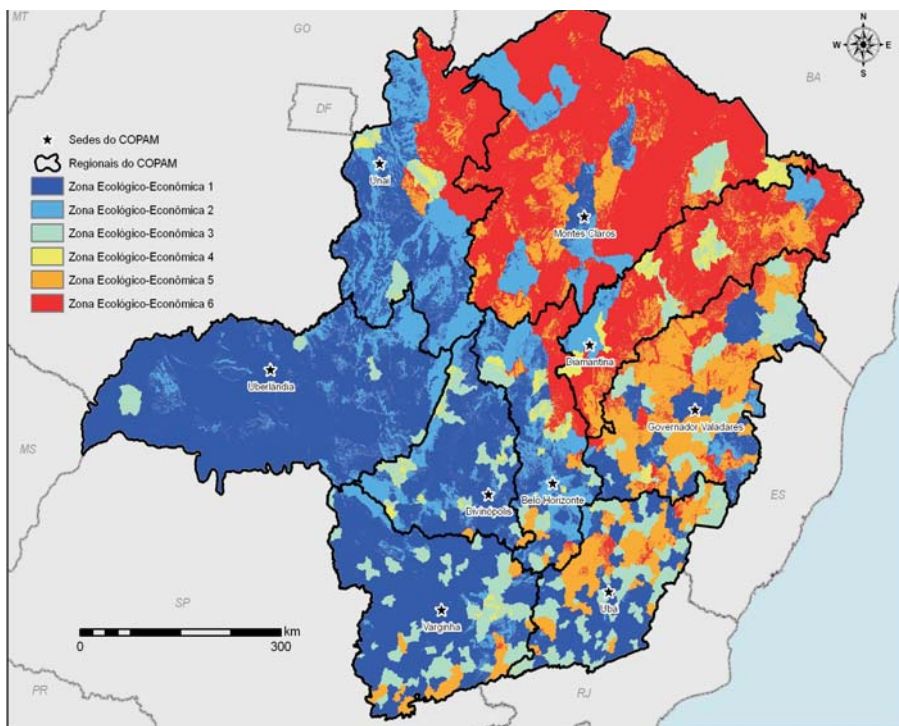


Figura 3. Zonas ecológico-econômicas de desenvolvimento.

Fonte: Scolforo et al. (2008).

Tabela 3. Zonas ecológico-econômicas de desenvolvimento

Zonas de Desenvolvimento	IEE	Níveis de vulnerabilidade natural e de potencialidade social
1	AA	Terras de baixa vulnerabilidade em locais de alto potencial social.
2	AB	Terras de alta vulnerabilidade em locais de alto potencial social.
3	BA	Terras de baixa vulnerabilidade em locais de médio potencial social.
4	BB	Terras de alta vulnerabilidade em locais de médio potencial social.
5	CA	Terras de baixa vulnerabilidade em locais de baixo potencial social.
6	CB	Terras de alta vulnerabilidade em locais de baixo potencial social.

Fonte: Adaptado de Scolforo et al.(2008).

De forma complementar, foram consideradas cinco zonas ecológico-econômicas temáticas: zonas de proteção integral, áreas indígenas, zonas especiais de uso sustentável, zonas urbanas e zonas potenciais e especiais para mineração. Essas zonas são formadas por regiões que têm restrições legais, núcleos urbanos e áreas com registro de potencial para mineração, independente de estarem em locais onde nunca poderão ser viabilizadas por questões legais.

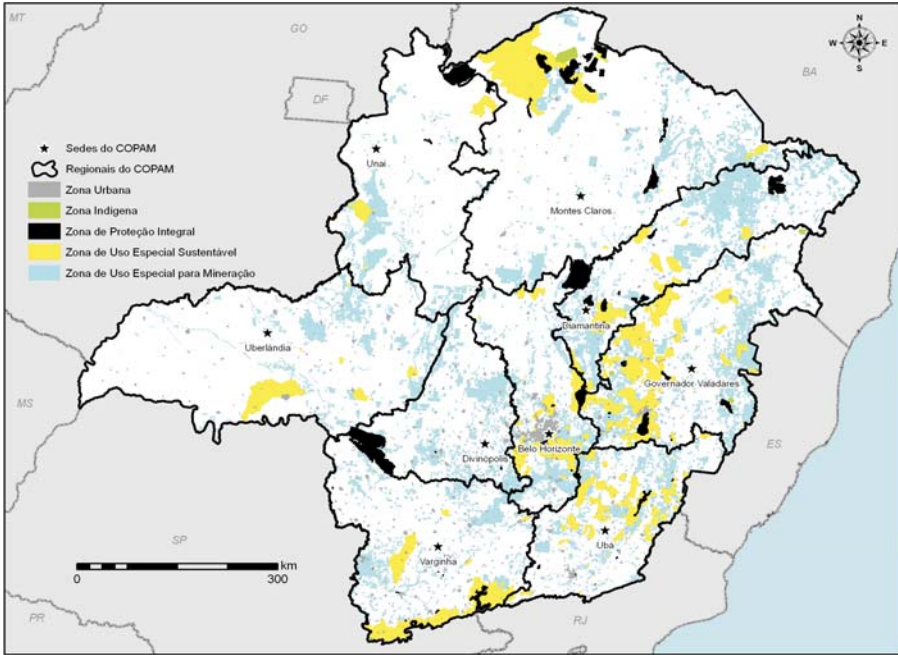


Figura 4. Zonas ecológico-econômicas temáticas.

Fonte: Scolforo et al.(2008).

Os resultados da vulnerabilidade natural, expressos basicamente na forma de mapas digitais, permitem diagnosticar a possibilidade de ocorrência de problemas ambientais em razão da ocupação humana e estabelecer as recomendações para melhor aproveitamento dos recursos, bem como seu controle e proteção. A carta de vulnerabilidade natural é apresentada na Figura 5 – elaborada com base nos aspectos bióticos e abióticos extraídos de levantamentos e estudos sobre a flora e fauna e sobre solos, relevo, geologia, clima e recursos hídricos de Minas Gerais.

regiões, de forma a garantir o seu desenvolvimento sustentável.

Quanto à integridade da flora, a Figura 6 indica as áreas que ainda apresentam certa integridade ecológica e que são mais vulneráveis à ação do homem. Em síntese, nota-se que as regiões leste, Zona da Mata, sul e Triângulo Mineiro são as que, de modo geral, apresentam integridade mais baixa. As demais regiões, por terem sido menos exploradas e modificadas, ainda possuem boa parte de sua área enquadrada na classe "Muita Alta" de integridade da flora.

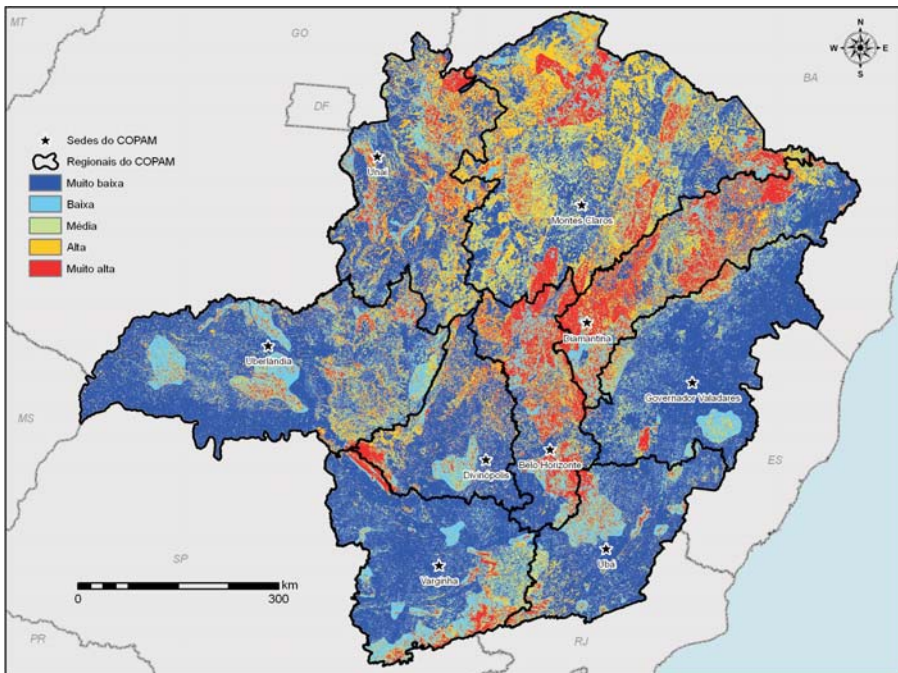


Figura 6. Integridade ponderada da flora.

Fonte: Carvalho et al. (2008b).

A Figura 7, que trata da integridade da fauna, mostra que o Estado

apresenta um panorama complexo em relação a esta vulnerabilidade. A ocupação econômica do território ocorreu, em grande parte, sem o devido planejamento ambiental, com muitas áreas sendo ocupadas em função de sua qualidade ambiental ou facilidade de acesso. Assim, algumas regiões como o sul de Minas e a Zona da Mata foram extensivamente desmatadas, o que resultou em uma pressão muito grande sobre a sua fauna e, com isso, encontram-se nessas regiões muitas das espécies ameaçadas de extinção no Estado. Na região do Triângulo Mineiro, a expansão da agricultura comercial a partir da década de 1970 também resultou em baixa integridade da fauna.

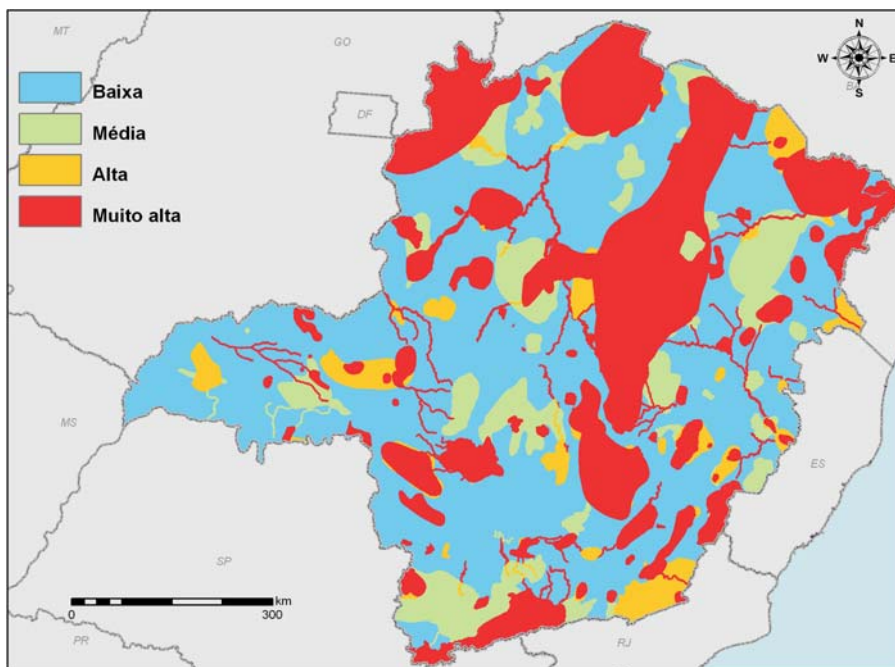


Figura 7. Distribuição da integridade ponderada da fauna

Fonte: Louzada et al. (2008).

baixa no sul, em parte da Zona da Mata e do Triângulo Mineiro, média na região central e alta, ou muita alta, à medida que se desloca em direção ao noroeste e norte do Estado.

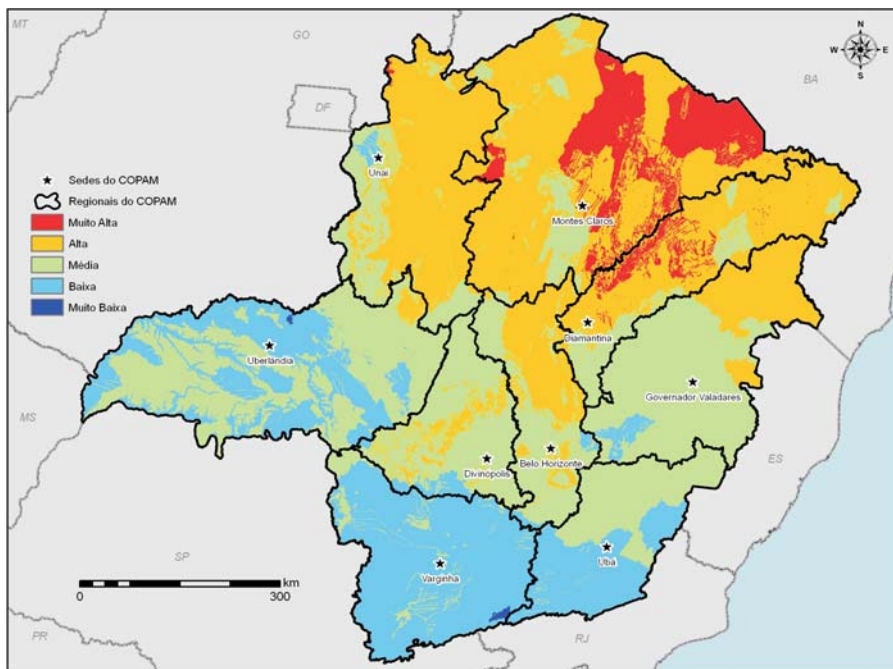


Figura 9. Vulnerabilidade natural dos recursos hídricos.

Fonte: Mello et al. (2008).

Carta de Potencialidade Social de Minas Gerais

O Índice de Potencialidade Social (IPS) do Zoneamento Ecológico-Econômico de Minas Gerais (ZEE-MG) representa um conjunto de informações capaz de fornecer uma perspectiva integrada e sintética da área estudada nos aspectos produtivos, naturais, humanos e institucionais. Este conjunto de

informações articuladas e representadas pela categorização dos municípios permite compreender as principais tendências de uso do território, suas formas de produção e os modos e condições de vida a elas associados dentro do que preconiza a Agenda 21: “que o desenvolvimento será construído sob uma ótica integradora que vê o território em estreita ligação com o capital humano.” (AGENDA 21, 2002). Além disso, como afirma Pereira (2008b), a carta de potencialidade social, uma das formas gráficas de expressar o IPS, está em sintonia com as diretrizes metodológicas do Ministério do Meio Ambiente, que conceitua o ZEE como “um instrumento político e técnico do planejamento, cuja finalidade última é otimizar o uso do espaço e as políticas públicas.” (BRASIL, 1997).

A base de informações utilizada é municipal e está espacializada e representada em cartas (mapas), bem como disponibilizada em um banco de dados composto somente por dados e informações obtidos em fontes oficiais de instituições ou órgãos de reconhecida competência no âmbito federal, estadual ou municipal. É importante ressaltar que tais informações, embora dispersas em diferentes fontes, devem ser consideradas e analisadas em seu conjunto, sintetizado no IPS, e não de forma fragmentada ou isolada, pois são as articulações entre elas que são capazes de demonstrar a configuração de dada realidade municipal, regional e do próprio Estado de Minas Gerais. Portanto, é a articulação de informações que constitui a base de formação do IPS (PEREIRA, 2008b).

Nesse sentido, os resultados alcançados espelham as características e padrões de uso do território e também os processos demográficos, econômicos e de condições de vida da população. Exemplo disso são as diferentes formas de uso da terra associadas aos padrões diferenciados de tecnologia, diferentes relações sociais de produção e níveis de renda, relacionados às condições humanas de vida e ao acesso às instituições que sustentam a democracia e que garantem a cidadania.

É também importante considerar a dinamicidade que está contida na formação do Índice de Potencialidade Social, no sentido de permitir sempre a

atualização do banco de dados, buscando acompanhar, de forma muito próxima, as mudanças sociais ocorridas em cada município e no conjunto do Estado de Minas Gerais. Desta forma, assim que se atualizar uma base de dados, a potencialidade pode sofrer alterações e mostrar as mudanças na realidade social de cada município, tanto para melhor quanto para pior.

Os municípios e, especialmente as sedes, representam os espaços urbanos onde ocorrem múltiplos fluxos e redes sociais de instituições. Assim, para representar a dimensão urbano-regional do ZEE, utilizou-se um recurso cartográfico (carta “krigada”)⁴ que tem como pontos georreferenciados as sedes dos municípios, capazes de mostrar visualmente os municípios de maior influência regional, sua área de abrangência e as potenciais pressões sociais dos municípios vizinhos. Geralmente, são municípios que possuem fortes articulações político-administrativas e melhores condições de infraestrutura econômica, natural, social e institucional.

Os resultados do ZEE-MG estão organizados de tal forma que os usuários poderão tomar conhecimento das potencialidades sociais dos municípios e das regiões do Estado por meio das cartas. O usuário poderá identificar a potencialidade social de cada município e da região em que está localizado, bem como abrir o “mapa genético” de sua potencialidade a partir das categorias **A, B, C, D, E** dos indicadores, dos fatores condicionantes e de cada componente. Na verdade, as diferentes categorias de potencialidades sociais representam diferentes cenários atuais de desenvolvimento de cada município e das regiões do Estado e constituem o ponto de partida para o desenvolvimento sustentável (PEREIRA, 2008b).

⁴ A krigagem é uma metodologia de interpolação de dados, que utiliza o dado tabular e sua posição geográfica para calcular as interpolações. A técnica utiliza funções matemáticas para acrescentar pesos maiores nas posições mais próximas aos pontos amostrais e pesos menores nas posições mais distantes, criando assim novos pontos interpolados com base nessas combinações lineares de dados. Assim, os valores intermediários dos dados são preservados, e o resultado final é uma superfície contínua de dados mais suavizados, minimizando os contrastes entre os polígonos (em uma análise em nível municipal, por exemplo, todo o município assumirá um valor único e seu vizinho outro valor único e o contraste entre eles pode ser enorme) (JAKOB, 2002).

A partir da identificação da potencialidade social (Figura 10) e das informações contidas no banco de dados do ZEE-MG, será possível traçar o perfil socioeconômico e jurídico-institucional de cada município do Estado, o que poderá contribuir para orientar a formulação de políticas públicas setoriais com maior precisão e consistência, orientar decisões no âmbito da gestão do território, orientar organismos governamentais e não governamentais na intervenção social no âmbito municipal, orientar contratos entre iniciativas privadas e governos, bem como servir de referência para ações judiciais de caráter público. Os resultados permitirão, ainda, identificar e orientar decisões sobre medidas mitigatórias e compensatórias, bem como monitorar e avaliar as ações desenvolvidas no âmbito municipal.

Um exemplo importante de aplicação prática dos resultados do ZEE-MG no que se refere aos aspectos institucionais são as informações registradas sobre as administrações públicas municipais nos segmentos administrativos e de finanças públicas, fundamentais para a avaliação da capacidade de atendimento aos cidadãos por parte das prefeituras municipais (SALAZAR et al., 2008; REZENDE et al., 2008).

Em síntese, com a carta de potencialidade social e as informações contidas no banco de dados do ZEE-MG, podem-se elaborar planos diretores municipais, planejamentos setoriais e programas de desenvolvimento territorial sob o enfoque do desenvolvimento sustentável, estabelecer metas e objetivos de curto, médio e longo prazos, bem como criar mecanismos de controle e de transparência na gestão pública. Enfim, pode-se considerar que o ZEE-MG constitui efetivamente uma ferramenta de planejamento e de gestão pública.

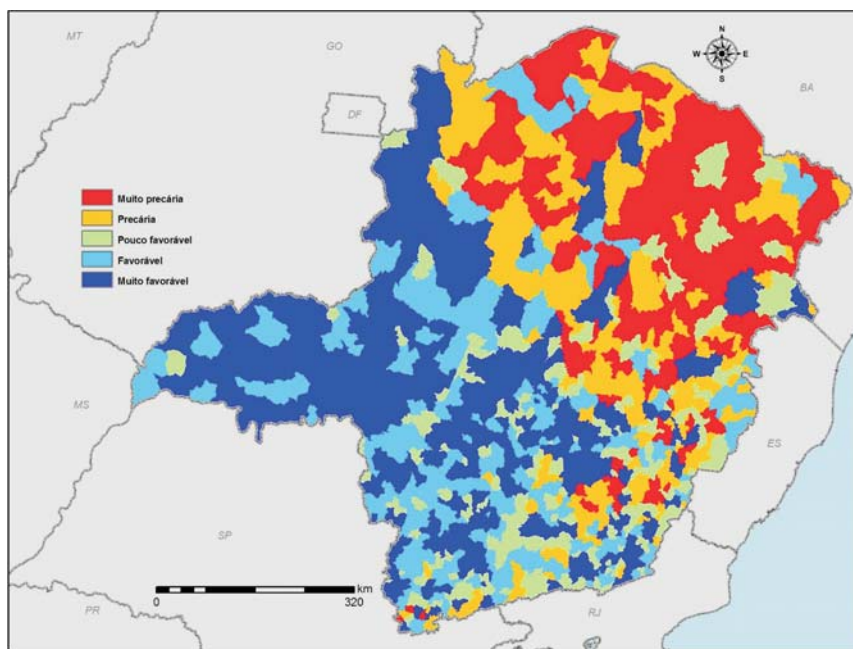


Figura 10. Carta da potencialidade social.

Fonte: Scolforo et al.(2008).

Cenários Exploratórios

Os resultados do ZEE-MG poderão ainda contribuir para o planejamento de atividades específicas. Nesse sentido, algumas importantes questões sobre os impactos de atividades econômicas, relacionadas à mineração (PEREIRA et al., 2008b), instalação de UHEs e PCHs (OLIVEIRA et al., 2008a), implantação de empreendimentos sucroalcooleiros e de silvicultura (REZENDE; PEREIRA, 2008; PEREIRA et al., 2008a), qualidade e risco ambiental (CARVALHO et al., 2008a) e saneamento poderão ser respondidas com auxílio do ZEE-MG. Para isso, foram construídos os cenários exploratórios e identificados alguns

indicadores reveladores dos impactos ou externalidades negativas e positivas das atividades estudadas.

A Figura 11 apresenta um dos produtos gerados com os dados sistematizados do ZEE-MG, o cenário para discussão da potencialidade e restrições observadas na expansão das culturas de eucalipto e cana-de-açúcar em Minas Gerais.

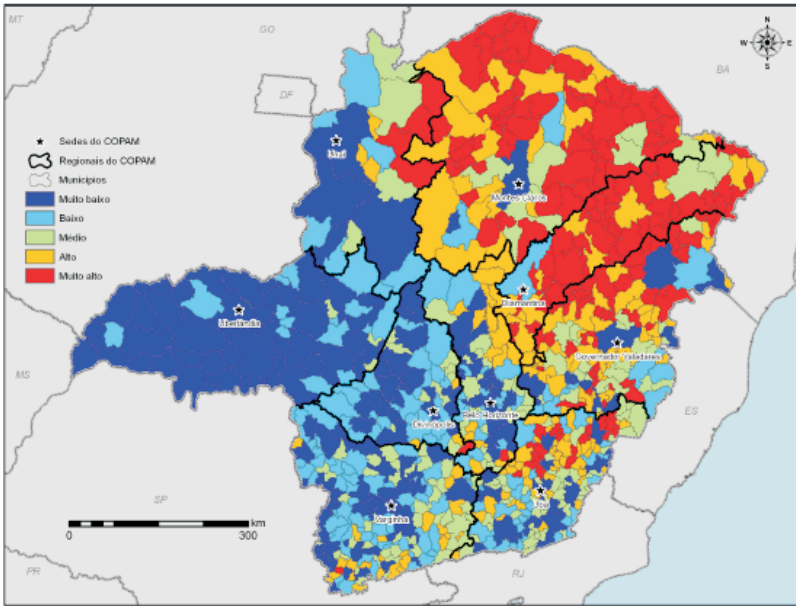


Figura 11. Índice de fatores condicionantes para a implantação de novas áreas de eucalipto e cana-de-açúcar.

Fonte: Pereira et al. (2008a).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Zoneamento Ecológico-Econômico de Minas Gerais, os dois eixos temáticos - ecológico e socioeconômico - representam a relação do homem com a natureza, além de serem relevantes para o planejamento do desenvolvimento regional e local, identificando conflitos de usos e recursos. Dessa forma, podem ser utilizados como cenários alternativos para a consolidação de potencialidades econômicas, recuperação de áreas degradadas, ocupação territorial integrada e ordenada, bem como para o planejamento dos projetos de infraestrutura influenciados pela adoção de modelos (parâmetros) de desenvolvimento social, econômico, cultural e ambientalmente sustentáveis visando, sobretudo, à melhoria na qualidade de vida das populações (SCOLFORO et al.,2008).

Nesse contexto, o ZEE-MG, além de indicar as áreas estratégicas para o desenvolvimento sustentável de Minas Gerais, pode contribuir para a implementação de uma concepção de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), que atenda aos pressupostos de sustentabilidade não somente dos projetos e empreendimentos por meio do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), mas também das políticas, planos e programas mediante o uso do instrumento de Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), desempenhando o importante papel de articulador ambiental das diferentes escalas da AIA (AAE e EIA).

Assim, o ZEE-MG, por ser prévio e público, deve ser considerado também como importante instrumento de planejamento, portanto orientador de ações de estudo, impactos e licenciamento ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agenda 21 brasileira: resultado da consulta nacional. BEZERRA, Maria do Carmo de Lima; FACCHINA, Márcia Maria; RIBAS Otto. (Org.). Brasília: **Ministério do Meio Ambiente**, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2002.

AMÂNCIO, R. et al. Componente natural. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. de (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente socioeconômico. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 3, p. 57-75.

BECKER, B.; EGLER, C. **Detalhamento da metodologia para execução do zoneamento ecológico-econômico pelos Estados da Amazônia Legal**. Brasília: MMA, 1997.

BELLEN, H. M. van. **Indicadores de sustentabilidade**: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Ed. FGV, 2006. 256p.

BENATTI, J. H. Aspectos legais e institucionais do zoneamento ecológico-econômico. **Revista de Direito Ambiental**, São Paulo, n. 29, p. 103-114, jan.-mar. 2003.

BRAGA, J. P. **O zoneamento ecológico-econômico de Minas Gerais e a promoção do desenvolvimento rural sustentável**. Belo Horizonte: Fundação João Pinheiro/Escola de Governo Professor Paulo Neves de Carvalho. 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência. **Detalhamento da metodologia para execução do zoneamento ecológico-econômico pelos Estados da Amazônia Legal**. Brasília: MMA, SAE/PR, Laboratório de Gestão do Território da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1997.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Plano diretor participativo**: guia para elaboração pelos municípios e cidades. Brasília: CONFEA, MC, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Diretrizes metodológicas para o zoneamento**. 3. ed. Brasília: MMA/SEDR, 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=28&idConteudo=8219&idMenu=8781>>. Acesso em: 10 dez. 2009.

CALEGÁRIO, C. L. L. et al. Componente produtivo. In: SCOLFORO, José Roberto; OLIVEIRA, Antonio Donizette; CARVALHO, Luis Marcelo T. de (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente socioeconômico. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 2, p. 35-54.

CAMPOS, S. R. de S. et al. Banco de dados. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008. p. 43-72.

CARVALHO, J. C. et al. Apresentação do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008. p. 1-6.

CARVALHO, L. M. T. et al. Qualidade ambiental, risco ambiental, e prioridades para conservação e recuperação. In: SCOLFORO, J.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. de (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008a. cap. 2, p. 21-36.

CARVALHO, L. M. T. et al. Flora. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. de (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: Componente geofísico e biótico. Lavras: Ed. UFLA, 2008b. cap. 6, p. 137-150.

CURI, N. et al. Vulnerabilidade natural e qualidade ambiental associadas à mineração. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. de (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 8, p. 91-99.

DEL PRETTE, M. E.; MATTEO, K. C. Origens e possibilidades do zoneamento ecológico-econômico no Brasil. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Programa de Zoneamento Ecológico-Econômico. **Cadernos de referências**: subsídios ao debate. Brasília, 2006. p. 8-34.

JAKOB, A. A. E. A Krigagem como método de análise de dados demográficos. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS POPULACIONAIS, 13., 2002, Ouro Preto. **Anais...** Ouro Preto: 2002. Disponível em: <http://www.abep.nepo.unicamp.br/docs/anais/pdf/2002/GT_SAU_ST3_Jakob_texto.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2010.

LOUZADA, J. N. C. et al. Fauna. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente geofísico e biótico. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 7, p. 151-161.

MELLO, C. R. et al. Recursos hídricos. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: Componente geofísico e biótico. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 5, p. 103-135.

MILIKAN, B. H.; DEL PRETTE, M. E. ZEE: documento base para discussão. In: SEMINÁRIO AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA DO ZONAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO PARA A AMAZÔNIA LEGAL. Manaus: MMA. Out. 2000. CD-ROM.

OLIVEIRA, I. S. D. **A contribuição do zoneamento ecológico econômico na avaliação do impacto ambiental**: bases e propostas metodológicas. 2004. f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2004.

OLIVEIRA, L. C. F. S. et al. Componente humano. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente socioeconômico. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 4, p. 77-100.

OLIVEIRA, E. R. et al. Índices de fatores condicionantes do ZEE-MG para instalação de PCHs e UHEs no Estado de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. de (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: Zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008b. cap. 13, p. 129-136.

PEREIRA, J. R.. Construção dos indicadores de potencialidade social. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente socioeconômico. Lavras: Ed. UFLA, 2008a. cap. 1, p. 7-34.

PEREIRA, J. R.. Carta de potencialidade social. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente socioeconômico. Lavras: Ed. UFLA, 2008b. cap. 7, p. 167-195.

PEREIRA, J. R. et al. Zoneamento da cana-de-açúcar e do eucalipto: condicionantes socioeconômicos e índice de monocultura. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008a. cap. 5, p. 61-71.

PEREIRA, J. R. et al. Índice de fatores condicionantes do ZEE para mineração no estado de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008b. cap. 9, p. 101-111.

PORTUGAL. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território. Direcção Geral do Ambiente. **Proposta para um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável**. Lisboa: Direcção Geral do Ambiente, 2000. Disponível em: <www.ambiente.gov.pt>. Acesso em: 20 jan. 2007.

REZENDE, J. B.; PEREIRA, J. R.. A monocultura do eucalipto no estado de Minas Gerais. In: ENCONTRO NACIONAL DE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 10., 2008, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

REZENDE, J. B.; LEITE, E. T.; ARAÚJO, V. M. Análise das transferências de recursos financeiros intergovernamentais e das transferências monetárias diretas às famílias: o caso dos municípios mineiros de pequeno porte. In: ENCONTRO DE ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA E GOVERNANÇA, 2008, Salvador. **Anais...** Salvador: ANPAD, 2008.

ROSS, J. L. S.; DEL PRETTE, M. E. **Termo de referência do Zoneamento Ecológico-Econômico da área de influência da BR - 174 - NE - AM e Roraima**. Brasília: Ministério de Meio Ambiente /SCA/ Secretaria da Amazônia, 1997.

SALAZAR, G. T. et al. Componente institucional. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: componente sócioeconômico. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 5, p. 101-140.

SCOLFORO, J. R. et al. Zoneamento ecológico-econômico de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais**: zoneamento e cenários exploratórios. Lavras: Ed. UFLA, 2008. cap. 1, p. 7-20.

SILVA, S. T. Zoneamento ambiental, instrumento de gestão integrada do meio ambiente. In: ROCHA, J. C. de C.; HENRIQUES FILHO, T. H.; CAZETTA, U. (Coord.). **Política nacional de meio ambiente**: 25 anos da Lei n 6.938/1981. Del Rey: Belo Horizonte, 2007. cap. 4. p. 151-174.

O alcance territorial da legislação ambiental e indigenista: implicações para a agricultura

Evaristo Eduardo de Miranda¹

INTRODUÇÃO

Qual a disponibilidade de terras para ampliar a produção de alimentos e energia para a reforma agrária, para o crescimento das cidades e para a instalação de obras de infraestrutura no Brasil? Segundo pesquisa realizada em 2008, pela Embrapa Monitoramento por Satélite, em termos legais, cerca de 30% do país seria passível de ocupação agrícola. A pesquisa desenvolveu um sistema de gestão territorial com base em dados de satélites, informações cartográficas digitais de diversos institutos e banco de dados, estimando e mapeando, por meio de modelos de geoprocessamento, o alcance territorial da legislação ambiental e indigenista em todo o território nacional. Trata-se de um processo de pesquisa em contínuo aperfeiçoamento, com base em novos dados obtidos e ajustes nos métodos em função da complexidade do tema e da dinâmica das informações².

¹ Eng^o. Agrícola, DSc, Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Monitoramento por Satélite). Av. Soldado Passarinho, 303, Fazenda Chapadão, 13070-115, Campinas – SP. Correio eletrônico: mir@cnpm.embrapa.br

² www.alcance.cnpm.embrapa.br

Os problemas de ordenamento territorial e de uso legal das terras no Brasil são o resultado de um processo através do qual, nos últimos anos, um número significativo de áreas foi destinado à proteção ambiental e ao uso exclusivo de algumas populações, enquanto uma série de medidas legais restringiu a possibilidade de remoção da vegetação natural, exigindo sua recomposição e o fim das atividades agrícolas nessas áreas. A pesquisa mapeou, mediu e avaliou, pela primeira vez, diversos cenários de alcance territorial dessa legislação no Brasil, com base em imagens de satélite, cartografia digital e dados secundários. Os resultados têm sido objeto de aproximações sucessivas em função do aperfeiçoamento dos métodos e das mudanças que marcam essa realidade territorial (criação de novas unidades de conservação, homologação de novas terras indígenas, alterações locais de regras de ocupação de uso dos solos por zoneamentos e novos dispositivos legais etc.).

Os resultados globais apontam que cerca de 70% do território nacional foi legalmente destinado a minorias e à proteção e preservação ambiental. Essa situação apresenta grande variabilidade entre os Estados da Federação e os diversos biomas, com uma situação muito diferenciada no caso do bioma Amazônia. Como na realidade, mais de 50% do território nacional já está ocupado, por um processo secular em muitos casos, configura-se um enorme divórcio entre a legitimidade e a legalidade do uso das terras e muitos conflitos.

ALCANCE TERRITORIAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E TERRAS INDÍGENAS

Somadas, as Unidades de Conservação (UCs) e as Terras Indígenas (TIs) ocupam aproximadamente 27% do território nacional (Quadros 1 e 2, Fig. 1). Parte dessa área permite atividades produtivas como coleta de látex, de castanha, de fibras, pesca e pequena agricultura, mas exclui a atividade agrícola intensiva, com remoção da cobertura vegetal nativa. Durante a execução deste trabalho, foram criadas novas unidades de conservação e homologadas novas

terras indígenas, por isso os resultados disponibilizados ainda não incluem as áreas propostas e aprovadas em 2009 e 2010. Este cálculo também está subestimado, pois não inclui as Unidades de Conservação Municipais, as UCs previstas (mas ainda não decretadas), as áreas militares e diversas situações territoriais que limitam legalmente as terras para o uso agrícola intensivo na produção de grãos e agroenergia (como as áreas imobilizadas definitivamente pela ocupação industrial, urbana e energético-mineradora). Essas realidades poderão ser integradas durante o andamento da pesquisa.

Quadro 1 - Unidades de conservação e terras indígenas por biomas

<i>Bioma</i>	<i>Área</i>		<i>UCE¹</i>		<i>UCF²</i>		<i>Terras indígenas (TI)</i>		<i>Sobreposição de áreas</i>		<i>UCE/UCF/TI</i>	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	
Amazônia	4.195.296	472.295	11,26	600.019	14,30	991.951	23,65	116.293	2,77	1.947.972	46,43	
Caatinga	844.062	14.488	1,72	33.921	4,02	2.185	0,26	95	0,01	50.500	5,98	
Cerrado	2.031.298	79.116	3,90	58.416	2,88	85.388	4,20	10.050	0,49	212.871	10,48	
Mata Atlântica	1.118.353	38.687	3,46	30.983	2,77	5.104	0,46	4.080	0,36	70.695	6,32	
Pampa	176.131	1.618	0,91	4.567	2,58	24	0,01	0	0,00	6.209	3,51	
Pantanal	149.737	2.051	1,37	1.486	0,99	2.561	1,71	2	0,00	6.096	4,07	
Total	8.514.877	608.256	7,14	729.393	8,57	1.087.213	12,77	130.519	1,53	2.294.343	26,95	

¹UCE; Unidade de conservação estadual; ²UCF: Unidade de conservação federal

Fonte: Miranda et al. (2009).

Quadro 2 - Unidades de conservação e terras indígenas para os Estados do Sudeste

<i>Bioma</i>	<i>Área</i>		<i>UCE¹</i>		<i>UCF²</i>		<i>Terras indígenas</i>		<i>Sobreposição de áreas</i>		<i>UCE/UCF/TI</i>	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	
ES	46.633	359	0,77	843	1,81	185	0,40	5	0,01	1.381	2,96	
MG	587.558	8.802	1,50	11.339	1,93	660	0,11	502	0,09	20.298	3,45	
RJ	43.918	2.291	5,22	4.165	9,48	24	0,06	398	0,91	6.082	13,85	
SP	246.455	8.682	3,52	3.795	1,54	247	0,10	1.177	0,48	11.546	4,69	
Total	924.564	20.134	11	20.142	15	1.116	1	2.082	1,00	39.307	4,25	

¹UCE; Unidade de conservação estadual; ²UCF: Unidade de conservação federal.

Fonte: Miranda et al. (2009).

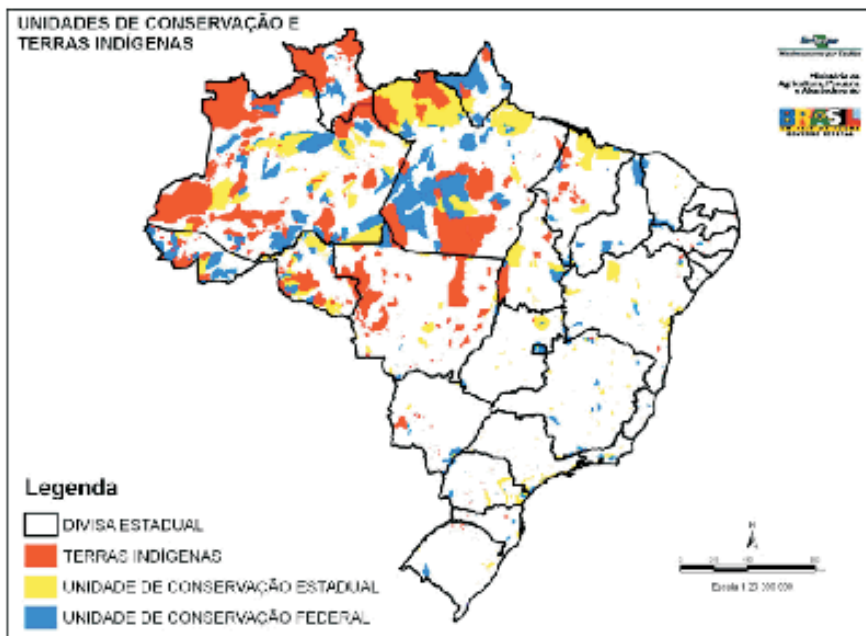


Figura 1 – Distribuição espacial das unidades de conservação e terras indígenas no Brasil

Fonte: Miranda et al. (2009).

ALCANCE TERRITORIAL DA RESERVA LEGAL

Sobre o restante de terras disponíveis incide atualmente o dispositivo da Reserva Legal, com porcentagens de reserva variando de 80% no bioma Amazônia a 20% na Mata Atlântica. Esse dispositivo imobiliza legalmente cerca de 32% do território nacional. O trabalho estimou o alcance territorial da reserva legal para cada Estado da Federação e em todos os biomas. A heterogeneidade da situação é grande. Somadas as reservas legais às UCs e TIs, tem-se cerca de 59% do Brasil dedicado à preservação e proteção ambiental (Quadro 3), com grande parte dessa área localizada no bioma Amazônia. O trabalho

apresenta os resultados detalhados obtidos para cada bioma e estados da Federação (Quadros 4 e 5). Esses resultados não incorporam alterações locais surgidas em 2009, como o zoneamento ecológico-econômico da BR 163, o Código Florestal de Santa Catarina etc.

Quadro 3 - Alcance territorial das unidades de conservação, terras indígenas e reserva legal, e disponibilidade de terras legalmente agricultáveis

Unidades	Área	
	Km ²	%
Ucs ¹ + TIs ²	2.294.343	26,95
Reserva Legal	2.685.542	31,54
Total	4.979.885	58,49
Disponível	3.534.992	41,51

¹Ucs: unidades de conservação; ²TIs: terras indígenas

Quadro 4 - Alcance territorial das áreas de reserva legal para os diferentes biomas

Bioma	Área UCE/UCF/TI ¹	Área Disponível Reserva Legal		Área de Reserva Legal		Área Disponível C2				
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%			
Amazônia	4.195.296	1.947.972	46,43	2.247.324	53,57	80%	1.798.644	42,87	448.680	10,69
Caatinga	844.062	50.500	5,98	793.563	94,02	20%	158.713	18,80	634.850	75,21
Cerrado (fora da AML*)	1.275.908	72.518	5,68	1.203.390	94,32	20%	240.678	18,86	962.712	75,45
Cerrado (dentro da AML*)	755.390	140.353	18,58	615.037	81,42	35%	215.263	28,50	399.774	52,92
Mata Atlântica	1.118.353	70.695	6,32	1.047.658	93,68	20%	209.532	18,74	838.126	74,94
Pampa	176.131	6.209	3,53	169.922	96,47	20%	33.984	19,29	135.937	77,18
Pantanal	149.737,21	6.096	4,07	143.641	95,93	20%	28.728	19,19	114.913	76,74
Total	8.514.877	2.294.343	26,95	6.220.534	73,05		2.685.542	31,54	3.534.992	41,52

Fonte: Miranda et al. (2009).

¹UCE/UCF/TI: Unidade de conservação estadual, Unidade de conservação federal e terras indígenas.

Quadro 5 - Alcance territorial das áreas de reserva legal para os estados do Sudeste

<i>Bioma</i>	<i>Área UCE/UCF/TI</i>			<i>Área Disponível C1</i>		<i>Reserva Legal</i>	<i>Área de Reserva Legal</i>		<i>Área Disponível C2</i>	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	%	(km ²)	%	(km ²)	%
Espírito Santo	46.633	1.381	2,96	45.251	97,04	20	9.050	19,41	36.201	77,63
Minas Gerais	587.558	20.298	3,45	567.260	96,55	20	113.452	19,31	453.808	77,24
Rio de Janeiro	43.918	6.082	13,85	37.836	86,15	20	7.567	17,23	30.268	68,92
São Paulo	246.455	11.546	4,69	234.908	95,31	20	46.982	19,06	187.926	76,25
Total	924.564	39.307	4,25	885.255	375		177.051	75	708.203	300

Fonte: Miranda et al. (2009).

¹UCE/UCF/TI: Unidade de conservação estadual, Unidade de conservação federal e terras indígenas.

Sobre essa área global, legalmente disponível para uso agrícola intensivo, ainda incidem as restrições ligadas às Áreas de Preservação Permanente (APPs). Dois grandes tipos de APPs foram considerados no estudo: os ligados ao relevo e os ligados à rede hidrográfica. Há outras categorias de APPs previstas pela legislação que não foram estimadas em seu alcance territorial. Este poderá ser um detalhamento futuro.

ALCANCE TERRITORIAL DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE - APPS

Para a quantificação das APPs associadas ao relevo, a pesquisa utilizou dados da Missão Orbital do Radar Topográfico – SRTM para obter uma base de dados numéricos homogênea. A partir desses dados, calculou-se na escala equivalente a 1:250.000 as principais categorias de APPs associadas ao relevo (áreas acima de 1.800m, declives entre 25 e 45 graus, declives acima de 45 graus e topos de morro). Todos os dados numéricos e cartográficos obtidos são apresentados por bioma e por Estado da Federação. Resultados parciais

obtidos no processo de estimativa do alcance territorial das APPs associados ao relevo são ilustrados na Figura 2.

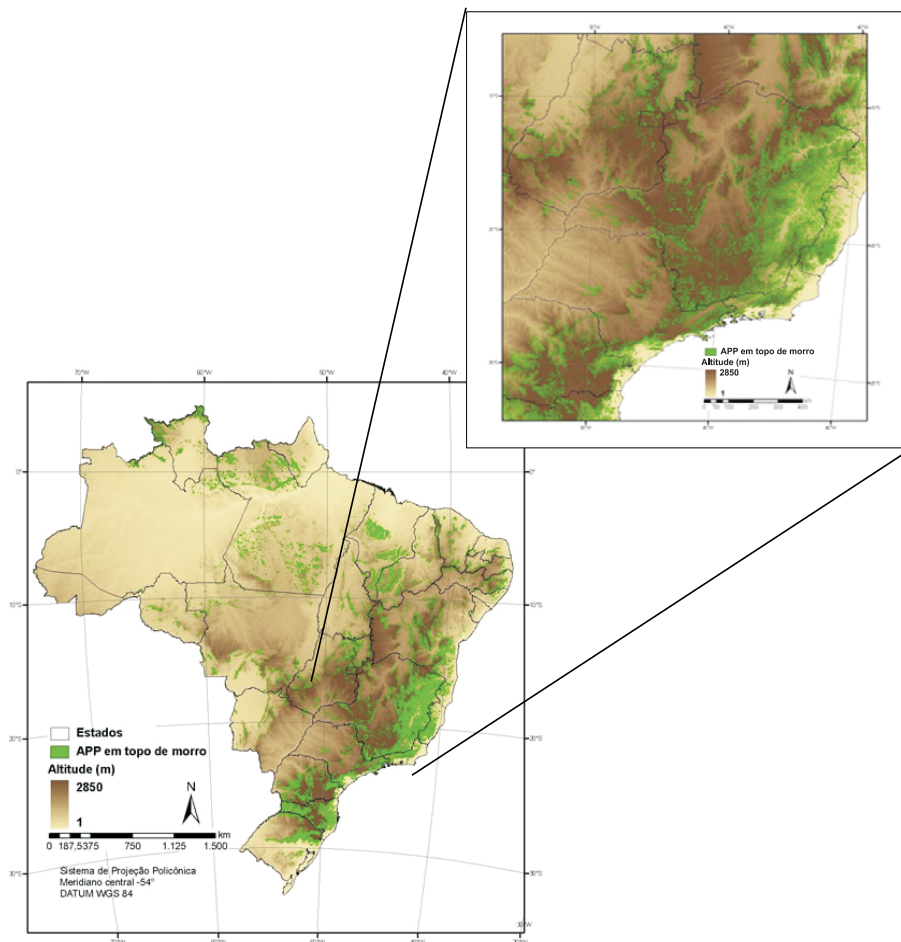


Figura 2 – Resultados parciais da estimativa do alcance territorial das áreas de preservação permanente associado ao relevo.

Fonte: Miranda et al. (2009).

Através de geoprocessamento, as APPs associadas à rede hidrográfica foram estimadas e quantificadas a partir da base de dados da Agência Nacional de Águas – ANA. Foram lançadas e calculadas as faixas marginais em função dos rios e dos biomas. Os resultados obtidos descontaram as sobreposições de faixas marginais no encontro dos rios e seus afluentes. A cartografia da Amazônia é bastante deficitária. Esta primeira estimativa foi feita para uma cartografia equivalente ou compatível com a escala 1:1.000.000.

As sobreposições territoriais entre as APPs estimadas e mapeadas e as UCs e TIs foram calculadas e descontadas. Não foram contabilizadas as APPs englobando a área líquida e as faixas marginais de nascentes, lagos e lagoas, represas e açudes por falta de informação cartográfica adequada. O mesmo ocorreu com rios e cursos d'água menores, deltas e estuários e outras APPs lacustres e palustres (áreas inundáveis). Também não foram computados, por exemplo, relevos isolados, linhas de cumeada e bordas de chapadas. Por tratar-se de um processo de pesquisa, esses cálculos deverão ser aperfeiçoados e completados no futuro. Os resultados líquidos somam 1.448.535 km², cerca de 17% do território nacional, correspondentes às áreas de APPs fora de UCs, TIs e eliminadas as superposições. Nos Quadros 6 e 7 são apresentados os resultados do alcance territorial das áreas de preservação permanente nos diferentes biomas e nos Estados do Sudeste. É a primeira vez que se realiza uma estimativa do alcance territorial das APPs para todo o territorial nacional. Essa estimativa é muito sensível às escalas de mapeamento e esse número aumentaria se as escalas cartográficas dos dados utilizados fossem maiores.

Quadro 6 - Alcance territorial das áreas de preservação permanente nos diferentes biomas

<i>Bioma</i>	<i>Área</i>		<i>UCE/UCF/TI</i>		<i>Relevo</i>		<i>Rios</i>		<i>Sobreposição de áreas</i>		<i>APP Líquida</i>	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	
Amazônia	4.195.296	1.947.972	46,43	105.535	2,52	1.383.016	32,97	705.697	16,82	782.854	18,66	
Caatinga	844.062	50.500	5,98	43.636	5,17	23.762	2,82	7.396	0,88	60.002	7,11	
Cerrado	2.031.298	212.871	10,48	105.078	5,17	176.095	8,67	26.951	1,33	254.222	12,52	
Mata Atlântica	1.118.353	70.695	6,32	137.136	12,26	65.148	5,83	22.065	1,97	180.220	16,11	
Pampa	176.131	6.209	3,53	2.262	1,28	20.161	11,45	817	0,46	21.606	12,27	
Pantanal	149.737	6.096	4,07	897	0,60	148.841	99,40	6.096	4,07	143.641	95,93	
Total	8.514.877	2.294.343	26,95	394.545	4,63	1.817.021	21,34	769.022	9,03	1.442.544	16,94	

Fonte: Miranda et al. (2009).

Quadro 7 - Alcance territorial das áreas de preservação permanente nos Estados do Sudeste

<i>Bioma</i>	<i>Área</i>		<i>UCE/UCF/TI</i>		<i>Relevo</i>		<i>Rios</i>		<i>Sobreposição de áreas</i>		<i>APP Líquida</i>	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	
ES	46.633	1.381	2,96	7.696	16,50	2.809	6,02	494	1,06	10.010	21,47	
MG	587.558	20.298	3,45	73.269	12,47	45.486	7,74	7.647	1,30	111.108	18,91	
RJ	43.918	6.082	13,85	6.727	15,32	3.512	8,00	1.846	4,20	8.394	19,11	
SP	246.455	11.546	4,69	14.212	5,77	21.556	8,75	3.910	1,59	31.858	12,93	
Total	924.564	39.307	4,25	101.904	11,02	73.363	7,94	13.897	1,54	161.370	17,45	

Fonte: Miranda et al. (2009)

ÁREAS DISPONÍVEIS LEGALMENTE PARA O USO AGRÍCOLA

No trabalho, foram considerados alguns cenários para o cômputo possível das APPs e da reserva legal. Se as áreas de APPs não podem ser incluídas no cômputo da reserva legal, haveria números negativos nos biomas Amazônia e Pantanal. Sem computar esses números negativos, a área

disponível para a agricultura seria de 2.455.350 km² (29%).

Se as regras atuais para inclusão das APPs no cômputo da reserva legal fossem aplicadas na totalidade do país, a disponibilidade de áreas agrícolas cairia para 25,6%, mas eliminaria os números negativos no bioma Amazônia, num total de 449.532 km².

Considerando-se sua aplicação apenas na Amazônia, a única situação em que é permitida legalmente a incorporação das APPs no cômputo dos 80% destinados à reserva legal sem nenhuma restrição, a disponibilidade legal total de terras para a agricultura seria de 2.543.981 km² ou cerca de 30% do território nacional.

Na hipótese dessa regra, válida para a Amazônia, ser estendida a todo o país, na qual as áreas de APPs passariam a ser computadas na Reserva Legal sem condicionamentos, a disponibilidade de terras para a agricultura seria de 3.534.992 km², o que representaria 41% do território. Esse acréscimo de cerca de 1.000.000 km² ocorreria essencialmente fora da Amazônia já que lá a regra já é válida.

O DESAFIO DO ORDENAMENTO TERRITORIAL NAS APPS

Embora várias leis e iniciativas visassem a proteção ambiental, elas não contemplaram em suas alterações mais recentes as realidades socioeconômicas existentes, nem a história da ocupação territorial do Brasil. Há um histórico secular de uso agrícola das terras no Brasil, marcado por áreas rurais consolidadas em áreas que recentemente definiu-se como APPs. Essas medidas e dispositivos legais alterados e incluídos nos últimos 20 anos colocaram na ilegalidade muitas atividades agrícolas praticadas em APPs como grande parte da produção de arroz de várzea no RS, SP e MA; de búfalos no AM, AP, PA e MA; do café em SP, MG, PR e BA; da maçã em SC; da uva e vinho no RS, SC e SP; da pecuária no Pantanal; da pecuária leiteira em MG, SP, RJ e ES; da cana de açúcar em SP, RJ, MG e NE; dos reflorestamentos em MG, SP, MA e TO; da pecuária de corte em grande parte no Brasil; da

citricultura em SP, BA e SE; da irrigação no NE; da mandioca no NE e AM; do tabaco em SC e BA; da soja em MT, MS, GO, SP e PR, entre os casos de maior impacto social e econômico. Um dos primeiros desafios do ordenamento territorial está nos critérios técnicos de definição, caracterização e estabelecimento das APPs e do seu regime de uso, respeitando as particularidades socioambientais dos biomas e as competências dos Estados.

Os zoneamentos ecológicos econômicos, no caso da Amazônia, podem localmente reduzir a exigência da reserva legal de 80% para 50% em áreas já desmatadas. Há muitas questões pendentes a serem definidas nesse caso. A primeira talvez seja em que medida essa nova porcentagem continua incluindo a totalidade das APPs ou não? A segunda é como proceder em situações de amplo desmatamento histórico como no caso dos estados do Pará e Maranhão, por exemplo? Pode essa recomposição ser realizada com espécies florestais para fins comerciais, incluindo exóticas? A quem cabe o ônus dessa recomposição? Uma terceira questão é se essas regras devem aplicar-se ao bioma Amazônia ou aos limites da Amazônia Legal? A diferença territorial e a complexidade das situações são muito grandes entre o bioma e a denominada Amazônia Legal. Outra questão é como proceder em áreas de expansão da fronteira agrícola, como no caso do Acre, sul do Amazonas e Rondônia, por exemplo. Qual a competência dos Estados nessa matéria no tocante a legislar sobre suas particularidades? A situação do bioma Amazônia é muito diferenciada do resto do país. Ela deveria seguir um tratamento que buscasse a meta do desmatamento zero, através da regularização fundiária, dos zoneamentos, de uma compatibilização das demandas adicionais por terras por parte dos setores ambientalistas, agrários, indigenistas, agrícolas e de infraestrutura. Finalmente, são fundamentais as iniciativas de geração de mecanismos econômicos e de apoio tecnológico e financeiro para assegurar ganhos efetivos de produtividade nas áreas agrícolas já ocupadas na Amazônia, com crescimento vertical e não horizontal da produção, capaz de envolver e atender as demandas e necessidades da população regional amazônica, a exemplo do que já ocorre em outras regiões.

O caso da agricultura familiar e das pequenas propriedades rurais, em todo o país, exige também especial atenção no sentido do alcance territorial da legislação ambiental. Sua realidade territorial é mal conhecida em termos de biomas e localização nas APPs, e os critérios utilizados em sua definição na legislação ambiental não são compatíveis com as estatísticas nacionais, dificultando essa avaliação. É fundamental, no caso da pequena agricultura, evitar dificuldades adicionais em termos de exigências territoriais e ambientais. Elas não podem inviabilizar ainda mais esses estabelecimentos agrícolas ao restringir-lhes o uso de seus recursos limitados ou ao impor-lhes uma situação de marginalidade em que a evolução tecnológica ou os ganhos de produtividade e rentabilidade seriam penalizados com a perda de determinadas vantagens em termos de legislação ambiental.

CONCLUSÕES

O estudo realizado dimensionou, estado por estado, bioma por bioma, o alcance territorial da legislação ambiental. É enorme o desafio nacional para repactuar o ordenamento territorial, aprimorar a legislação ambiental, agrícola e agrária, e buscar soluções negociadas para construir um verdadeiro desenvolvimento sustentável. Esse processo de pesquisa deverá ser completado com avaliações do alcance social e econômico efetivo das legislações com alcance territorial, confrontadas às realidades do uso e ocupação das terras.

O sistema de gestão territorial estruturado vem sendo desenvolvido e está disponível para a sociedade brasileira realizar simulações, propor aperfeiçoamentos, examinar e simular cenários, seguindo os parâmetros da sustentabilidade entre as dimensões ambientais, econômicas e sociais.

A busca de soluções mais equilibradas e negociadas para o ordenamento territorial passa também pelo conhecimento do alcance territorial provável das propostas sugeridas. Se prosseguir o quadro atual de ilegalidade, de insegurança para as atividades produtivas, a falta de ordenamento territorial e

o confronto entre exigências ambientais e a legitimidade de demandas sociais e econômicas, todos perdem.

CONSULTAS BIBLIOGRÁFICAS

BOGNOLA, I.A.; MIRANDA, E.E. de Zoneamento Agroecológico do Estado de Tocantins. In: WORKSHOP SOBRE AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 1999, Campinas. **Resumos...** Campinas: UNICAMP-IB, 199. p.120-124. 1 mapas policr., Esc. reduzida.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 303, de 20 de Março de 2002, dispõe sobre as áreas de preservação permanente.

COUTINHO, A. C.; MIRANDA, E. E. de; CARVALHO, C. A. de; OSHIRO, O. T.; PIEROZZI JR., I.; FOGLIARINI, T. **Sistema de Gestão Territorial da Faixa de Fronteira para a Defesa Agropecuária**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2006. 38 p. (Documentos, 59).

FIDALGO, E. C. C.; COSTA, T. C. da. **Zonas de restrições ambientais para projetos agropecuários**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 7 p. (Embrapa Solos. Circular Técnica, 25).

GASQUES, J. G. CONCEIÇÃO, J. C. P. R. da. A demanda de terra para reforma agrária no Brasil. Rio de Janeiro. 1999. Disponível em <<http://www.esquel.org.br/site/seminario.pdf#page=83>>. Acesso em 12 dez. 2008.

CATELANI, C. S; BATISTA, G.G.; PEREIRA, W. F. Adequação do uso da terra em função da legislação ambiental In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11. Belo horizonte 2003. **Anais...** São José dos Campos: INPE. Artigos p. 559-566.

COSTA, T. C. C., SOUZA, M.G.; BRITES, R. S. Delimitação e caracterização de áreas de preservação permanente, por meio de um sistema de informações geográficas (SIG). In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, 1996. **Anais...** São José dos Campos: INPE. Artigos p. 121-127.

COUTINHO, A.C.; DORADO, A.J.; GUIMARÃES, M. Monitoramento das alterações da cobertura natural em duas situações distintas da Amazônia Brasileira. In: GISBRASIL 2000: SHOW DE GEOTECNOLOGIAS, 6., A ERA DA INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA, 2000, Salvador. **Anais** em CD-ROM. Curitiba: Fator GIS, 2000. 7p.

FONI, A.; SEAL, D. **Shuttle Radar Topography Mission: an innovative approach to shuttle orbital control.** Acta Astronautica, v.54, 565-570, 2004.

GOUVÊA, J. R. F; et al. Comparação dos modelos digitais de elevação gerados com dados SRTM e cartas IBGE na escala 1:250.000 na região da bacia do Camanducaia no Estado de São Paulo. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE, 2005.** p. 2191-2193.

HOTT, M. C.; GUIMARÃES, M.; MIRANDA, E. E. de. Um método para a determinação automática de áreas de preservação permanente em topos de morros para o Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 12., Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 3061-3068.

HUTCHINSON, M.F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, v.106, n.3-4, p.211-232. 1989.

MAIKON R. N., et al. Técnica de Fusão de Imagens para Facilitar a Detecção de Áreas Canavieiras em Incompatibilidade Ambiental. DSR/INPE. São José dos Campos. Acessível em: <http://www.geoinfo.info/geoinfo2008/papers/p58.pdf>

MIRANDA, E. E. et al. **Alcance Territorial da Legislação Ambiental e Indigenista**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2008. Disponível em <http://www.alcance.cnpm.embrapa.br>

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 14 jul. 2008.

MIRANDA, E.E. de; et al. Geographic Information System for the agriculture sustainability assessment. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON GIS (GEOINFORMATICS'96); REMOTE SENSING RESEARCH DEVELOPMENT AND APPLICATIONS, 1996, Miami, Florida. **Digital Abstracts...**Flórida: CPGIS/SFWMD, 1996. v.9: Sustainable Development.

OLIVEIRA, M. Z.;et al. Delimitação de Áreas de Preservação Permanente: Um estudo de caso através de imagem de satélite de alta resolução associada a um sistema de informação geográfica (SIG). . In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13. Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE. Artigos p. 4119-4128. 2007.

QUARTAROLI C. F.; MIRANDA, E. E.; VALLADARES, G. S. **Zoneamento ecológico-econômico do Estado do Maranhão**: legalidade X legitimidade no uso das terras do Estado do Maranhão. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2008.

RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH, A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission - A new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 57, p. 241-262, 2003.

RENZULLO, L. J., BARRETT, D. J., MARKS, A. S., HILL, M. J., GUERSCHMAN, J. P., Mu, Q., RUNNING, S. W. Multi-sensor model-data fusion for estimation of hydrologic and energy flux parameters. **Remote Sensing of Environment**. v. 112, p.1306–1319. 2008.

RIBEIRO, C. A. A. S.; et al. Delimitação automática de áreas de preservação permanente em topos de morro e em linhas de cumeada: metodologia e estudo de caso. In: Seminário de Atualização em sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicados à engenharia florestal. Curitiba, 2002. **Anais...** Curitiba: FUPEF.

Zyl, J.J. VAN. The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): a breakthrough in remote sensing of topography. **Acta Astronautica**. 48:555-565. 2001.

Avaliação de impactos para gestão ambiental de atividades rurais

Geraldo Stachetti Rodrigues¹

INTRODUÇÃO

O objetivo que nos une nesta publicação sobre indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas é contribuir para a consecução de uma nova fase de evolução tecnológica para o meio produtivo rural, para que sua melhorada inserção econômica favoreça o desenvolvimento local sustentável. Três componentes principais caracterizam o que hoje convencionalmente conhecemos como desenvolvimento, o que, em uma reflexão de bom-senso, é facilmente identificado como fundamentalmente insustentável: população, afluência e tecnologia (DIETZ; ROSA, 1994).

¹ *Ecólogo, Ph.D., Pesq. Embrapa Labex Europa / Embrapa meio ambiente. Rod. SP 340, km 127,5 - Caixa Postal. 069, Jaguariúna (SP), CEP: 13820-000 - Correio Eletrônico : stacheti@cnpma.embrapa.br*

Esses componentes podem ser assim descritos: (1) uma população que cresce ao passo de um quarto de milhão de pessoas ao dia; (2) com um consumo energético e material que se amplia em níveis superiores a 10% ao ano (COSTANZA et al., 1997); (3) com uma capacidade técnica que permite explorar anualmente o equivalente a 40% da produtividade primária terrestre do planeta (VITOUSEK et al., 1986). A óbvia impossibilidade de perdurar com tal tendência expansionista em longo prazo, reconhecidos os limites de disponibilidade de recursos da biosfera, impõe a necessidade de buscar alternativas que favoreçam um desenvolvimento que seja sustentável.

A contribuição da pesquisa científica e tecnológica para este objetivo, em particular no que concerne às atividades produtivas rurais, foco da nossa atenção, centra-se em avaliar o impacto de tecnologias, práticas e formas de manejo empregadas na produção e indicar medidas e alternativas que favoreçam sua viabilidade econômica, sua adequação ambiental e sua contribuição social (RODRIGUES; RODRIGUES, 2007). Esses objetivos da agricultura sustentável representam, na prática, o manejo e a utilização dos agroecossistemas de modo a manter a diversidade biológica, a produtividade e a capacidade regenerativa, preservando – agora e no futuro – as funções ecológicas, econômicas e sociais nas esferas local, nacional e global, sem causar danos a outros ecossistemas (LEWANDOWSKI et al., 1999; referenciando a ‘Conferência de Ministros Europeus do Meio Ambiente’).

Ao invocar ação (o manejo de agroecossistemas) em sua essência, esta definição evidencia a importância das Avaliações de Impactos Ambientais (AIA) para a promoção da agricultura sustentável. AIAs são procedimentos desenvolvidos sob a égide científica da Ecologia, com o intuito de permitir a previsão, a análise, e a mitigação dos efeitos ambientais de atividades, projetos e políticas de desenvolvimento que impliquem alteração da qualidade ambiental (RODRIGUES, 1998). Operacionalmente, AIAs consideram a interação entre as fontes de impacto e o meio receptor dos efeitos, incluindo os atores sociais intervenientes (BISSET, 1987).

Entre as alternativas metodológicas para a realização de AIAs, visando motivar produtores a promoverem adoção e conversão tecnológica para gestão ambiental das atividades produtivas rurais, a aplicação de indicadores de sustentabilidade tem sido uma abordagem de escolha (BOSSHARD, 2000). Idealmente, os indicadores são organizados em sistemas de avaliação que podem se dirigir a diferentes escalas e níveis de complexidade, segundo o alcance dos objetivos de desenvolvimento definidos, entre os quais podemos avançar a gestão ambiental de atividades e territórios rurais.

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DE ATIVIDADES RURAIS E GESTÃO AMBIENTAL TERRITORIAL

Conformar redes sociais de interesse, organizar agentes locais, firmar parcerias, construir arranjos produtivos, enfim amalgamar os anseios comunitários de desenvolvimento sustentável não são processos espontâneos, é necessário um objetivo comum, um projeto consensual para o qual convirjam os interesses dos agentes envolvidos. No meio rural, as capacidades produtivas e as características dos recursos naturais oferecem as bases para a convergência de objetivos e potencialidades a serem priorizadas em um projeto de desenvolvimento (CAMPANHOLA et al., 2007).

Tendo-se o desenvolvimento sustentável como objetivo acordado entre os agentes da rede social de interesse, faz-se mister elaborar o fio condutor que permita tecer a malha da rede social. As características locais de áreas rurais, com sua diversidade de atividades voltadas para o aproveitamento dos recursos e a conservação ambiental, juntamente com o resgate e a valorização de modos de vida, oferecem o tal fio condutor. Por meio da avaliação, adequação e gestão da qualidade ambiental na realização das atividades rurais, é possível promover a integração dos produtores locais, cuja organização pode culminar na gestão ambiental territorial. Com isso, viabilizam-se relações sociais que ampliam a inserção dos produtores comprometidos com o desenvolvimento sustentável, estendendo o alcance social do manejo ecológico agropecuário.

Uma alternativa para a realização de avaliação ambiental de atividades rurais, adequação tecnológica agropecuária e gestão territorial participativa é o Sistema de Avaliação Ponderada de Impacto Ambiental de Atividades Rurais (APOIA-NovoRural, RODRIGUES; CAMPANHOLA, 2003). Este método tem sido aplicado à gestão ambiental territorial (RODRIGUES et al., 2006a), a programas de desenvolvimento rural em escala de país (RODRIGUES; MOREIRA-VIÑAS, 2007a), a setores produtivos (RODRIGUES et al., 2008a) e cadeias produtivas agrícolas (RODRIGUES et al., 2007b), bem como a sistemas de produção (BUSCHINELLI et al., 2008; RODRIGUES et al., 2008b) e no entorno de áreas de proteção ambiental (RODRIGUES et al., 2008c, 2009). Nas seções seguintes, apresentam-se detalhes desse método, uma revisão dos estudos de caso realizados até o presente como exemplos de diferentes escalas espaciais e níveis de integração agropecuária estudados, e uma discussão sobre sua aplicabilidade para promoção do desenvolvimento local sustentável.

O MÉTODO APOIA-NOVORURAL

Com o objetivo de implementar a gestão ambiental de atividades e estabelecimentos rurais, o método APOIA-NovoRural visa prover um procedimento de avaliação que satisfaça as premissas da ciência de AIA, segundo o modelo pressão/estado/resposta da OCDE (1993). Assim, cada avaliação configura-se conforme (1) a específica situação socioeconômica, físico-química e de escala de produção, dessa forma definindo-se a PRESSÃO exercida sobre o ambiente, ou seja, o contexto local da atividade rural avaliada. Segue-se a avaliação do ESTADO do ambiente, segundo (2) análise instrumental/levantamento de dados objetivos quantitativos de campo e cálculo de índices de impacto em matrizes de ponderação especificamente designadas, para o conjunto de indicadores componentes do sistema de avaliação. Essas etapas resultam na (3) composição de Relatórios de Gestão Ambiental para entrega aos produtores, para sua tomada de decisão quanto à RESPOSTA

para adequação do manejo e conversão tecnológica, visando à correção de impactos negativos e à promoção dos positivos, contribuindo para a gestão ambiental.

Partindo dessas premissas, o sistema APOIA-NovoRural foi desenvolvido segundo os seguintes princípios:

- a) Permitir a avaliação das mais diversas atividades rurais, em variadas regiões e situações ambientais, na escala específica do estabelecimento rural (na qual se faz a tomada de decisão para gestão ambiental).
- b) Incluir indicadores relativos aos aspectos ecológicos, econômicos, socioculturais e de manejo implicados com o desenvolvimento local sustentável.
- c) Facilitar a detecção de pontos críticos para correção de manejo.
- d) Expressar os resultados em uma forma simples e direta para agricultores e empresários rurais, tomadores de decisão e o público em geral.
- e) Ser informatizado e fornecer uma medida final integrada do impacto ambiental (e da sustentabilidade) da atividade rural estudada, contribuindo para a gestão ambiental e a ecocertificação em atendimento à demanda de produtores e de suas organizações.

O sistema consta de um conjunto integrado de 62 indicadores ambientais, construídos em matrizes escalares de ponderação (RODRIGUES, 1998), formuladas para a avaliação sistêmica de atividades rurais, de acordo com cinco dimensões de sustentabilidade (Figura 1): i) ecologia da paisagem, ii) qualidade ambiental (atmosfera, água e solo), iii) valores socioculturais, iv) valores econômicos, e v) gestão e administração.

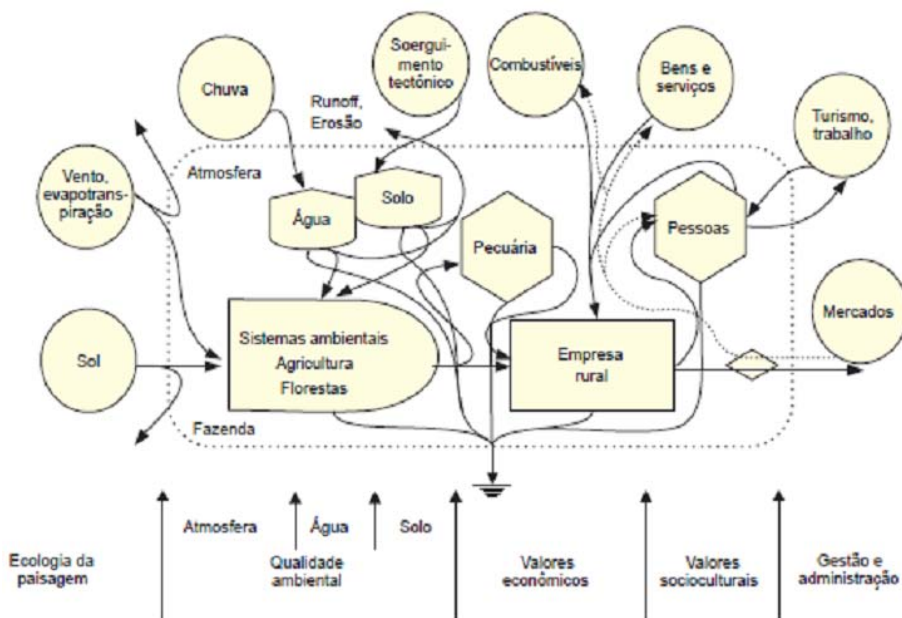


Figura 1 - Inserção das dimensões de sustentabilidade para integração de indicadores do sistema APOIA-NovoRural, segundo enfoque sistêmico de um estabelecimento rural, de acordo com Odum(1996). Fontes externas de matéria e energia são associadas a estoques internos, unidades ambientais e produtivas do sistema que, de um lado, exporta produtos e recebe devida compensação dos mercados, e, de outro, conecta-se via fluxos de reciclagem, retroalimentação e controle.

O estabelecimento rural representa a escala espacial de análise, que é procedida de forma analítica quantitativa, avaliando-se os efeitos da atividade rural em cada um e em todos os indicadores. Índices de impacto são automaticamente calculados de acordo com fatores de ponderação apropriados, construídos a partir de uma revisão de métodos de avaliação, discussões em

grupos de especialistas e workshops, seguidos de validação de campo para diferentes setores produtivos (RODRIGUES et al., 2003). O conjunto completo de indicadores do sistema APOIA-NovoRural e suas respectivas unidades de medição, pesquisadas no campo e em análises laboratoriais, é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Dimensões de sustentabilidade e respectivos indicadores de impacto ambiental do sistema APOIA-NovoRural, com unidades de medida utilizadas para caracterização em levantamentos de campo e laboratório (RODRIGUES; CAMPANHOLA, 2003)

Dimensões e indicadores	Unidades de medida obtidas em campo e laboratório
Dimensão Ecologia da Paisagem	
1. Fisionomia e condição dos habitats naturais	• Porcentagem da área da propriedade
2. Diversidade e condições de manejo das áreas de produção	• Porcentagem da área da propriedade
3. Diversidade e condições de manejo das atividades confinadas (agrícolas/não-agrícolas e de produção animal)	• Porcentagem da renda da propriedade, excluídas atividades não confinadas
4. Cumprimento com requerimento da reserva legal	• Porcentagem da área averbada como reserva legal na propriedade
5. Cumprimento com requerimento de áreas de preservação permanente	• Porcentagem da área da propriedade
6. Corredores de fauna	• Área (ha) e número de fragmentos
7. Diversidade da paisagem *	• Índice de Shannon-Wiener (dado)
8. Diversidade produtiva *	• Índice de Shannon-Wiener (dado)
9. Regeneração de áreas degradadas *	• Porcentagem da área da propriedade
10. Incidência de focos de doenças endêmicas	• Número de criadouros
11. Risco de extinção de espécies ameaçadas	• Número de (sub) populações ameaçadas
12. Risco de incêndio	• Porcentagem da área atingida pelo risco
13. Risco geotécnico	• Número de áreas influenciadas

Dimensão Qualidade dos Compartimentos Ambientais

a) Qualidade da Atmosfera

- | | |
|---|--------------------------------------|
| 14. Partículas em suspensão/fumaça | • Porcentagem do tempo de ocorrência |
| 15. Odores | • Porcentagem do tempo de ocorrência |
| 16. Ruídos | • Porcentagem do tempo de ocorrência |
| 17. Óxidos de carbono / hidrocarbonetos | • Porcentagem do tempo de ocorrência |
| 18. Óxidos de enxofre | • Porcentagem do tempo de ocorrência |
| 19. Óxidos de nitrogênio | • Porcentagem do tempo de ocorrência |

b) Qualidade da Água

Água superficial

- | | |
|-------------------------------------|--|
| 20. Oxigênio dissolvido * | • Porcentagem de saturação de O ₂ |
| 21. Coliformes fecais * | • Número de colônias/100 ml |
| 22. DBO ₅ * | • Miligrama/litro de O ₂ |
| 23. pH * | • pH |
| 24. Nitrato * | • Miligrama NO ₃ /litro |
| 25. Fosfato * | • Miligrama P ₂ O ₅ /litro |
| 26. Sólidos totais * | • Miligrama sólidos totais/litro |
| 27. Clorofila a * | • Micrograma clorofila/litro |
| 28. Condutividade * | • Micro ohm/cm |
| 29. Poluição visual da água | • Porcentagem do tempo de ocorrência |
| 30. Impacto potencial de pesticidas | • Porcentagem da área tratada |

Água subterrânea

- | | |
|-------------------------|------------------------------------|
| 31. Coliformes fecais * | • Número de colônias/100 ml |
| 32. Nitrato * | • Miligrama NO ₃ /litro |
| 33. Condutividade * | • Micro ohm/cm |

c) Qualidade do Solo

- | | |
|-------------------------------------|------------------------------------|
| 34. Matéria orgânica * | • Porcentagem de matéria orgânica |
| 35. pH * | • pH |
| 36. P resina * | • Miligrama P/dm ³ |
| 37. K trocável * | • Milimol de carga/dm ³ |
| 38. Mg (e Ca) trocável * | • Milimol de carga/dm ³ |
| 39. Acidez potencial (H + Al) * | • Milimol de carga/dm ³ |
| 40. Soma de bases * | • Milimol de carga/dm ³ |
| 41. Capacidade de troca catiônica * | • Milimol de carga/dm ³ |
| 42. Volume de bases * | • Porcentagem de saturação |
| 43. Potencial de erosão | • Porcentagem da área |

Dimensão Valores Socioculturais	
44. Acesso à educação *	• Número de pessoas
45. Acesso a serviços básicos	• Acesso a serviços básicos (1 ou 0)
46. Padrão de consumo	• Acesso a bens de consumo (1 ou 0)
47. Acesso a esporte e lazer	• Horas dedicadas
48. Conservação do patrimônio histórico, artístico, arqueológico e espeleológico	• Número de monumentos/eventos do patrimônio
49. Qualidade do emprego	• Porcentagem dos trabalhadores
50. Segurança e saúde ocupacional	• Número de pessoas expostas
51. Oportunidade de emprego local qualificado	• Porcentagem do pessoal ocupado
Dimensão Valores Econômicos	
52. Renda líquida do estabelecimento	• Tendência de atributos da renda (1 ou 0)
53. Diversidade de fontes de renda	• Proporção da renda domiciliar
54. Distribuição de renda	• Tendência de atributos da renda (1 ou 0)
55. Nível de endividamento corrente	• Tendência de atributos da renda (1 ou 0)
56. Valor da propriedade	• Proporção da alteração de valor
57. Qualidade da moradia	• Proporção dos residentes
Dimensão Gestão e Administração	
58. Dedicção e perfil do responsável	• Ocorrência de atributos (1 ou 0)
59. Condição de comercialização	• Ocorrência de atributos (1 ou 0)
60. Reciclagem de resíduos	• Ocorrência de atributos (1 ou 0)
61. Gestão de insumos químicos	• Ocorrência de atributos (1 ou 0)
62. Relacionamento institucional	• Ocorrência de atributos (1 ou 0)

(*) Indicador expresso em duas medidas, quais sejam índice de impacto e variação percentual, proporcional, ou relativa; cada uma com seu respectivo valor de utilidade.

As informações requeridas para preenchimento das matrizes de ponderação são obtidas em vistorias de campo (auxiliadas por GPS, mapas e imagens de satélite) e levantamento de dados sobre o histórico administrativo do estabelecimento rural. Indicadores relacionados à qualidade do solo e da água são obtidos com análises instrumentais de campo e laboratório. As matrizes de ponderação são construídas para transformar as variáveis dos indicadores em índices de impacto, segundo funções de utilidade (escala normalizada de 0 a 1, com o valor da linha de base de conformidade ambiental estabelecido em 0,7 (BISSET, 1987) (Figura 2). Essas funções expressam as linhas-base de desempenho ambiental para cada indicador em particular, e foram derivadas em testes de probabilidade e de sensibilidade, caso a caso, para cada indicador (GIRARDIN et al., 1999).

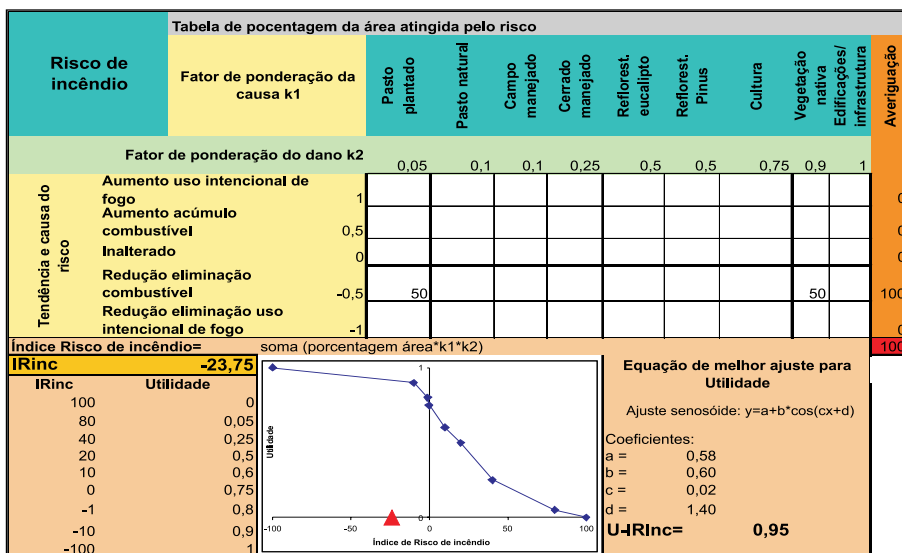


Figura 2 - Exemplo de matriz de ponderação do sistema APOIA-NovoRural, apresentando o indicador risco de incêndio. Esta matriz escalar típica integra dois grupos de atributos (um para causa e outro para danos sob efeito de incêndios) com respectivos valores de ponderação (k1 e k2), equação para cálculo do índice de impacto (IRinc = -23,75), tabela de correspondência e gráfico para a relação índice de impacto/desempenho ambiental, e equação e coeficientes para conversão em utilidade (0,95). Na extrema direita, a coluna 'averiguação' afere a correção dos dados de entrada (100%), que, neste caso, representam a porcentagem da área do estabelecimento sob risco de incêndio. Nas células de entrada, observa-se na linha referente à tendência 'redução de risco devido à eliminação de combustível', 50% em área de pasto plantado, 50% em área de vegetação nativa.

No teste de probabilidade, definem-se os limites da escala (mínimo e máximo) e o valor de conformidade (0,7) para cada indicador, de acordo com a

solução numérica da variável que define o indicador (no exemplo da Figura 1, porcentagem de área sob risco de incêndio, nas possíveis situações de tendência e dano). No teste de sensibilidade, definem-se a direção do indicador (se positivo ou negativo) e o significado das mudanças trazidas acerca da atividade avaliada, segundo relação quantitativa com o desempenho estabelecido na linha de base. Esses testes permitem a construção de uma tabela de correspondência entre os índices de impacto do indicador (no exemplo dado, $IRinc [S p_i * k_1 * k_2] = -23,75$) e os valores de utilidade, os quais são então apresentados graficamente. Esse relacionamento de correspondência é, então, matematicamente efetuado por uma equação de melhor ajuste, resultando na expressão do índice do impacto em valores de utilidade ($U-IRinc = 0,95$, no exemplo Figura 2).

Matrizes de ponderação similares à apresentada na Figura 2 são disponíveis para os 62 indicadores do Sistema APOIA-NovoRural, permitindo a avaliação integrada de sustentabilidade. As matrizes podem conter informações simples obtidas em análise de campo e laboratório (por exemplo, pH em água, Figura 3), ou estruturas mais complexas como a apresentada na Figura 2, e são integradas para composição das dimensões de avaliação (Figura 4).

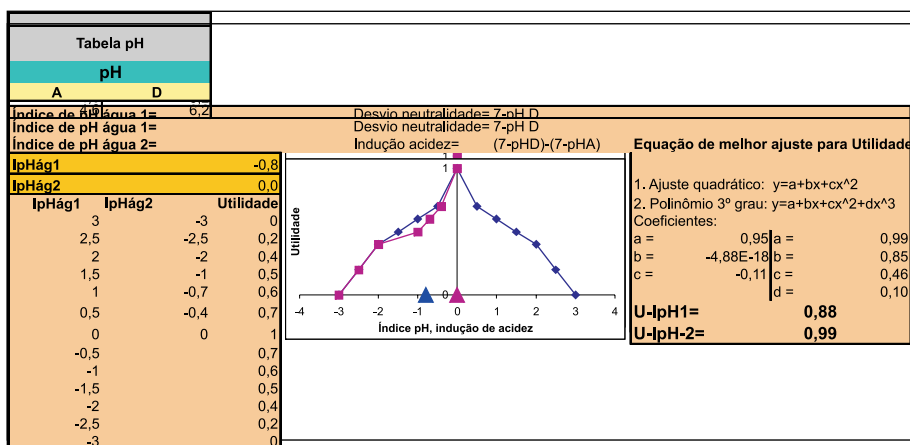


Figura 3 - Exemplo de matriz simples do indicador pH-Água do sistema APOIA-NovoRural.

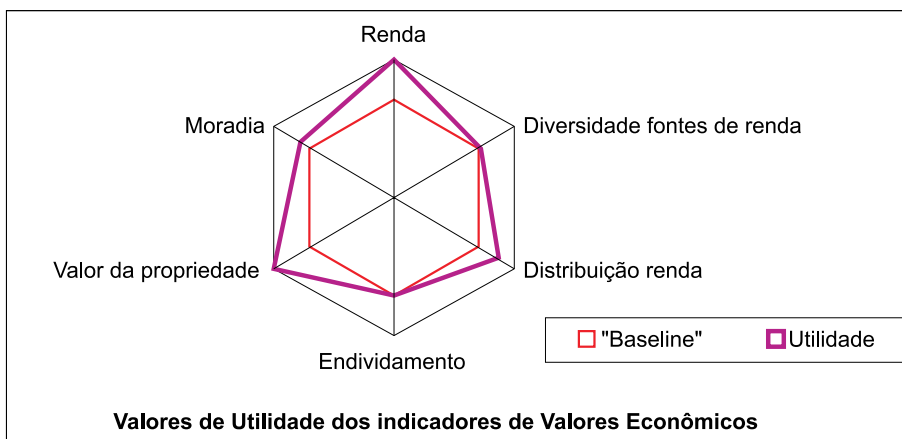


Figura 4 - Exemplo de integração de indicadores, no caso da dimensão Valores econômicos do sistema APOIA-NovoRural.

Os resultados da avaliação são apresentados em forma de gráficos impressos, expressando o desempenho da atividade em avaliação para cada um dos indicadores, comparativamente à linha de base definida. Os resultados para todos indicadores são combinados pela média dos valores de utilidade para cada dimensão considerada e para o conjunto integrado de indicadores, compondo um diagrama síntese dos impactos para as cinco dimensões de avaliação e para a atividade como um todo (Figura 5).

Indicadores de sustentabilidade em sistemas de produção agrícola

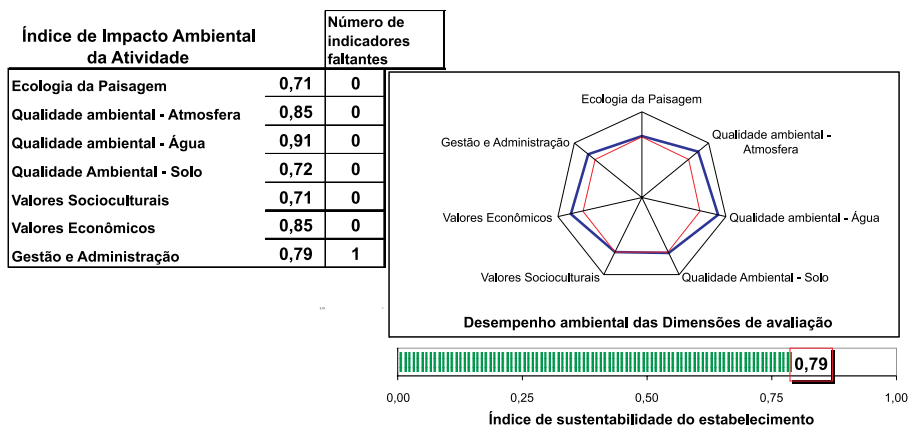


Figura 5 - Exemplo de gráfico síntese de resultados do sistema APOIA-NovoRural. Aparecem os índices de impacto para cada dimensão considerada, uma coluna para exclusão de eventuais indicadores faltantes na avaliação específica, e o índice de sustentabilidade agregado para o estabelecimento rural. Gráficos similares são disponíveis no sistema para cada dimensão de avaliação e seus indicadores individuais, facilitando a detecção de pontos críticos para correção de manejo.

Ao final de cada avaliação, formula-se um Relatório de Gestão Ambiental que é entregue ao produtor rural para sua tomada de decisão, visando à minimização dos impactos negativos e maximização dos impactos positivos, contribuindo para o desenvolvimento local sustentável.

Em resumo, a aplicação do Sistema APOIA-NovoRural consiste em:

1. Identificar os limites espaço-temporais da atividade a ser avaliada no âmbito do estabelecimento rural; realizar o levantamento de campo, a coleta de dados e de amostras de solo e água para análise laboratorial.
2. Inserir os dados nas matrizes de ponderação do sistema, obtendo os índices de desempenho referentes aos indicadores, que são convertidos automaticamente para valores de utilidade (escala de 0 a 1) e agregados

em índices de sustentabilidade nas cinco dimensões consideradas.

3. Analisar os resultados gráficos, identificando os indicadores que mais restringem a sustentabilidade, averiguando possíveis desconformidades com a linha de base.
4. Formular o Relatório de Gestão Ambiental, indicando medidas corretivas, recomendações de adequação tecnológica e de manejo para abatimento dos impactos ambientais negativos e promoção dos positivos.

ESTUDO DE CASOS: APLICAÇÕES DO SISTEMA APOIA-NOVORURAL, ESCALAS DE RESOLUÇÃO E CONTRIBUIÇÕES PARA A GESTÃO AMBIENTAL DE ATIVIDADES RURAIS

Uma série de projetos de pesquisa utilizando o sistema APOIA-NovoRural tem permitido ajustar os procedimentos para alcances que vão desde estabelecimentos rurais representativos de cadeias produtivas e sistemas de produção específicos, ou estabelecimentos selecionados para gestão ambiental em setores produtivos rurais, até conjuntos de estabelecimentos inseridos em contextos de gestão ambiental territorial, e adaptação do sistema para um programa de desenvolvimento rural sustentável em escala de país. Esses estudos de caso são, a seguir, resumidos, como exemplos das possíveis escalas de resolução e níveis de complexidade para as potenciais contribuições desse sistema de indicadores para a gestão ambiental de atividades rurais.

Aplicações em Estabelecimentos Rurais Representativos de Sistemas de Produção

Avaliação Ambiental da Produção Integrada de Frutas (PIF-Morango) por Produtores Familiares em São Bento do Sapucaí (SP)

A PIF é definida como um conjunto de práticas organizacionais, ambientais, de manejo e de qualidade de produtos, segundo padrões de

conformidade estabelecidos para mercados especiais e de exportação. Um programa de PIF-morango tem sido desenvolvido em São Bento do Sapucaí (SP) para consolidação de termos de referência de Produção Integrada (PI) para a cultura e para verificação das contribuições do sistema de produção para a sustentabilidade dos estabelecimentos adotantes. Visando atender a este último objetivo, dois estabelecimentos rurais, um especializado em produção de morangos (A) e outro diversificado (B), foram estudados com o sistema APOIA-NovoRural. Os resultados indicaram importantes contribuições da PIF-morango, com índices de impacto adequados em todas as dimensões, alcançando elevado índice de sustentabilidade para os dois estabelecimentos (coincidentemente = 0,79).

Os índices de desempenho ambiental para a dimensão Ecologia da paisagem alcançaram 0,72 e 0,75 (estabelecimentos A e B, respectivamente), a despeito do relevo fortemente acidentado da região. Um forte contraste foi verificado no indicador Diversidade Produtiva (0,49 e 0,69 respectivamente para estabelecimentos A e B), que representa maleabilidade para geração de renda e segurança econômica dos produtores. Excelentes condições de Qualidade das águas (valores médios = 0,92 e 0,88) e melhorias na Qualidade dos solos (0,69 e 0,70) estavam associadas à PIF-morango. Importantes contribuições foram também observadas nas dimensões econômicas e de valores socioculturais, com o estabelecimento diversificado (B) apresentando melhores índices de desempenho, dadas as melhores condições de comercialização resultantes da diversificação produtiva (BUSCHINELLI et al., 2007).

Avaliação de Desempenho Ambiental de Práticas de Agricultura de Precisão na Produção de Grãos em Sistema de Plantio Direto em Rio Verde (GO)

Agricultura de precisão (AP) é definida como o conjunto de práticas que consideram a variabilidade espacial das condições de produção e aplicam

manejo sítio-específico de insumos e recursos. Visando verificar a eficácia dessas práticas de AP para o desempenho ambiental, avaliações foram feitas em dois estabelecimentos rurais produtores de grãos em sistema de plantio direto, sendo um com AP em ciclo completo (A), e outro com manejo convencional de plantio direto (B), na região de Rio Verde (GO).

Os resultados das avaliações indicaram importantes contribuições das práticas de AP para o desempenho ambiental dos estabelecimentos estudados. Os índices de impacto observados apresentaram-se acima da linha de base de sustentabilidade para a maioria dos indicadores, em todas as dimensões, resultando em desempenhos ambientais altamente favoráveis (valores médios = 0,80 e 0,76 para estabelecimentos A e B, respectivamente). A principal melhoria de desempenho em favor do estabelecimento A referiu-se ao manejo químico do solo, devido à correção precisa da acidez potencial, promovendo assim a saturação de bases e níveis mais elevados de produtividade (RODRIGUES et al., 2008b)

Aplicações em Estabelecimentos Selecionados Representativos de Setores Produtivos

Gestão Ambiental na Estruticultura

Uma pesquisa colaborativa foi proposta pela Federação de Cooperativas de Produtores de Avestruzes do Sudeste (FECOAVESTRUZ-Sudeste) e pela Embrapa Meio Ambiente para treinar técnicos e organizar procedimentos de gestão ambiental voltados à definição de 'Termos de Referência' de sustentabilidade para a estruticultura (RODRIGUES et al., 2007a). Estabelecimentos diferentes em termos de escalas produtivas e períodos desde implantação da criação de avestruzes foram assim selecionados: estabelecimento A, operação iniciada em 1996 e hoje maior do Brasil, com aproximadamente 2.500 aves; estabelecimento B com pequena criação (aproximadamente 50 casais) iniciada em 2005.

Os indicadores de Ecologia da paisagem no estabelecimento A (0,70) mostraram cumprimento com requerimentos de conservação de habitats definidos na legislação brasileira. No estabelecimento B, entretanto, as Áreas de Preservação Permanente apresentaram deficiências, resultando em um índice abaixo da linha de conformidade (0,62). O indicador Diversidade produtiva resultou baixo em ambos os estabelecimentos, dado que a produção de avestruzes representava a única atividade relevante, indicando um risco para a sustentabilidade. Os indicadores de Qualidade das águas diferiram fortemente entre os estabelecimentos estudados, com altos níveis de nitratos e presença de coliformes nas águas superficiais e subterrâneas no estabelecimento A. Os níveis de nitrato nas águas subterrâneas do estabelecimento B mostraram-se também elevados, embora ainda abaixo de níveis considerados tóxicos para as aves. A Qualidade dos solos apresentou resultados médios abaixo da linha de base (0,64 e 0,60, estabelecimentos A e B, respectivamente), denotando solos pouco férteis nos estabelecimentos estudados, em especial devido a baixos níveis de fósforo e potássio, além de perdas no conteúdo de matéria orgânica no interior dos piquetes de criação (RODRIGUES et al., 2008a).

Resultados muito favoráveis foram obtidos para todos os indicadores da dimensão Valores econômicos no estabelecimento A (índice médio = 0,83), refletindo o amadurecimento do negócio desde sua implantação, sua economia de escala e favorável inserção no mercado. Em contraste, principalmente devido aos elevados investimentos (refletidos em alto nível de endividamento corrente) e restrita geração de renda, o estabelecimento B apresentou índice de desempenho econômico mais modesto (0,67). Por outro lado, as dimensões Valores socioculturais e especialmente Gestão e administração mostraram-se bastante favoráveis (0,84 e 0,94; 0,76 e 0,78, respectivamente para os estabelecimentos A e B), indicando elevado nível de profissionalismo do setor estruturador. O conjunto de indicadores e procedimentos desse estudo conformaram as bases para o enunciado de termos de referência de sustentabilidade para o setor, divulgados e promovidos pela FECOAVESTRUZ-Sudeste.

Avaliação Socioambiental de Cultivos de Oleaginosas para Produção de Biodiesel

A inserção de pequenos produtores de oleaginosas nas cadeias produtivas de biocombustíveis representa nova oportunidade de desenvolvimento rural no Brasil, devido a duas circunstâncias: a intensificação da demanda por óleos vegetais (e gordura animal), promovendo preços e capacidade de negociação dos produtores; e as provisões do Selo Combustível Social, que oferece vantagens às empresas que adquirem diretamente de pequenos produtores cadastrados. Sob influência desses condicionantes, arranjos produtivos locais vêm sendo organizados, em diferentes contextos institucionais, formas de engajamento de produtores e sistemas de produção.

Visando promover o conhecimento sobre tais arranjos produtivos, avaliações de impactos socioambientais da produção de oleaginosas para obtenção de biodiesel foram feitas em quatro regiões produtoras no Brasil, envolvendo quatro diferentes cadeias produtivas e estabelecimentos rurais, então selecionados como unidades demonstrativas de gestão ambiental. Os estudos foram realizados na região de Cássia (MG), com produção de nabo-forrageiro em plantio direto; na região de Belém (PA), com produção de palma de óleo; e nas regiões de São Raimundo Nonato (PI) e de Irecê (BA), com produção de mamona (RODRIGUES et al., 2007b).

Os resultados principais indicaram que as dimensões ecológicas da sustentabilidade, ou seja, aquelas relativas à Ecologia da paisagem e à Qualidade ambiental (atmosfera, água e solo) mostraram adequadas condições no campo, aparentemente ainda não influenciadas negativamente por aumentos no uso de insumos e recursos, previstos como impactos importantes da intensificação associada ao setor de agroenergia. Indicadores relativos aos Valores econômicos mostraram-se favoravelmente influenciados pelos arranjos produtivos estudados. Por outro lado, importantes consequências positivas previstas para favorecer a inserção dos pequenos produtores, como melhorias em indicadores de Valores socioculturais e de Gestão e administração, restam ainda serem materializadas (RODRIGUES et al., 2009).

Aplicações em Conjuntos de Estabelecimentos para Gestão Ambiental Territorial e no Entorno de Unidades de Conservação

Gestão Ambiental Territorial do Agroturismo e da Horticultura Orgânica

Um estudo de avaliação ambiental e gestão territorial participativa foi desenvolvido para as atividades de agroturismo nas regiões de Itu (SP) e Venda Nova do Imigrante (ES), e de horticultura orgânica nas regiões de Ibiúna (SP) e Francisco Beltrão (PR), visando promover a organização dos produtores em relação à gestão ambiental. Os resultados indicaram a dimensão Ecologia da paisagem como a que mais demandava intervenção para melhoria do desempenho ambiental nos numerosos estabelecimentos estudados (75 para as diferentes atividades e regiões), independente da atividade rural. Um resultado interessante foi o desempenho muito favorável dos estabelecimentos de horticultura orgânica na dimensão Gestão e Administração, o que contribuiu para melhor desempenho também nas outras dimensões dessa atividade (RODRIGUES et al., 2006a).

A consistência desse resultado (RODRIGUES et al., 2006b), que se deve aos estritos padrões de manejo e gestão praticados nos estabelecimentos certificados orgânicos, indica que esta dimensão de avaliação da sustentabilidade influencia o desempenho ambiental em geral, isto é, pela melhoria das estratégias de gestão e administração os produtores promovem a conformidade de muitos outros aspectos do desempenho ambiental. Isso indica que sistemas de AIA representam um instrumento extremamente importante para a promoção do desenvolvimento local sustentável em áreas rurais (CAMPANHOLA et al., 2007).

Gestão Ambiental Territorial das Atividades Rurais na APA da Barra do Rio Mamanguape (PB)

A promoção de boas práticas de manejo agrícola tem sido especialmente enfatizada em regiões nas quais ocorrem áreas de relevante interesse ecológico e de proteção da biodiversidade, como no entorno de Unidades de Conservação. Visando contribuir com esse objetivo, um estudo de gestão ambiental de atividades rurais foi desenvolvido na Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do Rio Mamanguape (PB), em cooperação e segundo as prioridades definidas pelo Ibama/PB.

O sistema APOIA-NovoRural foi aplicado em 38 estabelecimentos e comunidades rurais, para os quais formularam-se relatórios de gestão ambiental entregues aos produtores e líderes comunitários, e consolidados em um relatório de gestão ambiental territorial. Esses documentos foram apresentados e debatidos em oficinas de trabalho com envolvimento de todos os grupos e setores interessados, para organização do plano de manejo da unidade de conservação. Os procedimentos dessa pesquisa, incluindo estratégias de envolvimento dos 'stakeholders' e a metodologia de AIA, podem ser recomendados para outras unidades do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (RODRIGUES et al., 2008c).

Gestão Ambiental Integrada de Estabelecimentos Rurais para Conservação da Biodiversidade: um Estudo na Estação Biológica de Caratinga (EBC, MG)

A EBC é uma importante reserva da Mata Atlântica, definida como prioridade nacional para a conservação do bioma e de especial interesse para a proteção de uma das maiores populações do muriqui-do-norte, criticamente ameaçado de extinção. Pesquisas de longo termo têm indicado condições locais favoráveis a um rápido crescimento dessa população, desde que promovida a expansão do habitat disponível. Neste estudo, o sistema APOIA-NovoRural foi

aplicado em quatro estabelecimentos rurais vizinhos à EBC, selecionados como unidades demonstrativas de gestão ambiental, em um programa participativo para recomposição de corredores ecológicos entre fragmentos de floresta, visando à expansão de habitat para a população local de muriqui-do-norte.

Todos os estabelecimentos apresentaram adequados desempenhos ambientais, com índices abaixo da linha de conformidade ambiental somente para Qualidade do solo (dados os solos inférteis típicos da área) e Gestão e Administração em apenas um dos estabelecimentos. Em geral, os indicadores de Ecologia da paisagem (índices entre 0,68 e 0,83) demonstraram adequada situação de conservação dos habitats, adequado desempenho das atividades produtivas, e medidas de controle de incêndios, alguns dos indicadores relacionados com proteção da fauna (LINO et al., 2010). A partir dos resultados da avaliação de impacto com o sistema APOIA-NovoRural, foi possível delinear correção relativa à Área de Preservação Permanente em um dos estabelecimentos estudados, estendendo a área da EBC em 30% quando da recomposição final do corredor ecológico, já implantado com suporte do programa PROMATA (Instituto Estadual de Florestas, MG).

Adaptação a um Programa de Desenvolvimento Rural na Escala de País

Avaliação de Impactos Ambientais no 'Proyecto Producción Responsable',
Uruguai

Sob os auspícios do Banco Mundial e do 'Global Environmental Facility', o 'Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca del Uruguay' iniciou o projeto 'Manejo Integrado de los Recursos Naturales y de la Biodiversidad' (conhecido como 'Proyecto Production Responsable'-PPR), direcionado à inovação tecnológica e de gestão ambiental do setor agropecuário do país.

O sistema APOIA-NovoRural foi adaptado a esses propósitos como ‘Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de Actividades Agropecuarias’ (EIAR-Uruguay), com 57 indicadores validados em situações ambientais e produtivas contrastantes e representativas do espectro de estabelecimentos endereçados no PPR: um pequeno estabelecimento hortícola e um médio estabelecimento de pecuária de corte (RODRIGUES; MOREIRA-VIÑAS, 2007a). O sistema de avaliação foi feito disponível como instrumento de planejamento e acompanhamento do PPR, juntamente com um Manual Técnico (RODRIGUES; MOREIRA-VIÑAS, 2007b), sistema de coleta, tratamento de dados e expressão de resultados (‘EIAR Planilla de cálculo’), e formulários para composição dos relatórios de gestão ambiental.

Este conjunto de estudos, envolvendo diferentes atividades rurais, sistemas de produção e escalas de integração de avaliações de impacto exemplifica a maleabilidade desta proposta de abordagem de pesquisa de gestão ambiental exercitada na Embrapa – com foco em avaliação no âmbito de estabelecimentos rurais. No sentido de ampliar o alcance da proposta apresentada neste trabalho, visando níveis complementares de consideração para o desenvolvimento rural, faz-se necessário abranger escalas territoriais mais amplas, de bacias hidrográficas a regiões, com base em indicadores de base secundária a partir de estatísticas censitárias e informações remotas, entre outras fontes de dados. Portanto, a prioridade de pesquisa volta-se para a integração do nível de análise aqui apresentado com escalas mais abrangentes, visando ampliar as contribuições das avaliações de impacto ambiental para o desenvolvimento sustentável do setor rural.

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

O APOIA-NovoRural é um método integrado, suficiente para avaliações de sustentabilidade na escala de estabelecimentos rurais. O sistema compreende as dimensões ecológica, sociocultural e econômica (incluindo gestão e administração) da sustentabilidade, agregadas em uma medida

quantitativa e objetiva das contribuições das atividades agrícolas para o desenvolvimento local sustentável. O método é de aplicação relativamente simples, desde que realizada por pessoal capacitado, facilita a ativa participação de produtores/administradores rurais e permite a coleta, o armazenamento, a análise e a comunicação de informações relativas a impactos ambientais. A plataforma computacional é de fácil distribuição e utilização, e fornece resultados em figuras de entendimento simples, passíveis de incorporação em formulários para composição de relatórios de gestão ambiental. Nesses relatórios, recomendações de melhores práticas de manejo e tecnologias para correção de indicadores negativos e promoção daqueles positivos podem ser diretamente endereçadas aos produtores.

Os resultados relativos ao desempenho de atividades estudadas segundo indicadores ambientais específicos oferecem uma ferramenta de diagnóstico para produtores/administradores rurais, apontando a situação de conformidade com padrões ambientais em cada aspecto do impacto da atividade nas condições do estabelecimento. Adicionalmente, os indicadores mostram a variação relativa e a tendência temporal dos impactos, apontando linhas de ação para a gestão ambiental.

Os resultados combinados segundo as dimensões integradas provêm aos tomadores de decisão uma visão de conjunto dos efeitos, sejam positivos ou negativos, dessas atividades agrícolas sobre o desenvolvimento local, facilitando a seleção e recomendação de políticas de incentivo ou medidas de controle na escala do território. Finalmente, o índice de sustentabilidade pode ser tomado como uma medida das contribuições das atividades rurais para o desenvolvimento das comunidades locais, segundo as demandas de produtores, administradores, tomadores de decisão e organizações rurais. Esta medida pode ser empregada para a certificação de processos produtivos, de acordo com objetivos localmente definidos de integridade ecológica, vitalidade econômica e equidade social para o desenvolvimento local sustentável.

AGRADECIMENTOS

Este capítulo apresenta resultados de estudos apoiados pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), do Programa de Apoio à Agricultura Familiar do Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), do Projeto PROBIO II 'Ações Integradas Público-Privadas para a Biodiversidade' (MMA/SBF/GEF/Banco Mundial) e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. Especial agradecimento é dedicado aos produtores rurais que têm participado dos estudos de caso, que nos permitem realizar as sempre necessárias melhorias no método.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BISSET, R. Methods for environmental impact assessment: a selective survey with case studies. In: BISWAS, A.K.; GEPING, Q. (Ed.). **Environmental Impact Assessment for Developing Countries**. London: Tycooly International, 1987, p. 3-64.

BOSSHARD, A. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.77, p. 29-41, 2000.

BUSCHINELLI, C.C. de A.; CALEGARIO, F.F.; BUENO, S.C.S.; LINO, J.S.; PASTRELLO, B.M.C.; RODRIGUES, G.S. Certificação participativa e gestão ambiental da produção integrada de morango. In: IX SEMINÁRIO BRASILEIRO DE PRODUÇÃO INTEGRADA DE FRUTAS, 2007, Bento Gonçalves. **Anais...** Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2007. p.97-101.

CAMPANHOLA, C.; RODRIGUES, G.S.; RODRIGUES, I.A. Gestão ambiental territorial. In: GEBLER, L.; PALHARES, J.C.P. (Eds). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, p. 13-31.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, de R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M.. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v.387, n. 15, p. 253-260, maio. 1997.

DIETZ, T.; ROSA, E.A. Rethinking the Environmental Impacts of Population, Affluence and Technology. **Human Ecology Review**, Summer/Autumn. v.1, p. 277-300. 1994.

GIRARDIN, P.; BOCKSTALLER, C.; WERF, H. van der. Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. **Journal of Sustainable Agriculture**, Binghamton, v. 13, n. 4, p. 5-21, 1999.

LEWANDOWSKI, I.; HARDTLEIN, M.; KALTSCHMITT, M. Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. **Crop Sciences**, v. 39, p.184-193. 1999.

LINO, J.S.; PEREIRA, J.M.; BUSCHINELLI, C.C.de A.; RODRIGUES, I.A.; RODRIGUES, G.S. Gestão Ambiental de Estabelecimentos Rurais no Entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Feliciano Miguel Abdala, Município de Caratinga, MG. **Série Documentos**, 80, p. 46, 2010. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna. Disponível em: http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_80.pdf. Acesso em set. 2010.

ODUM, H. T. **Environmental Accounting**. New York: John Wiley & Sons. 1996. 370 p.

OCDE. **Core set of indicators for environmental performance reviews**. Environmental Monographs, 83. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development. 1993.

RODRIGUES, G.S. **Avaliação de Impactos Ambientais em Projetos de Pesquisas**: Fundamentos, Princípios e Introdução à Metodologia. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1998. 66 p. (Documentos 14).

RODRIGUES, G. S.; BUSCHINELLI, C. C. de A.; MUNIZ, L. R. Ostrich farming and environmental management tools: an overview. **Australian Journal of Experimental Agriculture**. v.48, p.1308-1313. 2008a.

RODRIGUES, G. S.; BUSCHINELLI, C. C. de A.; RODRIGUES, I. A.; MEDEIROS, C. B. A collaborative research initiative for the environmental management of struthioculture. **Brazilian Journal of Poultry Sciences**. v.9, n.4, p. 221–228. 2007a.

RODRIGUES, G. S.; BUSCHINELLI, C. C. de A.; SANTANA, D. P.; SILVA, A. G. da; PASTRELLO, B. M. C. Avaliação ambiental de práticas de manejo sítio específico aplicadas à produção de grãos na região de Rio Verde (GO). **Revista Brasileira de Agrociência**. v. 14, n. 3. 2008b. No prelo.

RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C. Sistema integrado de avaliação de impacto ambiental aplicado a atividades do novo rural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 4, p. 445-451, abr. 2003.

RODRIGUES, G.S.; CAMPANHOLA, C.; QUEIROZ, J.F. de; FRIGUETTO, R.T.S.; RAMOS FILHO, L.O.; RODRIGUES, I.; BROMBAL, J.C.; TOLEDO, L.G. de. Avaliação de Impacto Ambiental de atividades em estabelecimentos familiares do Novo Rural. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 17, p. 44, 2003. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna. Disponível em: http://www.cnpma.embrapa.br/public/public_pdf21.php3?tipo=bo&id=17. Acesso em: nov. 2009.

RODRIGUES, G.S.; CAMPANHOLA, C.; RODRIGUES, I.A.; FRIGHETTO, R.T.S.; RAMOS FILHO, L.O. Gestão ambiental de atividades rurais: estudo de caso em agroturismo e agricultura orgânica. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v. 53, n. 1, p.17-31, jan./jun., 2006a.

RODRIGUES, G.S.; MOREIRA-VIÑAS, A. An environmental impact assessment system for responsible rural production in Uruguay. **Journal of Technology Management and Innovation**, Santiago, v.2, n.1, p. 42-54, 2007a.

RODRIGUES, G.S.; MOREIRA-VIÑAS, A. **Manual de evaluación de impacto ambiental de actividades rurales**. Montevideo: MGAP, World Bank, GEF, PPR, IICA, PROCISUR, Embrapa. p.164, 2007b. Disponível em: <http://www.cebra.com.uy/presponsable/seguimiento-y-evaluacion/eiar/>. Acesso em: nov. 2009.

RODRIGUES, G.S.; RODRIGUES, I.A. Avaliação de impactos ambientais na agropecuária. In: GEBLER, L.; PALHARES, J.C.P. (Ed.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, cap. 10, p. 285-310.

RODRIGUES, G.S.; RODRIGUES, I.A.; BUSCHINELLI, C.C. de A.; BARROS, I. de. Integrated farm sustainability assessment for the environmental management of rural activities. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v.30, n. 4, p. 229-239, jul. 2010.

RODRIGUES, G.S.; RODRIGUES, I.A.; BUSCHINELLI, C.C. de A.; LIGO, M.A.; PIRES, A.M. Local productive arrangements for biodiesel production in Brazil - environmental assessment of smallholder's integrated oleaginous crops management. **Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics**, Witzenhausen, v. 110, n. 1, p. 61–73, 2009;

RODRIGUES, G.S.; RODRIGUES, I.A.; BUSCHINELLI, C.C. de A.; LIGO, M.A.; PIRES, A.M.; FRIGHETTO, R.T.S.; IRIAS, L.J.M. Socio-environmental impact of biodiesel production in Brazil. **Journal of Technology Management and Innovation**, Santiago, v.2, n. 2, p. 46-66, jun. 2007b.

RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I. A.; BUSCHINELLI, C. C. de A.; QUEIROZ, J. F. de.; FRIGUETTO, R. T. S.; ANTUNES, L. R.; MARCON NEVES, M. C.; FREITAS, G. L. de.; RODOVALHO, R. B.. **Gestão Ambiental Territorial na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape (PB)**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 50. p. 90, 2008c. Disponível em: http://www.cnpma.embrapa.br/public/public_pdf21.php3?tipo=bo&id=0. Acesso em: nov. 2009.

RODRIGUES, G.S.; VALARINI, P.; FRIGHETTO, R.T.S.; CAMPANHOLA, C.; RAMOS FILHO, L.O.; RODRIGUES, I.A. Avaliação de impacto ambiental de alternativas de manejo na horticultura. **Revista Científica Rural**, Bagé, v.11, n.1, p. 1-7, 2006b.

VITOUSEK, P.M.; EHRLICH, P.R.; EHRLICH, A.H.; MATSON, P.A. Human appropriation of the products of photosynthesis. **BioScience**, v. 36, n. 6, p. 368-373, jun. 1986.



Parceiros



Apoio

FAPEMIG

Fundação de Amparo à Pesquisa do
Estado de Minas Gerais

