



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

ISSN 1678-9644

Dezembro, 2002

Documentos 144

Impacto Ambiental de Tecnologias, Indicadores de Sustentabilidade e Metodologias de Aferição: *Uma Revisão*

Anna Cristina Lanna

Santo Antônio de Goiás, GO
2002

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Arroz e Feijão

Rodovia Goiânia a Nova Veneza km 12 Zona Rural

Caixa Postal 179

75375-000 Santo Antônio de Goiás, GO

Fone: (62) 533 2110

Fax: (62) 533 2100

www.cnpaf.embrapa.br

sac@cnpaf.embrapa.br

Comitê de Publicações

Presidente: *Carlos Agustin Rava*

Secretário-Executivo: *Luiz Roberto Rocha da Silva*

Supervisor editorial: *Marina A. Souza de Oliveira*

Revisor de texto: *Vera Maria Tietzmann Silva*

Normalização bibliográfica: *Ana Lúcia D. de Faria*

Editoração eletrônica: *Fabiano Severino*

1ª edição

1ª impressão (2002): 500 exemplares

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Arroz e Feijão

Lanna, Anna Cristina.

Impacto ambiental de tecnologias, indicadores de sustentabilidade e metodologias de aferição : uma revisão / Anna Cristina Lanna. – Santo Antônio de Goiás : Embrapa Arroz e Feijão, 2002.

31 p. – (Documentos / Embrapa Arroz e Feijão, ISSN 1678-9644 ; 144)

1. Meio Ambiente – Impacto – Estudos. 2. Qualidade Ambiental – Solo. 3. Qualidade Ambiental – Água. 4. Qualidade Ambiental – Atmosfera. I. Título. II. Embrapa Arroz e Feijão. III. Série.

CDD 333.714 (21. ed.)

© Embrapa 2002

Autores

Anna Cristina Lanna

Química, Doutora em Fisiologia Vegetal. Embrapa Arroz e Feijão, Rod. Goiânia Nova Veneza Km 12, Santo Antônio de Goiás, GO 75375-000
aclanna@cnpaf.embrapa.br

Apresentação

A agricultura, no mundo, vem sofrendo grandes transformações que vão desde a introdução de produtos químicos sintéticos, ao uso de implementos sofisticados, à diminuição da diversificação de culturas e a emergência de produtores de grande porte e mais especializados. Tudo isso leva a desequilíbrios ambientais e, com eles, a necessidade de se dar sustentação aos ciclos básicos que garantem a vida na terra.

Nas últimas décadas, o movimento combinado da globalização dos mercados e a emergência das questões ambientais vêm impondo importantes mudanças estruturais no meio rural e nas práticas adotadas para a produção agrícola. Tem-se notado um aumento gradativo do nível de consciência das pessoas de que a qualidade ambiental é a base para a preservação da vida das futuras gerações.

A criação de valores de respeito ao meio ambiente não é um processo trivial, de simples vontade da alta administração, mas envolve um processo de mudança cultural que requer novas formas de pensar e agir que muitas vezes iniciam-se com atitudes simples como as de ordem e limpeza e alcançam os valores mais elevados de respeito às gerações futuras.

Neste contexto, a Embrapa Arroz e Feijão publica este documento que traz uma revisão sobre o impacto ambiental de tecnologias, indicadores de sustentabilidade e metodologias de aferição.

Pedro Antônio Arraes Pereira
Chefe da Embrapa Arroz e Feijão

Sumário

Introdução	9
Aspectos Inerentes à Avaliação de Impacto Ambiental de Tecnologias Agropecuárias	10
Atividade Agropecuária X Qualidade dos Recursos Naturais	12
<i>Solo</i>	<i>12</i>
<i>Metodologia para avaliação da qualidade do solo</i>	<i>14</i>
<i>Atmosfera</i>	<i>17</i>
<i>Metodologia para avaliação da qualidade da atmosfera</i>	<i>19</i>
<i>Água</i>	<i>20</i>
<i>Metodologia para avaliação da qualidade da água</i>	<i>20</i>
Pesticidas X Meio Ambiente	22
Resíduos de Pesticidas no Solo	23
Resíduos de Pesticidas na Água	25
Resíduos de Pesticidas na Atmosfera	25
Referências Bibliográficas	26

Impacto Ambiental de Tecnologias, Indicadores de Sustentabilidade e Metodologias de Aferição: *Uma Revisão*

Anna Cristina Lanna

Introdução

Desde a segunda guerra mundial, a agricultura vem passando por grandes mudanças que incluem a introdução de produtos químicos sintéticos, o uso de maquinaria mais sofisticada, a diminuição da diversificação de culturas e a emergência de produtores de grande porte e mais especializados. Conseqüentemente, na evolução da relação homem e o meio surgiram os desequilíbrios ambientais e, com eles, a necessidade de dar sustentação aos ciclos básicos que garantem a vida na terra.

As preocupações com a conservação do meio ambiente, nas últimas décadas, têm aumentado devido à conscientização de que a qualidade ambiental é a base para a preservação da vida das futuras gerações. Desse modo, o meio ambiente deixa de ser um bem de consumo do setor produtivo e se transforma em patrimônio da humanidade (Melo & Azevedo, 1997). Dentro deste contexto, surge o objetivo da agricultura sustentável que é o manejo e utilização dos ecossistemas agrícolas de forma a manter sua diversidade biológica, produtividade, capacidade de regeneração, vitalidade e habilidade de funcionar de maneira que possa satisfazer – hoje e no futuro – significativas funções ecológicas, econômicas e sociais em nível local, nacional e global, sem ameaçar outros ecossistemas. Em outras palavras, a alta produtividade agrícola deve ser conciliada com padrões elevados de qualidade do meio ambiente (Rodrigues et al., 2002).

Os objetivos da sustentabilidade variam conforme as condições ecológicas, econômicas, sociais e culturais; desta maneira, a situação deve ser caracterizada e as iniciativas de sustentabilidade devem ser adaptadas às necessidades e capacidades particulares. O importante não é restabelecer a estrutura original de um ecossistema, mas sim as suas funções, de modo que as necessidades humanas por qualidade de vida sejam atendidas. Os principais objetivos da avaliação de sustentabilidade incluem conservar os recursos naturais, caracterizar e quantificar os principais processos degradativos, identificar características de resiliência e restauração dos recursos solo e água, identificar opções de manejo compatíveis com seu potencial e suas limitações e definir opções políticas para encorajar seu uso sustentável. No entanto, a ausência de foco, o estabelecimento de objetivos múltiplos e mutuamente exclusivos, a utilização de diferentes escalas de medidas espaciais e temporais e de critérios de avaliação não padronizados são algumas das causas do insucesso em alcançar a sustentabilidade da agricultura e a qualidade do meio ambiente (Lal, 1999).

Aspectos Inerentes à Avaliação de Impacto Ambiental de Tecnologias Agropecuárias

Uma medida prioritária das instituições intimamente ligadas à agricultura é a avaliação dos impactos ambientais da inovação tecnológica agropecuária. Esta avaliação tem como objetivo prevenir danos causados ao meio ambiente por atividades antrópicas e, conseqüentemente, possui uma perspectiva de atenção centrada nos ecossistemas agrícolas e em especial, na conservação e recuperação da paisagem rural (qualidade e estado de conservação). A avaliação de impactos ambientais é requerida para toda atividade modificadora do ambiente pelo artigo 1º da Resolução 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), cuja operacionalidade se dá por meio dos EIA-RIMA (Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental).

O Sistema de Avaliação de Impacto Ambiental da Inovação Tecnológica Agropecuária (AMBITEC – AGRO1) considera quatro aspectos de contribuição de uma dada inovação tecnológica para melhoria ambiental na produção agropecuária: a) alcance da tecnologia, b) eficiência, c) conservação e d) recuperação ambiental. Cada um destes aspectos é composto por um conjunto de indicadores (Rodrigues et al., 2002).

O alcance da tecnologia expressa a escala geográfica na qual ela influencia a atividade ou produto. Este aspecto é definido pela abrangência (a área total cultivada com o produto ou dedicada à atividade – em hectares) e a influência (porcentagem desta área à qual a tecnologia se aplica).

Eficiência da tecnologia refere-se à contribuição da tecnologia para a sustentabilidade da atividade agropecuária, representada pela redução da dependência do uso de insumos, sejam estes insumos tecnológicos ou naturais. Os indicadores da eficiência são:

a) Uso de insumos

- uso de agroquímicos – frequência, variedade de ingredientes ativos e toxicidade;
- uso de fertilizantes - NPK hidrossolúvel, calagem, micronutrientes.

b) Uso de energia

- combustíveis fósseis - turfa, hulha e gás natural;
- biomassa - álcool, lenha, bagaço de cana e restos vegetais;
- eletricidade.

c) Uso de recursos naturais

- água para irrigação;
- água para processamento;
- solo para plantio.

Uma vez considerada a eficiência da inovação tecnológica sobre o uso de insumos, que representa sua contribuição para a sustentabilidade da atividade agropecuária, deve-se atentar para os impactos da inovação tecnológica sobre a conservação ambiental. Esta, por sua vez, tem como objetivo manter a qualidade ambiental da área, monitorando e, quando necessário, descontaminando o ambiente dos resíduos gerados pela atividade produtiva agropecuária e evitando a depauperação dos habitats naturais e da diversidade biológica devido à adoção da tecnologia. Esses impactos são avaliados por indicadores de emissão de poluentes, relacionados com comprometimento potencial da qualidade ambiental dos compartimentos atmosfera, solo e água.

- a) Atmosfera: gases de efeito estufa: CO₂ (queimada), CH₄ (anaerobiose), N_xO (denitrificação de compostos nitrogenados), material particulado e fumaça, odores e ruídos;
- b) Solo: erosão; perda de matéria orgânica; perda de nutrientes; compactação;

- c) Água: DBO (conteúdo orgânico da água), turbidez; espuma/óleo/ materiais flotantes; sedimentação/assoreamento;
- d) Biodiversidade: perda de vegetação nativa, perda de corredores de fauna, extinção de espécies ou de variedades caboclas.

Os indicadores de conservação ambiental são, portanto, a qualidade da atmosfera, qualidade do solo (indicador fundamental da sustentabilidade das atividades agropecuárias), qualidade da água e qualidade da diversidade biológica.

Os indicadores da qualidade do solo podem ser divididos em dois componentes: **qualidade inerente**, a qual relaciona a capacidade de realizar funções críticas que não mudam com o tempo (composição elementar total) e **qualidade dinâmica**, ou instável, a qual relaciona as funções que dependem do tempo e do manejo do solo, como, por exemplo, os fatores biológicos.

A recuperação ambiental, último aspecto a ser considerado na avaliação de impacto ambiental, inclui-se nesse sistema devido ao estado de degradação presentemente observado na totalidade das regiões agrícolas do país, impondo que o resgate desse passivo ambiental deva ser uma prioridade de todos os processos de inovação tecnológica agropecuária. Este aspecto dedica-se à consideração da resiliência, definida como a capacidade de um material ou sistema em recuperar-se de uma alteração imposta, ou a habilidade de recobrar a forma original após cessada uma pressão deformadora. O aspecto de recuperação ambiental refere-se à efetiva contribuição da inovação tecnológica para promover a recuperação da qualidade ambiental e dos ecossistemas, por melhoria das condições ou propriedades de compartimentos ambientais ou estoque de recursos (Rodrigues et al., 2002).

Atividade Agropecuária X Qualidade dos Recursos Naturais

Solo

A incorporação de novas áreas ao processo produtivo, seja agrícola, pastoril, silvícola ou minerário, interfere no equilíbrio e na dinâmica de qualquer ecossistema (Godoi, 2001). Em se tratando de solos, ocorre inicialmente a exposição a intempéries após a retirada da cobertura vegetal nativa e, nos casos agro-silvo-pastoris, a substituição da cobertura natural nativa se dá por

meio da introdução de espécies forrageiras ou agrícolas, podendo ocorrer alterações de natureza física, química e biológica no solo. O cultivo em solos tropicais apresenta maior ameaça ambiental, uma vez que estes são facilmente degradados (Siqueira et al., 1994).

Um conhecimento mais aprofundado do processo de degradação e recuperação dos solos é fundamental para o delineamento de diretrizes de exploração capazes de garantir a sustentabilidade dos agroecossistemas (Andrade et al., 1996). Segundo Hungria et al. (1995), sistemas de manejo de solo e de restos culturais que provoquem poucas alterações e permitam a manutenção ou incremento dos teores de matéria orgânica do solo podem melhorar as suas propriedades físicas, químicas e biológicas e ainda favorecer a população microbiana.

A recuperação de áreas degradadas e/ou frágeis vem tomando importância cada vez maior, em consequência de uma realidade decorrente do mau uso dos recursos naturais para atender às atividades agropecuárias, à mineração e à geração de energia no país (Kormilius, 1998). Esta recuperação significa o retorno da área degradada às suas formas e utilização de acordo com um plano pré-estabelecido para o uso do solo (Williams et al., 1990). Segundo Muzilli (1998), a estratégia para combater as causas da degradação em áreas de agricultura intensiva deve visar a um aumento da cobertura vegetal, melhoria da infiltração de água, controle do escoamento superficial e diminuição do efeito de camadas compactadas por processos mecânicos e biológicos.

A sustentabilidade do solo pode ser estimada por avaliações periódicas de indicadores relacionados a processos e propriedades. Um indicador apropriado é aquele que provê uma medida quantitativa da magnitude e intensidade do estresse ambiental experimentado por plantas e animais (Lal, 1999). A capacidade produtiva de um solo não depende unicamente da fertilidade, mas principalmente da interação de uma série de fatores, incluindo o clima e, sem dúvida, a própria planta. Possivelmente, a crescente degradação de muitos solos agrícolas é decorrente do inadequado manejo e produto do pouco conhecimento da fração orgânica do solo, em que se inclui a atividade microbiana (Urquiaga & De-Polli, 1994).

Recentemente, a necessidade de avaliar as propriedades do solo tem aumentado devido ao crescente interesse dos pesquisadores e agricultores em determinar as consequências das práticas de manejo sobre a qualidade do

solo, que está relacionada à sustentabilidade das funções dos ecossistemas florestais e agropecuários em adição à produtividade da planta. Um sistema agrícola é sustentável somente quando a terra é usada de acordo com sua capacidade, ou seja, a capacidade de funcionar efetivamente como um componente de um ecossistema saudável (Schoenholtz et al., 2000).

Metodologia para avaliação da qualidade do solo

As práticas agrícolas são geralmente consideradas como a principal causa da degradação do solo (Kieft, 1994; Lovell et al., 1995) e a extensão dessa degradação deve ser refletida pelas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Tate, 1992; Burke et al., 1995). Dentre os processos e características físicas da qualidade do solo podem-se citar: a) características mecânicas (textura, estrutura e distribuição de tamanho de poros, compactação e adensamento, formação de crosta e solo superficial, infiltração de água e escoamento superficial; b) características hidrológicas: propriedades de retenção e transmissão de água, drenagem superficial e subsuperficial; c) características térmicas: capacidade e condutividade térmica que interagem com o clima e com o regime de umidade do solo, afetando a temperatura e o fluxo de calor (Lal, 1999). Com relação aos processos e atributos químicos do solo podem-se citar: a) acidez: pH, acidez total, alumínio trocável e saturação de bases; b) capacidade e intensidade de nutrientes: capacidade de troca catiônica, carga elétrica, espécie e concentração de cátions permutáveis, sais solúveis e condutividade elétrica; c) propriedades húmicas, como teor de carbono orgânico (Lal, 1999).

Tão importantes quanto as características físicas e químicas são os componentes biológicos, ou seja, a diversidade genotípica e a atividade metabólica dos microrganismos edáficos. A recuperação quantitativa e representativa de microrganismos a partir de amostras ambientais é essencial para entender a função do ecossistema. Portanto, um melhor entendimento da dinâmica dos microrganismos do solo a fim de quantificar sua influência na transformação e degradação dos compostos naturais e xenobióticos é uma das prioridades da ciência do solo (Taylor et al., 2002). Dentre os processos biológicos e a biodiversidade do solo podem-se citar: a) macrofauna: minhocas, térmitas (cupins), centípodas, milípodas e outros animais maiores; b) microbiota: bactérias, fungos, actinomicetos, algas e protozoários, dentre outros; c) substâncias húmicas: biomassa do solo ou fração ativa, fração lábil e fração húmica, passiva ou estável (Lal, 1999).

A estrutura e funcionamento da comunidade microbiana do solo refletem a interação entre fatores bióticos e abióticos. Dentre os mais importantes, destaca-se a qualidade dos substratos orgânicos disponíveis (Wardle & Giller, 1996). Os tipos de substratos nutricionais serão diferentes nos solos com qualidade de matéria orgânica contrastante, com efeitos diretos sobre a natureza das comunidades microbianas e fauna ativas no solo.

Adicionalmente, a matéria orgânica afeta as propriedades estruturais do solo tais como agregação e aeração, os quais podem afetar o crescimento e atividades dos organismos que vivem no solo (Bending et al., 2002). O conteúdo de matéria orgânica afeta a diversidade enzimática, isto é, a atividade da maioria das enzimas aumenta quando aumenta a matéria orgânica, refletindo em maiores comunidades microbianas e maior estabilização de enzimas por materiais húmicos (Burns, 1982).

Um parâmetro adequado da qualidade do solo é a atividade microbiológica total, que é uma medida específica da atividade de proteases, lipases e esterases (atividade hidrolítica) que são capazes de hidrolizar o diacetato de fluoresceína (FDA). Esta atividade hidrolítica pode ser catalisada por bactérias, fungos, algas e protozoários, especialmente na superfície do solo (Barak & Chet, 1986; Ghini et al., 1998). O método baseia-se na formação de um produto final colorido, fluoresceína, a partir da hidrólise de um composto que não apresenta cor, diacetato de fluoresceína (FDA); esta hidrólise é catalisada por enzimas livres (exoenzimas) e enzimas ligadas às membranas biológicas. A fluoresceína absorve fortemente a 490 nm podendo, assim, ser medida espectrofotometricamente. Geralmente mais de 90% do fluxo de energia no solo passa através de decompositores microbiológicos e, portanto, uma análise que mede a atividade desses microrganismos fornecerá uma boa estimativa da atividade microbiológica total. Swisher & Carroll (1980) demonstraram que a quantidade de fluoresceína produzida pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi diretamente proporcional à população microbiana.

Outro parâmetro é a quantificação da biomassa microbiana, a qual constitui um reservatório lábil de matéria orgânica do solo e representa um importante compartimento de armazenamento e ciclagem de nutrientes (Godoi, 2001). A biomassa é definida como o componente microbiano vivo do solo, composta de bactérias, fungos e algas, excluindo-se raízes e animais maiores que 5000 mm³ (Wardle, 1992; Wardle & Hungria, 1994; Oliveira et al., 2000). Dentre

os métodos bioquímicos de quantificação da biomassa microbiana, destaca-se o método de fumigação-incubação proposto por Jenkinson & Powlson (1976) e modificado por Feigl et al. (1998), que apresenta a vantagem de permitir a obtenção de resultados referentes à taxa de respiração do solo, além de estimar a biomassa microbiana pela diferença na taxa de emissão de $\text{CO}_2\text{-C}$ entre os solos fumigado e não fumigado. De acordo com Urquiaga & De-Polli (1994), a desvantagem deste método é a duração da análise (tempo) e a não recomendação para solos que tenham acabado de receber material vegetal.

A qualidade do solo está também intimamente relacionada com a composição bioquímica dos substratos e a disponibilidade física dos componentes para os microrganismos degradativos (Swift et al., 1979). A qualidade bioquímica é um determinante chave da taxa dos processos de decomposição e reflete um número de componentes de interação. No caso de resíduos de cultura, o conteúdo de nitrogênio (N) e polímeros estruturais, como lignina, interagem para controlar os processos microbiológicos de mineralização-imobilização de nitrogênio durante a decomposição (Heal et al., 1997). Compostos de defesa, incluindo fenólicos e terpenóides, também podem influenciar a taxa de decomposição por meio de efeitos diretos e inibitórios sobre organismos saprofíticos (Palm & Sanchez, 1991). A taxa de decomposição do resíduo também pode ser influenciada pelo conteúdo de cátion básico, o qual pode ser regulado pelo pH do resíduo durante a decomposição, afetando as atividades relativas das comunidades bacterianas e fúngicas (Cornelissen & Thompson, 1997).

Análises de enzimas podem fornecer dados relativamente reprodutíveis de atividades de manejo sobre a comunidade microbiana funcional (Bending et al., 2002). De acordo com Taylor et al. (2002), análises das atividades da arilsulfatase, β -glicosidase, fosfomonoesterase, desidrogenases, urease e fosfatase são requeridas para avaliação do componente biológico do solo (atividade microbiológica do solo e mineralização de substratos) porque são enzimas que catalisam reações envolvidas nas transformações biogeoquímicas de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S).

Segundo Leirós et al. (1999), parâmetros bioquímicos individuais não respondem consistentemente aos fatores que influenciam a qualidade do solo e, assim, a definição de um indicador mais preciso da qualidade do solo é um dos desafios da ciência do solo. Desta forma, esses autores propuseram um

indicador “mais completo”, que é a razão entre o nitrogênio (N) total, calculado a partir de propriedades bioquímicas do solo (Nc), e o nitrogênio (N) total, como medido pelo método Kjeldahl (Nk). Nc é uma função de cinco parâmetros bioquímicos e microbiológicos: biomassa microbiana, nitrogênio mineralizado, atividades da fosfomonoesterase, β -glicosidade e urease, cuja equação é a seguinte: $N \text{ total (Nc)} = \text{biomassa microbiana} + \text{nitrogênio mineralizado} + \text{atividade da fosfomonoesterase} + \text{atividade da } \beta\text{-glicosidade} + \text{atividade da urease}$. Portanto, a razão Nc/Nk reflete a degradação do solo: quanto menor essa razão mais baixa é a qualidade do solo.

Assim, a qualidade do solo é um indicador fundamental da sustentabilidade das atividades agropecuárias e deve ser inserida nas avaliações de impacto ambiental de tecnologias (Lal, 1999).

Atmosfera

Estima-se que 34% do incremento anual da força radiativa global é proveniente do setor agrícola. Devido a tamanha grandeza e intensidade, os impactos ambientais das atividades agropecuárias vêm sendo incluídos em projetos de investigação sobre as mudanças do clima planetário (Siqueira et al., 1994; Rodrigues et al., 2002).

As atividades agropecuárias que envolvem, principalmente, derrubadas de florestas e mudanças do uso da terra trazem problemas ambientais como a erosão pelas chuvas, a contaminação e redução das fontes de água potável, além do aquecimento global da atmosfera devido ao desbalanço gasoso da estratosfera (aumento da concentração dos gases de efeito estufa e gases que causam redução na camada de ozônio. Esta, por sua vez, provoca aumento na incidência de radiação ultravioleta na terra).

O efeito estufa é um processo de alteração natural do clima, que aquece e estabiliza a temperatura atmosférica por absorver a energia radiante ou calor. Dentre os gases de efeito estufa, podem-se citar aqueles gerados em grandes quantidades pelas atividades agropecuárias, que são dióxido de carbono (CO₂); metano (CH₄) e óxido de nitrogênio (N₂O) (Goudriaan & Unsworth, 1990; Taylor & Mac Cracken, 1990). A contribuição em porcentagem de cada gás de efeito estufa para o aumento do aquecimento global é de 75% para CO₂, 12% para CH₄, 25% para os CFC's (clorofluorometano), os quais

intensificam o efeito estufa por destruir a camada de ozônio e 6% para N_2O (Turner & Jund, 1992). Além desses impactos, emissões de poeiras, odores e ruídos provenientes das atividades agropecuárias também contribuem para diminuir a qualidade ambiental (Rodrigues et al., 2002).

O CO_2 é gerado por todas as atividades que envolvem combustão. Dentre estas, as principais são aquelas relacionadas com o uso de combustíveis fósseis, mas incluem também a queima de resíduos de colheita, de pastagens e de vegetação; em especial, as queimadas de áreas florestais para fins de limpeza relacionada com agricultura itinerante (Rodrigues et al., 2002).

A utilização de plantio direto e a redução do consumo de combustíveis fósseis podem influenciar diretamente na redução do CO_2 na atmosfera e na diminuição do efeito estufa, dando a sua contribuição positiva para o melhoramento ambiental do planeta (Gassen, 2000). De acordo com Piccolo (2000), o plantio direto garante o aumento de substâncias húmicas, que melhoram a estabilidade dos agregados, fixam o alumínio, aumentam a porosidade do solo e a troca de gases e de água. Critérios importantes que podem ser adotados nas práticas agrícolas para aumentar o sequestro de CO_2 da atmosfera são: aumento de produtividade, manejo de resíduos das culturas, cultivos conservacionistas, manejo de nutrientes, precisão na fazenda, drenagem e irrigação, recuperação de solos degradados, e reflorestamento, obtendo um sistema de agricultura sustentável, que envolve o solo, as culturas e as técnicas de manejo da água (Lal et al., 1998).

O CH_4 é gerado nos processos metabólicos anaeróbicos, principalmente aqueles relacionados com a digestão de ruminantes e decomposição da matéria orgânica em ambientes anóxicos, como solos inundados. Assim, a criação bovina e as áreas de irrigação por inundação, comuns na produção de arroz, são consideradas fontes importantes (Rodrigues et al., 2002).

Aproximadamente 40% do metano produzido nas áreas inundadas para plantio de arroz é emitido pelas próprias plantas; somente uma pequena parte do metano é liberado pela água de inundação, uma vez que esta possui oxigênio que oxida o metano em água e CO_2 (Turner & Jund, 1992).

A emissão de N_2O deve-se principalmente à desnitrificação (é também gerado pela nitrificação) de compostos nitrogenados promovida por microrganismos do solo, de forma que processos que causem grandes adições de nitrogênio

ao solo, como cultivo de plantas leguminosas e adubação nitrogenada, estão relacionados com a emissão desse gás.

Metodologia para avaliação da qualidade da atmosfera

Gases de efeito estufa, principalmente CO_2 , podem ser quantificados no campo ou no laboratório. No primeiro, a concentração de CO_2 pode ser medida por meio do IRGA (analisador de gás por infravermelho). A maioria dos analisadores de gases que podem ser usados para determinação da concentração de CO_2 é baseada na propriedade desse gás em absorver radiação infravermelha. Diferenças entre as absorbâncias de amostras-teste e referência têm sido determinadas usando detectores de radiação ou acústico, ambos portáteis e adaptáveis aos sistemas de câmara de fluxo (Rochette et al., 1991; Ambus & Robertson, 1998). No segundo, uma técnica muito utilizada na metodologia de determinação quantitativa de gases nocivos em amostra de ar é a cromatografia gasosa. Informações gerais para determinação da concentração de CO_2 por meio da cromatografia gasosa pode ser encontrada em Lodge (1988). Diversas combinações de coluna, detector e condições de análises podem ser usadas; a escolha depende, entre outras coisas, do limite de detecção, volume da amostra e contrastes relacionados com análises de outros gases (configurações do cromatógrafo gasoso permitem determinações simultâneas de CH_4 , CO_2 , N_2O e O_2). Altas e baixas concentrações de CO_2 são medidas em detectores de condutividade térmica ou ionização de chamas, respectivamente. O uso do detector de captura de elétrons é otimizado para N_2O , mas pode fornecer estimativas para alta concentração de CO_2 (Rochette & Hutchinson, 2001).

Amostras de ar são geralmente coletadas usando seringas ou tubos de vidros sem ar (evacuados) para serem analisadas no laboratório. Em um estudo comparativo sobre a conservação das amostras de ar por um período de dez dias, recipientes de alumínio foram mais adequados do que recipientes de nylon ou tygon (Scott et al., 1999), porém amostras de ar armazenadas em tubos de vidro pré-evacuados com pressão de, aproximadamente, 200 KPa permitem um tempo de armazenamento maior que três meses. A coleta das amostras de ar podem ser feitas com seringas de plástico (polipropileno com êmbulo de poliisopreno), apesar de não serem adequadas para armazenamento por períodos maiores que poucas horas. Seringas de vidro são mais recomendadas por oferecerem uma melhor vedação, mas são caras e não

podem ser facilmente adaptadas às análises automatizadas (Rochette & Hutchinson, 2001).

Água

A qualidade da água é possivelmente o indicador mais sensível dos impactos causados pelas atividades agropecuárias, pois praticamente toda inadequação do manejo resultará em conseqüências negativas sobre as águas, seja no ambiente imediato no qual se desenvolve a atividade produtiva, seja no seu entorno (Rodrigues et al., 2002).

O uso sustentável da água pode ser avaliado por uma gama de indicadores. Do mesmo modo que, para a qualidade do solo, a escolha de indicadores apropriados depende dos objetivos da avaliação, dos recursos e facilidades disponíveis e do suporte logístico necessário à condução das análises, ela depende também do uso da terra, das práticas agrícolas e da ecorregião. A avaliação do recurso água pode ser considerada sob dois aspectos: quantitativo e qualitativo. Se o objetivo for quantidade, os indicadores de sustentabilidade mais apropriados seriam a totalidade dos recursos hídricos (ciclo hidrológico) e diferentes componentes, lençol freático e suas flutuações, recarga da água subterrânea, balanço hídrico e características do fluxo da água superficial. Se o objetivo for qualidade, análises físico-químicas e de resíduos de pesticidas são mais relevantes no que diz respeito às atividades agropecuárias.

Uma consideração importante do caráter sistêmico da avaliação dos impactos das atividades agrícolas sobre as águas diz respeito à compartimentação das águas superficiais e subterrâneas, ou seja, no monitoramento da qualidade da água, deve-se levar em consideração a região superficial, intermediária e inferior da coluna d'água, além de coletas sazonais.

Metodologia para avaliação da qualidade da água

Para a realização do monitoramento da qualidade da água e limnológico deverão ser abrangidos os seguintes parâmetros físico-químicos e bacteriológicos: temperatura da água e do ambiente, transparência da água, cor, radiação total, sólidos em suspensão e em solução, resíduos totais, turbidez, oxigênio dissolvido, DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), pH, condutividade, fósforo total e ortofosfato,

nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio orgânico e total, metais pesados nos sedimentos; Cl^- , Na^+ , K^+ , SO_4^{-2} , SiO_2 , alcalinidade, dureza total, coliformes fecais e totais; clorofila, feofitina e fitoplâncton.

Algumas observações importantes sobre a análise físico-química da água devem ser consideradas: a) o nitrogênio total, semelhante ao fosfato, é um nutriente dos microorganismos. Quando em excesso pode levar à eutrofização das águas. O nitrogênio total é a soma do N orgânico + N amoniacal + N de nitritos + N de nitratos. O nitrato é a principal forma de N encontrado nas águas. Os dejetos humanos e animais são as principais fontes de nitrato. Quando em concentrações superiores a 5 mg/L, demonstram condições sanitárias inadequadas; b) a liberação excessiva de fosfato na água pode levar à eutrofização do rio. No meio ambiente origina-se de fertilizantes, dejetos animais, esgotos e detergentes. A presença de ferro, alumínio, cálcio e manganês ajuda a precipitar o fosfato; c) a presença de nitrogênio, sob a forma de nitrito, nas águas é um indicador de processos biológicos ativos, influenciados por poluição orgânica; d) águas superficiais de boa qualidade devem estar saturadas de oxigênio, o que não significa que elas estejam ou não poluídas, mas que não estão contaminadas por material oxidável. O oxigênio dissolvido é importante para a manutenção dos processos de auto-depuração em sistemas aquáticos; e) o pH deve ser próximo da neutralidade. Quando abaixo, provoca corrosão. Quando alto, possibilita a formação de incrustações. Valores elevados de pH podem estar associados à proliferação de algas; f) a variação da temperatura faz parte do regime climático normal e o corpo d'água apresenta variação sazonal e diurna, como também pode ocorrer em decorrência de despejos quentes. A água dos esgotos é ligeiramente acima da temperatura da água natural, podendo causar morte de peixes pela diminuição do oxigênio da água, além do aumento de reações químicas, biológicas e de gases nocivos; g) a turbidez, quando natural, só afeta a estética. Quando antrópica, pode ligar-se a compostos tóxicos e compostos orgânicos. Pode, em excesso, reduzir a fotossíntese enraizada submersa e algas, o que pode acarretar desenvolvimento reduzido de plantas e, como consequência, diminuir também a reprodução de peixes. A turbidez pode estar associada à presença de esgotos; h) a coloração do corpo d'água possui relação pouco freqüente com o risco sanitário.

Outro ponto importante a ser abordado nos experimentos de impacto ambiental são as análises de pesticidas em água. Uma metodologia simples

para determinação de resíduos de organofosforados em água é a análise da inibição da colinesterase.

Os organofosforados constituem um dos grupos de inseticidas mais usados. Dentre os mais recentes lançados no mercado citam-se o acefato, metamidofós, monocrotofós, terbufós etc. Estes inseticidas variam em toxicidade para animais de sangue quente, sendo, às vezes, altamente tóxicos ou de baixa toxicidade. Quando comparados aos piretróides e clorados, são consideravelmente mais tóxicos, mas possuem a vantagem de serem degradados mais rapidamente em tecidos vivos (Baptista, 2001).

Os inseticidas organofosforados são conhecidos, nos vertebrados, como inibidores da acetilcolinesterase (AChE), causando acúmulo de acetilcolina (ACh) no sistema nervoso, fato conhecido também como síndrome colinérgica. Também em insetos, a inibição da acetilcolinesterase nos receptores colinérgicos é responsável pela ação tóxica dos ésteres organofosforados, de modo semelhante aos vertebrados. A avaliação do nível de atividade desta enzima serve, assim, como um indicador indireto da eventual exposição/intoxicação e também do grau de contaminação de águas (Baptista, 2001).

O método da inibição da colinesterase baseia-se na determinação do I_{50} , cuja definição é a concentração molar do inibidor necessária para produzir 50% de inibição da enzima. Este valor depende da fonte de enzima, da concentração do substrato, da temperatura de incubação, mas independe do tempo de incubação. Experimentalmente, o valor de I_{50} pode ser determinado por métodos potenciométricos (Baptista, 2001).

Pesticidas X Meio Ambiente

Quase toda a introdução de pesticidas no meio ambiente é feita através de aplicação direta nas lavouras, animais de criação, solos, florestas, águas, casas, jardins e em todos os tipos de ambientes para controlar pragas, doenças, plantas daninhas e vetores de doenças do homem, como malária, febre amarela, dengue, etc. No caso de controle de vetores, os tratamentos são direcionados para lagos, lagoas, pântanos, canais e correntes de água para controle de larvas e adultos de pernilongos, borrachudos e outros artrópodes nocivos, além dos tratamentos para controle de ervas aquáticas nesses corpos de água (Baptista, 2001).

A contaminação acidental no meio ambiente ocorre durante e após a aplicação de pesticidas nas lavouras e florestas através de muitas vias: a) deriva, devido à correntes de ar. Ocorre com frequência, particularmente, quando a aplicação é feita por avião, embora a deriva decorrente de outros tipos de aplicação, como derivas de pulverizações e de polvilhamento, mesmo sob condições meteorológicas mais favoráveis, podem ocorrer; b) erosão, resultante de chuvas fortes ou irrigação. É uma fonte de movimento dos pesticidas de uma área tratada para uma área não tratada e para lagoas, represas e cursos de água de superfície e de sub-superfície; esse movimento é chamado de escoamento superficial ou *runoff*. Quando os pesticidas arrastados são apolares, há ainda a possibilidade da bioconcentração em zooplâncton aquático e microfauna. Em certos casos, mesmo quando a quantidade total transportada é pequena, o somatório de diferentes pesticidas carregados simultaneamente para uma mesma bacia hidrográfica pode comprometer a qualidade da água em relação ao seu aproveitamento posterior (Domagalsky, 1996); c) descartes de embalagens vazias, de modo não apropriado, ou mesmo lavagens dos tanques de pulverizações em córregos e represas também são formas de contaminar o meio ambiente (Baptista, 2001).

Estuda-se o comportamento de pesticidas no solo e no ambiente para descobrir todos os fatores do ambiente, além do próprio pesticida, que afetam direta ou indiretamente a eficiência no controle de uma planta daninha e, também, para investigar as interações deles com os componentes do solo, de modo a minimizar os eventuais efeitos negativos que a sua presença possa causar ao ambiente (Nakano & Papa, 2001).

Resíduos de Pesticidas no Solo

Os agrotóxicos usados no controle de pragas, doenças e plantas daninhas são, normalmente, direcionados às plantas, embora uma porção significativa seja depositada na superfície do solo. Além de suas características químicas, há muitos fatores que influenciam o destino dos pesticidas no solo. Esses fatores são: o tipo de solo, a umidade, a temperatura, as culturas, as práticas agrícolas, a aplicação e formulação desses agrotóxicos.

Os pesticidas podem ser fortemente ligados às partículas do solo; os componentes aos quais vários pesticidas se ligam são de dois tipos: os inorgânicos e os orgânicos. O aldrin e o dieldrin, por exemplo, tiveram suas

quantidades adsorvidas ao solo diretamente correlacionados com os teores de matéria orgânica encontrados neles. Sem dúvida, a matéria orgânica pode adsorver pesticidas e, dessa maneira, diminuir a chance de seu desaparecimento através da ação de vários fatores (Baptista, 2001).

O tipo de solo e a umidade desempenham papel muito significativo na profundidade de penetração. Solos com alta composição em argila e silte, por exemplo, não permitem que os inseticidas, principalmente, os clorados migrem através dele. Em geral, os pesticidas persistem por mais tempo em solos ácidos do que nos alcalinos. Isso é particularmente verdadeiro com os compostos organofosforados e carbamatos, mas é também aplicável aos outros agrotóxicos, em algum grau (Baptista, 2001).

A temperatura e as culturas também influenciam, grandemente, a persistência dos pesticidas. Eles desaparecem muito mais rapidamente sob altas temperaturas, e as culturas de cobertura tendem a aumentar a persistência, provavelmente por diminuir o grau de evaporação do solo. As práticas agrícolas podem ter muito efeito no destino dos pesticidas no solo, por permitirem uma exposição mais uniforme deles aos vários constituintes do solo e do ar (Baptista, 2001).

No geral, as plantas terrestres não bioconcentram pesticidas muito apolares, além de níveis encontrados no solo. A habilidade de certas plantas em absorver e armazenar inseticidas clorados do solo é dependente da natureza do produto agrícola; por exemplo, raízes e tubérculos (cenoura, batata, cebola) tendem a conter maiores teores de resíduos, retirando-os do solo e incorporando-os. As culturas de forrageiras também mostram conter pequenas quantidades de pesticidas, não apenas como resultado de aplicação direta, mas também, em menor grau, por serem cultivadas em solos previamente tratados. Quantidades geralmente muito baixas podem aparecer no leite de vacas que recebem tal alimentação, como também em carnes, ovos além de produtos industriais, como manteiga, queijo, etc (Baptista, 2001).

O impacto de pesticidas sobre a microbiota do solo e sobre os processos biológicos é difícil de ser determinado com precisão, devido à natureza, à heterogeneidade e à dinâmica das respostas adaptativas da população microbiana. A maioria dos pesticidas aplicados em plantas (que atingem a superfície do solo em concentrações moderadas) mostrou efeitos transitórios

na atividade ou no número de uma ou mais espécies. A altas concentrações, o efeito pode ser pronunciado, especialmente no caso de produtos químicos usados como fumigantes de solo. Algumas espécies podem ter sua população marcadamente reduzida, mas outras podem ser estimuladas por baixos níveis de certos químicos (Melo & Azevedo, 1997).

O movimento de um pesticida no solo depende basicamente das interações entre sua estrutura molecular e as características de solo e de manejo ao qual a área é submetida, além dos fatores climáticos (Nakano & Papa, 2001).

Resíduos de Pesticidas na Água

Dos recursos naturais, as águas são objeto de intensa preocupação quanto à ocorrência de resíduos de pesticidas em muitas nações do mundo, inclusive no Brasil, não só pela possibilidade de se transferirem resíduos para o homem e os animais domésticos, como também porque os recursos hídricos são importantes pontos de partida para o fenômeno da bioconcentração nos níveis tróficos superiores das cadeias alimentares.

Alguns pesticidas podem estar na água como uma suspensão, embora a presença de partículas do solo na água acelere o processo de precipitação. Algumas formas inferiores de vida das cadeias alimentares aquáticas são capazes de acumular resíduos de pesticidas, principalmente os apolares, como os antigos clorados, que podem estar presentes na água em quantidades quase infinitesimais. A cadeia de sucessão abrange: sedimento → plancton → invertebrados aquáticos → peixes → aves. Os peixes que usam essa microfauna e microflora (plancton) como fonte importante de alimento podem, assim, acumular níveis muito altos dos pesticidas na fração lipídica, em quantidades suficientemente elevadas para causar mortalidade em aves que se alimentam deles (Baptista, 2001).

Resíduos de Pesticidas na Atmosfera

Os pesticidas podem entrar na atmosfera por diferentes vias, particularmente da deriva das aplicações ou volatilização do solo ou da água e através da erosão eólica, quando partículas muito secas da superfície do solo são carregadas para a atmosfera e podem permanecer suspensas por longos períodos (Baptista, 2001).

Volatilização é o processo pelo qual o pesticida presente na solução do solo passa para forma de vapor, podendo se perder para a atmosfera por evaporação. O potencial de volatilização de um pesticida geralmente pode ser estimado por meio de duas propriedades químicas: estrutura/peso molecular e pressão de vapor. Esta é definida como a pressão exercida por um vapor em equilíbrio com um líquido ou um sólido a uma determinada temperatura e reflete a tendência da substância química em seu estado líquido ou sólido passar para o estado gasoso (Nakano & Papa, 2001).

O problema da volatilização é particularmente importante para alguns grupos químicos, como as dinitroanilinas e tiocarbamatos. Grupos químicos de desenvolvimento mais recente, como as sulfoniluréias, imidazolinonas e sulfonamidas, já não apresentam tais problemas, normalmente em razão da melhoria na qualidade de suas formulações, as quais muitas vezes incorporam adjuvantes com a finalidade de reduzir a volatilização (Nakano & Papa, 2001).

Em resumo, para a implementação da linha de pesquisa Impacto Ambiental na Embrapa Arroz e Feijão, será necessário estabelecer indicadores de sustentabilidade adequados às tecnologias desenvolvidas e realizar estudos metodológicos e estratégicos para reduzir conflitos entre o estabelecimento de sistemas adequados de produção agropastoril e a persistência de impactos ambientais negativos.

Referências Bibliográficas

AMBUS, P.; ROBERTSON, G. P. Automated near-continuous measurement of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 2, p. 394–400, 1998.

ANDRADE, A. G.; COSTA, G. S.; FARIA, S. M. Características físicas e químicas e biomassa microbiana de um planossolo reflorestado com leguminosas arbóreas. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 1.; SIMPOSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 11., 1996, Águas de Lindóia. **Resumos...** Campinas: SBCS, 1996. 1 CD-ROM. Comissão 10. Trabalho n. 23.

BAPTISTA, G. C. **Toxicologia, meio ambiente e legislação**. Brasília: ABEAS, 2001. v. 8. (Curso de Especialização por Tutoria à Distância).

BARAK, R.; CHET, I. Determination, by fluorescein diacetate staining, of fungal viability during mycoparasitism. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 18, n. 3, p. 315–319, 1986.

BENDING, G. D.; TURNER, M. K.; JONES, J. E. Interactions between crop residue and soil organic matter quality and the functional diversity of soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 9, p. 1073-1082, 2002.

BURKE, I. C.; ELLIOT, E. T.; COLE, C. V. Influence of macroclimate, landscape position, and management on soil organic matter in agroecosystems. **Ecological Applications**, Washington, v. 5, n. 1, p. 124-131, 1995.

BURNS, R. G. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 14, n. 5, p. 423-427, 1982.

CORNELISSEN, J. H. C.; THOMPSON, K. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. **New Phytologist**, Cambridge, v. 135, n. 1, p. 109-114, 1997.

DOMAGALSKY, J. Pesticides and pesticide degradation products in stormwater runoff: Sacramento River Basin, California. **Water Resources Bulletin**, Minneapolis, v. 32, n. 5, p. 953-964, 1996.

FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Balanço de carbono e biomassa microbiana em solos da Amazônia. In: MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. de (Ed.). **Ecologia microbiana**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1998. p. 423-441.

GASSEN, D. A. A questão do efeito estufa e o plantio direto. **Revista do Plantio Direto**, Passo Fundo, n. 55, p. 13-14, 2000.

GHINI, R.; MENDES, M. D. L.; BETTIOL, W. Métodos de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador da atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. **Summa Phytopathologica**, Jaguariúna, v. 24, n.3/4, p. 239-242, 1998.

GODOI, L. C. L. de. **Propriedades microbiológicas de solos em áreas degradadas e recuperadas na região dos cerrados goianos**. 2001. 87 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

GOUDRIAAN, J.; UNSWORTH, M. H. Implications of increasing carbon dioxide and climate change for agricultural productivity and water resources. In: KIMBALL, B. A.; ROSENBERG, N. J.; ALLEN JUNIOR, L. H. (Ed.). **Impact of carbon dioxide, trace gases, and climate on global agriculture**. Madison: America Society of Agronomy, 1990. p. 111-130.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISH, G.; GILLER, K. E. (Ed.). **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB International, 1997. p. 393-399.

HUNGRIA, M.; ANDRADE, D. de S.; COLOZZI-FILHO, A.; BALOTA, E. L.; SANTOS, J. C. F. dos. Ecologia microbiana em solos sob cultivo na região sul do Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 3; REUNIÃO DE LABORATORIOS PARA RECOMENDAÇÃO DE ESTIRPES DE RHIZOBIUM E BRADYRHIZOBIUM, 6., 1994, Londrina. **Microbiologia do solo: desafios para o século XXI: anais**. Londrina: IAPAR: EMBRAPA-CNPSo, 1995. p. 234-270.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. a method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.

KIEFT, T. L. Grazing and plant-canopy effects on semiarid soil microbial biomass and respiration. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 18, n. 2, p. 155-162, 1994.

KORMÍLIUS, E. Abertura. In: RECUPERAÇÃO E MANEJO DE ÁREAS DEGRADADAS NO CONTEXTO DA EMBRAPA E DO SNPA, 1997, Campinas. **Memória do workshop**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1998. p. 11. (EMBRAPA-CNPMA. Documentos, 13).

LAL, R. **Métodos para avaliação do uso sustentável dos recursos solo e água nos trópicos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 97 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 3).

LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLET, R. F.; COLE, C. V. **The potential of U. S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect**. Chesea: Ann Arbor Press, 1998. 128 p.

LEIRÓS, M. C.; TRASAR-CEPEDA, C.; GARCÍA-FERNÁNDEZ, F.; GIL-SOTRES, F. Defining the validity of a biochemical index of soil quality. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.30, n. 1/2, p. 140-146, 1999.

LODGE, J. P. **Methods of air sampling and analysis**. 3. ed. Boca Raton: Lewis, 1988. 763 p.

LOVELL, R. D.; JARVIS, S. C.; BARDGETT, R. D. Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, n. 7, p. 969-975, 1995.

MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. de. (Ed.). **Microbiologia ambiental**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1997. 438 p. (EMBRAPA-CNPMA. Documentos, 11).

MUZILLI, O. Recuperação e manejo de áreas de agricultura intensiva. In: RECUPERAÇÃO E MANEJO DE ÁREAS DEGRADADAS NO CONTEXTO DA EMBRAPA E DO SNPA, 1997, Campinas. **Memória do workshop**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1998. p. 33-35. (EMBRAPA-CNPMA. Documentos, 13).

NAKANO, O.; PAPA, G. **Controle de pragas**. Brasília: ABEAS, 2001. v. 4. (Curso de Especialização por Tutoria à Distância).

OLIVEIRA, J. R. A.; MENDES, I. C.; VIVALDI, L.; VILELA, L. Microbiological properties of a cerrado soil under conventional and integrated forage and annual cropping systems. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM SOIL FUNCTIONING UNDER PASTURES IN INTERTROPICAL AREAS, 2000. Brasília. **Extendend abstracts...** Planaltina: Embrapa Cerrados: IRD, 2000. 1 CD-ROM Section 3.

PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 23, n. 1, p.83-88, 1991.

PICCOLO, A. Plantio direto aumenta quantidade de substâncias húmicas no solo. **Revista do Plantio Direto**, Passo Fundo, n. 55, p. 15-18, 2000.

ROCHETTE, P.; HUTCHINSON, G. L. **Measurement of soil respirations *in situ***: chamber techniques. Ottawa: Agriculture and Agri-Food, 2001.

ROCHETTE, P.; DESJARDINS, R. L.; PATTEY, E. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 71, n. 2, p. 189-196, 1991.

RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C. Avaliação de impacto ambiental da inovação tecnológica agropecuária: um sistema de avaliação para o contexto institucional de P&D. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v.19, n. 3, p. 349-375, 2002.

SCHOENHOLTZ, S. H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, n. 1/3, p. 335-356, 2000.

SCOTT, A.; CRICHTON, I.; BALL, B. C. Long-term monitoring of soil gas fluxes with closed chambers using automated and manual systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 5, p. 1637-1643, 1999.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. de S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. **Microrganismos e processos biológicos do solo**: perspectiva ambiental. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. 142 p.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979. 341 p. (Studies in Ecology, 5).

SWISHER, R.; CARROLL, G. C. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. **Microbial Ecology**, New York, v. 6, N.3, p. 217-226, 1980.

TATE, R. L. Jr. **Soil organic matter**: biological and ecological effects. Melbourne, Florida: Krieger, 1992. 291 p.

TAYLOR, J. P.; WILSON, B.; MILLS, M. S.; BURNS, R. G. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 3, p. 387-401, 2002.

TAYLOR, K. E.; MAC CRACKEN, M. C. Projected effects of increasing concentrations of carbon dioxide and trace gases on climate. In: KIMBALL, B. A.; ROSENBERG, N. J.; ALLEN JUNIOR, L. H. (Ed.). **Impact of carbon dioxide, trace gases, and climate on global agriculture**. Madison: America Society of Agronomy, 1990. p. 1-18.

TURNER, F.; JUND, M. **Information form 1991 Rice Field**. Beaumont: Texas A&M University, 1992. 3 p.

URQUIAGA, S.; DE-POLLI, H. Aspectos microbiológicos do solo. In: PUIGNAU, J. P.; DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; MOTTER, D. R.; WALL, P. C. (Ed.). **Metodologias para investigacion en manejo de suelos**. Montevideo: IICA, 1994. p. 57-59. (PROCISUR. Dialogo, 39).

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors wich influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews of the Cambridge Philosolpical Society**, Cambridge, v. 67, n. 3, p. 321-358, 1992.

WARDLE, D. A.; GILLER, K. E. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, n. 12, p. 1549-1554, 1996.

WARDLE, D. A.; HUNGRIA, M. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAUJO, R. S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. p. 195-216.

WILLIAMS, D. D.; BUGIN, A.; REIS, J. L. B. C. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, 1990. 96 p.

