UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

FERNANDO GUERRA

Avaliação da alteração da qualidade do solo em diferentes áreas de Cerrado

Piracicaba
2015

FERNANDO GUERRA

Avaliação da alteração da qualidade do solo em diferentes áreas de Cerrado

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Takashi Muraoka

Coorientador: Prof. Dr. Marcio Roberto Soares

Piracicaba
2015

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Guerra, Fernando

Avaliação da alteração da qualidade do solo em diferentes áreas de Cerrado / Fernando Guerra; orientador Takashi Muraoka; coorientador Marcio Roberto Soares. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.
109 p. : il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Entropia 2. Modelagem 3. Reabilitação de áreas degradadas 4. Plantio direto 5. Políticas públicas 6. Sustentabilidade I. Título

CDU 631.422

Aos meus pais, Antonio e Marilis, e ao meu irmão Adriano
pelo apoio, exemplo de vida e amor incondicional,
que muitas vezes abdicaram de seus sonhos para que eu pudesse realizar os meus.

Aos meus tios, Carlos e Márcia, e ao meu primo Márcio
que sempre participaram da minha vida,
pela dedicação, carinho e apoio.
E agora à Alicinha, "grande" pequena da nossa família.

DEDICO

"Àqueles que de uma maneira ou de outra fizeram parte da minha vida, e que ainda por um breve momento, marcaram a minha história"

AGRADECIMENTOS

- A Deus, por me dar forças a cada dia;

- À Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, por meio do Programa de Pós Graduação em Ciências, pela oportunidade de realização do curso de doutorado, além do apoio em todas as dificuldades durante o mesmo;

- Ao meu orientador, professor Dr. Takashi Muraoka, pelo aprendizado, pela confiança, pela valiosa orientação, amizade e exemplo de ética profissional. Meus sinceros votos de agradecimentos.

- Ao meu coorientador, professor Dr. Márcio Roberto Soares (CCA/UFSCar), pela amizade, aprendizado profissional e pela minha iniciação na vida científica. Sei que concluo esse trabalho graças ao seu apoio.

- Ao Prof. Dr. José Carlos Casagrande, Prof. Dr. José Geanini Peres e à Prof^{a}. Dr^{a}. Silvana Perissatto Meneghin (CCA/UFSCar), pelo suporte nas análises e interpretação dos dados.

- À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de estudo e reserva técnica (processo 2011/06306-9) entre novembro de 2011 e outubro de 2013;

- À Prof^{a}. Dr^{a}. Marisa de Cássia Piccolo, pela orientação no período de novembro de 2011 e outubro de 2013;

- Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo (processo 163470/2013-8) entre outubro de 2013 e maio de 2014;

- À Embrapa Pecuária Sudeste, na pessoa do Dr. Manuel Antonio Chagas Jacinto, pelo apoio na coleta de solos na área de pastagem;

- À Coordenadoria Especial do Meio Ambiente (CEMA), Universidade Federal de São Carlos, na pessoa da Prof^{a}. Dr^{a}. Maria da Graça Gama Melão (coordenadora na época), pela liberação das coletas de solo nas áreas de Cerrado da universidade;

- Ao Sr. Dagoberto Rossito, proprietário da Fazenda Engenho Velho, pela permissão da condução do estudo em sua propriedade;

- À Empresa Yoorin Fertilizantes, na pessoa do gerente Alfredo Yuji Ieiri, pela confiança, apoio e compreensão;

- Aos amigos Rodrigo, Diogo, Nericlenes, Aline, Rafael, Camila, Ajânio, Fábio, Cristiano, Maísa e João Ricardo, pela amizade, paciência, companheirismo, sugestões e críticas construtivas;

- Em especial ao Luiz Francisco, pela confiança no fornecimento de banco de dados e amizade;

- Aos técnicos e funcionários do Laboratório de Fertilidade do Solo CENA/USP Marileusa, Sandra e João;

- A todos aqueles que de uma maneira ou de outra contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito Obrigado!

“Emancipate yourselves from mental slavery;
None but ourselves can free our minds”
(Bob Marley)

“Life is a journey not a destination,
And I just can´t tell what tomorrow brings”
(Aerosmith)

RESUMO

GUERRA, F. **Avaliação da alteração da qualidade do solo em diferentes áreas de Cerrado**. 2015. 109 p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

A necessidade de minimizar os impactos ambientais, sem reduções da produtividade, levou à busca por métodos alternativos de produção, visando à manutenção da qualidade do solo (QS) e a sustentabilidade dos ecossistemas. Para a avaliação e quantificação da QS, o estudo foi dividido em três capítulos, cada qual com um objetivo específico: avaliação dos atributos do solo para obter um conjunto mínimo de indicadores (MDS, *minimum data set*) e cálculo de índice aditivo (IQSa) e aditivo ponderado (IQSap); avaliação do desempenho ambiental de sistemas agrícolas na produção de biomassa pela ótica da emergia e; aplicação do modelo de árvore de decisão (AD) para identificar os principais atributos afetados com a mudança do uso da terra. O estudo foi conduzido em São Carlos e São Desidério, Estado de São Paulo e da Bahia, respectivamente. Em São Carlos, as amostras de solo foram coletadas de duas áreas nativas (cerradão e cerrado *stricto sensu*) e áreas de cana-de-açúcar e pastagem. Em São Desidério, foram avaliadas quatro áreas agrícolas com diferentes tempos de uso (5, 8, 12 e 18 anos) no sistema de rotação soja-milho-algodão e área de Cerrado nativo. No 1º capítulo, o MDS foi obtido por meio da análise de componentes principais, normalizado em escores e integrado em IQSa e IQSap. No 2º capítulo foi quantificada somente a alteração da qualidade do solo (ΔQS) entre as áreas agrícolas e Cerrado nativo e, aliado à adoção de protocolos de contabilidade ambiental, foram propostos os indicadores emergéticos *Input Embodiment in Soil Quality Change* (IESQ) e *Input Embodiment in Additional Biomass* (IEAB). No último capítulo, foi gerada AD com o uso do solo estabelecido como atributo meta, enquanto atributos químicos e físicos do solo foram utilizados como atributos preditores. No 1º capítulo, o MDS foi composto por: soma de bases, pH, matéria orgânica do solo, teor de alumínio (Al), teor de argila, densidade do solo, água na capacidade de campo e carbono da biomassa microbiana do solo. Os valores de IQSa e IQSap para cerradão, cerrado *stricto sensu*, cana-de-açúcar e pastagem foram de 3,88, 2,24, 4,72 e 3,76 e 0,62, 0,36, 0,57 e 0,54, respectivamente, onde os maiores valores foram observados para o cerradão. No 2º capítulo, a área com 12 anos apresentou o maior ΔQS com valores de +29,3. O total de emergia incorporada à soja, milho e algodão foram de 4,68E+15, 5,38E+15 e 7,28E+15 sej ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. A área de 12 anos foi a que apresentou maior eficiência no uso de recursos por acréscimo de QS (IESQ = 0,19E+15 sej $unidade^{-1}$) e por unidade de biomassa (IEAB = 0,78E15 sej Mg^{-1}), o que equivale a uma demanda de 73% a menos de insumos (em termos de emergia) para obter o mesmo acréscimo de biomassa que a área de 8 anos de cultivo. A AD gerada no 3º capítulo permitiu a identificação dos atributos do solo mais importantes na diferenciação de Cerrado nativo e de cultivos agrícolas. O teor de Al, pH, fósforo e carbono orgânico total foram os atributos selecionados pela AD.

Palavras chave: Indicadores de qualidade do solo. Recuperação de áreas degradadas. Sustentabilidade. Serviços ambientais. Síntese de emergia. Árvore de decisão.

ABSTRACT

GUERRA, F. **Evaluation of soil quality change in different areas of Cerrado.** 2015. 109 p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

The need to minimize environmental impacts without productivity reductions led to the search for alternative methods of production, in order to maintain soil quality (SQ) and the sustainability of ecosystems. This study was divided into three chapters, each one with a specific goal: soil attributes were analyzed in an attempt to obtain a minimum data set (MDS). Then the additive and weighted additive index were calculated, aimed at quantifying the SQ; the environmental performance of agricultural systems in the production of biomass was evaluated from the perspective of emergy; decision tree model (DT) was applied to identify the soil attributes which are affected by the change use from native Cerrado to non-tillage systems. This study was carried out in São Carlos and São Desidério cities, São Paulo and Bahia States, respectively. At São Carlos, topsoil samples were collected from different land uses includes two natural (cerradão and *stricto sensu* cerrado) and two agricultural areas (sugarcane and pasture). At São Desidério, soil samples were collected from four agricultural areas with different usage periods (5, 8, 12 and 18 years) in the rotation soy-corn-cotton system and native Cerrado area. In chapter 1, MDS was identified through principal component analysis, normalized and integrated into additive and weight additive index. In chapter 2, only the soil quality change (ΔSQ) between agricultural areas and native Cerrado was quantified, and combined with the adoption of environmental accounting protocols, the emergy indicators Input Embodiment in Soil Quality Change (IESQ) and Input Embodiment in Additional Biomass (IEAB) were proposed. In chapter 3, the data set used was the same from the second chapter. The soil attributes were used as potential predictor in the generation of the DT and the target attribute was land use. In chapter 1, the MDS was composed by sum of bases, pH, soil organic matter, aluminum content (Al), clay, bulk density, water content at field capacity and microbial biomass carbon. The SQI additive and weight additive for cerradão, cerrado, sugarcane and pasture were 3.88, 2.24, 4.72 and 3.76, and 0.62, 0.36, 0.57 and 0.54, respectively, with the highest value for cerradão. In chapter 2, the 12 years area had the highest ΔSQ with +29.3 values. The total emergy incorporated into the soybeans, corn and cotton crops were 4.68E+15, 5.38E+15 and 7.28E+15 sej ha^{-1} $year^{-1}$, res pectively. The 12 year area was the most efficient on the use of resources (external inputs) by SQ increase (IESQ = 0.19E+15 sej $unit^{-1}$) and per unit of biomass (IEAB = 0.78E+15 sej Mg^{-1}). This is equivalent to 73% less inputs demand (in terms of emergy) for obtaining the same increase of biomass of area of 8 years of cultivation. The DT model in chapter 3 allowed us to better understand the main attributes responsible for the differentiation of native Cerrado and agricultural areas. The content of Al, pH, phosphorus and total organic carbon were the attributes selected for the DT.

Keywords: Soil quality indicators. Recovery of degraded areas. Sustainability. Environmental services. Emergy Synthesis. Decision Tree.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15

REFERÊNCIAS 20

2 DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DE SOLO DO CERRADO SOB DIFERENTES USOS 24

RESUMO 24

Abstract 25

2.1 INTRODUÇÃO 26

2.2 MATERIAL E MÉTODOS 27

Histórico e caracterização das áreas de estudo 27

Amostragem do solo e procedimentos analíticos 32

Análise estatística 33

Etapas para o desenvolvimento do índice de qualidade do solo 34

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 37

Atributos químicos do solo 37

Atributos físicos do solo 41

Atributos microbiológicos do solo 42

Análise de componentes principais 44

Construção do índice de determinação de qualidade do solo 50

2.4 CONCLUSÕES 53

REFERÊNCIAS 54

3 SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS AGRÍCOLAS EM SOLO DE CERRADO 63

RESUMO 63

ABSTRACT 64

3.1 INTRODUÇÃO 65

3.2 MATERIAL E MÉTODOS 68

Caracterização da área de estudo 68

Amostragem do solo e procedimentos analíticos 71

Mudança na qualidade do solo 73

Indicadores emergéticos 75

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 77
Avaliação da mudança da qualidade do solo 77
Indicadores emergéticos 84
3.4 CONCLUSÕES 93
REFERÊNCIAS 93

4 AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO DE ATRIBUTOS DO SOLO PELA MUDANÇA DE USO DA TERRA UTILIZANDO ÁRVORE DE DECISÃO 98

RESUMO 98
ABSTRACT 99
4.1 INTRODUÇÃO 100
4.2 MATERIAL E MÉTODOS 101
Caracterização das áreas de estudo 101
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 103
4.4 CONCLUSÕES 105
REFERÊNCIAS 105

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 109

1 INTRODUÇÃO

Segurança alimentar e mudanças climáticas constituem temas atuais tratados pela comunidade científica da área das ciências agrárias. É reconhecido o efeito que a mudança climática exerce sobre a agricultura, como a recente seca observada na África, Rússia, Austrália, Estados Unidos e Brasil, afetando a produção e o preço dos alimentos, o que aumenta a vulnerabilidade de países pouco desenvolvidos (BRAIMOH, 2013). Como consequência da alta dos preços, é esperado o aumento da pobreza e da desnutrição, mas também o aumento de investimentos no setor agropecuário (EIU, 2012).

A conscientização da opinião pública quanto à necessidade da preservação ambiental é decorrente da dependência do uso dos recursos naturais pela agricultura, atividade responsável pelo consumo de cerca de 70% da água doce e que ocupa 40% da superfície de terra do planeta (BRAIMOH, 2013).

O Cerrado, que é responsável por cerca de um terço da produção de grãos, metade da produção de carne e a grande parte da de algodão, é o segundo maior bioma do Brasil, superado apenas pela Floresta Amazônica, e a última fronteira agrícola do mundo. Corresponde a aproximadamente dois milhões de km^2, representando a maior área extensiva de vegetação de savana na América Latina, e encontra-se distribuído pelos Estados de Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Bahia, Minas Gerais, São Paulo, Maranhão, Piauí, Paraná, Pará e Rondônia, além do Distrito Federal (QUEIROZ, 2009).

É caracterizado pela presença de invernos secos e verões chuvosos, com precipitação e temperatura variando de 750 a 2.000 mm e de 22 a 27 ºC, respectivamente. São ecossistemas frágeis, caracterizados por solos intemperizados, ácidos, com baixa fertilidade natural e elevados teores de alumínio (RIBEIRO; WALTER, 2001), os quais foram considerados por muito tempo como obstáculos à produção agrícola.

Contudo, a ampliação de formas convencionais e insustentáveis de produção agrícola tem avançado sobre a vegetação nativa, comprometendo o equilíbrio dos ecossistemas, os quais são sensíveis às perturbações (DURIGAN et al., 2007; CARDOSO et al., 2013), e coloca em risco a capacidade dos sistemas em manter uma produção biológica continuada. Métodos alternativos de produção surgem como resposta à exaustão de recursos naturais, devido, em grande parte, à degradação do solo (PEREIRA et al., 2012), e à necessidade de aumentar a oferta de alimentos e energia para atender a demanda da população mundial.

Nas últimas décadas, a percepção da importância do solo nas questões ambientais tem aumentado, já que é recurso natural limitado que requer proteção contra degradação e que funciona como base da produção sustentável (HAVLICEK, 2012). Os declínios nos estoques de carbono e matéria orgânica afetam a integridade dos solos, aumentando a erosão, a compactação e causam alterações no suprimento de água e nutrientes, na lixiviação e acidificação, além de reduzir a atividade biológica (GONZÁLEZ et al., 2010). Em relatório publicado na Europa (ENVASSO - Environmental Assessment of Soil for Monitoring), identificou-se processo erosivo, declínio do teor de matéria orgânica e da biodiversidade, contaminação, compactação e salinização como as principais ameaças aos solos (EUROPEAN COMMISSION, 2002; HUBER et al., 2007).

No início da década de 90 surgiu o conceito de qualidade do solo (QS). Desde então, diversas definições foram propostas (PARR et al., 1992; DORAN; PARKIN, 1994; HARRIS et al., 1996; KARLEN et al., 1997), variando desde pontos de vista exclusivamente agronômico a até conceitos com perspectiva ambiental. A Sociedade Americana de Ciência do Solo definiu QS como *"a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens"* (KARLEN et al., 1997). A Sociedade Brasileira de Ciência do Solo definiu como "*atributos inerentes ao solo, os quais são inferidos de características ou observações indiretas, como compatibilidade, erodibilidade e fertilidade do solo*" (CURI et al., 1993).

Na ausência de clara definição, o termo QS tem assumido significados adaptados ao caráter e aos objetivos da pesquisa que, associados à inclusão de atributos de interesse de cada cientista, tem aumentado a arbitrariedade de seu emprego (BATISDA et al., 2008). Alguns autores afirmam ainda que, conceitos que assumam múltiplos significados não são passíveis de definições (SOJKA; UPCHURCH, 1999) e, portanto, os esforços devem ser concentrados em transformar esse conceito vago em algo tangível (ARMENISE et al., 2013), permitindo assim o monitoramento dos solos sob diferentes sistemas de manejo.

No último Congresso Mundial de Ciência do Solo realizado recentemente em Jeju, Coréia do Sul, foi introduzido o conceito de *Soil Security*, sendo dedicado um Simpósio exclusivo para o tema. Autoridades convidadas expuseram os seus pontos de vista, enfatizando a necessidade de esforços para a preservação do solo e mudanças de sistemas de produção.

Avaliar a QS é uma tarefa complexa, pois ao contrário da qualidade da água ou da qualidade do ar, para os quais as normas foram estabelecidas em legislação, nenhum método isolado tem sido amplamente aceito para atribuir um índice de qualidade do solo (IQS), devido à complexidade e variabilidade desse sistema. As políticas públicas para a manutenção do solo ainda estão em desenvolvimento (BONE et al., 2011), o que torna o processo de quantificação da QS subjetivo.

No Brasil, a legislação aborda principalmente aspectos ligados à conservação do solo e da água (Lei nº 4.771/65[1] e Lei nº 6.225/75 - BRASIL, 1965; 1975), onde são definidas áreas vulneráveis ao processo erosivo e/ou importantes para a manutenção do abastecimento de água. Apesar de ainda não existir nenhuma legislação específica, outro aspecto abordado é a presença de contaminantes orgânicos e inorgânicos no solo. Para as condições do Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) publicou o "*Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*" (CETESB, 2001), atualizado recentemente (CETESB, 2014), que representa a base da política estadual de proteção de solo e de águas subterrâneas.

O que falta à legislação brasileira e internacional é a interpretação do solo de maneira holística, como um organismo vivo e complexo, dependente do uso e da especificidade local (KARLEN et al., 1994), e que deve ser preservado mesmo que não haja benefício direto e imediato aos seres humanos (BECK et al., 2005).

Na literatura são citadas diversas metodologias de avaliação de QS e que podem servir de embasamento teórico às políticas públicas. Uma avaliação indireta é a quantificação da produtividade agrícola. Entretanto, há a influência direta do manejo e o estado natural do solo pode ser superestimado (HAVLICEK, 2012). Sendo assim, a observação direta dos atributos do solo é considerada por muitos pesquisadores a forma adequada de medir e monitorar a sua conservação ou qualquer processo de degradação em curso (BURGER, 1996; HAVLICEK, 2012). Os atributos normalmente utilizados são químicos e físicos, e muitas vezes requerem um longo período antes que o efeito das atividades humanas e práticas de manejo possam ser detectados (PANKHURTS et al., 1997). Nos últimos anos, o uso de atributos biológicos como indicadores de QS vem aumentando, dada à rápida resposta, elevada sensibilidade e capacidade de prover informações que integram diversos fatores ambientais (MIJANGOS et al., 2006; PAZ-FERRERO et al., 2009; HAVLICEK, 2012).

[1] Revogado pela Lei nº 12.651 de 2012.

A pesquisa tem buscado a identificação de um IQS de determinação simples e rápido, capaz de refletir mudanças nas funções do solo, que seja sensível às alterações de manejo e acessível a diversos usuários (SHUKLA et al., 2006). Cientistas, agricultores e instituições governamentais têm interesse em obter um IQS para medir o nível de degradação de ecossistemas naturais e agrícolas, avaliar as necessidades de pesquisa e definir as práticas de manejo com o objetivo de monitorar mudanças nas propriedades e processos do solo, na sustentabilidade e na qualidade ambiental (DORAN; PARKIN, 1994; KARLEN et al., 2001; ANDREWS et al., 2002; ARMENISE et al., 2013).

Entretanto, os IQS ainda continuam pouco conclusivos e de difícil interpretação devido à complexidade do sistema solo-planta e ao elevado número de atributos envolvidos. Resultados encontrados na literatura são inconsistentes e contraditórios (MIJANGOS; GARBISU, 2010), dificultando a comparação entre pesquisas devido à ausência de padrões metodológicos de avaliação. Fatores relativos à gênese, variabilidade espacial, uso, manejo e, sobretudo, às diversas funções que o solo pode desempenhar, tem dificultado o estabelecimento de critérios universais para definição e quantificação da QS (SOJKA; UPCHURCH, 1999; GLOVER et al., 2000).

Devido a essa dificuldade, uma linha paralela de pensamento surgiu aquém da busca por indicadores de qualidade. Ela busca avaliar a QS como o resultado do sistema solo-planta, e somente quando integrado às plantas e à biota edáfica, o solo é capaz de funcionar e atingir qualidade (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Em outras palavras, o funcionamento do solo é baseado na termodinâmica do não equilíbrio, devido ao fluxo contínuo de energia e matéria que passa por ele.

Nesse contexto, a síntese de e*m*ergia é uma ferramenta que pode ser aplicada na avaliação da sustentabilidade de sistemas naturais ou antrópicos, uma vez que inclui os recursos necessários para o funcionamento do sistema, tanto os fornecidos pela economia como aqueles provenientes da natureza. Ela se propõe a medir todas as contribuições (moeda, massa, energia e informação) em termos equivalentes (e*m*ergia). Para tal, faz uso da teoria da termodinâmica, da biologia e de novos princípios do funcionamento de sistemas abertos (ODUM, 1996). E*m*ergia pode ser entendida como “memória energética” (SCIENCEMAN, 1987), pois representa toda a energia incorporada no desenvolvimento de um processo ou produto específico, neste caso, QS.

Partindo da hipótese de que modelos de qualidade de solo (QS) permitem a avaliação de alterações de solos de ecossistemas naturais por atividades agrícolas, o objetivo geral desse estudo foi a determinação de índice de qualidade (IQS) de solos em áreas de Cerrado nativo e cultivado.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar o impacto da atividade agrícola nos atributos químicos, físicos e microbiológicos de solo de Cerrado;
- Estabelecer critérios específicos para obtenção de índice de qualidade de solo do Cerrado sob diferentes usos;
- Identificar os indicadores mais sensíveis na avaliação da qualidade de solo do Cerrado por meio de técnicas da estatística multivariada;
- Determinar o índice de qualidade de solo do Cerrado pela aplicação dos modelos aditivo e aditivo ponderado;
- Avaliar a sustentabilidade de sistemas agrícolas em solo do Cerrado pela ótica da síntese de emergia;
- Aplicar o modelo de árvore de decisão para auxiliar na identificação dos principais atributos afetados com a mudança de Cerrado nativo para áreas agrícolas sob sistema de plantio direto.

Para alcançar os objetivos propostos, a tese foi dividida no formato de três capítulos, a saber:

(i) Desenvolvimento de índice de qualidade de solo do Cerrado sob diferentes usos.

(ii) Sustentabilidade de sistemas agrícolas em solo do Cerrado.

(iii) Avaliação da alteração de atributos do solo pela mudança de uso da terra utilizando árvore de decisão.

Referências

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; MITCHELL, J.P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.90, p.25-45, 2002.

ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M.A.; STELLACCI, A.M.; CICCARESE, A.; RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agriculture use under different managements in the Mediterranean environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.130, p.91-98, 2013.

BATISDA, F.; ZSOLNAY, A.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. **Geoderma**, Amsterdam, v.147, p.159-171, 2008.

BECK, L.; RÖMBKE, J.; BREURE, A.M.; MULDER, C. Considerations for the use of soil ecological classification and assessment concepts in soil protection. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v.62, p.189-200, 2005.

BONE, J.; HEAD, M.; JONES, D.T.; BARRACLOUGH, D.; ARCHER, M.; SCHEIB, C.; FLIGHT, D.; EGGLETON, P.; VOULVOULIS, N. From chemical risk assessment to environmental quality management: The challenge for soil protection. **Environmental Science & Technology**, Easton, v.45, p.104-110, 2011.

BRAIMOH, A.K. Global agriculture needs smart science and policies. **Agriculture & Food Security**, Heidelberg, v.2; n.6, 2013. doi:10.1186/2048-7010-2-6.

BRASIL. Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 15 set. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm> Acesso em: 06 maio 2014.

BRASIL. Lei nº 6.225, de 14 de julho de 1975. Dispõe sobre discriminação, pelo Ministério da Agricultura, de regiões para execução obrigatória de planos de proteção ao solo e de combate à erosão e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 de julho de 1975. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6225.htm>. Acesso em: 06 maio 2014.

BURGER, J.A. Limitations of bioassays for monitoring forest soil productivity: Rationale and example. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.60, p.1674-1678, 1996.

CARDOSO, E.J.B.N.; VASCONCELLOS, R.L.F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M.Y.H.; SANTOS, C.A.; ALVES, P.R.L.; PAULA, A.M.; NAKATANI, A.S.; PEREIRA, J.M.; NOGUEIRA, M.A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.70, p.274-289, 2013.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. V**alores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2014. 1 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientados para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. 247 p.

CURI, N.; LARACH, J.O.I.; KÄMFT, N.; MONIZ, A.C.; FONTES, L.E.F. **Vocábulo de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BZEDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, 1994. p.3-21.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C. Threats to the Cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, p.355-363, 2007.

ECONOMIST INTELLIGENCE UNIT. **Agriculture in high-growth markets: securing global food supplies**. London: Economist Intelligence Unit, 2012.

EUROPEAN COMMISSION. Communication of 16 April 2002 from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. COM 2002, 179 final. Brussels, 2002.

GARRIGUES, E.; CORSON, M.S.; ANGERS, D.A.; van der WERF, H.M.G. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. **Ecological Indicators,** Amsterdam, v.18, p.434-442, 2012.

GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P.; ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.80, p.29-45, 2000.

GONZÁLEZ, M.; GOMEZ, E.; COMESE, R.; QUESADA, M.; CONTI, M. Influence of organic amendments on soil quality potential indicators in an urban horticultural system. **Bioresource Technology**, Essex, v.101, p.8897-8901, 2010.

HARRIS, R.F.; KARLEN, D.L.; MULLA, D.J. A conceptual framework for assessment and management of soil quality and health. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: SSSA, 1996. p. 61-82. (SSSA Special Publication, 49).

HAVLICEK, E. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v.49, p.80-84, 2012.

HUBER, S.; PROKOP, G.; ARROUAYS, D.; BANKO, G.; BISPO, A.; JONES, R.; KIBBLEWHITE, M.; LEXER, W.; MÖLLER, A.; RICKSON, J.; SHISHLOV, T.; STEPHENS, M.; VAN DEN AKKER, J.; VERHEIJEN, F. Indicators and criteria report. Révision 5.655. ENVASSO project coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme. Luxembourg, 2007.

KARLEN, D.L.; ANDREWS, S.S.; DORAN, J.W. Soil quality: Current concepts and applications. **Advances in Agronomy**, New York, v.74, p.1-40, 2001.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.4-10, 1997.

KARLEN, D.L.; STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: SSSA, 1994. p. 53-72.

KARLEN, D.L.; WOLLENHAUPT, N.C.; ERBACH, D.C.; BERRY, E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S.; JORDAHL, J.L. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.31, p.149-167, 1994.

MIJANGOS, I.; GARBISU, C. Consequences of soil sampling depth during the assessment of the effects of tillage and fertilization on soil quality: a common oversight. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.109, p.169-173, 2010.

MIJANGOS, I.; PÉREZ, R.; ALBIZU, I.; GARBISU, C. Effects of fertilization and tillage on soil biological parameters. **Enzyme and Microbial Technology**, Surrey, v.40, p.100-106, 2006

ODUM, H.T. **Environmental accounting, emergy and decision making**. New York: John Wiley & Sons, 1996. 370p.

PANKHURTS, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, W.S.R. (Ed.). **Biological indicators of soil health**. New York: CABI Publishing, 1997.

PARR, J.F.; PAPENDICK, R.I.; HORNIK, S.B.; MEYER, R.E. Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. **American Journal of Alternative Agriculture**, Greenbelt, v.7, p.5-10, 1992.

PAZ-FERREIRO, J.; TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRO´S, M.C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. Biochemical properties in managed grassland soils in a temperate humid zone: modifications of soil quality as a consequence of intensive grassland use. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.45, p.711-722, 2009.

PEREIRA, P.A.A.; MARTHA JR., G.B.; SANTANA, C.A.M.; ALVES, E. The development of Brazilian agriculture: future technological challenges and opportunities. **Agriculture & Food Security**, Heidelberg, v.1, n.4, 2012. doi:10.1186/2048-7010-1-4.

QUEIROZ, F.A. Impactos da sojicultura de exportação sobre a biodiversidade do Cerrado. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v.21, p.193-209, 2009.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Ed.). **Cerrado**: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 29-45.

SCIENCEMAN, D. Energy and emergy. In: PILLET, G.; MUROTA, T. (Ed.). **Environmental economics**. Geneva: Roland Leimgruber, 1987. p. 257-276.

SHUKLA, M.K.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.194-204, 2006.

SOJKA, R.E.; UPCHURCH, D.R. Reservations regarding the soil quality concept. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.1039-1054, 1999.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v.33, p.743-755, 2009.

2 DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DE SOLO DO CERRADO SOB DIFERENTES USOS

Resumo

Índices de qualidade de solo (IQS) são ferramentas importantes para monitorar condições ambientais, ou mesmo auxiliar em processos de tomada de decisão na conservação de recursos naturais e/ou recuperação de áreas degradadas. Neste estudo, a partir de 30 atributos do solo, IQS foram calculados com o objetivo de quantificar o potencial do manejo agrícola na manutenção da QS em áreas do Cerrado brasileiro. O estudo foi conduzido em duas áreas nativas (cerradão e cerrado *stricto sensu* em regeneração) e em áreas de cana-de-açúcar e pastagem, situadas na região central do Estado de São Paulo, Brasil. A partir da seleção de um conjunto mínimo de indicadores (MDS, *minimum data set*) por meio da análise de componentes principais; os indicadores foram normalizados em escores e integrados em índice aditivo (IQSa) e aditivo ponderado (IQSap). A conversão da vegetação nativa para agricultura resultou em aumento médio de 33% nos teores de argila dispersa em água e a diminuição média de 14,3% do teor de matéria orgânica do solo (MOS), 44,5% da capacidade de troca catiônica e de 35% no teor de carbono da biomassa microbiana. Maiores teores de nutrientes foram encontrados nas áreas agrícolas, principalmente na cana-de-açúcar, devido à prática recorrente de fertilização. Foram geradas 30 componentes principais e, de acordo com o critério de Kaiser e teste Scree, o número mínimo de componentes a manter foi igual a dois, os quais explicaram mais de 80% da variação original dos resultados. Após a análise de correlação, empregada para identificar variáveis correlacionáveis e passíveis de eliminação, o MDS foi composto por: soma de bases (SB), pH ($CaCl_2$), MOS, teor de alumínio (Al), teor de argila, densidade do solo (Da), água na capacidade de campo (θ_{g33}) e carbono da biomassa microbiana do solo (CBMS). Funções de padronização não lineares foram usadas para transformar o MDS em valores entre 0 e 1. A função "*mais é melhor"* foi usada para SB, MOS, θ_{g33} e CBMS, devido à influência positiva na produtividade agrícola. Função "*menos é melhor"* foi utilizada para Al e Da, e a função "*ótima"* foi usada para pH e teor de argila. O fator de ponderação para cada atributo foi retirado da porcentagem de variância de cada componente, sendo os índices calculados: IQSa = $E_{SB} + E_{pH} + E_{MOS} + E_{Al} + E_{argila} + E_{Da} + E\theta_{g33} + E_{CBMS}$ e IQSap = $0{,}079*E_{SB} + 0{,}079*E_{pH} + 0{,}159*E_{MOS} + 0{,}043*E_{Al} + 0{,}159*E_{argila} + 0{,}159*E_{Da} + 0{,}159*E\theta_{g33} + 0{,}159*E_{CBMS}$. Os valores de IQSap e IQSa para cerradão, cerrado em regeneração, cana-de-açúcar e pastagem foram de 0,62, 0,36, 0,57 e 0,54, e 3,88, 2,24, 4,72 e 3,76, respectivamente, onde os maiores valores foram observados para o cerradão. Mesmo com resultados similares, a utilização do IQSa sobre o IQSap deve ser considerada de forma cautelosa, necessitando de maior número de avaliações. O índice se comportou de acordo com o objetivo proposto, visto que o manejo adequado dos indicadores selecionados leva ao aumento da produção agrícola e, consequentemente, incremento da QS. O método descrito pôde sintetizar um volume grande de informações, identificando quais atributos mais influenciaram na QS, além de estabelecer critérios de avaliação, permitindo assim a aplicação do índice em escala regional e nacional.

Palavras chave: Modelagem**.** Indicadores. Políticas públicas. Saúde do solo. Atributos do solo.

Abstract

Soil quality indexes (SQI) become important tools to monitor environmental conditions and can also help in decision-making as well as interpret how management practices affect soils and ecosystems. In the present work, using data from natural and agricultural areas, SQIs were calculated to quantify the potential of agricultural management on the maintenance of soil quality in the Brazilian Cerrado. This study was carried out in São Carlos city, São Paulo State, Southern Brazil, and the different land uses include two natural (cerradão and *stricto sensu* cerrado forest) and two agricultural areas (sugarcane and pasture). To calculate the SQI, topsoil samples were collected to evaluate 30 chemical, physical and microbiological attributes. Crop productivity was identified as the main goal and subsequently, three main steps were followed: (i) identification of a minimum data set (MDS) through principal component analysis (PCA); (ii) normalization of the MDS and (iii) integration of the indicator scores (*S*) into an overall additive and weight additive index. The conversion of native to agricultural areas resulted in increase of 33% in water dispersible clay and decrease of 14.3% in soil organic matter (SOM) content, 44.5% in cation exchange capacity and 35% in microbial biomass carbon (MBC). Higher levels of nutrients were founded in agricultural areas, mainly in sugarcane due to fertilization practice. The PCA generated 30 PCs and, according to Kaiser criterion and Scree plot, the minimum number of components to retain was equal to two, which explains more than 80% of the total variation. Correlation analysis was employed to find out redundant variables within each PC, and MDS was composed by sum of bases (SB), pH ($CaCl_2$), SOM, aluminum content (Al), clay, bulk density (BD), water content at field capacity (θ_{g33}) and MBC. Non-linear scoring functions were used to transform the MDS soil properties to a value between 0 and 1. *More is better* functions were used for SB, SOM, θ_{g33} and MBC, due to their positive influence on crop productivity. *Less is better* function was used for Al and BD, and the *optimum* function was used to score pH and clay content. Weights were assigned to the MDS indicators using the PCA outcomes, and were equal to the percentage of variance explained by the PC (full value for not correlated variable, divided for correlated ones). The SQI was computed as follows: SQI additive = $S_{SB} + S_{pH} + S_{SOM} + S_{Al} + S_{clay} + S_{BD} + S\theta_{g33} + S_{MBC}$ and SQI weight additive = $0.079*S_{SB} + 0.079*S_{pH} + 0.159*S_{SOM} + 0.043*S_{Al} + 0.159*S_{clay} + 0.159*S_{BD} + 0.159*S\theta_{g33} + 0.159*S_{MBC}$. The SQI weight additive and additive for cerradão, cerrado, sugarcane and pasture were 0.62, 0.36, 0.57 and 0.54, and 3.88, 2.24, 4.72 and 3.76, respectively, with the highest value for cerradão. Even with similar results, the use of IQS additive over weight additive should be considered with caution, requiring more evaluations. The index behaved in accordance to the proposed objective, since better management practices leads to increase of production and consequently SQ. The method summarized a large amount of information, identifying which attributes most influenced SQ, besides establishing an evaluation criteria, which allows the application at regional and national scales.

Keywords: Modeling. Indicators. Public policy. Soil health. Soil attributes.

2.1 Introdução

O índice de qualidade do solo (IQS) é um valor obtido a partir da combinação de informações sobre o solo, indicando assim sua aptidão para realizar uma ou demais funções (ARMENISE et al., 2013), tais como: provisão de bens (alimentos, fibras, energia e bio-combustíveis), escoamento e retenção de água/soluto, estabilidade física e suporte às plantas, ciclagem de nutrientes, filtração de materiais potencialmente tóxicos e manutenção da biodiversidade (DAILY et al., 1997).

Usualmente, um IQS não deve incluir muitas funções (ANDREWS et al., 2004), mas somente aquelas de maior relevância de acordo com a avaliação específica (BLECKER et al., 2012) ou com o interesse do estudo.

Sendo assim, a avaliação de IQS se inicia pela definição do objetivo principal (produtividade agrícola, sustentabilidade agronômica, erosão do solo, recuperação de área degradada, etc.), seguida da associação das funções críticas ao objetivo pré-estabelecido (ANDREWS et al., 2002; ARMENISE et al., 2013). Uma vez que as funções não são mensuráveis diretamente, atributos químicos, físicos e biológicos, denominados indicadores de QS, são selecionados para avaliação indireta de como cada função é executada (BREJDA et al., 2000; KARLEN et al., 2004).

A partir da identificação do objetivo principal, o desenvolvimento do IQS envolve três etapas principais: (i) obtenção de um conjunto mínimo de indicadores (*minimum data set*, MDS); (ii) transformação desses indicadores em escores; e (iii) combinação dos escores em índices.

Técnicas de estatística multivariada, tais como análise de componentes principais (ACP), são utilizadas como metodologia menos arbitrária para a obtenção de um MDS e para a atribuição de pesos na composição de modelos de IQS (ANDREWS et al., 2002; BREJDA et al., 2000; IMAZ et al., 2010; NOSRATI, 2013). No entanto, podem excluir indicadores menos sensíveis ao manejo que, não necessariamente são menos importantes quando se deseja quantificar a QS (TÓTOLA; CHAER, 2002). Um ponto crítico no desenvolvimento de modelos de IQS é a falta valores de referência em condições específicas (tipo e uso do solo). Este problema torna-se relevante quando se deseja fazer uso de indicadores biológicos, uma vez que em várias situações, também passa a ser arbitrário os valores estipulados como ótimos para essas características. O uso de áreas de vegetação natural próximas aos solos estudados

para definir valores ótimos para indicadores biológicos tem sido o critério mais utilizado para parametrizá-los nos modelos de IQS (TÓTOLA; CHAER, 2002).

Experimentos de longa duração relacionados à QS produzem grande conjunto de informações, que por sua vez são difíceis de manipular, e podem levar a confusões e interpretações equivocadas. Dessa maneira, os IQS podem ser utilizados eficazmente na interpretação de um conjunto de dados pela combinação de escores em um único valor (índice) (ANDREWS et al., 2003).

Com isso, os objetivos do trabalho foram: (i) avaliar o impacto da atividade agrícola nos atributos químicos, físicos e microbiológicos de solo de Cerrado no Estado de São Paulo; (ii) estabelecer critérios específicos para obtenção de índice de qualidade de solo sob diferentes usos; (iii) identificar os indicadores mais sensíveis na avaliação da qualidade de solo por meio de técnicas da estatística multivariada; (iv) determinar o índice de qualidade de solo pela aplicação dos modelos aditivo e aditivo ponderado.

2.2 Material e Métodos

Histórico e caracterização das áreas de estudo[2]

O estudo foi conduzido em áreas situadas na cidade de São Carlos, região central do Estado de São Paulo (21º57’56’’ S/ 47º51’10’’ O, altitude 867 m) (Figura 2.1). O clima predominante, segundo a classificação de Köppen, é do tipo tropical de altitude (Cwa), ou seja, clima quente com inverno seco. O regime pluviométrico acumulado durante o período de Julho/2012 a Maio/2013 foi de 1709 mm, com temperatura e umidade relativa média na ordem de 21 ºC e 77,1%, respectivamente (Figura 2.2). O solo das áreas de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) (EMBRAPA, 2013).

[2] Os dados foram retirados do Processo FAPESP 2011/06306-9 e 2012/08547-6.

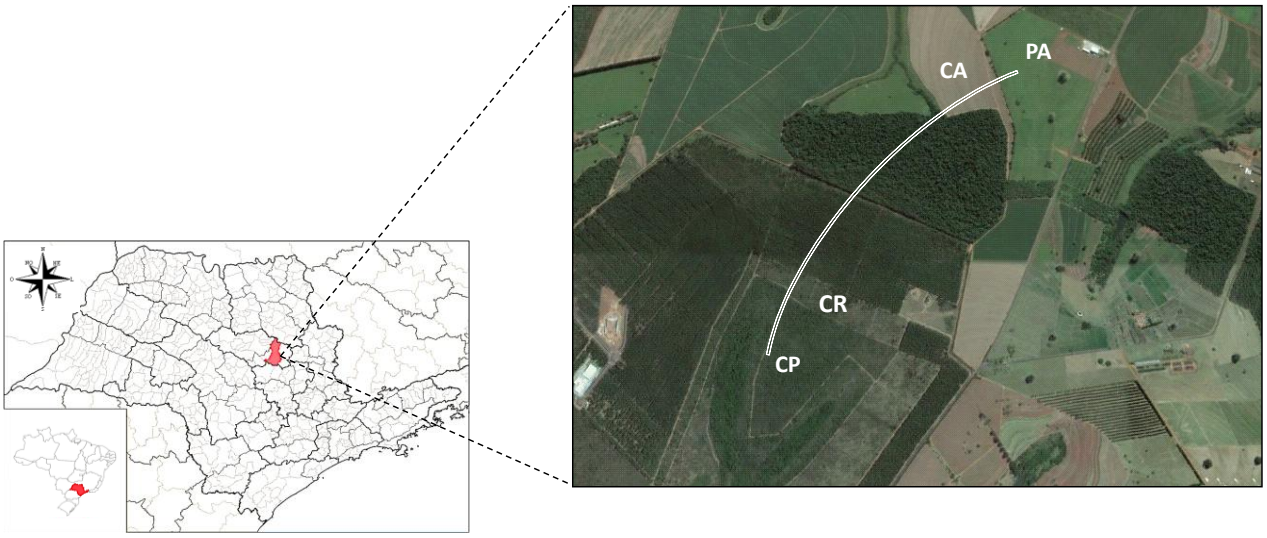

Figura 2.1 - Identificação das áreas de estudo na cidade de São Carlos/SP. CP: cerradão preservado; CR: cerrado *stricto sensu*; CA: cana-de-açúcar; PA: pastagem extensiva

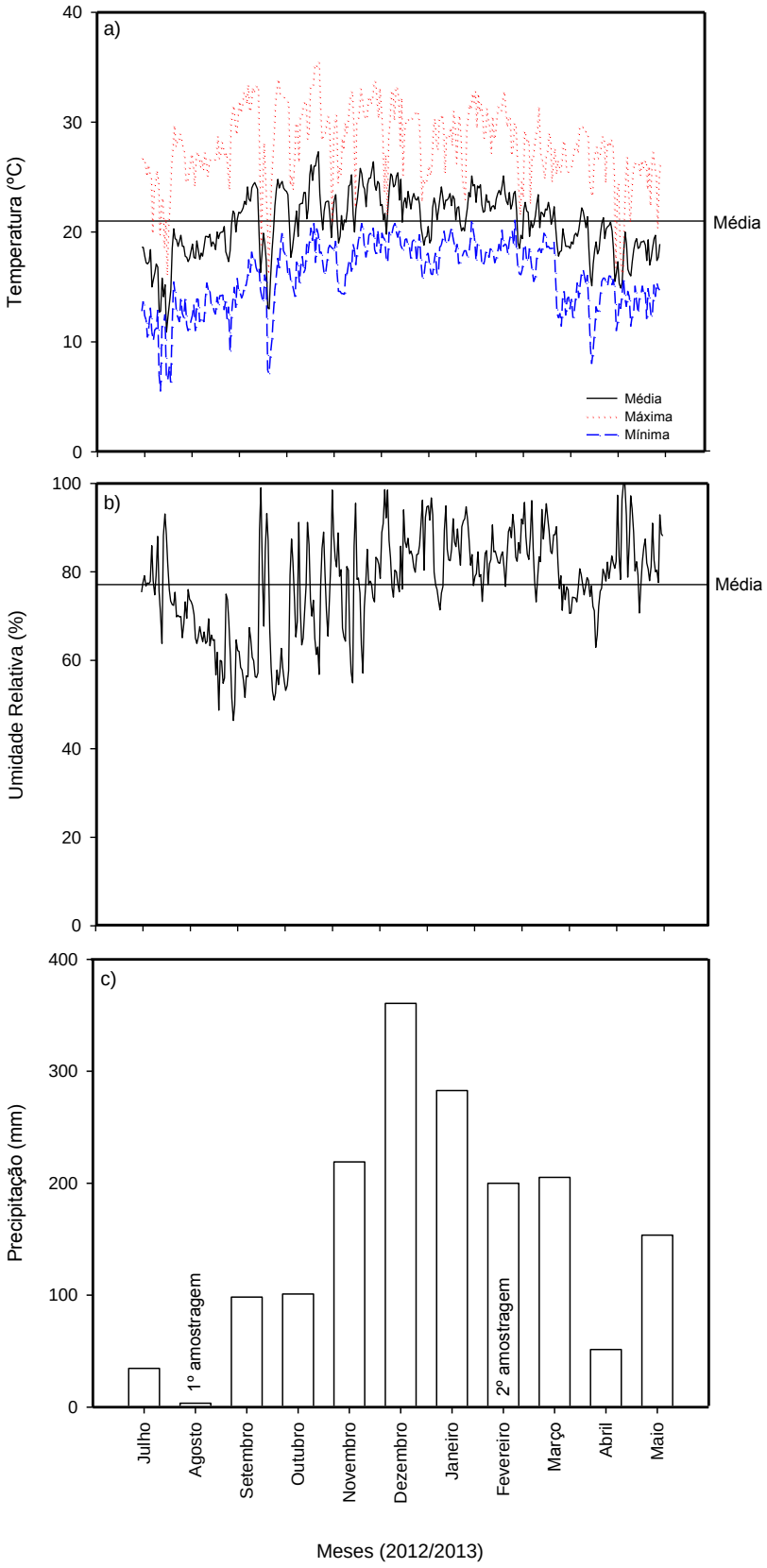

Figura 2.2. Termopluviograma com base em informações de temperatura (a), umidade relativa (b) e precipitação (c) obtidos na estação meteorológica localizada na Embrapa Pecuária Sudeste (São Carlos/SP). (adaptado de Silva, 2013)

Foram selecionadas quatro áreas de estudo: cerradão preservado (CP) e cerrado em regeneração (CR), localizadas no *campus* da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar); lavoura de cana-de-açúcar (CA), localizada na Fazenda Engenho Velho; e pastagem extensiva (PA), localizada na Fazenda Experimental Canchim - Embrapa Pecuária Sudeste (Figura 2.3) (GUERRA et al., 2013; JUSTI et al., 2013).

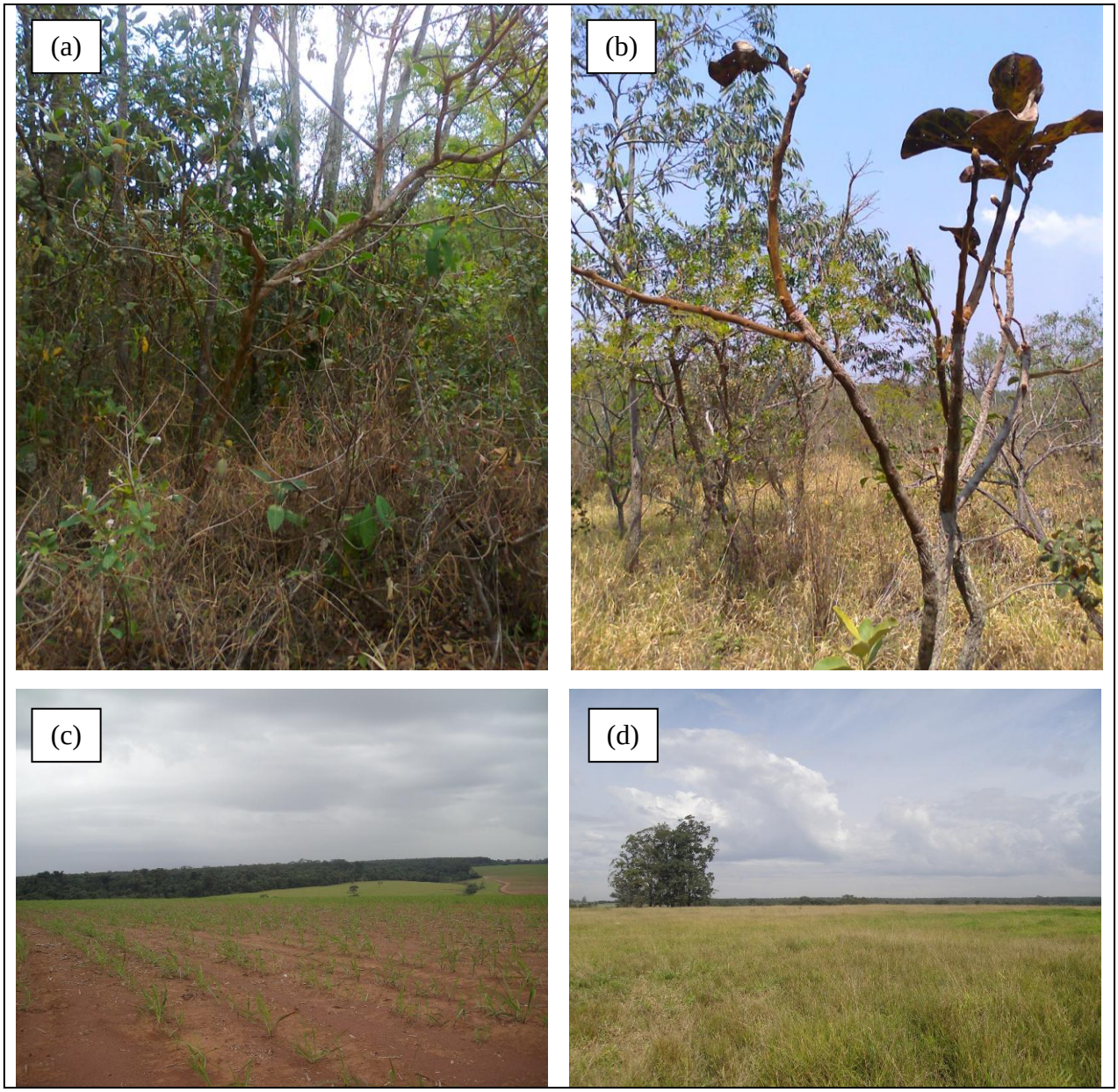

Figura 2.3. - (a) área de transição entre cerrado *stricto sensu* e cerradão (24 ha); (b) área de cerrado stricto sensu em recuperação (11 ha); (c) área de cana-de-açúcar (350 ha); (d) área de pastagem (33 ha), com cana-de-açúcar ao fundo (fotos do arquivo pessoal)

O CP, que corresponde a formação de transição entre cerrado *stricto sensu* e cerradão (COUTINHO, 1978), encontra-se preservado desde o processo de ocupação da área pela UFSCar, iniciado em 1970. O estrato arbóreo apresentou altura que variou de 7 a 15 metros e padrão tipicamente florestal com dossel fechado. O CR, classificado como cerrado *stricto sensu*, era composto de eucalipto com sub-bosque de vegetação de cerrado na década de 80. A partir de 1997, foi conduzido de forma a permitir a regeneração de espécies nativas.

A CA foi implantada na propriedade no ano de 1974, sendo colhida manualmente, com despalha a fogo, até meados de 1980. A partir desse ano, a área foi arrendada para o atual Grupo Raízen (antiga Usina da Serra), que adotou plantio e corte mecanizado até os dias de hoje. A PA foi implantada no ano de 1992 com a derrubada da mata de transição e cultivo com *Brachiaria decumbens* durante 15 anos, sendo considerada pastagem degradada. Em 2007, o pasto foi renovado com o plantio de milho para silagem e *Brachiaria brizantha* e, após esse período, vem sendo utilizado de maneira extensiva, não apresentando nenhum tipo de manejo (Figura 2.4).

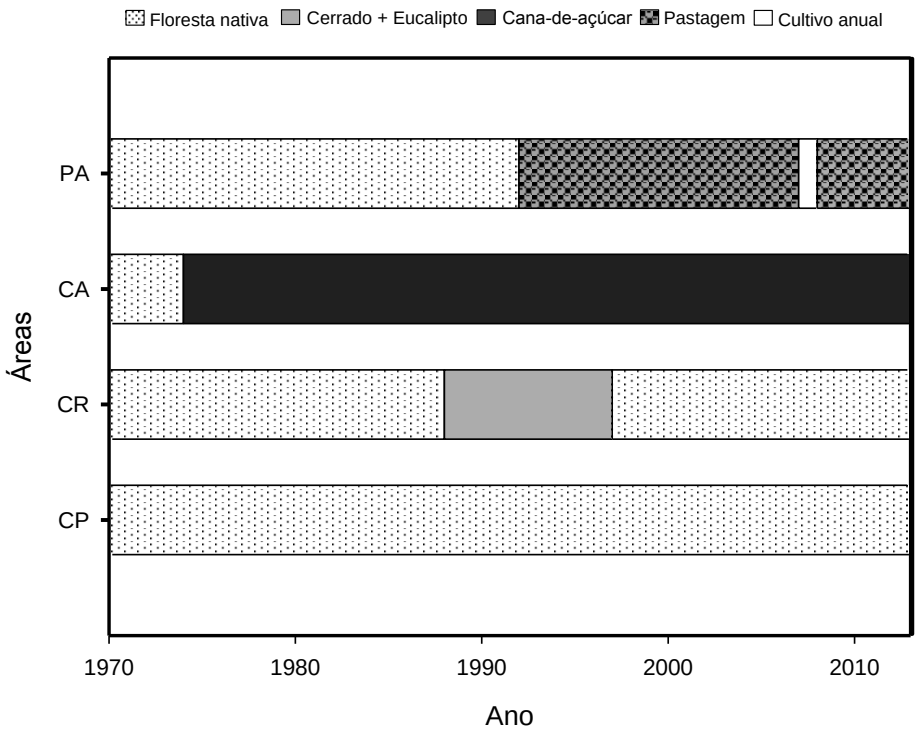

Figura 2.4 - Histórico de uso da terra das áreas de estudo. CP: cerradão preservado; CR: cerrado *stricto sensu*; CA: cana-de-açúcar; PA: pastagem extensiva (adaptado de Rossi et al., 2013)

A área de CA foi reformada em 2012, recebendo 506 kg ha^{-1} de NPK 10-25-25 e 1,5 t ha^{-1} de calcário dolomítico. Na reforma da pastagem e plantio de milho para silagem em 2007, foram aplicados 400 kg ha^{-1} de NPK 8-28-16 e 3 t ha^{-1} de calcário dolomítico.

Amostragem do solo e procedimentos analíticos

A amostragem de solo foi conduzida de Agosto de 2012 a Maio de 2013. Em cada área foi delimitada uma gleba representativa, composta de cinco unidades amostrais equidistantes 50 m, totalizando 2500 m^2, onde foram realizadas as coletas de solo após remoção da camada de serapilheira (ROSSI et al., 2013). Dentro de cada unidade amostral, foram retiradas cinco subamostras para compor uma amostra, totalizando cinco repetições por área de estudo (Figura 2.5). Para a avaliação dos atributos físicos e químicos, amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-20 cm. Amostras adicionais de solo, coletadas a 0-10 cm ao longo das estações de inverno e verão, foram usadas para avaliação de atributos microbiológicos.

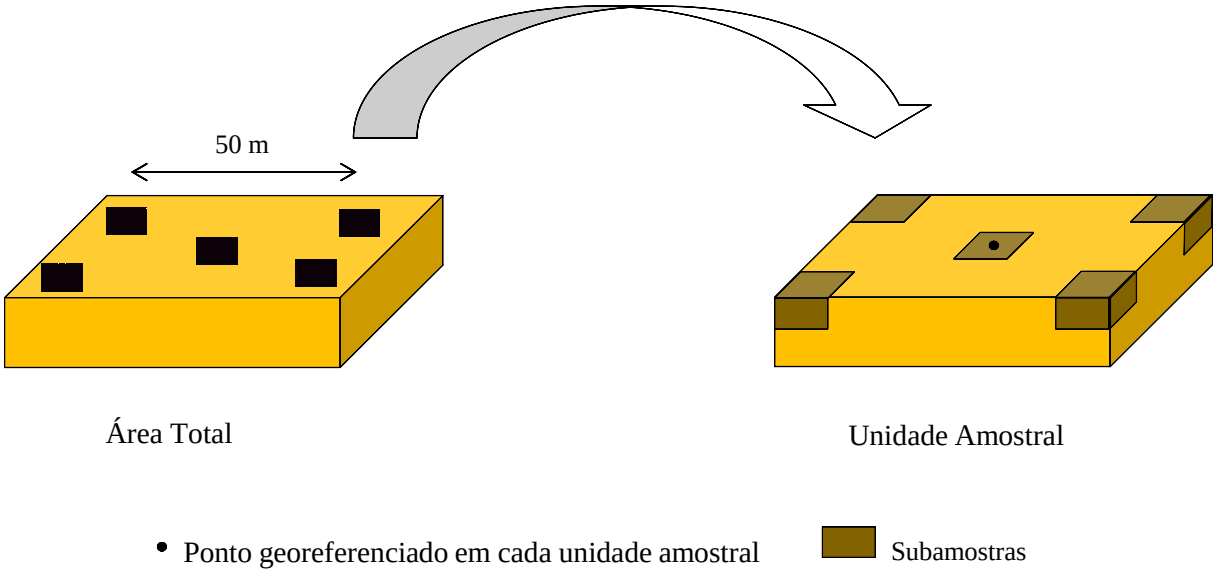

Figura 2.5 - Esquema das unidades amostrais e disposição da coleta de solo (adaptado de Siqueira Neto, 2006)

Os seguintes atributos químicos foram avaliados (CAMARGO et al., 2009): pH ($CaCl_2$), matéria orgânica do solo (MOS) via úmida, teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (resina trocadora de íons), enxofre (S) (fosfato de cálcio), acidez trocável (Al^{3+}) (KCl), acidez potencial (H+Al) (tampão SMP), micronutrientes - B (água quente), Cu, Fe, Mn e Zn (DTPA a pH 7,3), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica total (CTC) e saturação por bases (V%) e por alumínio (m%). As análises físicas foram conduzidas conforme manual de métodos de análise de solo da Embrapa (1997) e os atributos determinados foram argila dispersa em água (ADA), frações texturais (argila, silte e areia), porosidade total (P_T), densidade aparente do solo (Da) (com anel volumétrico de 50 cm^3), retenção de água na capacidade de campo (Θ_{g33}) e no ponto de murcha permanente (Θ_{g1500}) e teor de água disponível (AD).

Durante a coleta de solo para análise microbiológica, as amostras foram acondicionadas em recipiente térmico desde o campo até o laboratório, armazenadas a 4 ºC até o momento da análise. O carbono da biomassa microbiana do solo (CBMS) foi determinado pelo método da Fumigação-Extração proposto por Vance et al. (1987), utilizando clorofórmio isento de etanol. O cálculo do C microbiano foi obtido pela diferença entre os valores das amostras fumigadas e não fumigadas com fator de correção (K_C) igual a 0,33, que representa a eficiência da extração (SPARLING et al., 1990).

A atividade respiratória da biomassa microbiana, ou respiração basal do solo (RB), foi avaliada pela quantificação do CO_2 liberado durante a incubação do solo em sistema fechado, onde o CO_2 foi capturado em solução de KOH 0,5 mol L^{-1} e posteriormente titulado com HCl 0,1 mol L^{-1} (GRISSI, 1978). O quociente metabólico (qCO_2) foi obtido pela razão entre a RB e o CBMS por unidade de tempo (ANDERSON; DOMSCH, 1985).

Análise estatística

As médias dos atributos físicos, químicos e microbiológicos foram comparadas pelo teste t a 5% de probabilidade, com o programa Statistical Analysis Systems (SAS INSTITUTE, 1987). Para avaliar o conjunto de indicadores de solo, de modo a tornar mais fácil a interpretação e revelar similaridades e diferenças entre as áreas, foi aplicada a ACP, utilizando o pacote estatístico PC-ORD (McCUNE; MEFFORD, 1999). Essa ferramenta multivariada permite a conversão de um conjunto de variáveis de um espaço n-dimensional em um espaço bi ou tridimensional (CRUZ; REGAZZI, 1994).

Etapas para o desenvolvimento do índice de qualidade do solo

O cálculo do IQS foi baseado no trabalho desenvolvido por Andrews et al. (2002), estabelecendo a produtividade agrícola como objetivo principal do modelo. Três etapas principais foram seguidas (Figura 2.6): (i) estabelecimento de MDS que incluam os indicadores que melhor representem as funções do solo associadas ao objetivo proposto; (ii) normalização dos dados em escores; e (iii) integração dos escores em IQS.

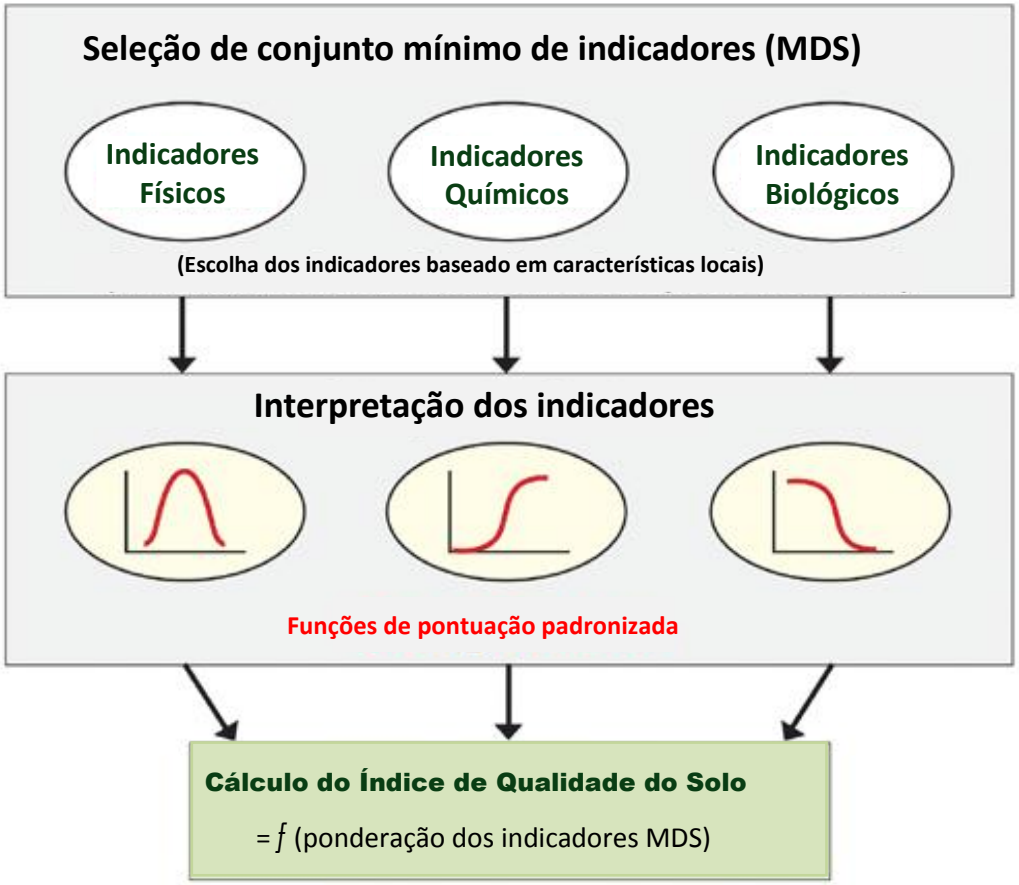

Figura 2.6 - Diagrama representando as três principais etapas no processo de cálculo de índice de qualidade de solo (Soil Management Assessment Framework-SMAF/http://soilquality.org/tools/smaf_intro.html)

A ACP foi utilizada como técnica para selecionar os indicadores mais sensíveis para compor o MDS. Na ACP são geradas combinações lineares das variáveis originais, denominados componentes principais (PCs), e essas combinações lineares são descritas por

meio dos autovalores (*eigenvalue*) e dos autovetores (*eigenvector*). Cada PC consiste de uma variável nova e independente (não correlacionada) que explica parte da variância total contida nos dados originais. Os primeiros PCs extraídos na análise explicam a maior parte da informação relevante, simplificando com isso, a interpretação dos dados e eliminando as informações desnecessárias (POPPI; SENNA, 2000). A contribuição relativa de cada PC para a variância total dos dados é representada pelo seu autovalor.

Para a redução do número de componentes foi utilizado o critério *autovalor-um*, também conhecido como critério de Kaiser (KAISER, 1960), e o *Scree Plot* (CATTELL, 1966), também utilizados por outros autores (ARMENISE et al., 2013; NOSRATI, 2013; PURCENA et al., 2014). O critério *autovalor-um* sugere reter qualquer componente com um autovalor ≥ 1,0, devido cada variável padronizada contribuir em uma unidade de variação ao total. Dessa maneira, um PC com autovalor < 1,0 é responsável por grau de explicação inferior ao de uma variável isolada. O *Scree Plot* é um método gráfico que consiste em plotar, em ordem decrescente de magnitude, os autovalores associados a cada PC. O ponto no qual o gráfico tende a uma reta horizontal é o número máximo de componentes a serem utilizados.

Para a redução do número de indicadores foram utilizados os autovetores, que podem ser considerados como uma medida relativa da importância de cada variável (indicador) em relação às PCs. Os respectivos sinais, positivos ou negativos, indicam relações direta ou inversamente proporcionais. Para cada PC, o autovetor de cada variável foi utilizado como técnica de eliminação, onde somente as variáveis com 15% do maior autovetor foram considerados na composição do MDS, ao invés de 10% considerado por outros autores (WANDER; BOLLERO, 1999; ARMENISE et al., 2013; NOSRATI, 2013). Em seguida foi realizada análise de correlação, a fim de verificar redundância de informações. Variáveis com alto grau de correlação (> 0,50) foram consideradas redundantes e passíveis de eliminação do MDS, podendo a escolha entre as variáveis ser baseada em aspectos de ordem teórica e na praticidade (ex. facilidade de amostragems, custo, etc.) (ANDREWS; CARROLL, 2001).

A partir da formação do MDS, cada indicador foi transformado (normalizado) em escores por meio de funções de pontuação não lineares para um valor entre 0 e 1 (WYMORE, 1993), conforme equação 2.1:

$$Escore(E) = \frac{1}{1 + \left[(B - L)/(x - L)\right]^{2 \cdot S(B + x - 2 \cdot L)}} \quad \text{.....} \quad (2.1)$$

Em que *E* é a pontuação padronizada; *B* é o valor crítico ou limite-base dos atributos, cujo escore padronizado é 0,5 e estabelece o limite entre a ruim e a boa qualidade do solo; *L* é o valor inicial ou mais baixo que um atributo do solo pode expressar, podendo ser zero (0); *S* é a inclinação da tangente à curva no ponto correspondente ao valor crítico do indicador; e *x* é o valor de cada indicador que compõe o MDS.

A equação proposta por Wymore (1993) e Karlen e Stott (1994) foi utilizada para gerar três formatos de curva: *mais é melhor* (curva sigmoide com assimptota superior), *menos é melhor* (curva sigmoide com assimptota inferior) e *valor ótimo* (formato de sino). O formato de cada curva dependeu exclusivamente do indicador (Figura 2.7).

Figura 2.7 - Funções de pontuação padronizada "*mais é melhor*", "*menos é melhor*", e "*valor ótimo*", atribuídas a cada atributo selecionado no conjunto mínimo de indicadores

Após a escolha da curva adequada para cada indicador, os limites críticos das funções de pontuação (B - valor crítico ou limite-base dos atributos cujo escore padronizado equivale a 0,5; L - valor inicial ou mais baixo que cada indicador possa expressar e; S - inclinação da tangente à curva no ponto correspondente ao valor crítico do indicador) foram definidos para cada indicador baseado na literatura científica e no consenso entre os pesquisadores envolvidos.

Como última etapa, os escores foram integrados em IQS aditivo (ANDREWS; CARROLL, 2001), caracterizado pela soma dos escores dos indicadores, e aditivo ponderado (ANDREWS et al., 2002; ARMENISE et al., 2013), descrito na equação 2.2:

$$IQSap = \sum_{i=1}^{n} Wi.Ei \,/\, \sum_{i=1}^{n} Wi \quad \text{.....} \quad (2.2)$$

Em que *IQSap* é o índice de qualidade de solo aditivo ponderado, *W*i e *E*i são, respectivamente, fator de ponderação (peso) e escore do i-enésimo indicador.

Os pesos foram atribuídos em função da ACP, onde para indicadores não correlacionados dentro de cada CP, o fator de ponderação foi igual à porcentagem de variância explicada pela CP. Já para indicadores correlacionados, o fator de ponderação foi igual ao percentual de variância explicada pela CP, dividida entre eles (MASTO et al., 2008).

2.3 Resultados e Discussão

Atributos químicos do solo

Os teores de P para as áreas sob CP e CR foram baixos (2 mg dm^{-3}) e não diferiram (p<0,05). A CA apresentou o maior teor (12 mg dm^{-3}) devido principalmente à prática recorrente da fertilização fosfatada. A adsorção de P aos óxidos de Fe e Al nos Latossolos, a extração e remoção pelas culturas, aliados à ausência de manejo da área em PA (6 mg dm^{-3}), são fatores que contribuíram para os baixos teores observados (FONTANA et al., 2006; SOARES et al., 2011; ROSSI et al., 2013) (Tabela 2.1). Em um amplo levantamento realizado na região do Cerrado, Lopes e Cox (1977) observaram que o teor de P em solos sob vegetação nativa variou de 0,1 a 16,5 mg dm^{-3}, sendo que, de um total de 518 amostras, 92% apresentaram teor abaixo de 2 mg dm^{-3}.

Tabela 2.1 - Atributos químicos, físicos e microbiológicos de Latossolo Vermelho-Amarelo sob diferentes coberturas vegetais

Atributos	Unidade	CP [1]		CR		CA		PA	
		$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ
Químicos									
pH	$CaCl_2$	3,6c	0,09	3,7c	0,06	4,7a	0,13	4,1b	0,25
MOS[2]	g dm^{-3}	31a	2,97	21c	2,76	25b	2,32	28ab	2,79
P	mg dm^{-3}	2c	0,49	2c	1,02	12a	3,87	6b	1,17
S	mg dm^{-3}	9ab	1,85	7b	1,79	12a	2,06	10ab	3,31
K	$mmol_c$ dm^{-3}	1,3b	0,23	1,1b	0,28	1,9a	0,60	1,6ab	0,34
Ca	$mmol_c$ dm^{-3}	2c	1,55	1c	0,27	19a	1,79	8b	2,58
Mg	$mmol_c$ dm^{-3}	1c	0,57	1c	0,06	6a	1,13	5b	1,11
Al	$mmol_c$ dm^{-3}	12,2a	1,86	9,6b	1,09	0,9d	0,44	3,5c	1,75
H+Al	$mmol_c$ dm^{-3}	90a	12,28	67b	6,46	34c	2,76	31c	5,16
SB	$mmol_c$ dm^{-3}	4,9c	2,01	3,3c	0,46	26,6a	2,49	13,7b	3,66
CTC	$mmol_c$ dm^{-3}	94,9a	11,08	70,3b	6,12	60,6c	2,65	44,3d	2,36
B	mg dm^{-3}	0,44b	0,13	0,28b	0,07	0,87a	0,45	0,91a	0,47
Cu	mg dm^{-3}	0,6a	0,07	0,5b	0,04	0,2c	0,03	0,5b	0,07
Fe	mg dm^{-3}	51a	7,80	27b	2,68	6c	1,10	25b	5,01
Mn	mg dm^{-3}	1,2b	0,13	1,7b	0,42	1,8b	0,36	4,0a	0,90
Zn	mg dm^{-3}	0,3b	0,03	0,2b	0,00	0,2b	0,04	0,4a	0,08
V	%	5c	2,68	5c	0,99	44a	3,69	31b	9,49
m	%	71a	10,10	74a	3,60	3c	1,90	20b	11,00
Físicos									
Argila	g kg^{-1}	260c	8,90	266bc	16,20	290ab	21,00	312a	7,50
Areia	g kg^{-1}	708a	14,70	702a	13,30	662b	20,40	664b	10,20
Silte	g kg^{-1}	32bc	7,50	32bc	7,50	48a	11,70	24c	16,20
Da	Mg m^{-3}	1,32b	0,04	1,38b	0,05	1,56a	0,12	1,59a	0,03
ADA	g kg^{-1}	120b	14,10	124b	1,02	166a	19,60	154a	8,00
PT	%	53,08a	2,23	49,09b	1,61	42,27c	4,42	41,85c	1,61
Θ_{g33}	%	16,51a	0,61	15,66a	1,21	16,80a	0,83	17,02a	1,05
Θ_{g1500}	%	13,34ab	0,44	12,74b	0,84	12,83b	1,10	14,07a	0,61
AD	%	3,17a	0,86	2,92a	1,00	3,97a	0,77	2,95a	1,13
Microbiológicos									
CBMS	mg kg^{-1} C	2089,5a	440,40	2052,4a	224,93	1350,0b	480,77	1338,8b	301,88
RB	mg kg^{-1} h^{-1} C-CO_2	1,22b	0,33	0,66c	0,37	1,03b	0,53	1,74a	0,49
qCO_2	mg g^{-1} h^{-1} CO_2 do C-biomassa	0,58b	0,20	0,32c	0,12	0,77b	0,31	1,30a	0,38

[1] CP: cerradão preservado; CR: cerrado stricto sensu; CA: cana-de-açúcar; PA: pastagem extensiva. [2] MOS: matéria orgânica do solo; P: fósforo; S: enxofre; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: acidez trocável; H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica total; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; Da: densidade aparente do solo; ADA: argila dispersa em água; PT: porosidade total; Θ_{g33}: retenção de água na capacidade de campo; Θ_{g1500}: retenção de água no ponto de murcha permanente; AD: água disponível; CBMS: carbono da biomassa microbiana do solo; RB: respiração basal; qCO_2: quociente metabólico. n=5 ± desvio padrão; médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste t a 5 %.

O maior teor de MOS foi encontrado na área de CP (31 g dm^{-3}), embora não tenha diferido do teor encontrado na PA (p<0,05). Na área sob floresta nativa, o elevado valor foi atribuído à espessa camada de restos vegetais depositados na superfície do solo e reduzida perturbação do sistema (PAUL et al., 2010). Diversos estudos realizados em áreas de Cerrado verificaram teores de MOS variando de 28 a 37 g dm^{-3} para a camada arável (MATSUOKA et al., 2003; PEIXOTO et al., 2010; PURCENA et al., 2014).

Em geral, a conversão de um ecossistema natural para agrícola resulta em declínio no conteúdo de MOS até o alcance de um novo equilíbrio (CAMPBELL; ZENTNER, 1993). Muitos estudos sugeriram que a substituição de florestas tropicais e subtropicais, com subsequente estabelecimento de pastagem bem manejada, resulta na manutenção e/ou aumento dos teores de carbono na camada superficial e subsuperficial com o tempo, já que o grau de revolvimento nessas áreas é normalmente baixo e a biomassa de raízes é elevada (GUO; GIFFORD, 2002; CARVALHO et al., 2010; COSTA JUNIOR et al., 2012).

Os teores de MOS das áreas sob PA e CA não diferiram (p<0,05). Isso foi atribuído ao manejo sem queima e à colheita mecanizada da cana-de-açúcar, sistema em que se estima a deposição anual de 10-20 t ha^{-1} de matéria seca sobre o solo, aumentando o seu teor de carbono com a decomposição desse material (CERRI et al., 2011; ROSSI et al., 2013). A área CR foi a que apresentou o menor teor de MOS, pois sofreu alto grau de perturbação e ainda não alcançou produção expressiva de biomassa vegetal para resultar em acúmulos mais expressivos de MOS.

Os valores de pH do solo foram maiores nas áreas agrícolas comparado aos das áreas de vegetação natural, consequência do efeito residual da calagem realizada em pré-plantio, com valores variando de 3,6 a 4,7. Reconhecidamente característicos de solos sob Cerrado, os valores de pH indicaram acidez elevada em todas as áreas, decorrente do material de origem e da intensidade da ação dos agentes de intemperismo, como clima e organismos, removendo cátions de caráter básico do complexo de troca (REATTO et al., 1998).

As maiores concentrações de K foram encontradas nas áreas de CA e PA, variando de 1,6 a 1,9 $mmol_c$ dm^{-3}, muito embora foram consideradas baixas segundo Raij et al. (1997). Em condições naturais, solos de Cerrado são pobres em macronutrientes como o K, sendo a vegetação nativa adaptada a essa condição (KOZOVITS et al., 2007; PURCENA et al., 2014). Haridasan (2000) observou baixo conteúdo de K em espécies vegetais de Cerrado, corroborando com esse mecanismo adaptativo. Por outro lado, a CA apresenta elevada

demanda por K dada à importância na conversão de açúcares em sacarose, aumento do conteúdo de carboidratos, óleo e proteínas e armazenamento de açúcares no colmo (ROSSETTO et al., 2014).

As áreas sob Cerrado nativo apresentaram os menores teores de Ca e Mg devido à elevada acidez e, consequentemente, baixa disponibilidade dos elementos no solo sob esse bioma (RUGGIERO et al., 2002). Nas culturas agrícolas, onde a principal fonte desses elementos é o calcário, os teores de Ca e Mg foram considerados elevados.

Ao considerar os valores absolutos das bases trocáveis no solo, pode haver interpretações equivocadas, pois não se consideram as relações entre as bases. Diferentemente das tabelas de interpretações encontradas em alguns boletins técnicos (RAIJ et al., 1997; CFSEMG, 1999), alguns autores estabeleceram um balanço teórico ideal de porcentagem de saturação de cátions (V%) para áreas agricultáveis: Ca (60-70%), Mg (10-20%), K (2-5%), hidrogênio (10-15%) e outros (2-4%), os quais incluem Fe, Mn, Cu, Zn e sódio (Na) (ALBRECHT, 1975; KOPITTKE; MENZIES, 2007).

De acordo com o balanço teórico, pode-se notar clara distinção entre ambientes naturais e agrícolas, o que, além de ser um norteador em programas de recuperação de áreas degradadas, indica a necessidade de aplicação de calcário nas áreas agrícolas (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Porcentagem de saturação de potássio, cálcio e magnésio na capacidade de troca catiônica em Latossolo Vermelho-Amarelo sob diferentes coberturas vegetais

Áreas	**Saturação por bases (%)**			
	K	Ca	Mg	V
Cerrado Preservado	1,37	2,11	1,05	4,53
Cerrado em Recuperação	1,56	1,42	1,42	4,40
Cana-de-açúcar	3,13	31,30	9,90	44,33
Pastagem	3,61	18,05	11,28	32,94

Os teores de Al e H+Al mantiveram-se baixos nos sistemas agrícolas e elevados nos sistemas naturais. Em suas condições naturais, solos sob vegetação nativa de Cerrado são ácidos e sustentam vegetação altamente adaptada ao elevado teor de Al e às condições de oligotrofia (SOARES et al., 2011; PURCENA et al., 2014).

Em geral, a CTC apresentou variação semelhante à observada para o teor de MOS, com maior valor sob Cerrado nativo e severa diminuição nos sistemas agricultáveis. Em solos tropicais com cargas predominantemente variáveis, dependentes de pH, em estádio avançado de intemperismo, com a fração argila dominada por caulinita e oxihidróxidos de Fe e Al, a contribuição da MOS é maior, principalmente quando em baixos teores de argila (SILVA; SÁ MENDONÇA, 2007). Em um levantamento realizado em diversas classes de solos do Brasil, Soares e Alleoni (2008) verificaram valores de CTC de 7 a 137,8 $mmol_c$ dm^{-3} e com correlação positiva com os teores de MOS.

Embora tenha apresentado teor de MOS semelhante ao CP ($p<0,05$), o solo sob PA apresentou baixa CTC, o que deve estar relacionado ao sistema radicular ainda ativo e/ou em estágio inicial de decomposição. Os teores totais de MO não indicam a quantidade de grupamentos funcionais das substâncias húmicas, principalmente carboxílicos e fenólicos, que contribuem para a manifestação das cargas do solo (SILVA; SÁ MENDONÇA, 2007). A natureza do material vegetal da serapilheira do CP, a diversidade da microbiota e o tempo de decomposição e de estabilização deste material contribuíram para a formação de material orgânico humificado, com grande superfície específica e elevada CTC (MATSUOKA et al., 2003). A CTC pode estar relacionada também com a prática da correção do solo, que diminui a acidez potencial com consequente aumento da CTC efetiva. Imaz et al. (2010) e Vasconcellos et al. (2013) consideraram o conteúdo de MOS e CTC como os atributos que mais reproduziram a variação da qualidade do solo em áreas de reflorestamento.

De maneira geral, os menores teores de micronutrientes foram observados nos cultivos agrícolas, principalmente CA, sendo atribuído principalmente à exportação pelas culturas e ao uso de fertilizantes NPK concentrados. Os teores de Cu e Zn encontrados nos sistemas agrícolas apontaram para a necessidade do uso de adubações com esses elementos (RAIJ et al., 1997). De acordo com Li et al. (2008), os teores de micronutrientes em áreas sob floresta estão associados aos processos de ciclagem, tais como produção de serapilheira, *turnover* de raízes, pluviolixiviados e decomposição da MO.

Atributos físicos do solo

As amostras de solo não variaram quanto à granulometria, com teores médios de argila, areia e silte de 282, 684 e 34 g kg^{-1}, respectivamente, indicando classe textural média (EMBRAPA, 2013) (Tabela 2.1).

De maneira geral, as áreas com cultivos agrícolas apresentaram os maiores valores de Da, principalmente devido ao tráfego de máquinas e implementos. Valor intermediário no CR sugeriu que a Da pode ser restabelecida com sucesso após reflorestamento, conforme também observado por Paul et al. (2010). As principais alterações físicas decorrentes do uso intensivo do solo são a redução da P_T e o aumento da Da (ARAÚJO et al., 2004; RACHID et al., 2012). Aumento na Da implica em prejuízos ao crescimento radicular, redução da aeração e mudanças indesejáveis no comportamento da água no solo, como redução da infiltração, acúmulo de gases tóxicos e de exsudados radiculares (BRADY; WEIL, 2013; ROSSI et al., 2013).

Os valores de Da nas áreas nativas foram superiores aos encontrados por Pragana et al. (2012) em Latossolo Amarelo Distrófico sob Cerrado nativo na camada de 0-20 cm (0,97 Mg m^{-3}). Entretanto, Reichert et al. (2003) verificaram que a Da crítica é dependente da classe textural do solo e estabeleceram valores de 1,70 a 1,80 Mg m^{-3} como limitante ao crescimento das plantas para solos de textura média.

Os maiores valores de ADA foram encontrados nas áreas agrícolas, atribuídos principalmente ao intenso manejo do solo nesses sistemas. De maneira geral, as áreas sob Cerrado apresentaram os menores valores de ADA, semelhantes aos encontrados por Pragana et al. (2012), com valores de 111 g kg^{-1}. Dentre as práticas agrícolas que podem influenciar a dispersão da fração argila, além do excessivo revolvimento do solo (CARVALHO et al., 1999) que fraciona os agregados e expõe a MOS à ação oxidante, está a aplicação de fertilizantes de elevado índice salino (COSTA et al., 2004), tais como cloreto de potássio (KCl). A menor dispersão da fração argila em áreas de Cerrado pode ser atribuída, além dos teores de MOS, à ação do cátion trivalente Al^{3+} na redução da dupla camada difusa e, consequentemente, floculação das argilas do solo (PRADO, 2003; SILVA, 2003).

Os distintos manejos de solo não afetaram a retenção de água na Θ_{g33} e Θ_{g1500} (-33 kPa e -1500 kPa), conforme também observado em outros trabalhos (ARMENISE et al., 2013; BLECKER et al., 2012; KARLEN et al., 1997). A ausência de efeitos de manejo sobre a retenção de água foi atribuída aos teores de argila, que não variaram entre as áreas.

Atributos microbiológicos do solo

O teor de CBMS foi superior nas áreas sob Cerrado nativo, com valores de 2089,5 e 2052,4 mg kg^{-1} para CP e CR, respectivamente, com severa diminuição nas áreas agrícolas (Tabela 2.1). Em uma compilação de artigos científicos, Kaschuk et al. (2011) verificaram

que a remoção de vegetação nativa de Cerrado e subsequente introdução de cultivos perenes, como cana-de-açúcar e eucalipto, pastagem e cultivos anuais reduziram o CBMS em 24, 39 e 64%, respectivamente. De maneira semelhante ao observado em outros estudos (ANDERSON; DOMSCH, 1989; SPARLING, 1992; NOGUEIRA et al., 2006; CHAER; TÓTOLA, 2007; PRAGANA et al., 2012; VINHAL-FREITAS et al., 2012), o CBMS foi sensível às alterações decorrentes do uso agrícola do solo há mais de 40 anos, resultando na diminuição de mais de 35% do teor inicial (Tabela 2.1). O crescimento microbiano é dependente da entrada de carbono orgânico, o que é mais diverso e em maiores quantidades na área reflorestada e na floresta nativa (NOGUEIRA et al., 2006). A recomposição com espécies nativas apresentou indícios de recuperação, não diferindo o CBMS da área sob CR do CP (p<0,05), readquirindo o solo a habilidade de reter e ciclar os nutrientes (MUMMEY et al., 2002).

A ausência de valores de referência gera opiniões controversas quanto ao uso do CBMS como indicador, já que ainda não foram estabelecidos valores precisos para interpretação de alterações da QS (KASCHUK et al., 2011), aliado à elevada variabilidade espacial e temporal (CLEVELAND; LIPTZIN, 2007; JOERGENSEN et al., 2011).

Em trabalho publicado recentemente, modelos de regressão foram utilizados para avaliar a produtividade relativa de culturas agrícolas em função do teor de carbono orgânico e do CBMS, estabelecendo assim, classes de interpretação. De acordo com os autores, solos com elevada produtividade apresentam elevados teores de CBMS, o que resultou em aumento do teor de MOS e, consequentemente, da QS. Teores de CBMS acima de 375 mg kg^{-1} C foram considerados adequados para áreas sob Cerrado, equivalendo a 80% da produção relativa (LOPES et al., 2013).

Diferente do observado por Chaer e Tótola (2007), foi possível identificar variações de RB nas áreas nativas e agrícolas, onde a PA apresentou o maior valor de CO_2 liberado (1,74 mg kg^{-1} h^{-1}). Resultados de maior atividade microbiana em ambientes de pastagem cultivada, em relação à vegetação nativa, têm sido relatados na literatura em diferentes biomas (ARAÚJO et al., 2007; CARDOSO et al., 2009) e atribuídos ao intenso desenvolvimento e ciclagem do sistema radicular das gramíneas forrageiras, além da liberação de exsudatos. Matsuoka et al. (2003) verificaram redução da CBMS e aumento da RB em áreas agrícolas, atribuindo as menores taxas de carbono prontamente mineralizável nas áreas sob Cerradão como consequência da maior complexidade dos resíduos vegetais.

Alta taxa de respiração pode ser interpretada como característica desejável quando se considera que a decomposição dos resíduos orgânicos irá disponibilizar nutrientes para as

plantas (REIS JUNIOR; MENDES, 2007). No entanto, alta atividade respiratória também pode resultar em decomposição da MO, incluindo a mineralização de frações estáveis (ISLAM; WEIL, 2000). Valores similares em solos sob Cerrado nativo, variando de 0,38 a 1,95 mg C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}, foram considerados como prováveis indicadores de estabilidade de solo (PRAGANA et al., 2012; VINHAL-FREITAS et al., 2012). De acordo com Gama-Rodrigues e Gama-Rodrigues (2008), quando a biomassa microbiana está em equilíbrio é observada menor perda de CO_2 pela respiração, e com isso, maior incorporação de C à biomassa microbiana.

As áreas sob CP e CR apresentaram os menores valores de qCO_2, com valores de 0,58 e 0,32 mg g^{-1} h^{-1}, respectivamente. O qCO_2 é um índice que permite a identificação de solos contendo biomassa mais eficiente na utilização de carbono e energia (WARDLE; GHANI, 1995), refletindo ambientes com menor grau de distúrbio ou estresse (CHAER; TÓTOLA, 2007). Segundo Tótola e Chaer (2002), baixo qCO_2 indica economia na utilização de energia e, supostamente, reflete um ambiente mais estável ou próximo do seu estado de equilíbrio. As áreas agrícolas apresentaram os maiores valores, 0,77 e 1,30 mg g^{-1} h^{-1} para CA e PA, respectivamente, refletindo as perturbações impostas à população microbiana nesses sistemas.

Análise de componentes principais

A ACP foi realizada a partir dos atributos químicos, físicos e microbiológicos, permitindo agrupar nos dois primeiros PCs 81% da variação total dos resultados. A dispersão dos escores obtidos para as áreas, em um sistema de eixos cartesianos representados pelos dois primeiros PCs, permitiu visualizar as semelhanças e diferenças entre as áreas com base nas variáveis analisadas. Quanto maior a distância gráfica entre as áreas nativas e áreas agricultáveis, maior a alteração da qualidade do solo.

Foi possível identificar três padrões quanto à QS, dada à projeção dos pontos no eixo X (PC1), o qual explicou a maior parcela da variância dos dados originais (63,5%). Com a projeção dos pontos no eixo Y (17,2%), identificaram-se também três padrões, entretanto, com sobreposição das áreas de Cerrado nativo e PA (Figura 2.8). Alguns autores consideram o gradiente de fisionomia de Cerrado “campo limpo” como gramíneas nativas (COUTINHO, 1978), o que pode explicar a sobreposição das áreas no eixo Y.

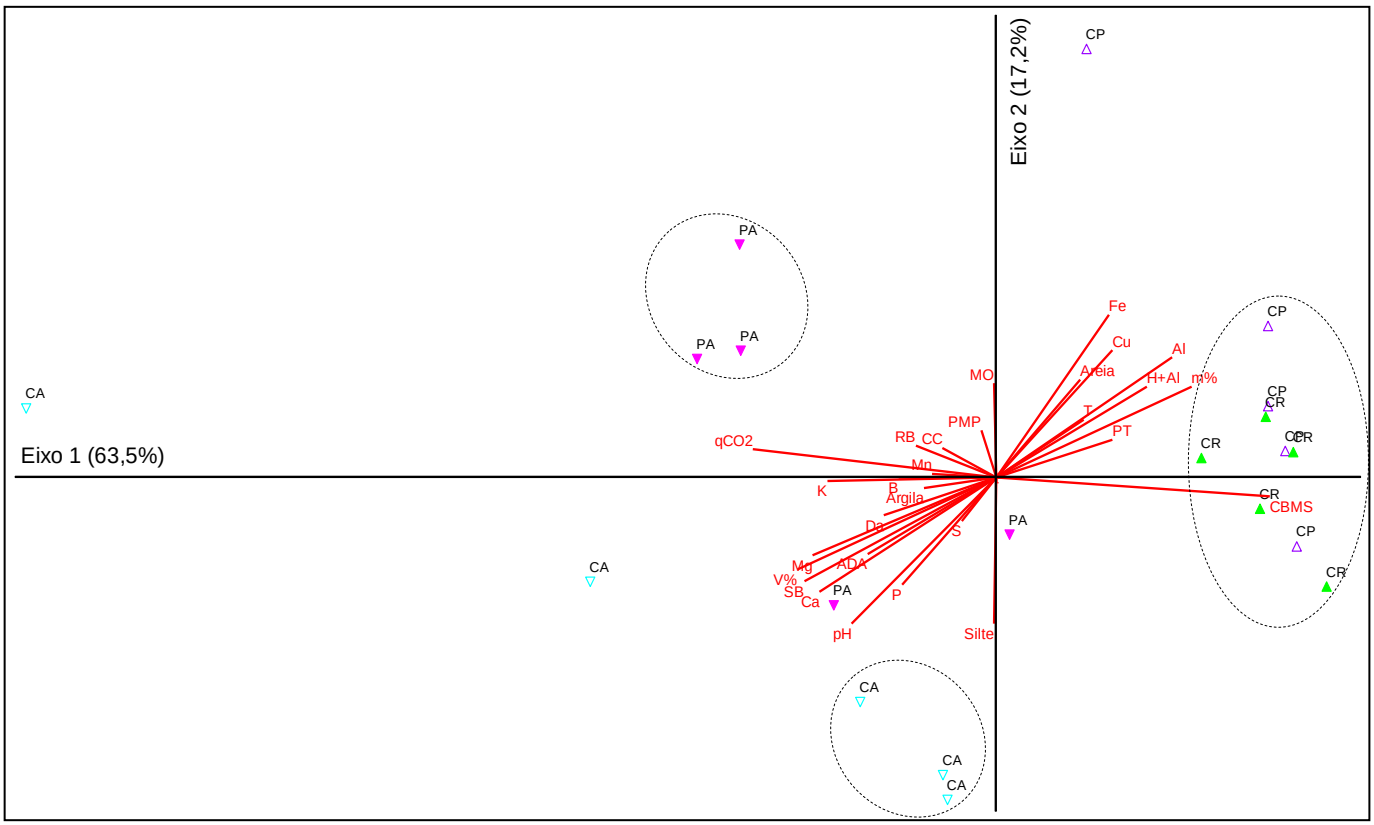

Figura 2.8 - Dispersão dos escores das áreas estudadas e dos autovalores dos atributos do solo utilizados na ACP em relação ao primeiro e segundo componentes principais. Três padrões distintos identificados: PA (pastagem), CA (cana-de-açúcar) e CP/CR (Cerrado preservado e em regeneração). CBMS: carbono da biomassa microbiana do solo; RB: respiração basal; qCO_2: quociente metabólico; MO: matéria orgânica; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; Al: acidez trocável; H+Al: acidez potencial; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; SB: soma de bases; T: capacidade de troca catiônica; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio; ADA: argila dispersa em água; P_T: porosidade total; Da: densidade aparente do solo; CC: retenção de água na capacidade de campo; PMP: retenção de água no ponto de murcha permanente

A dispersão dos autovetores dos atributos utilizados na ACP em relação aos dois primeiros PCs indicou o relacionamento entre as variáveis analisadas e como elas influenciaram a ordenação das áreas mostrada na figura 2.3. A separação entre as áreas ao longo do eixo 1 para o primeiro grupo (áreas sob Cerrado, à direita da figura) foi influenciada principalmente pelo conjunto de variáveis químicas associadas à acidez do solo, como o teor de Al^{3+}, H+Al e m%, e finalmente, P_T e CBMS. O segundo grupo, à esquerda e acima (PA), foi relacionado a características microbiológicas, como o qCO_2 e RB, além da Θ_{g33}. O terceiro

grupo, representado pela CA, agrupou exclusivamente características químicas e físicas do solo, como pH, teores de Ca, Mg e P, SB e V%, Da e ADA.

Portanto, pode-se concluir que áreas deslocadas à direita, como as áreas CP e CR, caracterizam-se por apresentar solos com elevada acidez e maior reserva de nutrientes na biomassa microbiana. Já as áreas deslocadas à esquerda apresentam o comportamento inverso em diferentes graus de intensidade, o que explica a distinção entre os solos das áreas de vegetação nativa e cultivos agrícolas, demonstrando as alterações dos atributos do solo causadas pela introdução de monocultivos (CHAER; TÓTOLA, 2007).

O efeito da substituição da vegetação nativa e, subsequente estabelecimento de cultivos agrícolas, foi avaliado pelo IQS. Considerando os 30 atributos químicos, físicos e microbiológicos previamente mencionados, a ACP gerou 30 PCs. De acordo com o critério de Kaiser, o número mínimo de componentes a reter foi igual a três, já que o autovalor começa a ser menor do que 1 no PC4 (Tabela 2.3). Entretanto, de acordo com o teste *Scree plot* (Figura 2.9), o corte foi no PC2 (ponto de maior inclinação - *elbow*), indicando que os dois primeiros componentes devem ser mantidos para avaliações posteriores. O critério de Kaiser retém muitos PCs e a distinção entre manutenção/exclusão pode não ser adequada quando o autovalor é próximo a 1 (NORMAN; STREINER, 2008). Consequentemente, os dois primeiros PCs foram mantidos na análise, os quais explicaram mais de 80% da variação total dos dados originais (63,5% e 17,3% para cada componente, respectivamente).

Tabela 2.3 - Resultados da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade de solo para os seis primeiros componentes

Componentes principais	**PC1**	**PC2**	**PC3**	**PC4**	**PC5**	**PC6**
Autovalor	**19,05**[a]	**5,17**	2,53	0,96	0,74	0,48
Porcentagem	63,5	17,3	8,4	3,2	2,5	1,6
Porcentagem acumulada	63,5	80,8	89,2	92,4	94,9	96,5
Autovetor[b]						
pH	**-0,990**[c]	-0,044	0,067	0,037	0,015	0,066
MOS	**-0,864**	0,428	-0,025	0,001	-0,037	-0,188
P	-0,794	-0,391	0,128	0,179	0,139	-0,269
S	-0,807	-0,090	-0,059	0,343	-0,203	-0,213
K	**-0,912**[d]	0,039	0,211	-0,179	0,062	0,080
Ca	**-0,891**	-0,353	0,250	-0,017	-0,082	0,000
Mg	**-0,936**	-0,265	-0,039	-0,049	-0,099	-0,023
Al	0,583	**0,771**	0,201	-0,007	0,119	-0,038
H+Al	0,232	**0,769**	0,578	-0,053	-0,038	-0,093
SB	**-0,921**	-0,311	0,185	-0,037	-0,077	0,001
CTC	-0,424	0,540	0,704	-0,079	-0,092	-0,091
B	-0,721	0,089	-0,073	-0,266	0,597	-0,123
Cu	0,003	**0,810**	-0,531	0,034	0,089	0,138
Fe	0,315	**0,879**	-0,095	-0,063	-0,129	-0,294
Mn	-0,696	0,200	-0,637	-0,074	-0,013	-0,035
Zn	-0,604	0,328	-0,630	-0,159	-0,122	-0,194
V%	**-0,938**	-0,302	0,002	-0,039	-0,079	0,005
m%	0,661	0,682	0,143	0,039	0,124	0,163
Da	**-0,967**	0,084	-0,088	0,051	0,139	0,016
Argila	**-0,950**	0,131	-0,176	0,123	0,121	0,068
Areia	**-0,941**	0,273	0,068	0,077	0,015	0,113
Silte	-0,600	-0,427	0,351	-0,491	0,070	-0,068
ADA	**-0,973**	-0,048	-0,046	0,058	0,097	0,059
P_T	**-0,869**	0,372	0,165	0,033	-0,105	0,205
Θ_{g33}	**-0,947**	0,240	-0,013	0,144	0,106	0,046
Θ_{g1500}	**-0,940**	0,264	-0,087	-0,003	0,108	0,061
AD	-0,751	0,117	0,196	0,522	0,077	-0,006
CBMS	**0,841**	-0,462	-0,274	-0,011	0,026	0,012
BR	-0,821	0,283	-0,244	-0,263	-0,275	0,039
qCO_2	**-0,899**	0,231	0,043	-0,165	-0,225	0,185

[a] Autovalores em negrito correspondem aos componentes retidos na composição do índice. [b] pH ($CaCl_2$); MOS, material orgânica do solo; P, fósforo; S, enxofre; K, potássio; Ca, cálcio; Mg, magnésio; Al, alumínio; H+Al, acidez potencial; SB, soma de bases; CTC, capacidade de troca catiônica; B, boro; Cu, cobre; Fe, ferro; Mn, manganês; Zn, zinco; V%, saturação por bases; m%, saturação por alumínio; Da, densidade do solo; ADA, argila dispersa em água; P_T, porosidade total; Θ_{g33} e Θ_{g1500}, conteúdo de água gravimétrica a -33 e -1500kPa do potencial mátrico; AD, água disponível; CBMS, carbono da biomassa microbiana do solo; RB, respiração basal; qCO_2, quociente metabólico; [c] Autovetores em negrito e sublinhados correspondem aos indicadores incluídos no conjunto mínimo de indicadores (MDS); [d] Autovetores em negrito correspondem aos atributos com maiores coeficientes de correlação com as componentes.

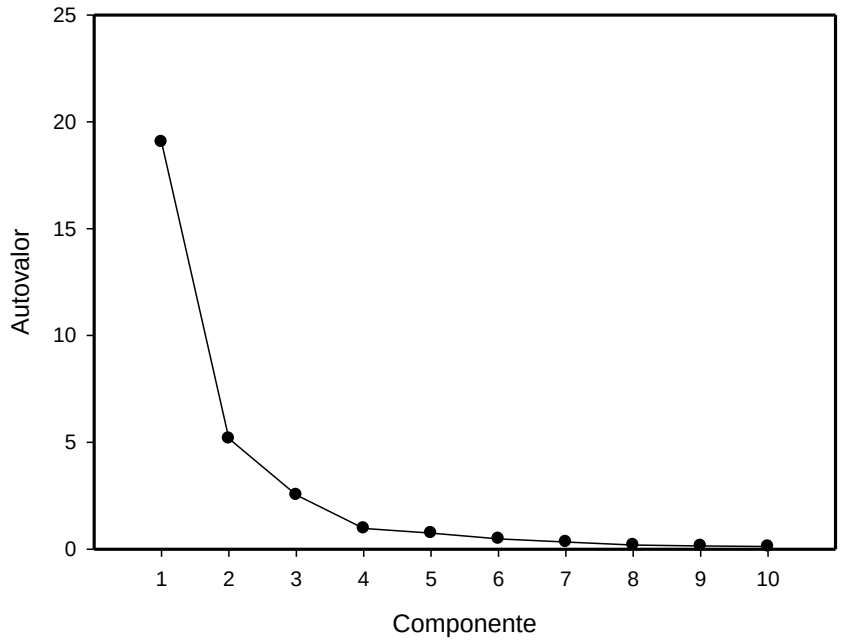

Figura 2.9 - Teste *Scree plot* (componentes x autovalor) para os 10 primeiros componentes principais para identificar o ponto de maior inclinação

A partir da matriz de correlação da ACP (Tabela 2.3) foi possível identificar os atributos de maior correlação com cada componente. A PC1 apresentou 16 (pH, MOS, K, Ca, Mg, SB, V%, Da, argila, areia, ADA, P_T, Θ_{g33}, Θ_{g1500}, CBMS e qCO_2), enquanto a PC2 somente 4 atributos (Al, H+Al, Fe e Cu).

Previamente à composição do MDS foi realizada análise de correlação entre os atributos pré-selecionados a fim de identificar redundância de informações em cada componente (Tabela 2.4). Para a observação de redundância foi levada em consideração a intensidade da correlação entre os atributos do solo, assumindo como elevado grau de correlação R≥0,50, aspectos de ordem teórica e de aplicação prática de cada correlação, além da opinião dos especialistas. Para o PC1, as variáveis consideradas altamente correlacionadas foram: SB com K (r=0,65, *p*=0,0018), Ca (r=0,97, *p*=0,00), Mg (r=0,91, *p*=0,00) e V% (r=0,92, *p*=0,00); Da com P_T (r=-0,98, *p*=0,00) e ADA (r=0,78, *p*=0,00); argila e areia (r=-0,82, *p*=0,00), Θ_{g33} e Θ_{g1500} (r=0,53, *p*=0,0165), CBMS e qCO_2 (r=-0,75, *p*=0,0001). Para o PC2, somente Al e H+Al (r=0,90, *p*=0,00). Com isso, o MDS foi composto por: pH, MOS, SB, Al, Da, argila, Θ_{g33} e CBMS.

Tabela 2.4 - Matriz de correlação entre atributos do solo com maiores autovetores nos dois primeiros componentes principais

	pH	**MOS**	**K**	**Ca**	**Mg**	**SB**	**V%**	**Al**	**H+Al**	**Cu**	**Fe**	**Da**	**Argila**	**Areia**	**ADA**	**P_T**	**Θ_{g33}**	**Θ_{g1500}**	**CBMS**
pH																			
MOS	-0,24																		
K	0,49*	0,10																	
Ca	0,90**	-0,05	0,56**																
Mg	0,81**	0,23	0,52*	0,87**															
SB	0,87**	0,08	0,65**	0,97**	0,91**														
V%	0,92**	-0,20	0,54*	0,94**	0,85**	0,92**													
Al	-0,93**	0,32	-0,44	-0,91**	-0,79**	-0,85**	-0,95**												
H+Al	-0,86**	0,26	-0,42	-0,78**	-0,71**	-0,74**	-0,89**	0,90**											
Cu	-0,80**	0,35	-0,43	-0,76**	-0,63**	-0,71**	-0,75**	0,83**	0,69**										
Fe	-0,83**	0,59**	-0,35	-0,75**	-0,56**	-0,68**	-0,80**	0,90**	0,74**	0,83**									
Da	0,71**	-0,21	0,53*	0,64**	0,61**	0,62**	0,70**	-0,72**	-0,77**	-0,59**	-0,60**								
Argila	0,60**	0,08	0,21	0,47*	0,62**	0,47*	0,58**	-0,59**	-0,69**	-0,33	-0,43	0,60**							
Areia	-0,78**	0,05	-0,40	-0,72**	-0,81**	-0,72**	-0,83**	0,78**	0,78**	0,61**	0,64**	-0,75**	-0,82**						
ADA	0,78**	-0,11	0,63**	0,81**	0,77**	0,80**	0,85**	-0,84**	-0,74**	-0,63**	-0,70**	0,78**	0,63**	-0,82**					
P_T	-0,72**	0,26	-0,49*	-0,61**	-0,56*	-0,58**	-0,67**	0,72**	0,79**	0,61**	0,65**	-0,98**	-0,61**	0,71**	-0,74**				
Θ_{g33}	0,15	0,42	0,26	0,22	0,38	0,29	0,15	-0,16	-0,13	-0,14	-0,08	0,23	0,49*	-0,36	0,24	-0,21			
Θ_{g1500}	0,04	0,38	0,26	-0,04	0,15	0,04	0,02	0,07	-0,13	0,17	0,21	0,35	0,52*	-0,34	0,15	-0,30	0,53*		
CBMS	-0,55*	-0,08	-0,55*	-0,56**	-0,61**	-0,57**	-0,53*	0,61**	0,59**	0,62**	0,48*	-0,68**	-0,54*	0,51*	-0,61**	0,69**	-0,53*	-0,28	
qCO_2	0,28	0,40	0,47*	0,41	0,61**	0,48*	0,41	-0,39	-0,45*	-0,22	-0,13	0,47*	0,44	-0,39	0,46*	-0,42	0,47*	0,39	-0,75**

* $P \leq 0,05$ e ** $P \leq 0,01$. pH ($CaCl_2$); MOS, material orgânica do solo; K, potássio; Ca, cálcio; Mg, magnésio; Al, alumínio; H+Al, acidez potencial; SB, soma de bases; Cu, cobre; Fe, ferro; V%, saturação por bases; m%, Da, densidade do solo; ADA, argila dispersa em água; P_T, porosidade total; Θ_{g33} e Θ_{g1500}, conteúdo de água gravimétrica a -33 e -1500kPa do potencial mátrico; CBMS, carbono da biomassa microbiana do solo; qCO_2, quociente metabólico.

A ferramenta de avaliação *Soil Management Assessment Framework* (SMAF) (ANDREWS et al., 2004) considera 10 indicadores físicos, químicos e biológicos como sensíveis na avaliação da QS, sendo eles a estabilidade de macroagregados, Da, pH, condutividade elétrica, P e K disponível, carbono orgânico, CBMS, N mineralizável e atividade da β-glicosidade. A diferença entre os indicadores utilizados no SMAF e no atual estudo foi atribuída ao banco de dados disponível e à especificidade local e de solo (STOTT et al., 2012).

Construção do índice de determinação de qualidade do solo

As funções de padronização não lineares foram usadas para transformar o MDS em valores entre 0 e 1. A função *mais é melhor* foi usada para SB, MOS, Θ_{g33} e CBMS, devido à influência positiva na produtividade agrícola. A função *menos é melhor* foi utilizada para Al (devido ao efeito tóxico às plantas) e Da. A função *ótima* foi usada para pH e argila, considerando seu efeito nos macro/microporos e estabilidade estrutural. Os limites críticos utilizados nas funções foram obtidos na literatura científica (HUSSAIN et al., 1999; GLOVER et al., 2000; MASTO et al., 2008; ARMENISE et al., 2013; LOPES et al., 2013), além do consenso entre os pesquisadores envolvidos (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Funções de padronização, limites críticos e pesos para os indicadores (MDS)

Indicadores	Função	L[a]	B	U	S	Peso
SB	Mais é melhor	3	25	50	0,091	0,079
pH	Ótima	3,5	5	6	1,333	0,079
MOS	Mais é melhor	15	25	40	0,200	0,159
Al	Menos é melhor	0	3	13	-0,666	0,043
Argila	Ótima	150	250	350	0,020	0,159
Da	Menos é melhor	1	1,3	1,7	-6,666	0,159
Θ_{g33}	Mais é melhor	15	16	18	2,000	0,159
CBMS	Mais é melhor	375	1300	2100	0,0022	0,159

[a] L - valor inicial ou mais baixo que cada indicador expressa; B - valor crítico ou limite-base dos atributos cujo e*score* padronizado equivale a 0,5; U - valor mais alto que o indicador pode expressar; S - inclinação da tangente à curva no ponto correspondente ao valor crítico do indicador.

O fator de ponderação para cada atributo foi retirado da porcentagem de variância de cada componente. Como MOS, argila, Da, Θ_{g33} e CBMS não apresentaram correlação dentro da PC1 (com implicações práticas), receberam valor total de ponderação igual a 0,635. Para SB e pH (r=0,87, P=0,00), o valor 0,635 foi dividido entre os dois atributos. Como o Al foi o único atributo selecionado na PC2, recebeu ponderação total igual a 0,173 (Tabela 2.3).

Com isso, o IQS foi computado conforme equações abaixo:

IQS Aditivo

$$\text{IQS} = E_{\text{SB}} + E_{\text{pH}} + E_{\text{MOS}} + E_{\text{Al}} + E_{\text{argila}} + E_{\text{Da}} + E\Theta_{g33} + E_{CBMS} \quad (2.3)$$

IQS Aditivo Ponderado

$$\text{IQS} = [(0{,}317*E_{\text{SB}} + 0{,}317*E_{\text{pH}} + 0{,}635*E_{\text{MOS}} + 0{,}173*E_{\text{Al}} + 0{,}635*E_{\text{argila}} + 0{,}635*E_{\text{Da}} + 0{,}635*E\Theta_{g33} + 0{,}635*E_{\text{CBMS}}) / 3{,}98]$$

$$\text{IQS} = 0{,}079*E_{\text{SB}} + 0{,}079*E_{\text{pH}} + 0{,}159*E_{\text{MOS}} + 0{,}043*E_{\text{Al}} + 0{,}159*E_{\text{argila}} + 0{,}159*E_{\text{Da}} + 0{,}159*E\Theta_{g33} + 0{,}159*E_{\text{CBMS}} \quad (2.4)$$

Em que *E* é o escore de cada indicador que faz parte da composição do índice.

Os valores de IQSap e IQSa para CP, CR, CA e PA foram de 0,62, 0,36, 0,57 e 0,54, e 3,88, 2,24, 4,72 e 3,76, respectivamente, onde os maiores valores foram observados para o CP. Embora as escalas dos índices foram distintas, as tendências foram similares, exceto para CA no modelo aditivo (Figura 2.10). O IQSa vem sendo mais utilizado para o monitoramento de áreas em recuperação ao longo do tempo, em vista da sua praticidade (ARAÚJO et al., 2007). O IQSap tem sido utilizado em trabalhos de avaliação do solo e das práticas de manejo como condicionantes da produção agrícola por diversos autores (HUSSAIN et al., 1999; GLOVER et al., 2000; ARMENISE et al., 2013).

Diferentemente do observado por Andrews et al. (2002), que concluíram que a ponderação foi uma etapa desnecessária na avaliação da QS em sistemas agrícolas, a recomendação do IQSa sobre o IQSap deve ser considerada de forma cautelosa para evitar conclusões equivocadas.

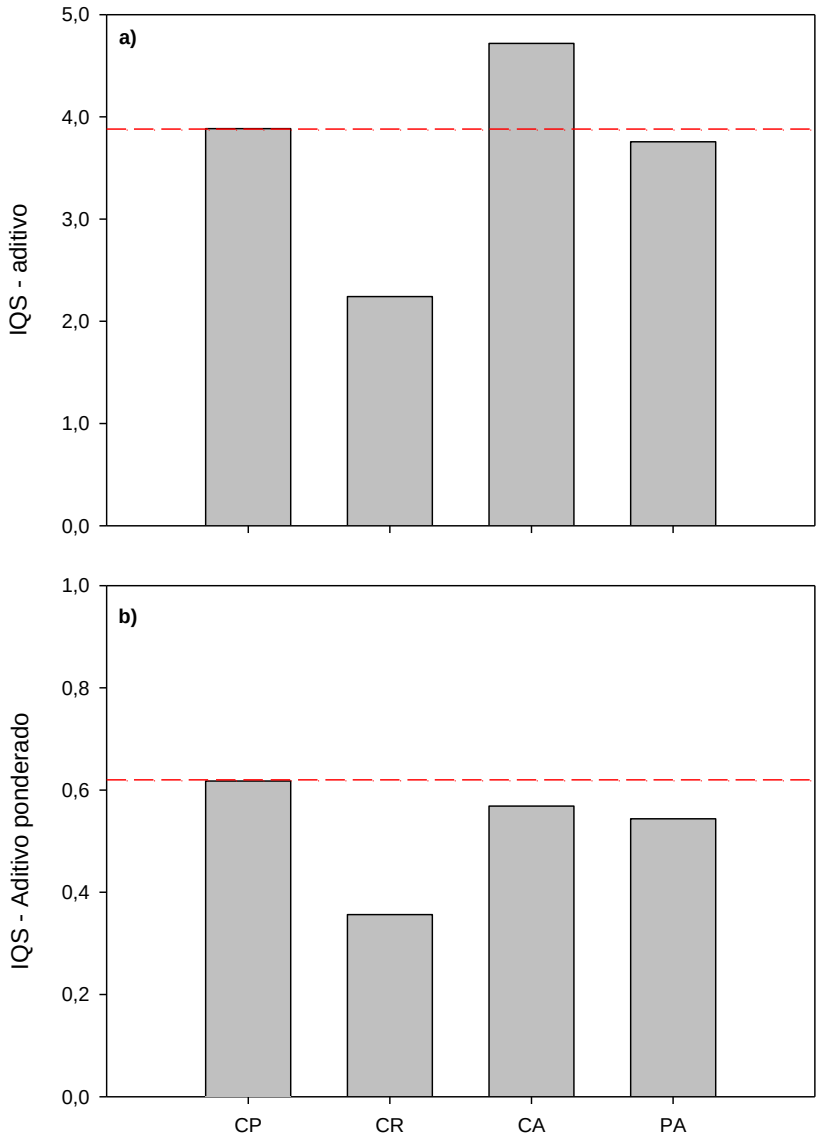

Figura 2.10 - Índice de qualidade de solo aditivo (a) e aditivo ponderado (b). CP: cerradão preservado; CR: cerrado stricto sensu em recuperação; CA: cana-de-açúcar; PA: pastagem extensiva

No IQSap, mesmo que a CA tenha apresentado menor valor em comparação ao CP, o índice se comportou de acordo com o objetivo previamente estabelecido (*solos visando produtividade agrícola*). Isso significa que, o manejo adequado dos indicadores que compõem o MDS, como práticas conservacionistas, manutenção de resíduos sobre a superfície do solo, correção da acidez e fertilização adequada, leva a incrementos na produtividade e, consequentemente, ao conteúdo de MOS (ROSCOE; BUURMAN, 2003; NOSRATI, 2013), que é suporte à atividade biológica do solo (NOURBAKHSH, 2007; LOPES et al., 2013). A QS foi superior na área sob CP, seguida da CA, PA e CR, área essa degradada e em processo de recuperação.

Para a situação oposta, ou seja, com o objetivo de *recuperação de áreas degradadas*, o tempo surge como uma nova variável, porém de difícil mensuração. Áreas de Cerrado onde o solo tenha sido revolvido muitas vezes e alterado quimicamente por corretivos e fertilizantes, geralmente não apresentam potencial de regeneração natural, sendo recomendado o plantio convencional de espécies nativas (DURIGAN et al., 2011). Bonilha (2012) observou que o principal fator na diferenciação entre áreas de Floresta de Restinga no litoral do Estado de São Paulo não foi o solo, mas sim o tempo que a vegetação teve para se desenvolver. Dessa maneira, o manejo dos indicadores que compõem o MDS pode adiantar o processo de recuperação, já que o tempo necessário para uma sucessão ocorrer de um habitat perturbado até uma comunidade clímax varia com o clima e com a qualidade inicial do solo (ODUM, 1997; TOWNSEND et al., 2006).

O primeiro passo para o processo de recuperação é a eliminação dos agentes de perturbação. Diversos autores apontaram como principais dificuldades à regeneração o alto grau de compactação do solo, a retirada da camada superficial rica em MO e a invasão por espécies exóticas agressivas, principalmente gramíneas (PIVELLO et al., 1999; MARTINS et al., 2004). Segundo Haridasan (2000), devido à baixa fertilidade natural do solo, a vegetação do Cerrado é muito dependente da ciclagem de nutrientes em solos bem estruturados.

Algumas espécies nativas de Cerrado só se desenvolvem na presença do alumínio (CARVALHO; MARTINS, 2009; DURIGAN et al., 2011); e essa informação deve ser considerada durante a composição do IQS. Nesse caso, é indicado o uso da função *mais é melhor* para alumínio, o que pode gerar algumas incertezas quanto ao uso da metodologia, já que não há parâmetros para o estabelecimento do intervalo da função (BLECKER et al., 2012).

Portanto, quando se tem como objetivo a produtividade agrícola, é conhecido o manejo do MDS para aumentar a QS, mas quando objetivamos a recuperação de áreas degradadas, surge a indagação: *como manejar os atributos de forma a diminuir o tempo no processo de recuperação dessas áreas*?

2.4 Conclusões

Dentre os 30 atributos químicos, físicos e microbiológicos avaliados, somente os teores de água na capacidade de campo e no ponto de murcha permanente não foram capazes de diferenciar solos de vegetação nativa daqueles sob cultivos agrícolas. Na área de cerrado

em regeneração, os principais atributos reestabelecidos com base no cenário preservado foram aqueles relacionados à fertilidade (pH, teores de P, S, SB, B e Mn), Da, ADA e CBMS.

A mudança da cobertura nativa para áreas agricultáveis resultou em indicativos de degradação, tais como o aumento médio de 33% nos teores de argila dispersa em água e a diminuição média de 14,3% do teor de matéria orgânica do solo, 44,5% da capacidade de troca catiônica e de 35% no teor de carbono da biomassa microbiana. Maiores teores de nutrientes (fósforo, potássio, cálcio e magnésio) foram encontrados nas áreas agrícolas, principalmente na área sob cana-de-açúcar, devido à prática recorrente de fertilização.

Para o desenvolvimento de índice de qualidade de solo (IQS), os seguintes critérios devem ser seguidos: (i) definição do objetivo do índice; (ii) análise de componentes principais (ACP) para auxiliar na seleção do conjunto mínimo de indicadores (MDS); (iii) análise de correlação entre os indicadores selecionados na ACP a fim de verificar redundâncias de informações; (iv) estabelecimento das funções de pontuação não-lineares para cada indicador, de acordo com o objetivo pré-definido; (v) ponderação dos indicadores com auxílio da ACP; e por último, (vi) integração dos dados em IQS.

A ACP foi eficaz na seleção de indicadores sensíveis à avaliação da QS, permitindo reduzir a quantidade de dados sem perder a qualidade das informações. O MDS foi composto por pH, MOS, SB, Al, Da, argila, Θ_{g33} e CBMS.

Os valores de IQS aditivo ponderado e aditivo para CP, CR, CA e PA foram de 0,62, 0,36, 0,57 e 0,54, e 3,88, 2,24, 4,72 e 3,76, respectivamente, onde os maiores valores foram observados para o CP, exceto no modelo aditivo. Embora a tendência dos índices foi semelhante, a ponderação ainda se faz etapa necessária no processo de desenvolvimento do índice, já que somente o uso do modelo aditivo pode levar a conclusões equivocadas, necessitando um maior número de avaliações.

Referências

ALBRECHT, W.A. **The Albrecht papers**: Foundation concepts. Kansas City: Acres USA, 1975. v.1.

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.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.21, p.471-479, 1989.

ANDREWS, S.A.; CARROLL, R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. **Ecological Applications**, Washington, DC, v.11, p.1573-1585, 2001.

ANDREWS, S.S.; FLORA, C.B.; MITCHELL, J.P.; KARLEN, D.L. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. **Geoderma**, Amsterdam, v.114, p.187-213, 2003.

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, p.1945-1962, 2004.

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; MITCHELL, J.P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.90, p.25-45, 2002.

ARAÚJO, M.A.; TORMENA, C.A.; SILVA, A.P. Propriedades físicas de um latossolo vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.337-345, 2004.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W.J.; LACERDA, M.P.C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1099-1108, 2007.

ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M.A.; STELLACCI, A.M.; CICCARESE, A.; RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agriculture use under different managements in the Mediterranean environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.130, p.91-98, 2013.

BLECKER, S.W.; STILLINGS, L.L.; AMACHER, M.C.; IPPOLITO, J.A.; DeCRAPPEO, N.M. Development of vegetation based soil quality indices for mineralized terrane in arid and semi-arid regions. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v.20, p.65-74, 2012.

BONILHA, R.M. **Caracterização da fertilidade do solo, distribuição do sistema radicular e índice de qualidade do solo no Ecossistema Restinga do Litoral Paulista**. 2012. 71p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686p.

BREJDA, J.J.; MOORMAN, T.B.; KARLEN, D.L.; DAO, T.H. Identification of regional soil quality factors and indicators I. Central and Southern High Plains. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p.2115-2124, 2000.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC**. ed. rev. atual. Campinas: IAC, 2009. 77p. (Boletim Técnico, 106).

CAMPBELL, C.A.; ZENTNER, R.P. Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilizations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.57, p.1034-1040, 1993.

CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; MOREIRA, F.M.S.; CURI, N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v.44, p.631-637, 2009.

CARVALHO, D.A.; MARTINS, F.M. Shrub and tree species composition in the cerrado of southwest Minas Gerais. **Cerne,** Lavras, v.15, p.142–154, 2009.

CARVALHO, E.J.M.; FIGUEIREDO, M.S.; COSTA, L.M. Comportamento físico-hídrico de um podzólico vermelho amarelo câmbico fase terraço sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v.34, p.257-265, 1999.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; WRUCK, F.J.; CERRI, C.C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.110, p. 175-186, 2010.

CATTELL, R.B. The Scree test for the number of factors. **Multivariate Behavioral Research**, London, v.1, p.245–276, 1966.

CERRI, C.C.; GALDOS, M.V.; MAIA, S.M.F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; POWLSON, D.; CERRI, C.E.P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.62, p.23-28, 2011.

CHAER, G.M.; TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CLEVELAND, C.C.; LIPTZIN, D. C:N:P stoichiometry in soil: is there a 'Redfield ratio' for the microbial biomass? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.85, p.235–252, 2007.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CFSEMG. **Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**: 5a aproximação. Viçosa, 1999. 360p.

COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M.C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1311-1321, 2012.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, J.A.; FONTOURA, S.M.V. Calagem e as propriedades eletroquímicas e físicas de um Latossolo em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, p.281-284, 2004.

COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.1, p.17-23, 1978.

CRUZ, C.D.; REGAZZI, A.J. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. Viçosa: UFV, 1994. 394p.

DAILY, G.C.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. Ecosystem services supplied by soil. In: DAILY, G.C. (Ed.). **Nature's Services**: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997. p.113-132.

DURIGAN, G.; MELO, A.C.G.; MAX, J.C.M.; BOAS, O.V.; CONTIERI, W.A.; RAMOS, V.S. **Manual para recuperação da vegetação de Cerrado**. 3. ed**.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2011. 19p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 3. ed**.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2013. 353p.

FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; CUNHA, T.J.F.; SALTON, J.C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v.41, p.847-853, 2006.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: ArtMed, 2008. p.227-244.

GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P.; ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.80, p.29-45, 2000.

GRISSI, B.M. Métodos químicos de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v.30, p.82-88, 1978.

GUERRA, F.; PICCOLO, M.C.; SOARES, M.R.; CASAGRANDE, J.C.; MENEGHIN, S.P.; PERES, J.G. **Impactos de sistemas agrícolas nos atributos de Latossolo sob Cerrado**. In: SIMPÓSIO CIENTÍFICO DOS PÓS-GRADUANDOS DO CENA/USP, 6., 2013, Piracicaba. **Resumos...** Piracicaba: CENA/USP, 2013.

GUO, L.; GIFFORD, R. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v.8, p.345-360, 2002.

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Londrina, v.12, p.54-64, 2000.

HUSSAIN, I.; OLSON, K.R.; WANDER, M.M.; KARLEN, D.L. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.50, p.237-249, 1999.

IMAZ, M.J.; VIRTO, I.; BESCANSA, P.; ENRIQUE, A.; FERNANDEZ-UGALDE, O.; KARLEN, D.L. Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.107, p.17-25, 2010.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.79, p.9-16, 2000.

JOERGENSEN, R.G.; WU, J.; BROOKES, P.C. Measuring soil microbial biomass using an automated procedure. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.43, p.873-876, 2011.

JUSTI, M.; SOARES, M.R.; CASAGRANDE, J.C.; GUERRA, F.; PERES, J.G.; MENEGHIN, S.P. Alteração de atributos químicos, físicos e microbiológicos de Latossolo sob cerrado sob diferentes usos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2013.

KAISER, H.F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, Durham, v.20, p.141–151, 1960.

KARLEN, D.L.; ANDREWS, S.S.; WIENHOLD, B.J. Soil quality, fertility and health historical context, status and perspectives. In: SCHJØNNING, P.; ELMHOLT, S.; CHRISTENSEN, B.T. (Ed.). **Managing soil quality**: challenges in modern agriculture. Wallingford: CABI Publishing, 2004. p.17-33.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.4-10, 1997.

KARLEN, D.L.; STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: SSSA, 1994. p.53-72. (Special Publication, 35).

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.338, p.467-481, 2011.

KOPITTKE, P.M.; MENZIES, N.W. A review fo the use of the basic cation saturation ratio and the “ideal” soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.71, p.259-265, 2007.

KOZOVITS, A.R.; BUSTAMANTE, M.M.C.; GAROFALO, C.R.; BUCCI, S.; FRANCO, A.C.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F.C. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. **Functional Ecology**, Oxford, v.21, p.1034-1043, 2007.

LI, J.; RICHTER, D.D.; MENDOZA, A.; HEINE, P. Four-decade responses of soil trace elements to an aggrading old-field forest: B, Mn, Zn, Cu, and Fe. **Ecology**, Brooklyn, v.89, p. 2911-2923, 2008.

LOPES, A.A.C.; SOUSA, D.M.G.; CHAER, G.M.; REIS JUNIOR, F.B.; GOEDERT, W.J.; MENDES, I.C. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.77, p.461-472, 2013.

LOPES, A.S.; COX, F.R. A survey of the fertility status of surface soils under “Cerrado” vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.41, p.742-747, 1977.

MARTINS, C.R.; LEITE, L.L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, v.28, p.739-747, 2004.

MASTO, R.E.; CHHONKAR, P.K.; SINGH, D.; PATRA, A.K. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v.136, p.419-435, 2008.

MATSUOKA, M.; MENDES, I.C.; LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.425-433, 2003.

McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD**. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.00 beta. MjM Software. Gleneden Beach, Oregon, 1999.

MUMMEY, D.L.; STAHL, P.D.; BUYER, J.S. Microbial biomarkers as an indicator of ecosystem recovery following surface mine reclamation. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.21, p.251-259, 2002.

NOGUEIRA, M.A.; ALBINO, U.B.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M.F.; DIAS, B.A.; DUARTE, R.T.D.; GIOPPO, N.M.R.; MENNA, P.; ORLANDI, J.M.; RAIMAM, M.P.; RAMPAZO, L.G.L.; SANTOS, M.A.; SILVA, M.E.Z.; VIEIRA, F.P.; TOREZAN, J.M.D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.115, p.237-247, 2006.

NORMAN, G.R.; STREINER, D.L. **Biostatistic**: The bare essentials. Shelton: People´s Medical Publishing House, 2008.

NOSRATI, K. Assessing soil quality indicator under different land use and soil erosion using multivariate statistical techniques. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v.185, p.2895-2907, 2013.

NOURBAKHSH, F. Decoupling of soil biological properties by deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.121, p.435-438, 2007.

ODUM, E.P. **Fundamentos de ecologia**. 5. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulberkian, 1997. 927p.

PAUL, M.; CATTERALL, C.P.; POLLARD, P.C.; KANOWSKI, J. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.259, p.2083-2092, 2010.

PEIXOTO, R.S.; CHAER, G.M.; FRANCO, N.; REIS JUNIOR, F.B.; MENDES, I.C.; ROSADO, A.S. A decade of land use contributes to change in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. **Antonie van Leeuwenhoek**, Dordrecht, v.98, p.403-413, 2010.

PIVELLO, V.R.; CARVALHO, V.M.C.; LOPES, P.F.; PECCININI, A.A.; ROSSO, S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a Cerrado (Brazilian savannas) Biological Reserve. **Biotropica**, Washington, DC, v.31, p.72-82, 1999.

POPPI, R.J.; SENA, M.M. Métodos quimiométricos na análise integrada de dados. In: FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. (Ed.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**: manual técnico. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.19-36.

PRADO, R.M. A calagem e as propriedades físicas de solos tropicais: Revisão de literatura. **Revista Biociências**, Taubaté, v.9, p.7-16, 2003.

PRAGANA, R.B.; NÓBREGA, R.S.A.; RIBEIRO, M.R.; FILHO, J.F.L. Atributos biológicos e dinâmica da matéria orgânica em Latossolos Amarelos na região do Cerrado Piauiense sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.851-858, 2012.

PRAGANA, R.B.; RIBEIRO, M.R.; NÓBREGA, J.C.A.; FILHO, M.R.R.; COSTA, J.A. Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado Piauiense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1591-1600, 2012.

PURCENA, L.L.A.; DI MEDEIROS, M.C.B.; LEANDRO, W.M.; FERNANDES, K.F. Effects of organic and conventional management of sugar cane crop on soil physicochemical characteristics and phosphomonoesterase activity. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v.62, p.1456-1463, 2014.

RACHID, C.T.C.C.; PICCOLO, M.C.; LEITE, D.C.A.; BALIEIRO, F.C.; COUTINHO, H.L.C.; ELSAS, J.D.; PEIXOTO, R.S.; ROSADO, A.S. Physical-chemical and microbiological changes in Cerrado soil under differing sugarcane harvest management systems. **BMC Microbiology**, London, v.12, p. 170, 2012. doi:10.1186/1471-2180-12-170

RAIJ, B. van; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 1997. 285p. (Boletim Técnico, 100).

REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Ed.). **Cerrado**: ambiente e flora. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1998. p.47-86.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v.27, p.29-48, 2003.

REIS JUNIOR, F.B.; MENDES, I.C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. (Documentos, 205).

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.70, p.107-119, 2003.

ROSSETTO, R.; DIAS, F.L.F.; VITTI, A.C.; TAVARES, S. Potássio. In: DINARDO-MIRANDA, L.L.; VASCONCELOS, A.C.M.; LANDELL, M.G.A. (Ed.). **Cana-de-açúcar.** Campinas: Instituto Agronômico, 2010. p.289-312.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; GAZOLLA, P.R.; PERIN, A.; ANJOS, L.H.C. Changes in soil C and N distribution assessed by natural δ13C e δ15N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.170, p.36-44, 2013.

RUGGIERO, P.G.C.; BATALHA, M.A.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T. Soil-vegetation relationships in Cerrado (Brazilian Savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.160, p.1-16, 2002.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT guide for personal computer**: Version 6. Cary, NC, 1987. 1v.

SILVA, A.J.N. **Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo coeso sob diferentes sistemas de manejo com cana-de-açúcar**. 2003. 120p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

SILVA, I.R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo.** Viçosa: SBCS, 2007. cap.6, p.275-374.

SILVA, R.C. **Eficiência agronômica de fertilizantes fosfatados com solubilidade variada.** 2013. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes manejos no Cerrado goiano**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SOARES, M.R.; ALLEONI, L.R.F. Contribution of soil organic carbon to the ion exchange capacity of tropical soils. **Journal of Sustainable Agriculture**, London, v.32, p.439-462, 2008.

SOARES, M.R.; CASAGRANDE, J.C.; OLIVEIRA, M.S.; MORAES, M.I.M. Nutrição mineral de espécies nativas em solos do Cerrado. In: BARBOSA, L.M. (Org.). **Restauração ecológica** - Desafios atuais e futuros. São Paulo: Instituto de Botânica, SMA, 2011. p.147-154.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.30, p.195-207, 1992.

SPARLING, G.P.; FELTHAM, C.W.; REYNOLDS, J.; WEST, A.W.; SINGLETON, P. Estimation of soil microbial C by a fumigation extraction method - use on soils of high organic-matter content, and a reassessment of the Kec-factor. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.22, p.301-307, 1990.

STOTT, D.E.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A.; HARMEL, R.D. A soil quality and metabolic activity assessment after fifty-seven years of agricultural management. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.77, p.903-913, 2012.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ V, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2002. p.196-276.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592p.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, p.703-707, 1987.

VASCONCELLOS, R.L.F.; BONFIM, J.A.; ANDREOTE, F.D.; MENDES, L.W.; BARETTA, D.; CARDOSO, E.J.B.N. Microbiological indicators of soil quality in a riparian forest recovery gradiente. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.53, p.313-320, 2013.

VINHAL-FREITAS, I.C.; FERREIRA, A.S.; CORRÊA, G.F.; WENDLING, B. Land use impact on microbial and biochemical indicators in agroecosystems of the Brazilian Cerrado. **Vadose Zone Journal**, Madison, v.12, n.1, 2012. doi: 10.2136/vzj2012.0027.

WANDER, M.M.; BOLLERO, G.A. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.961-971, 1999.

WARDLE, D.A.; GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.27, p.1601-1610, 1995.

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.

3 SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS AGRÍCOLAS EM SOLO DE CERRADO

Resumo

O solo é caracterizado como a base da produção sustentável e, à medida que a demanda por práticas ambientalmente corretas cresce, indicadores de sustentabilidade se tornam ferramentas essenciais. A maioria desses indicadores é baseada em fluxos de energia e material, e a síntese de emergia é metodologia que contabiliza o serviço ecológico que suporta diretamente o processo de obtenção de produtos e serviços através da cadeia de transformações de energia e material no espaço e tempo. O estudo teve por objetivo avaliar como a qualidade do solo (QS) influencia o desempenho ambiental de sistemas agrícolas na produção de biomassa (rotação soja-milho-algodão) pela ótica da síntese de emergia. Para a avaliação dos atributos físicos e químicos, amostras de solo foram coletadas de quatro áreas agrícolas com diferentes tempos de uso (5, 8, 12 e 18 anos) e área de Cerrado nativo, localizadas no município de São Desidério, Bahia. Após a quantificação da alteração da qualidade do solo (ΔQS) entre as áreas agrícolas e Cerrado nativo, aliado à adoção de protocolos de contabilidade ambiental como a diagramação, determinação do fluxo de materiais (insumos diretos e indiretos) e da síntese de emergia, foi proposto os indicadores emergéticos *Input Embodiment in Soil Quality Change* (IESQ) e *Input Embodiment in Additional Biomass* (IEAB). A área com 12 anos apresentou o maior ΔQS com valores de +29,3, sendo estabelecida como área agrícola referência de novo equilíbrio no sistema. A área de 18 anos apresentou valores de +6,3, seguidas das áreas de 5 anos com +1,6 e de 8 anos com -3,5. Valores negativos de ΔQS implicam em degradação do solo e valores positivos significam melhoria na QS. O total de emergia incorporada ao cultivo da soja, milho e algodão foi de 4,68E+15, 5,38E+15 e 7,28E+15 sej ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. Os três principais insumos nos sistemas de produção responsáveis por mais de 60% do fluxo total de emergia foram calcário, diesel e fertilizante fosfatado. O IESQ, que representa a taxa de investimento de recursos exógenos pela ΔQS, pode ser utilizado na comparação de áreas agrícolas, ajudando na identificação de sistemas mais sustentáveis de produção. O IEAB representa a taxa de investimento de recursos pela produtividade agrícola. A área de 12 anos foi a de maior eficiência no uso de recursos (insumos externos) por acréscimo de QS (IESQ = 0,19E+15 sej $unidade^{-1}$) e por unidade de biomassa (IEAB = 0,78E+15 sej Mg^{-1}). Isso equivale a uma demanda de 73% a menos de insumos (em termos de emergia) para obter o mesmo acréscimo de biomassa que a área de 8 anos de cultivo. Com o passar do tempo, sistemas de maior complexidade, como o plantio direto e diversificado de culturas, diminuem a demanda de insumos externos para a manutenção da QS e aumento da produtividade.

Palavras chave: Indicadores ambientais. Síntese de Emergia. Sistema de Plantio Direto. Insumos agrícolas. Entropia.

Abstract

The soil is characterized as the basis of sustainable production and, as the demand for environmentally sound practices grow, sustainability indicators become essential tools. Most of these indicators are based on flows of energy and material, and the Emergy Synthesis is the methodology that accounts for the environmental service which directly supports the process of obtaining goods and services over the chain of energy and material transformations in space and time. The objective of the study was to assess how the soil quality (SQ) influences the environmental performance of agricultural systems for biomass production (soybean-corn-cotton rotation) from the perspective of Emergy Synthesis. For the evaluation of the physical and chemical properties, soil samples were collected from four agricultural areas with different usage periods (5, 8, 12 and 18 years) and native Cerrado area, located at São Desidério, Bahia State. After quantifying the change of soil quality (ΔSQ) between agricultural areas and native Cerrado, combined with the adoption of environmental accounting protocols such as the layout, determination of the flow of materials (direct and indirect inputs) and Emergy Synthesis, the emergy indicators Input Embodiment in Soil Quality Change (IESQ) and Input Embodiment in Additional Biomass (IEAB) was proposed. The 12 years area had the highest ΔSQ with +29.3 values, being established as an agricultural reference area of new balance in the system. The 18 years area showed values of +6.3, followed by 5 years areas with +1.6 and 8 years with -3.5. Negative values of ΔSQ imply soil degradation and positive values mean improvement in SQ. The total emergy incorporated into the soybeans, corn and cotton crops were 4.68E+15, 5.38E+15 and 7.28E+15 sej ha^{-1} $year^{-1}$, respectively. The three main inputs in production systems account for over 60% of the total emergy flow were limestone, phosphate fertilizer and diesel. The IESQ, which represents the investment rate of exogenous resources by ΔSQ, can be used for the comparison of agricultural areas, helping to identify more sustainable production systems. The IEAB is the resources investment rate by agricultural productivity. The 12 years area was the most efficient on the use of resources (external inputs) by SQ increase (IESQ = 0.19E+15 sej $unit^{-1}$) and per unit of biomass (IEAB = 0.78E+15 sej Mg^{-1}). This is equivalent to 73% less inputs demand (in terms of emergy) for obtaining the same increase of biomass of 8 years area of cropping. Over the time, more complex systems, such as no-till and diversified crops, decreases the demand of external inputs for maintaining SQ and increased productivity.

Keywords: Environmental indicators. Emergy Synthesis. Non-Tillage System. Agricultural Inputs. Entropy.

3.1 Introdução

A agricultura é uma das principais atividades econômicas responsáveis pelo fornecimento de uma variedade de suprimentos para a subsistência humana, além de ser um sistema complexo que envolve a combinação de recursos ecológicos, econômicos e sociais (LI; YAN, 2012). O desenvolvimento tem sido fundamentalmente baseado no uso de recursos não renováveis devido à influência econômica na tomada de decisão (HALL, 2004), onerando outros aspectos da sustentabilidade de sistemas, como estrutura social e condições ambientais (BRUNTLAND COMISSION REPORT, 1987; BROUWER, 2004; WIEBE, 2003).

O solo, por sua vez, é caracterizado como a base da produção sustentável (GARRIGUES et al., 2012). O desenvolvimento e sobrevivência ou o desaparecimento de civilizações tem sido relacionado à sua capacidade em prover alimentos, fibras e outros bens essenciais (MUELLER et al., 2010). À medida que a demanda por práticas ambientalmente corretas cresce, aliado ao reconhecimento da compatibilidade entre atividades econômicas em longo prazo e proteção ambiental (ROMANELLI et al., 2008), a busca por indicadores e sistemas de medição de sustentabilidade se tornam ferramentas essenciais (ESTY; CHERTOW, 1997).

A maioria das ferramentas para quantificação da sustentabilidade, comparação de processos e alternativas operacionais envolve indicadores baseados em fluxos de energia e material (DESIMONE; POPOFF, 1997). Por mais de um século, cientistas têm buscado indicadores baseados em princípios de energia para estudar a relação entre sistemas ambientais e atividades econômicas (ODUM; ODUM, 1976; FÉLIX; TILLEY, 2009).

Para isso, faz-se necessário partir do princípio de que sistemas ecológicos e humanos se auto-organizam para “processar” fontes de energia disponíveis e transformá-las em formas assimiláveis (ODUM, 1994). Assim que as transformações ocorrem, parte da energia perde a capacidade de realizar trabalho, aumentando a entropia[3] em larga escala. No entanto, a energia retida após os processos de transformações possui menor fluxo, porém de maior qualidade (Figura 3.1). Essa organização hierárquica de energia é uma característica facilmente observada em diversos sistemas (ex. teias alimentares, governos, bacias hidrográficas) e fornece a base teórica da síntese emergética (ODUM, 1996).

[3] Medida de desordem.

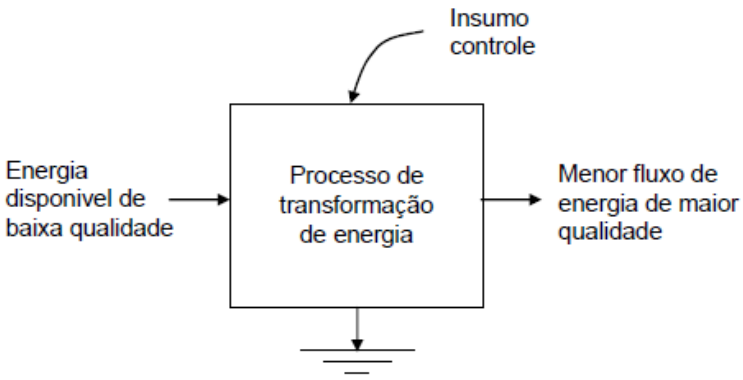

Figura 3.1 - Fluxo e qualidade de energia em processo de transformação energética (adaptado de ODUM, 1996)

H.T. Odum introduziu o conceito de emergia para contabilizar apropriadamente a qualidade dos fluxos de matéria, energia e informação dentro de sistemas, incluindo a degradação devido às perdas da segunda lei da termodinâmica (ODUM, 1988). Por definição, emergia é a quantidade disponível de energia (exergia) de um tipo (joules de energia solar equivalente) que é diretamente ou indiretamente necessária para prover um dado fluxo ou estoque de energia e/ou matéria. Esta base comum (emjoule solar - *sej*) torna mais fácil a comparação entre diferentes processos.

A emergia contabiliza o serviço ecológico que suporta diretamente o processo de obtenção de produtos e serviços através da cadeia de transformações de energia e material no espaço e tempo (ODUM, 1996; BROWN; ULGIATI, 2004; CAMPBELL; TILLEY, 2014). Assim, a avaliação de todos os fluxos que entram e saem do sistema (processo denominado de síntese emergética) possibilita que se avalie a demanda de recursos do sistema como um todo, para um determinado esquema de produção, incluindo insumos direta ou indiretamente utilizados (ROMANELLI et al., 2008). Entretanto, devido à complexidade da síntese emergética, o desenvolvimento de índices é crucial para facilitar a interpretação entre distintos manejos e sistemas de produção (COHEN, 2003).

Sistemas agrícolas de produção devem ser considerados sistemas abertos em não equilíbrio termodinâmico, e a produção sustentável deve ser baseada no *Princípio de Mínima Produção de Entropia*. Entropia, por sua vez, é uma medida de desordem, ou seja, ela aumenta quando a ordem é dissipada (ADDISCOTT, 1995).

O sistema solo-planta provê o maior exemplo de processos de ordenação e dissipação, onde a fotossíntese e os processos associados a ela constroem estruturas ordenadas e complexas de elevado peso molecular a partir de moléculas menores como CO_2, H_2O e NH_3, enquanto processos dissipativos, como respiração e senescência, degradam essas estruturas em pequenas moléculas (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Processos de ordenação e dissipação de energia no sistema solo-planta

Processos de Ordenação **Diminuição da entropia**	**Processos de Dissipação** **Aumento da entropia**
Biológico	
Fotossíntese	Respiração
Crescimento	Senescência
Formação de húmus	Decomposição de húmus
Físico	
Fluxo de água (desenvolvimento de perfil)	Fluxo de água (erosão, lixiviação)
Floculação	Dispersão
Agregação	Desagregação
Desenvolvimento de estruturas	Rompimento de estruturas

O sistema solo-planta é o componente chave de muitos dos processos descritos acima e a sustentabilidade de sistemas agrícolas depende do balanço apropriado entre eles (ADDISCOTT, 1995). Partindo da hipótese de que em longo prazo solos cultivados apresentam melhores desempenhos ambientais quando avaliado pela ótica da emergia, o estudo teve por objetivos: (i) avaliar a alteração da qualidade do solo de sistemas agrícolas em solo do Cerrado; (ii) proposição de indicadores emergéticos; e (iii) avaliar a sustentabilidade de sistemas agrícolas pela ótica da síntese de emergia e como ela influencia a utilização de insumos agrícolas na produção de biomassa.

3.2 Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em áreas situadas na Fazenda Catarinense, no Município de São Desidério, Estado da Bahia (13°17'26.50" S / 46°1'17.60" O, altitude 1000 m). O clima predominante, segundo a classificação de Köppen, é do tipo tropical (Aw) com temperatura média anual de 24 °C e precipitação média anual de 1.200 mm, distribuídos entre os meses de novembro e março, demarcando-se assim duas estações climáticas distintas: a chuvosa e a seca (TOSSELO, 2000) (Figura 3.2). O solo das áreas de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) (EMBRAPA, 2013). O relevo é plano e a vegetação classificada como cerrado subperenifólio/subcaducifólio de porte geralmente arbustivo, que em certos trechos torna-se mais aberto passando a campo cerrado (COUTINHO, 1978).

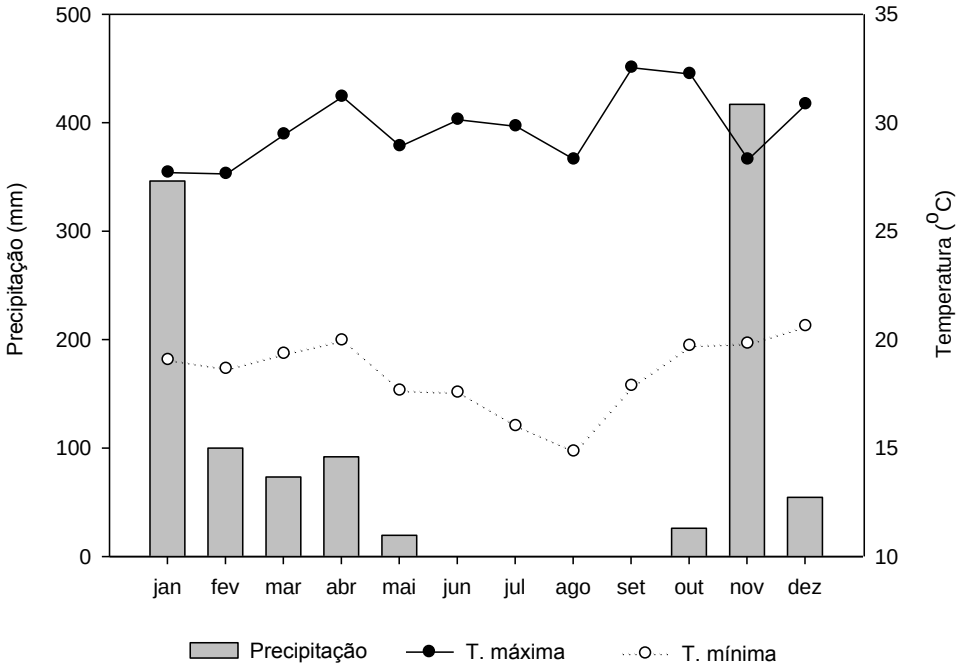

Figura 3.2 - Precipitação média (mm) e temperatura média mensal (máxima e mínima) (° C) no bioma Cerrado, em São Desidério (BA). Os dados são referentes ao ano de 2012. Fonte: Estação meteorológica PCD Roda Velha/BA

Foram amostradas quatro áreas com diferentes usos agrícolas, além de uma área de Cerrado com vegetação nativa (VN) próxima a elas (Figura 3.3). As áreas tinham respectivamente 5, 8, 12 e 18 anos de exploração, desde a conversão de vegetação nativa para o uso agrícola. As áreas de 5, 8 e 12 anos foram cultivadas no sistema de plantio direto (SPD) desde o início, enquanto a área de 18 anos foi cultivada de maneira convencional e nos seis últimos anos em SPD. Todas as áreas foram cultivadas no sistema de rotação soja, milho e algodão.

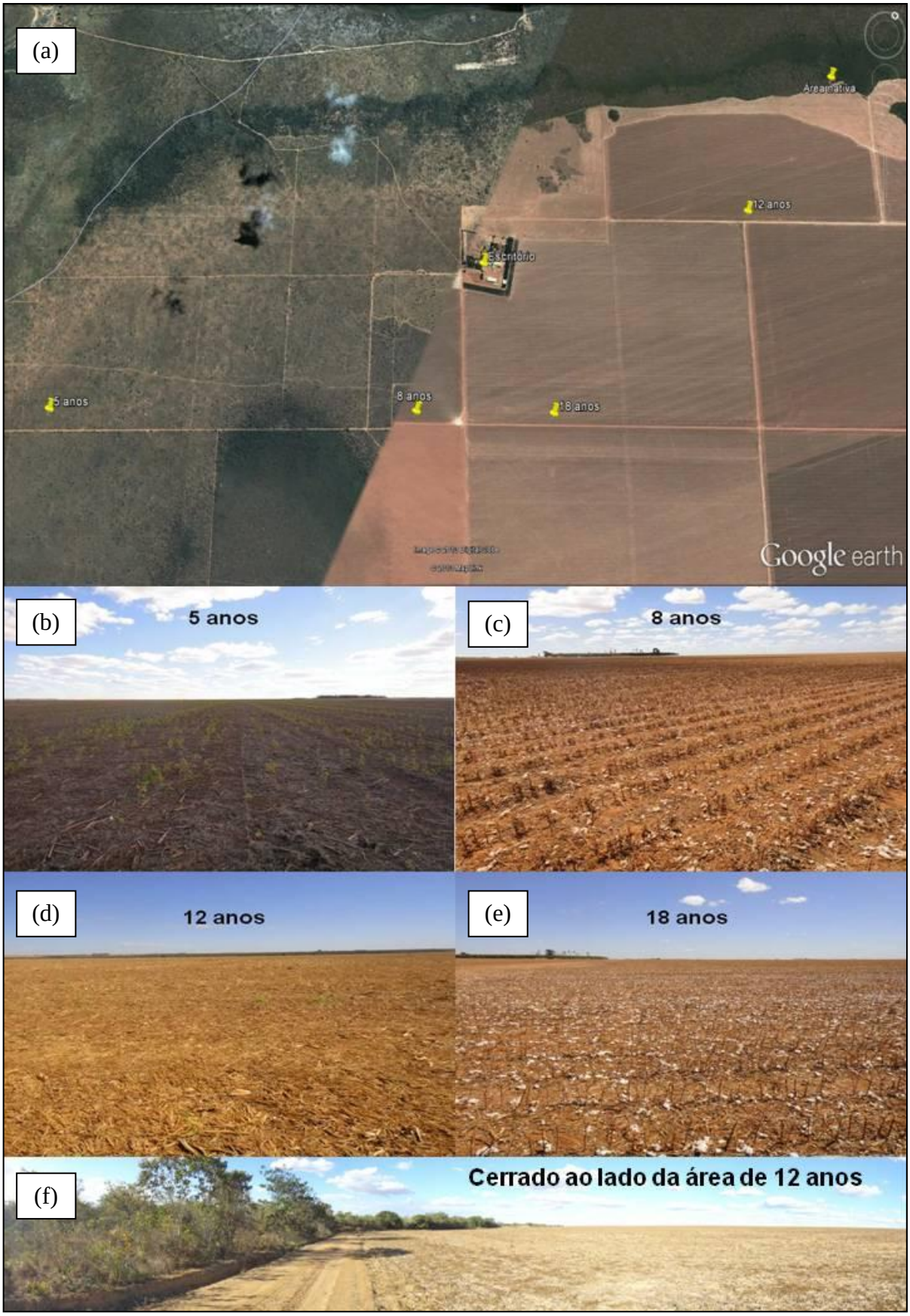

Figura 3.3. (a) Vista aérea da Fazenda Catarinense com a indicação das áreas amostradas e (b), (c), (d), (e) e (f) em destaque, a situação de cada uma delas no momento da amostragem, com 5, 8, 12, 18 anos de cultivo e cerrado nativo, respectivamente.

Amostragem do solo e procedimentos analíticos

A amostragem de solo foi realizada em Agosto de 2012. Os critérios adotados para a amostragem foram extraídos e adaptados de Oliveira et al. (2002) e Anghinoni (2007). Foram retiradas 21 subamostras para compor uma amostra composta, totalizando cinco repetições por área de estudo (n = 5). Para a avaliação dos atributos físicos e químicos, amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-20 cm. Utilizou-se como instrumento de coleta a sonda, que apresenta a vantagem, em relação a outros instrumentos comumente utilizados, de evitar a perda de solo superficial e revolvimento do solo nas camadas subsuperficiais, resultando em maior precisão na amostragem.

Como as adubações das áreas sempre foram realizadas a lanço, optou-se pelo critério de amostragem em que foram utilizadas como referência as linhas de plantio. Em cada uma das cinco linhas de referências foram amostrados três pontos na linha e 18 pontos ao lado, com intervalo de cinco linhas entre as linhas amostradas (Figura 3.4). Na área de referência (vegetação nativa), a amostragem foi feita paralelo a borda e de maneira aleatória, 15 metros para dentro da área. Após a coleta, as amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneiras com malha de 2 mm, resultando na terra fina seca ao ar (TFSA), sendo em seguida armazenadas em frascos plásticos.

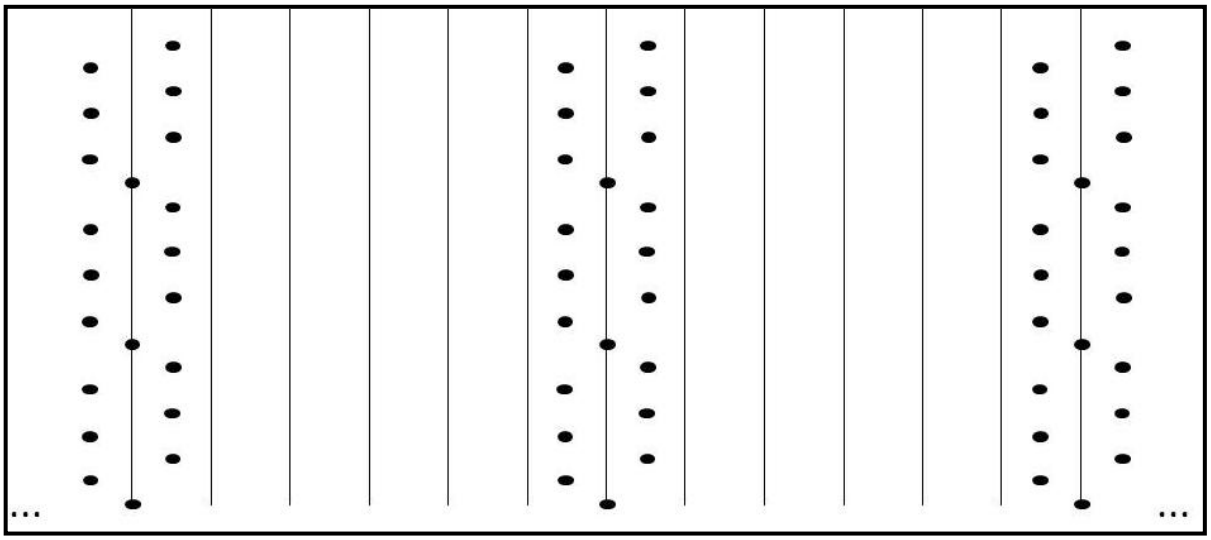

Figura 3.4 - Croqui exemplificando o critério de amostragem utilizado nas linhas e entre linhas de plantio para as áreas de 5, 8, 12 e 18 anos

Dentre os atributos químicos foram realizadas as seguintes avaliações, conforme descritas em Raij et al. (2001) e Camargo et al. (2009): pH ($CaCl_2$), teor de carbono orgânico

total (COT), teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (resina trocadora de íons), acidez trocável (Al) (KCl 1 mol L^{-1}), acidez potencial (H+Al) (solução de acetato de cálcio 0,05 mol L^{-1}), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica total (CTC) e saturação por bases (V%) e alumínio (m%). Os atributos físicos do solo foram determinados segundo métodos descritos em Donagema et al. (2011): frações texturais (método do densímetro), porosidade total (P_T), macro e microporosidade, densidade aparente do solo (Da), retenção de água na capacidade de campo (Θ_{g10}), no ponto de murcha permanente (Θ_{g1500}) e diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP). Os resultados dos atributos químicos e físicos encontram-se na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Atributos químicos e físicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico sob vegetação nativa de Cerrado e cultivado por 5, 8, 12 e 18 anos

Atributos	**Unidade**	**VN** [1]		**5 anos**		**8 anos**		**12 anos**		**18 anos**	
		$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ
Químicos [2]											
pH	$CaCl_2$	4,1	0,05	6,7	0,23	6,0	0,12	5,8	0,28	5,3	0,45
COT	g kg^{-1}	10,8	1,09	4,8	0,64	5,7	0,67	9,0	0,59	7,8	0,24
P	mg dm^{-3}	3,1	0,08	32,9	4,78	37,4	6,10	35,6	3,74	31,0	10,53
K	$mmol_c$ dm^{-3}	0,3	0,23	1,3	0,30	0,4	0,12	1,5	0,19	0,5	0,13
Ca	$mmol_c$ dm^{-3}	0,3	0,00	19,0	3,43	21,6	6,71	19,4	7,16	10,1	4,06
Mg	$mmol_c$ dm^{-3}	0,2	0,32	16,8	3,23	12,9	3,80	11,3	3,97	6,25	2,36
Al	$mmol_c$ dm^{-3}	7,1	1,52	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	1,2	0,34
H+Al	$mmol_c$ dm^{-3}	36,5	2,28	4,7	0,52	12,5	2,92	22,2	2,62	23,5	2,40
SB	$mmol_c$ dm^{-3}	0,5	0,30	37,1	6,95	35,0	10,62	32,2	11,01	16,9	6,51
CTC	$mmol_c$ dm^{-3}	37,0	2,11	41,9	6,43	47,5	7,73	54,4	10,63	40,4	4,46
V	%	1,35	0,76	88,5	3,77	73,7	12,05	59,2	9,44	41,8	8,97
m	%	94,0	4,41	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	16,0	6,05
Físicos [3]											
Argila	g kg^{-1}	199	12,74	181	5,14	178	20,92	339	24,23	224	15,41
Areia	g kg^{-1}	718	14,98	771	20,22	766	9,76	601	34,00	727	64,13
Silte	g kg^{-1}	83	14,21	48	25,01	56	25,32	60	17,84	49	56,95
Da	Mg m^{-3}	1,32	0,08	1,31	0,02	1,50	0,07	1,35	0,04	1,39	0,07
PT	%	37,63	0,04	38,78	0,01	38,30	0,03	39,73	0,01	40,12	0,03
MAP	%	16,65	0,01	12,91	0,03	15,67	0,03	11,58	0,01	14,60	0,02
MIP	%	20,98	0,03	25,87	0,03	22,63	0,002	28,15	0,02	25,51	0,02
Θ_{g10}	%	20,92	0,02	17,8	0,00	14,80	0,00	27,26	0,00	18,08	0,02
Θ_{g1500}	%	10,91	0,004	4,71	0,03	6,16	0,02	17,35	0,01	10,27	0,01
AD	%	10,01	0,02	13,12	0,02	8,64	0,02	9,90	0,01	7,81	0,02
DMP	mm	1,5	0,26	1,2	0,21	1,0	0,13	2,1	0,30	1,3	0,23

[1] VN: vegetação nativa; 5 anos de cultivo; 8 anos de cultivo; 12 anos de cultivo; 18 anos de cultivo. [2] COT: carbono orgânico total; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: acidez trocável; H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica total; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; [3] Da: densidade aparente do solo; PT: porosidade total; MAP: macroporosidade; MIP: microporosidade; Θ_{g10}: retenção de água na capacidade de campo; Θ_{g1500}: retenção de água no ponto de murcha permanente; AD: água disponível; DMP: diâmetro médio ponderado. n=5 ± desvio padrão.

Mudança na qualidade do solo

Para avaliar o conjunto de indicadores de solo, de modo a tornar mais fácil a interpretação e revelar similaridades e diferenças entre as áreas, foi aplicada a análise de componentes principais (ACP), utilizando o pacote estatístico PC-ORD (McCUNE; MEFFORD, 1999). A primeira etapa para a avaliação da mudança da qualidade de solo (ΔQS) foi a obtenção do conjunto mínimo de indicadores de QS (MDS, *minimum data set*) (ARMENISE et al., 2013; NOSRATI, 2013). Após a composição prévia do MDS, foi realizada análise de correlação entre as variáveis a fim de verificar redundância de informações. Variáveis com alto grau de correlação (R≥0,50) foram consideradas redundantes e passíveis de eliminação do MDS, podendo a escolha entre as variáveis ser baseada em aspectos de ordem teórica e na praticidade (ex. facilidade de amostragems, custo, etc.) (ANDREWS; CARROLL, 2001).

Após a obtenção do MDS, procedeu-se a determinação da linha base de qualidade de solo (QS) (Figura 3.5).

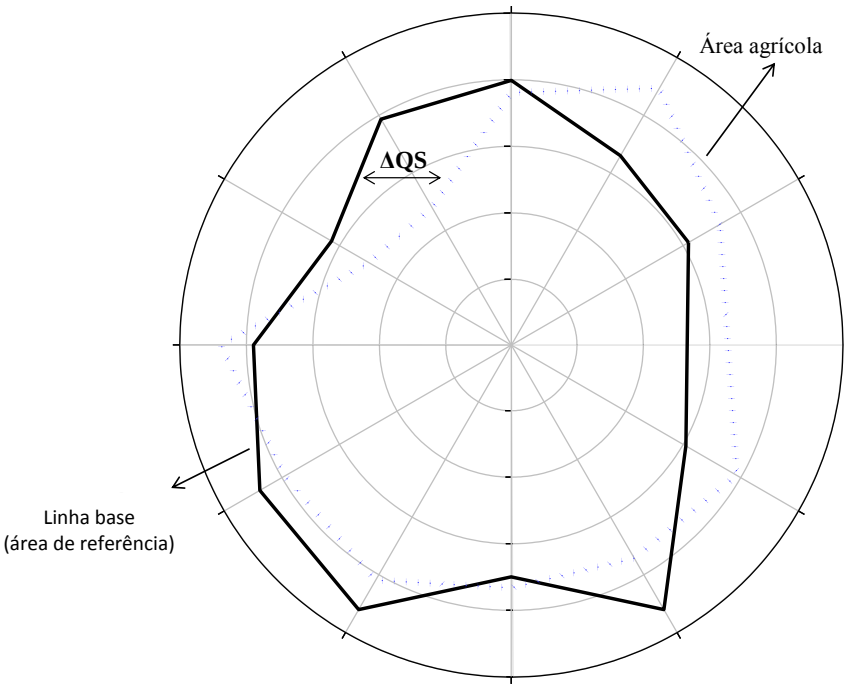

Figura 3.5 - Mudança da qualidade do solo (ΔQS) em função da diferença entre a linha base da área de referência e da área agrícola

Para a determinação da linha base, foram admitidas três premissas básicas: (i) os ecossistemas naturais, caracterizados pelo mínimo de intervenção antrópica e de pressuposto equilíbrio, foram considerados como referência (ARAÚJO et al., 2007; CHAER; TÓTOLA, 2007); (ii) quanto maior o valor do atributo do solo, melhor a QS; (iii) os atributos químicos e físicos contribuem de maneira distinta para a QS, sendo atribuído a cada atributo pesos distintos. Os pesos foram atribuídos em função da ACP, onde para indicadores não correlacionados dentro de cada componente principal (PC), o fator de ponderação foi igual à porcentagem de variância explicada pela PC. Para indicadores correlacionados, o fator de ponderação foi igual ao percentual de variância explicada pela CP, dividida entre eles (MASTO et al., 2008).

Os atributos do solo das áreas sob cultivo agrícola foram comparados à linha base dos atributos do solo da respectiva área de referência (Cerrado nativo) em valores relativos (equação 3.1):

$$x = (x_{medição} / x_{referência})*100 \quad (3.1)$$

Em que x são os valores relativos dos atributos do solo; $x_{medição}$ os valores obtidos para as áreas agrícolas e $x_{referência}$ aqueles encontrados na área nativa.

Entretanto, alguns atributos, a exemplo da Da e Al, não seguem o mesmo princípio que o restante (quanto maior o valor do atributo, melhor), e para evitar alterações na segunda premissa (ii), a equação 3.1 foi adaptada (equação 3.2):

$$x = [(L - x_{medição}) / (L - x_{referência})]*100 \quad (3.2)$$

Em que x são os valores relativos dos atributos (quanto maior o valor de x, menor o valor do atributo), L é o valor limite máximo do atributo para culturas agrícolas sem que haja redução na produtividade; $x_{medição}$ são os valores obtidos para as áreas de estudo e $x_{referência}$ são os valores na área nativa.

O ΔQS foi calculado conforme a equação 3.3:

$$\Delta QS = \sum VRA_X - \sum VRA_C \quad (3.3)$$

Em que $\sum VRA_X$ é o somatório dos valores relativos do MDS para cada área agrícola (adimensional) e $\sum VRA_C$ é o somatório dos valores relativos do MDS para o Cerrado nativo (adimensional).

Indicadores emergéticos

Os procedimentos específicos foram adotados para o desenvolvimento da metodologia: (i) diagramação para representação dos sistemas analisados; (ii) determinação do fluxo de materiais (*inputs* diretos e indiretos); e (iii) determinação da síntese de emergia.

Os protocolos de contabilidade ambiental foram seguidos (ODUM, 1996; DOHERTY et al., 2002; BROWN; ULGIATI, 2004), que se iniciaram com o desenvolvimento de diagramas, os quais integram informações sobre os sistemas e auxiliam na coleta de dados. O processo de diagramação das áreas de interesse assegura a identificação e inclusão de *inputs*-chave, como bens e serviços (fluxo F) provenientes da economia, *inputs* locais renováveis (fluxo R) e não renováveis (fluxo N), e de todas as interações (Figura 3.6). O objetivo da diagramação não é a quantificação dos *inputs*, mas sim identificar as relações e estabelecer os limites da análise, sendo os fluxos que cruzam as fronteiras principais aqueles a serem quantificados (ROMANELLI; MILAN, 2010).

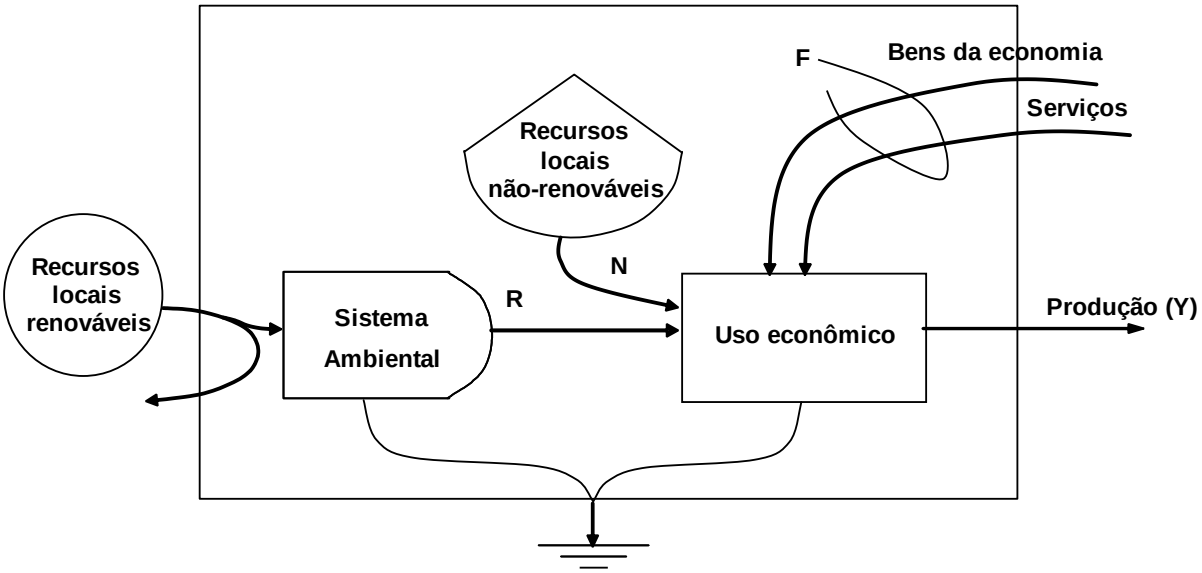

Figura 3.6 - Diagrama representando os princípios da contabilidade emergética (Y = R + N + F)

Para os cálculos posteriores foram considerados somente os fluxos provenientes da economia (fluxo F), já que a contribuição dos *inputs* locais renováveis (R) e não-renováveis (N) foram os mesmos para as áreas agrícolas e para o Cerrado nativo.

A síntese de emergia iniciou-se com base na contabilidade ambiental, com cada entrada listada juntamente com o fluxo físico e as respectivas unidades (Tabela 3.3). Para comparar os distintos recursos, as unidades físicas (kg, L) foram convertidas pelas UEVs - Unit Emergy Values (sej unidade^{-1}) (também conhecidas como transformidade) a partir da literatura científica existente, para estimar a contribuição emergética (*solar emergy joule* - sej). Os cálculos foram realizados a partir do fluxo biofísico (por exemplo, massa de fertilizante utilizado por hectare por ano) e da transformidade atribuída a esse fluxo (por exemplo, sej kg^{-1} de fertilizante) (ODUM, 2000).

Tabela 3.3 - Exemplo da síntese de emergia com listagem de cada insumo, fluxo físico e transformidade agregada a cada item

Nota	**Item**	**Valor** (unidade/ha ano)	**Unidade** (ex. kg)	**Transformidade** (sej/kg)	**Emergia** (sej/ha ano)
1					
...					
n					

A partir da determinação dos fluxos de emergia, os seguintes índices emergéticos foram propostos:

$$IESQ = F / \Delta QS \quad (3.4)$$

Em que IESQ é o *Input Embodiment in Soil Quality Change*, que representa relação entre intensificação (incorporação de insumos) do sistema de produção e a alteração da qualidade do solo (sej unidade^{-1}); F é o fluxo de entrada, como bens e serviços, provenientes da economia, medido em equivalente de energia solar (sej); ΔQS é a mudança na qualidade de solo baseado na metodologia proposta na figura 3.4 (adimensional).

$$IEAB = F / Y \quad (3.5)$$

Em que IEAB é o *Input Embodiment in Additional Biomass*, que representa relação entre intensificação do sistema de produção e a produção agrícola por área, nesse caso um hectare (sej Mg^{-1}); Y é a produtividade das áreas agrícolas (Mg ha^{-1}).

3.3 Resultados e Discussão

Avaliação da mudança da qualidade do solo

A ACP, realizada a partir dos atributos químicos e físicos, permitiu agrupar nos dois primeiros PCs 69,2% da variação total dos resultados. A dispersão dos escores obtidos para as áreas, em um sistema de eixos cartesianos representados pelos dois primeiros PCs, permitiu visualizar as semelhanças e diferenças entre as áreas com base nas variáveis analisadas.

Quatro padrões ou comportamentos foram identificados quanto à QS, de acordo com a projeção dos pontos nos eixos X e Y, os quais explicaram 43,6% e 25,6% da variância dos dados originais. As áreas com 5 e 8 anos de cultivos foram agrupadas em um mesmo padrão, seguido da área de 18 anos e 12 anos de cultivo e da área VN (Figura 3.7).

Em geral, a conversão de um ecossistema natural para agrícola resulta em alterações nos atributos do solo (CHAER; TÓTOLA, 2007), principalmente no declínio do conteúdo de MOS, até alcançar um novo equilíbrio (CAMPBELL; ZENTNER, 1993). Embora a área com 18 anos esteja próxima à VN, a mesma assemelhou-se às áreas de 5 e 8 anos dado o histórico de cultivo, inicialmente cultivada de maneira convencional e nos seis últimos anos em semeadura direta. Nesse caso, pode-se estabelecer a área com 12 anos de cultivo como referência do novo equilíbrio no sistema, conforme pode ser observado principalmente pelo teor de COT (Tabela 3.2).

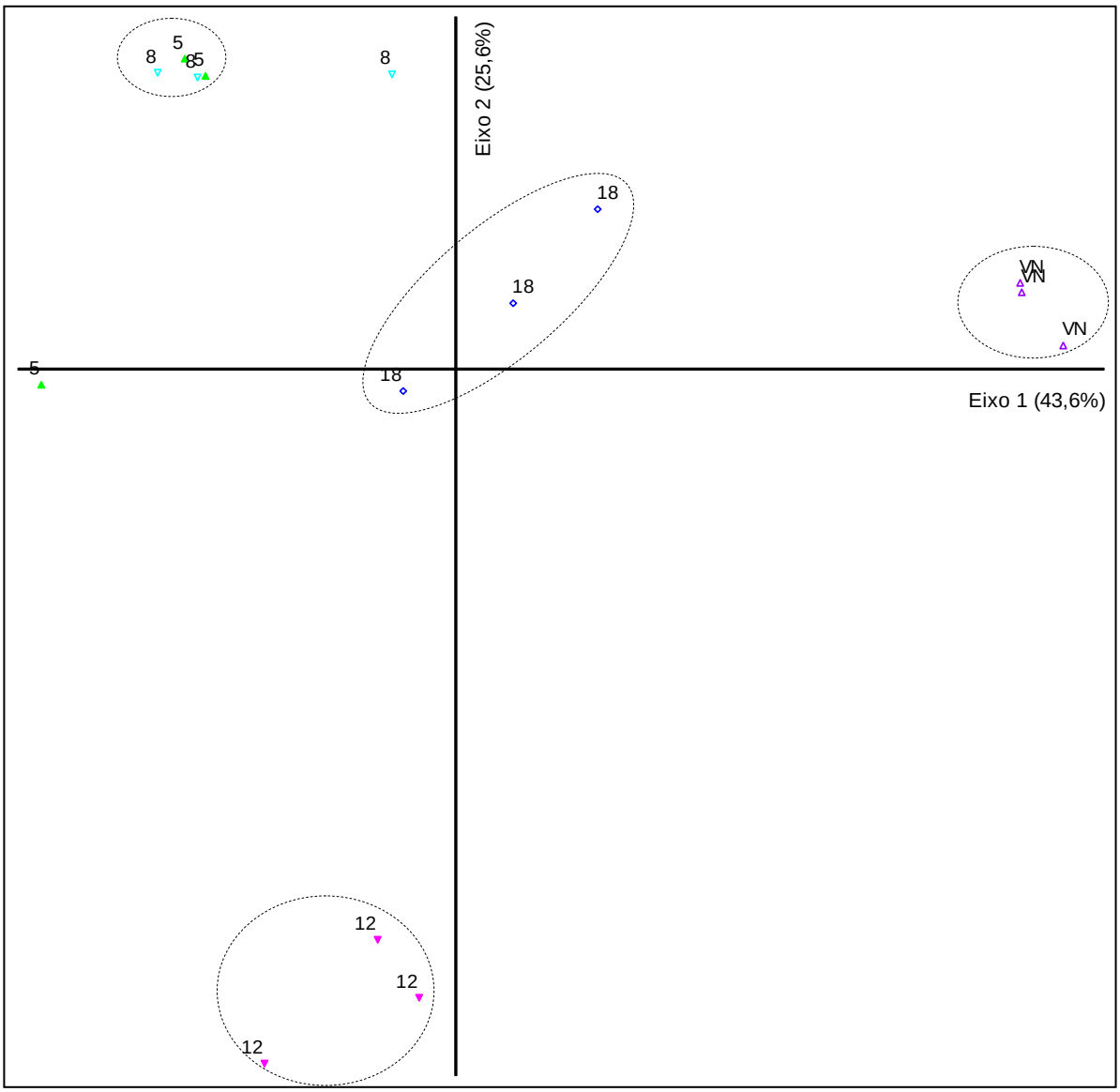

Figura 3.7 - Dispersão dos escores das áreas estudadas em relação aos dois primeiros componentes principais. Quatro padrões distintos foram identificados: áreas com 5 e 8 anos, 18 anos, 12 anos (de cultivo) e VN (vegetação nativa de Cerrado)

A dispersão dos autovetores dos atributos utilizados na ACP em relação aos dois primeiros PCs indicou o relacionamento entre as variáveis analisadas e como elas influenciaram a ordenação das áreas. A separação entre as áreas ao longo do eixo 1 foi influenciada principalmente pelo conjunto de variáveis químicas associadas à fertilidade, como teores de Ca, Mg, P, SB,V% e COT, e à acidez do solo, como teor de Al, H+Al e m%. Para o eixo 2, a distinção entre as áreas foi influenciada principalmente por atributos físicos, como teores de argila, umidade do solo e DMP (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 - Resultados da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade de solo para os seis primeiros componentes

Componentes principais	**PC1**	**PC2**	**PC3**	**PC4**	**PC5**	**PC6**
Autovalor	**10,03**	**5,89**	**2,59**	1,79	1,15	0,73
Porcentagem	43,59	25,63	11,26	7,79	4,99	3,17
Porcentagem acumulada	43,59	69,22	80,48	88,27	93,26	96,43
Autovetor[b]						
pH	**-0,955**	0,095	-0,131	0,075	-0,105	0,030
COT	**0,860**	-0,415	-0,035	-0,110	0,048	0,071
P	**-0,898**	-0,101	-0,067	-0,288	-0,051	-0,125
K	-0,461	-0,720	-0,128	0,412	-0,069	0,159
Ca	**-0,923**	-0,158	0,208	-0,192	0,016	-0,124
Mg	**-0,968**	-0,050	0,170	0,107	-0,050	0,022
Al	**0,920**	0,106	0,284	0,190	-0,013	0,018
H+Al	**0,936**	-0,295	0,030	-0,136	0,080	-0,022
SB	**-0,958**	-0,143	0,188	-0,056	-0,012	-0,059
CTC	-0,354	-0,702	0,388	-0,306	0,096	-0,141
V%	**-0,977**	0,112	0,014	0,155	-0,038	-0,039
m%	**0,937**	0,116	0,234	0,157	-0,049	0,090
Da	0,099	0,408	-0,166	-0,555	0,678	-0,036
Argila	0,047	**-0,929**	-0,221	-0,088	0,035	-0,217
Areia	0,147	**0,898**	-0,360	0,100	0,104	0,080
Silte	0,252	-0,178	**0,808**	-0,118	-0,268	0,323
P_T	0,210	-0,012	**-0,881**	-0,138	-0,359	-0,010
MAP	0,606	0,444	-0,146	-0,087	-0,423	-0,444
MIP	-0,314	-0,483	-0,679	0,056	0,026	0,416
Θ_{10}	0,327	**-0,838**	-0,117	0,261	0,289	-0,088
Θ_{1500}	0,353	**-0,878**	-0,131	-0,218	0,082	0,035
AD	-0,079	0,150	0,036	0,869	0,358	-0,222
DMP	0,335	**-0,847**	-0,030	0,162	-0,174	-0,206

[a] Autovalores em negrito correspondem aos componentes retidos na composição do índice. [b] pH ($CaCl_2$); COT, carbono orgânico total; P, fósforo; K, potássio; Ca, cálcio; Mg, magnésio; Al, alumínio; H+Al, acidez potencial; SB, soma de bases; CTC, capacidade de troca catiônica total; V%, saturação por bases; m%, saturação por alumínio; Da, densidade do solo; P_T, porosidade total; MAP, macroporosidade; MIP, microporosidade; Θ_{10} e Θ_{1500}, conteúdo de água gravimétrica a -10 e -1500 kPa do potencial mátrico; AD, água disponível; DMP, diâmetro médio ponderado; [c] Autovetores em negrito e sublinhados correspondem aos indicadores incluídos no MDS; [d] Autovetores em negrito correspondem aos atributos com maiores coeficientes de correlação com as componentes.

Para o cálculo e validação dos indicadores emergéticos, o primeiro passo foi identificar o MDS. Considerando os 23 atributos químicos e físicos do solo, a ACP gerou 23 PCs. De acordo com o critério de Kaiser, o número mínimo de componentes a reter foi igual a cinco, já que o autovalor começou a ser menor do que 1 no PC6 (Tabela 3.4). Entretanto, de acordo com o teste *Scree plot* (Figura 3.8), o corte foi no PC3 (ponto de maior inclinação - *elbow*), indicando que os três primeiros componentes devem ser mantidos para avaliações posteriores. Sendo assim, os três primeiros PCs foram mantidos na análise, os quais explicam mais de 80% da variação total dos dados originais (43,59%, 25,63% e 11,26% para cada componente, respectivamente) (Figura 3.9).

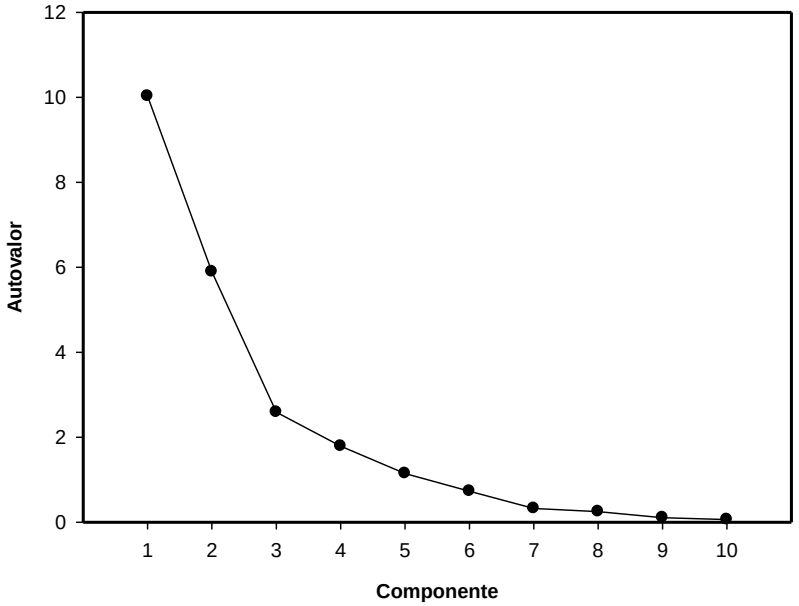

Figura 3.8 - Teste *Scree plot* (componentes x autovalor) para os 10 primeiros componentes principais para identificar o ponto de maior inclinação

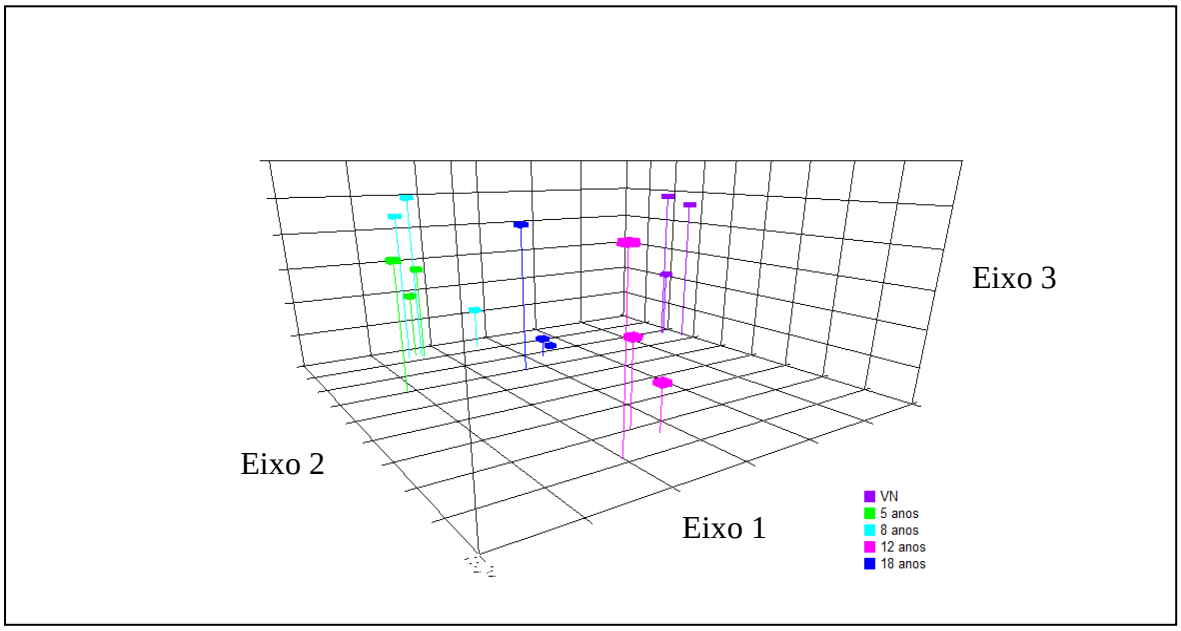

Figura 3.9. Modelo tridimensional da dispersão dos escores das áreas estudadas utilizados na ACP. Área de vegetação nativa de Cerrado (em roxo), 5 anos (em verde), 8 anos (em azul claro), 12 anos (em rosa) e 18 anos (em azul escuro).

A partir da matriz de correlação da ACP (Tabela 3.4), foi possível identificar os atributos com maior correlação com cada componente. A PC1 apresentou 10 (pH, COT, P, Ca, Mg, Al, H+Al, SB, V%, m%), PC2 apresentou 5 (argila, areia, Θ_{10}, Θ_{1500} e DMP) e a PC3 somente 2 atributos (silte e P_T).

Previamente à composição do MDS, foi realizada análise de correlação entre as variáveis pré-selecionadas a fim de identificar redundância de informações em cada componente (Tabela 3.5). Para a observação de redundância foi levada em consideração a intensidade da correlação entre os atributos do solo, assumindo como elevado grau de correlação o valor de $r \geq 0,50$, aspectos de ordem teórica e de aplicação prática de cada correlação, além da opinião dos especialistas.

Tabela 3.5 - Matriz de correlação entre atributos do solo com maiores autovetores nos três primeiros componentes principais

	pH	**COT**	**P**	**Ca**	**Mg**	**SB**	**V%**	**Al**	**H+Al**	**m%**	**Argila**	**Areia**	**Silte**	**P_T**	**DMP**	**Θ_{10}**
pH																
COT	-0,84**															
P	0,86**	-0,68**														
Ca	0,85**	-0,63*	0,88**													
Mg	0,94**	-0,77**	0,81**	0,92**												
SB	0,90**	-0,69**	0,86**	0,98**	0,97**											
V%	0,97**	-0,87**	0,83**	0,86**	0,96**	0,92**										
Al	-0,88**	0,66**	-0,91**	-0,81**	-0,79**	-0,82**	-0,84**									
H+Al	-0,93**	0,93**	-0,76**	-0,73**	-0,87**	-0,79**	-0,95**	0,80**								
m%	-0,90**	0,70**	-0,94**	-0,83**	-0,82**	-0,84**	-0,86**	0,98**	0,81**							
Argila	-0,01	0,42	0,19	0,16	0,02	0,13	-0,08	-0,19	0,29	-0,21						
Areia	0,08	-0,51*	-0,12	-0,15	-0,01	-0,12	0,15	0,02	-0,38	0,04	-0,90**					
Silte	-0,17	0,31	-0,13	0,01	-0,02	-0,003	-0,19	0,35	0,27	0,36	-0,001	-0,42				
P_T	0,12	-0,01	-0,17	0,01	-0,009	0,01	0,05	-0,36	-0,09	-0,29	0,25	0,007	-0,55*			
DMP	-0,26	0,55*	-0,14	-0,09	-0,16	-0,10	-0,30	0,19	0,48	0,16	0,84**	-0,84**	0,18	0,13		
Θ_{10}	-0,23	0,55*	-0,17	-0,09	-0,13	-0,08	-0,25	0,12	0,46	0,10	0,84**	-0,76**	0,01	-0,003	0,81**	
Θ_{1500}	-0,35	0,69**	-0,13	-0,11	-0,28	-0,16	-0,43	0,13	0,61	0,13	0,88**	-0,86**	0,16	0,17	0,80**	0,82**

* $P \leq 0,05$ e ** $P \leq 0,01$. pH ($CaCl_2$); COT, carbono orgânico total; P, fósforo; Ca, cálcio; Mg, magnésio; SB, soma de bases; V%, saturação por bases; Al, alumínio; H+Al, acidez potencial; m%, saturação por alumínio; P_T, porosidade total; DMP, diâmetro médio ponderado; Θ_{10} e Θ_{1500}, conteúdo de água gravimétrica a -10 e -1500 kPa do potencial mátrico.

Para o PC1, as variáveis consideradas altamente correlacionadas foram: COT com H+Al (r=0,93, *p*<0,0001); pH com Ca (r=0,85, *p*<0,0001), Mg (r=0,94, *p*<0,0001), SB (r=0,90, *p*<0,0001), V% (r=0,97, *p*<0,0001) e Al (r=-88, *p*<0,0001); H+Al e Al (r=0,80, *p*<0,0001). Para o PC2, argila com areia (r=-0,90, *p*<0,001), Θ_{10} (r=0,84, *p*<0,0001) e Θ_{1500} (r=0,99, *p*<0,0001). A partir dessas correlações, o MDS foi composto por: pH, COT, DMP, argila, e P_T. O P foi um dos atributos selecionado pela ACP para compor o MDS, entretanto, devido a disparidade entre os teores das áreas agrícolas e do Cerrado nativo, foi retirado para evitar a superestimação dos resultados.

A partir da identificação do MDS procedeu-se o cálculo do ΔQS. O fator de ponderação para cada atributo foi retirado da porcentagem de variância de cada componente. Como COT e pH não apresentaram correlação com implicação prática na PC1, receberam valor total de ponderação igual a 0,435. Para argila e DMP (r=0,84, P<0,0001), o valor 0,256 foi dividido entre os dois atributos. Como o P_T foi o único atributo selecionado na PC3, recebeu ponderação total igual a 0,112 (Tabela 3.4).

A partir da definição da linha base de referência do solo, qualquer alteração nos valores dos atributos que compõem o MDS resulta em impacto (positivo ou negativo) na sua qualidade original. Valores abaixo da linha base de QS implicam em degradação e valores acima significam melhoria na QS. Entretanto, muitas vezes essas melhorias ocorrem devido ao uso de recursos exógenos/não renováveis no sistema (TAKAHASHI; ORTEGA, 2010).

A área com 12 anos apresentou o maior ΔQS com valores de +29,3, o que se assemelha com os resultados encontrados na Figura 3.7, onde foi estabelecida a área de 12 anos como referência de novo equilíbrio no sistema (Figura 3.10). A área de 18 anos apresentou valores de +6,3, seguidas das áreas de 5 anos com +1,6 e de 8 anos com -3,5. A proximidade dos valores das áreas de 5 e 8 anos, embora com sinais opostos, permitiu a inclusão no mesmo agrupamento, assim como observado na ACP. O baixo valor na área de 18 anos pode ser explicado pelo histórico de ocupação da área, inicialmente em plantio convencional.

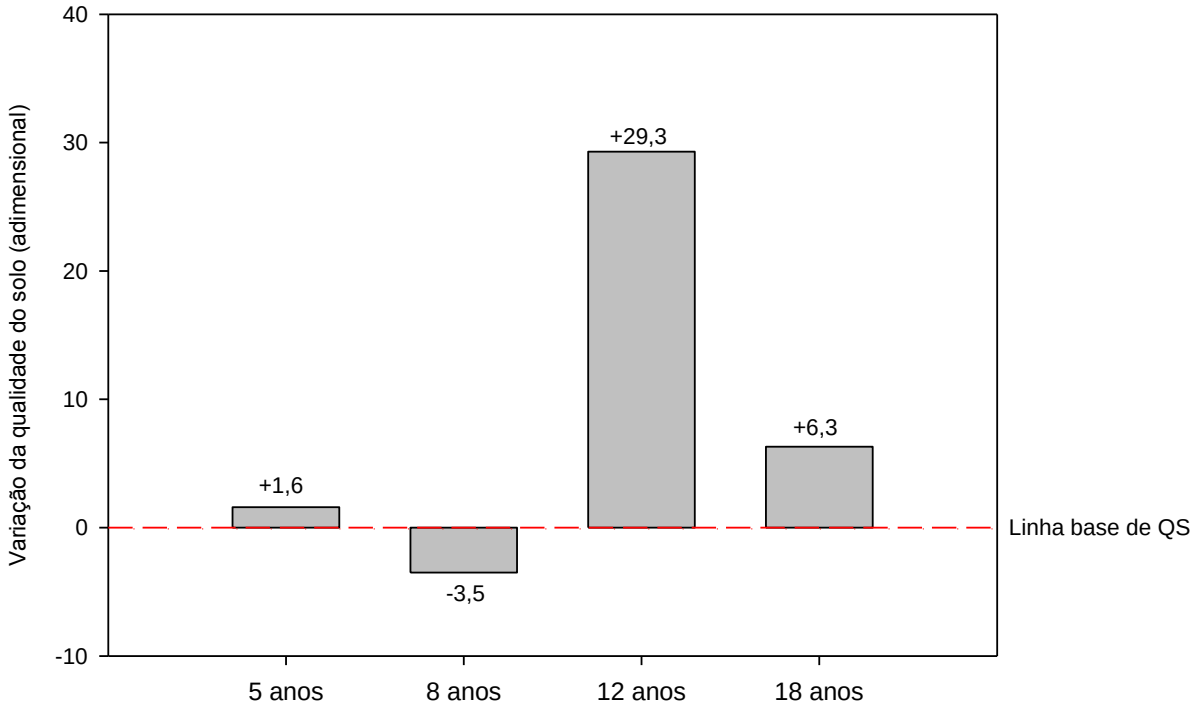

Figura 3.10 - Melhorias e degradação da qualidade do solo nas áreas agrícolas em função da linha base de QS (vegetação de Cerrado nativo)

Indicadores emergéticos

A determinação da emergia contida nos sistemas agrícolas iniciou-se com a elaboração do diagrama sistêmico do processo produtivo (Figura 3.11).

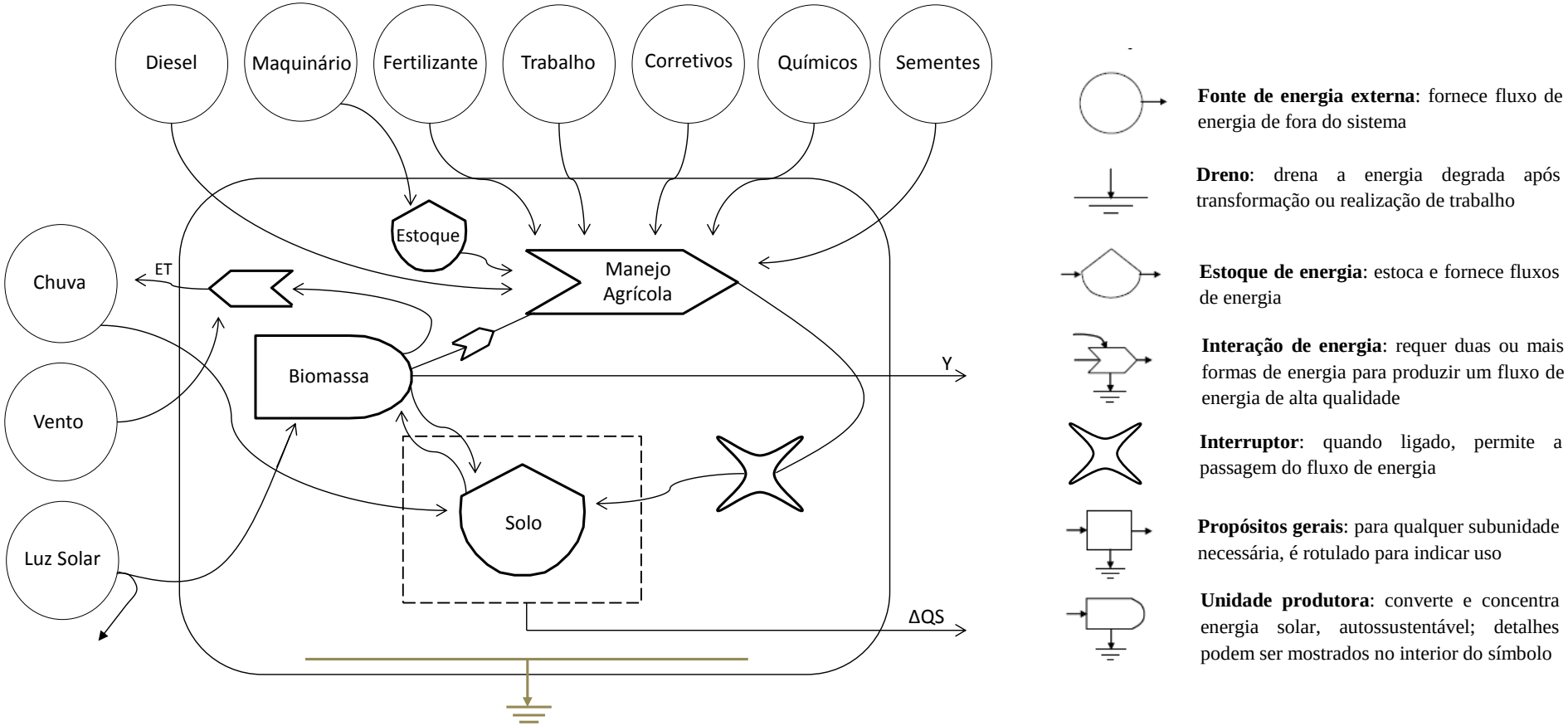

Figura 3.11 - Diagrama sistêmico para o sistema de produção agrícola (com interruptor ligado) e Cerrado nativo (interruptor desligado). Símbolos da linguagem energética e significados à direita da figura (ROMANELLI, 2007)

O diagrama apresenta os recursos renováveis que são fornecidos ao sistema de produção, situados ao lado esquerdo do retângulo, que representa os limites do sistema. O vento atua na evapotranspiração das plantas e esta, por sua vez, é resultante da luz solar incidente, da movimentação das massas de ar e das chuvas. As chuvas incidem sobre o solo (estoque de recurso local) para então a água ser disponibilizada à floresta ou aos cultivos agrícolas (unidade produtora). O estoque de solo sofre perdas para fora do sistema através dos processos de erosão, lixiviação e volatilização, ocasionando perdas de nutrientes e matéria orgânica (ROMANELLI, 2007).

Os insumos adquiridos no mercado, situados na parte superior do retângulo, são aplicados diretamente no manejo das atividades agrícolas, com exceção do maquinário. Ao adquirir uma máquina agrícola, a mesma passa a fazer parte do estoque da empresa (infraestrutura), sendo depreciada na execução das atividades de implantação, condução e colheita (ROMANELLI et al., 2008). Para a intensificação da produção agrícola, há a demanda de insumos indiretamente aplicados no sistema, como combustível, equipamentos agrícolas e trabalho, e daqueles aplicados diretamente no solo e nas culturas, como defensivos, corretivos, fertilizantes e sementes.

O interruptor, indicado pelo símbolo integrando o manejo agrícola ao solo, é o que determina a diferença entre sistemas naturais e agrícolas. Quando desligado, indica que não há interferência humana no sistema, e quando ligado, todos os insumos descritos anteriormente fazem parte do processo produtivo.

Os fluxos físicos e as UEVs para o processo produtivo da soja, milho e algodão estão apresentados nas Tabelas 3.6, 3.7 e 3.8[4]. A entrada total de emergia requerida por cada sistema foi de 4,68E+15, 5,38E+15 e 7,28E+15 sej ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente, os quais se assemelham aos encontrados por Takahashi e Ortega (2010) para soja e algodão no Brasil, com 9,2E+15 e 13,9E+15 sej ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente, e ao encontrado por Brandt-Williams (2001) para milho nos EUA, com 1,3E+16 sej ha^{-1} ano^{-1}. Entretanto, os autores consideraram na análise os fluxos R e N, fluxos esses não considerados no presente trabalho (desconsiderando os fluxos R e N, obtiveram os valores 4,2E+15, 6,5E+15 e 8,9E+15 sej ha^{-1} ano^{-1} para soja, milho e algodão, respectivamente).

[4] Informações dos fluxos físicos fornecidas pelo Engenheiro Agrônomo Rafael Gonçalves Vilela, pesquisador da Fundação Chapadão, Chapadão do Sul/MS.

De acordo com as Tabelas 3.6, 3.7 e 3.8, os três principais insumos nos sistemas de produção, calcário, diesel e fertilizante fosfatado, foram responsáveis por mais de 60% do fluxo total de emergia (Figura 3.12). Calcário, diesel e fertilizantes fosfatados são obtidos a partir do petróleo e jazidas minerais, o que explica as maiores contribuições emergéticas aos sistemas agrícolas (SILVA et al., 2013).

Tabela 3.6 - Síntese de emergia para a cultura da soja

Nota	**Insumo**	**Unidade**	**Quantidade** Unidade ha^{-1}	**UEV** sej $unidade^{-1}$	**Fluxo de emergia** E+13 sej ha^{-1}	**%**
1	Mão-de-obra	h	15,50	1,43E+12	2,21	0,47
2	Depreciação	kg	12,05	1,40E+12	1,69	0,36
3	Diesel	L	268,26	3,85E+12	103	22,08
4	Calcário dolomítico	kg	750	1,68E+12	126	26,94
4	Gesso agrícola	kg	500	1,00E+12	50	10,69
5	Nitrogênio	kg	16,5	7,70E+12	12,7	2,72
5	Fósforo	kg	34,1	2,99E+13	102	21,80
5	Potássio	kg	74,7	2,92E+12	21,8	4,66
6	Sementes	kg	80	1,68E+12	13,4	2,87
7	Herbicidas	kg	3,75	2,48E+13	9,30	1,99
7	Inseticidas	L	7,39	2,48E+13	18,3	3,92
7	Fungicidas	L	2,80	2,48E+13	6,94	1,48
	***Input* total de emergia**	**kg**	**3230***	**1,44E+12**	**4,68E+15**	**100,00**

* Produtividade média da soja a partir do ano de 2007 (tabela 3.9).

1. UEV para mão-de-obra (ODUM, 1996).
2. UEV para depreciação emergética do maquinário (ULGIATI; BROWN, 2002).
3. UEV para combustível (ODUM, 1996) = (1,32E+08 J $galão^{-1}$) * (1 galão 3,8 L^{-1}) * (1,1E+05 sej J^{-1}) = 3,85E+12 sej L^{-1} (ROMANELLI et al., 2008).
4. UEV do calcário e gesso (ODUM, 1996) = (1,68E+09 sej g^{-1}) * (1000 g kg^{-1}) = 1,68E+12 sej kg^{-1}.
5. UEVs: N = 7,70E+12 sej kg^{-1} N, P_2O_5 = 2,99E+13 sej kg^{-1} P, K_2O = 2,92E+12 sej kg^{-1} K (ODUM, 1996).
6. UEV para sementes de soja (ORTEGA; ANAMI; DINIZ, 2002).
7. Baseado na UEV de defensivos = (2,49E+10 sej g^{-1}) * (1000 g kg^{-1}) = 2,49E+13 sej kg^{-1} (BRANDT-WILLIAMS, 2001).

Tabela 3.7 - Síntese de emergia para a cultura do milho

Nota	Insumo	Unidade	Quantidade Unidade ha^{-1}	UEV sej $unidade^{-1}$	Fluxo de emergia E+13 sej ha^{-1}	%
1	Mão-de-obra	h	18,98	1,43E+12	2,71	0,50
2	Depreciação	kg	14,76	1,40E+12	2,07	0,38
3	Diesel	L	328,61	3,85E+12	127	23,54
4	Calcário dolomítico	kg	800,0	1,68E+12	134	25,00
4	Gesso agrícola	kg	500,0	1,00E+12	50,0	9,30
5	Nitrogênio	kg	84,0	7,70E+12	64,7	12,03
5	Fósforo	kg	31,5	2,99E+13	94,2	17,52
5	Potássio	kg	109,6	2,92E+12	32,0	5,95
6	Sementes	kg	20	5,88E+07	0,000118	0,00
7	Herbicidas	kg	6,79	2,48E+13	16,8	3,13
7	Inseticidas	L	5,10	2,48E+13	12,6	2,35
7	Fungicidas	L	0,60	2,48E+13	1,49	0,28
	***Input* total de emergia**	**kg**	**9390***	**5,73E+11**	**5,38E+15**	**100,00**

* Produtividade média do milho a partir do ano de 2007 (tabela 3.9).

1. UEV para mão-de-obra (ODUM, 1996).
2. UEV para depreciação emergética do maquinário (ULGIATI; BROWN, 2002).
3. UEV para combustível (ODUM, 1996) = (1,32E+08 J $galão^{-1}$) * (1 galão 3,8 L^{-1}) * (1,1E+05 sej J^{-1}) = 3,85E+12 sej L^{-1} (ROMANELLI et al., 2008).
4. UEV do calcário e gesso (ODUM, 1996) = (1,68E+09 sej g^{-1}) * (1000 g kg^{-1}) = 1,68E+12 sej kg^{-1}.
5. UEVs: N = 7,70E+12 sej kg^{-1} N, P_2O_5 = 2,99E+13 sej kg^{-1} P, K_2O = 2,92E+12 sej kg^{-1} K (ODUM, 1996).
6. UEV para sementes de milho (BROWN; ULGIATI, 2004).
7. Baseado na UEV de defensivos = (2,49E+10 sej g^{-1}) * (1000 g kg^{-1}) = 2,49E+13 sej kg^{-1} (BRANDT-WILLIAMS, 2001).

Tabela 3.8. Síntese de emergia para a cultura do algodoeiro.

Nota	Insumo	Unidade	Quantidade Unidade ha^{-1}	UEV sej $unidade^{-1}$	Fluxo de emergia E+13 sej ha^{-1}	%
1	Mão-de-obra	h	43,86	1,43E+12	6,27	0,86
2	Depreciação	kg	34,10	1,40E+12	4,77	0,66
3	Diesel	L	453,22	3,85E+12	174	23,96
4	Calcário dolomítico	kg	1000	1,68E+12	168	23,07
4	Gesso agrícola	kg	500	1,00E+12	50,0	6,87
5	Nitrogênio	kg	81,85	7,70E+12	63,0	8,66
5	Fósforo	kg	41,9	2,99E+13	125	17,21
5	Potássio	kg	123,0	2,92E+12	35,9	4,93
6	Sementes	kg	12	1,68E+12	2,02	0,28
7	Herbicidas	kg	9,20	2,48E+13	22,8	3,13
7	Inseticidas	L	27,65	2,48E+13	68,6	9,42
7	Fungicidas	L	2,80	2,48E+13	6,94	0,95
	***Input* total de emergia**	**kg**	**3680***	**1,97E+12**	**7,28E+15**	**100,00**

* Produtividade média do algodão a partir do ano de 2007 (tabela 3.9).

1. UEV para mão-de-obra (ODUM, 1996).
2. UEV para depreciação emergética do maquinário (ULGIATI; BROWN, 2002).
3. UEV para combustível (ODUM, 1996) = (1,32E+08 J $galão^{-1}$) * (1 galão 3,8 L^{-1}) * (1,1E+05 sej J^{-1}) = 3,85E+12 sej L^{-1} (ROMANELLI et al., 2008).
4. UEV do calcário e gesso (ODUM, 1996) = (1,68E+09 sej g^{-1}) * (1000 g kg^{-1}) = 1,68E+12 sej kg^{-1}.
5. UEVs: N = 7,70E+12 sej kg^{-1} N, P_2O_5 = 2,99E+13 sej kg^{-1} P, K_2O = 2,92E+12 sej kg^{-1} K (ODUM, 1996).
6. UEV para sementes de algodão (ORTEGA; ANAMI; DINIZ, 2002).
7. Baseado na UEV de defensivos = (2,49E+10 sej g^{-1}) * (1000 g kg^{-1}) = 2,49E+13 sej kg^{-1} (BRANDT-WILLIAMS, 2001).

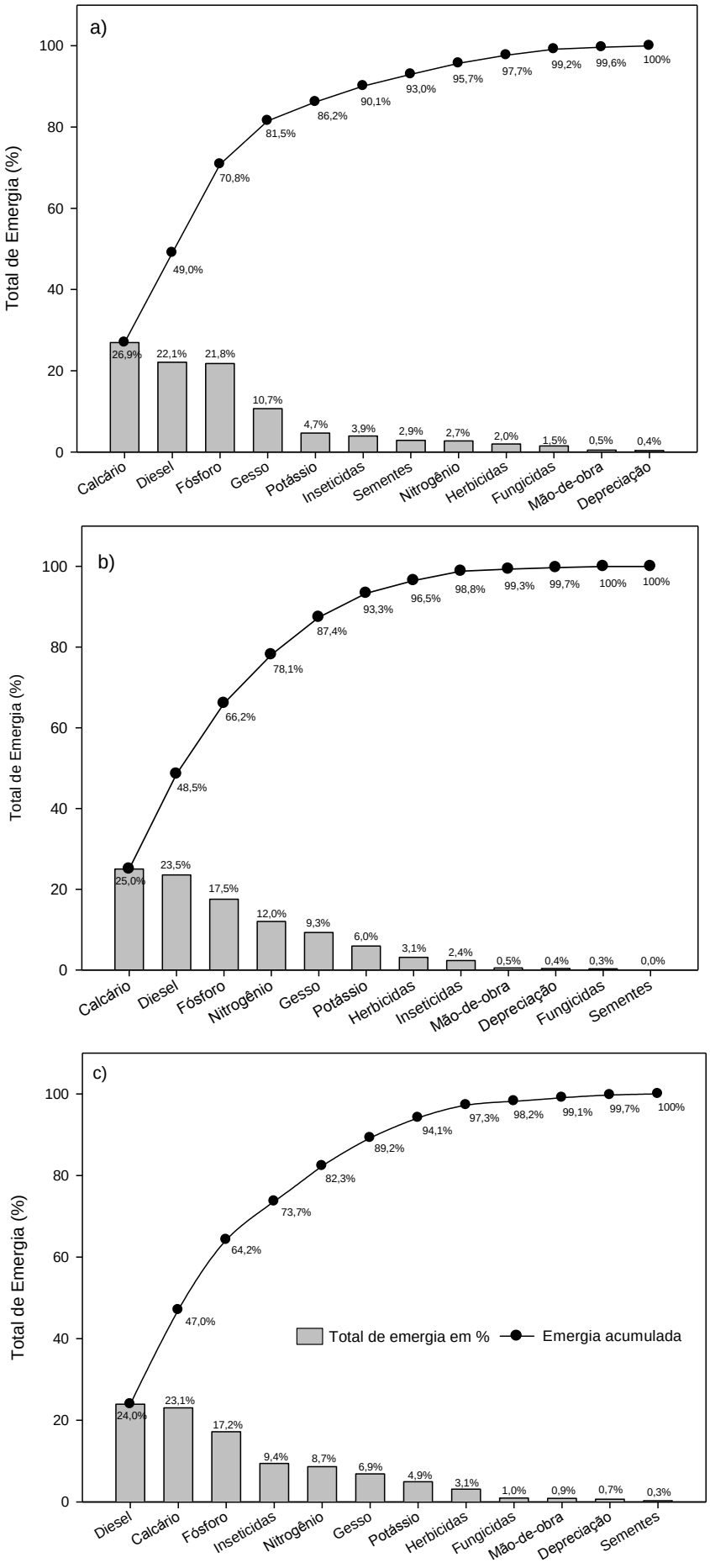

Figura 3.12 - Demanda de emergia e emergia acumulada no cultivo da soja (a), milho (b) e algodão (c)

O cálculo dos indicadores foi baseado no histórico de cultivo de cada área, assim como a produtividade média e fluxo médio de emergia (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 - Histórico de uso da terra, produtividade e de entrada de recursos emergéticos

Área	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Média[3]
Histórico de uso [1]													
5 anos								soja	soja	soja	milho	soja	-
8 anos					soja	soja	milho	algodão	milho	soja	soja	algodão	-
12 anos	soja	milho	soja	milho	soja	milho	algodão	milho	soja	milho	algodão	milho	-
18 anos							milho	algodão	milho	soja	milho	algodão	-
Produtividade (Mg ha^{-1} ano^{-1}) [2]													
5 anos								1,48	2,43	2,07	10,16	3,72	**3,97**
8 anos							6,99	3,05	7,55	4,39	4,42	2,25	**4,33**
12 anos							4,59	9,09	3,77	8,93	4,80	9,60	**7,24**
18 anos							8,89	4,89	8,29	3,61	12,17	3,42	**6,48**
Total de emergia (E+15 sej ha^{-1} ano^{-1})													
5 anos								4,68	4,68	4,68	5,38	4,68	**4,82**
8 anos					4,68	4,68	5,38	7,28	5,38	4,68	4,68	7,28	**5,86**
12 anos	4,68	5,38	4,68	5,38	4,68	5,38	7,28	5,38	4,68	5,38	7,28	5,38	**5,62**
18 anos							5,38	7,28	5,38	4,68	5,38	7,28	**6,00**

[1] As informações estão incompletas, pois no início das atividades da fazenda não foram feitos todos os registros das práticas agrícolas adotadas. [2] Considerando sacas de soja e milho de 60 kg e @ de caroço de algodão de 15 kg. [3] A média foi calculada a partir do ano de 2007, já que o histórico de cultivo das áreas estava incompleto.

O IESQ representa a taxa de investimento de recursos exógenos pela alteração na QS, podendo ser utilizado na identificação de sistemas mais sustentáveis de produção, ou seja, com maior eficiência no uso de recursos emergéticos (ZHANG; LONG, 2010). Valores positivos denotam melhorias na QS, enquanto valores negativos, embora não exista emergia negativa, significam diminuição da QS. A área de 12 anos apresentou maior eficiência no uso de recursos (insumos externos) por acréscimo de QS (IESQ = 0,19E+15 sej unidade^{-1}), seguido da área de 18, 5 e 8 anos. Os resultados indicaram que a área de 5 anos de cultivo demandou 16 vezes mais recursos para obter o mesmo acréscimo de qualidade que o sistema com 12 anos de cultivo (Tabela 3.10).

Assim como observado na Figura 3.10, nota-se a clara distinção entre as áreas com diferentes anos de cultivo. Com o passar do tempo, exceto para a área com 18 anos devido ao histórico de cultivo, há aumento na eficiência do uso dos recursos incorporados ao sistema devido ao aumento da QS. De acordo com o *Princípio de mínima produção de entropia*,

o cultivo convencional nos primeiros anos da área com 18 anos ocasionou perda de matéria orgânica, com consequente incremento na produção de entropia (ADDISCOTT, 1995), ocasionando a diferença observada entre as áreas com 12 e 18 anos.

Tabela 3.10 - Indicadores emergéticos para os distintos sistemas agrícolas

Indicadores	**Tempo de cultivo**			
	5 anos	**8 anos**	**12 anos**	**18 anos**
IESQ (E+15 sej unidade^{-1})	3,04	-1,70	0,19	0,95
IEAB (E+15 sej Mg^{-1})	1,21	1,35	0,78	0,93

O IEAB representa a taxa de investimento de recursos pela produção agrícola. Os valores indicaram que a área com 8 anos (1,35E+15 sej Mg^{-1}) demanda 73% a mais de insumos (em termos de emergia) quando comparada com a área com 12 anos (0,78E+15 sej Mg^{-1}), para produzir o mesmo acréscimo de biomassa. O aumento da emergia provenientes de insumos aumenta a produtividade dos cultivos agrícolas (TAKAHASHI; ORTEGA, 2010), entretanto, o aumento da QS com o tempo de cultivo permitiu maior eficiência no uso dos recursos exógenos por unidade de biomassa.

Como sistema aberto, o funcionamento do solo é fundamentado na termodinâmica do não equilíbrio, devido ao fluxo contínuo de energia e matéria, que passa por ele. Quando o sistema de produção agrícola possibilita que esses fluxos sejam altos, ou seja, grande quantidade de compostos orgânicos entrando por meio de cultivo de plantas, o sistema tem condições de se auto-organizar em macroagregados (estruturas complexas e diversificadas) (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009).

Sistemas de manejo de solo com alta funcionalidade são organizados e possuem maior capacidade de reter energia e matéria, não acarretando impacto negativo no seu entorno, garantindo assim a QS e a sustentabilidade (ADDISCOTT, 1995; MELLO, 2006). Baseado no *Princípio de Mínima Produção de Entropia* e nos valores obtidos dos índices pode-se assumir que na área de 12 anos prevalecem processos de ordenação aos de dissipação, quando comparada ao restante das áreas.

3.4 Conclusões

A área com maior alteração da qualidade do solo (ΔQS) foi a de 12 anos com valores de +29,3, sendo estabelecida como referência de novo equilíbrio do sistema. A área de 18 anos apresentou valores de +6,3, seguidas das áreas de 5 anos com +1,6 e de 8 anos com -3,5. Embora com sinais opostos, as áreas de 5 e 8 anos apresentaram valores próximos de ΔQS. O baixo valor na área de 18 anos pode ser explicado pelo histórico de ocupação da área, inicialmente em plantio convencional.

A proposição dos índices emergéticos IESQ (*Input Embodiment in Soil Quality Change*) e IEAB (*Input Embodiment in Additional Biomass*) permitiu quantificar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas e identificar que somente após 12 anos de cultivo houve incrementos de QS e maior eficiência no uso de insumos (menor custo ambiental) para incremento da produtividade agrícola.

O maior valor de ΔQS na área de 12 anos permitiu uma maior eficiência no uso de recursos (insumos externos) por acréscimo de QS (IESQ = 0,19E+15 sej unidade^{-1}) e por unidade de biomassa (IEAB = 0,78E+15 sej Mg^{-1}). Isso equivale a uma demanda de 73% a menos de insumos (em termos de emergia) para obter o mesmo acréscimo de produtividade que a área de 8 anos de cultivo.

Referências

ADDISCOTT, T.M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.46, p.161-168, 1995.

ANDREWS, S.A.; CARROLL, R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. **Ecological Applications**, Washington, DC, v.11, p.1573-1585, 2001.

ANGHINONI, I. Fertilidade do Solo e seu manejo em sistema plantio direto. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo.** Viçosa: SBCS, 2007. cap.15, p.873-928.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W.J.; LACERDA, M.P.C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1099-1108, 2007.

ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M.A.; STELLACCI, A.M.; CICCARESE, A.; RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agriculture use under different managements in the Mediterranean environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.130, p.91-98, 2013.

BRANDT-WILLIAMS, S. **Handbook of Emergia Evaluation**. Folio #4. Emergy of Florida agriculture. Gainesville, Florida: Center for Environmental Policy. University of Florida, 2001. 40p.

BROUWER, F. **Sustaining agriculture and the rural environment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2004.

BROWN, M.T.; ULGIATI, S. Emergy and environmental accounting. In: CLEVELAND, C. (Ed.). **Encyclopedia of energy**. New York: Elsevier, 2004. p.329-354.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55p. (Forestry Paper, 134).

BRUNTLAND COMMISSION REPORT. **Our common future**: the world commission on environment and development. Oxford: Oxford University Press, 1987.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC**. ed. rev. atual. Campinas: IAC, 2009. 77p. (Boletim Técnico, 106).

CAMPBELL, C.A.; ZENTNER, R.P. Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilizations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.57, p.1034-1040, 1993.

CAMPBELL, E.T.; TILLEY, D.R. Valuing ecosystem services from Maryland forests using environmental accounting. **Ecosystem Services**, Amsterdam, v.7, p.141-151, 2014. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.10.003i

CHAER, G.M.; TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

COHEN, M.J. **Systems evaluation of erosion and erosion control in a tropical watershed**. 2003. 305p. These (Ph.D.) – University of Florida, Gainesville, 2003.

COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.1, p.17-23, 1978.

DESIMONE, L.; POPOFF, F. **Eco-efficiency** - The business link to sustainable development. Cambridge: MIT Press, 1997. 292p.

DOHERTY, S.J.; NILSSON, P.O.; ODUM, H.T. **Emergy evaluation of forest production and industries in Sweden**. Uppsala: Dept. of Bioenergy, Swedish University of Agricultural Sciences, 2002. Rep. 1.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B.; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 3. ed**.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2013. 353p.

ESTY, D.C.; CHERTOW, M. Thinking ecologically: an introduction. In: CHERTOW, M.; ESTY, D.C. (Ed.). **Thinking ecologically**: Building the next generation of environmental policy. New Haven: Yale University Press, 1997. p.1-14.

FÉLIX, E.; TILLEY, D.R. Integrated energy, environmental and financial analysis of ethanol production from cellulosic switchgrass. **Energy**, Oxford, v.34, p.410-436, 2009.

GARRIGUES, E.; CORSON, M.S.; ANGERS, D.A.; van der WERF, H.M.G. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. **Ecological Indicators,** Amsterdam, v.18, p.434-442, 2012.

HALL, C.A.S. The myth of sustainability development - Personal reflection on energy, its relation to neoclassical economics and Stanley Jevons. **Journal of Energy Resources Technology**, New York, v.126, p.85-89, 2004.

LI, Q.; YAN, J. Assessing the health of agricultural land with emergy analysis and fuzzy logic in the major grain-production region. **Catena**, Amsterdam, v.99, p.9-17, 2012.

MASTO, R.E.; CHHONKAR, P.K.; SINGH, D.; PATRA, A.K. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v.136, p.419-435, 2008.

McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. PC-ORD. **Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.00 beta. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, 1999.

MELO, N.A. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa microbacia rural sob cultura do fumo**. 2006. 248 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

MUELLER, L.; SCHINDLER, U.; MIRSCHEL, W.; SHEPHERD, T.G.; BALL, B.C.; HELMING, K.; ROGASIK, J.; EULENSTEIN, F.; WIGGERING, H. Assessing the productivity function of soils. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Versailles, v.30, p.601-614, 2010.

NOSRATI, K. Assessing soil quality indicator under different land use and soil erosion using multivariate statistical techniques. **Environmental Monitoring Assessment**, Dordrecht, v.185, p.2895-2907, 2013.

ODUM, H.T. **Ecological and general systems**: An introduction to systems ecology. 2. ed. Niwot: University Press of Colorado, 1994. 644p.

ODUM, H.T. **Emergy accounting.** Gainesville: Environmental Engineering Sciences. University of Florida, 2000. Disponível em: http://dieoff.org/page232.pdf. Acesso em: 30 maio 2013.

ODUM, H.T. **Environmental accounting, emergy and decision making**. New York: John Wiley & Sons, 1996.

ODUM, H.T. Self organization, transformity, and information. **Science**, Washington, DC, v.242, p.1132-1139, 1988.

ODUM, H.T.; ODUM, E.C. **Energy basis for man and nature**. New York: McGraw-Hill; 1976. 337p.

OLIVEIRA, F.H.T.; NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; CANTARUTTI, R.B.; BARROS, N.F. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. da. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo.** Viçosa: SBCS, 2002. p.393-486.

ORTEGA, E.; ANAMI, M.; DINIZ, G. Certification of food products using emergy analysis. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN ENERGY STUDIES, 3., 2002, Porto Venere, Italy. **Proceedings…** Padova: SGE, 2003. p.227–237.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

ROMANELLI, T.L. **Sustentabilidade energética de um Sistema de produção da cultura do eucalipto**. 2007. 121 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola de Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

ROMANELLI, T.L.; COHEN, M.J.; MILAN, M.; BROWN, M.T. Emergy synthesis of intensive eucalyptus cultivation in São Paulo, Brazil. **Forest Science**, Washington, Dc, v.54, p.228-241, 2008.

ROMANELLI, T.L.; MILAN, M. Material flow determination through agricultural machinery management. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.67, p.375-383, 2010.

SILVA, C.C.; CORSINI, I.; TAGLIAFERRO, K.; FRIMAIO, G.; ALMEIDA, C.M.V.B.; FRIMAIO, A.; BONILLA, S.H. Environmental accounting of limestone rock processing for agriculture use. In: BROWN, M.T.; SWEENEY, S.; CAMPBELL, D.E.; HUANG, S.L.; KANG, D.; RYDBERG, T.; TILLEY, D.; ULGIATI, S. (Ed.). **Emergy Synthesis 7**: Theory and applications of the emergy methodology. Gainesville: University of Florida, 2013. cap. 26, p. 219-224.

TAKAHASHI, F.; ORTEGA, H. Assessing the sustainability of Brazilian crops - possible raw material to produce biodiesel. **Energy Policy**, Guildford, v.38, p.2446-2454, 2010

TOSELLO, A. **De grão em grão o cerrado perde espaço:** Cerrado impactos no processo de ocupação. Brasília: WWF/PRO-CER Base de Dados Tropicais - BDT, 2000. 66 p.

ULGIATI, S.; BROWN, M.T. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions. The case of electricity production. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v.10, n.4, p.335-348, 2002.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v.33, p.743-755, 2009.

WIEBE, K. **Land quality, agricultural productivity and food security**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2003.

ZHANG, G.; LONG, W. A key review on emergy analysis and assessment of biomass resources for a sustainable future. **Energy Policy**, Guildford, v.38, p.2948-2955, 2010.

4 AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO DE ATRIBUTOS DO SOLO PELA MUDANÇA DE USO DA TERRA UTILIZANDO ÁRVORE DE DECISÃO

Resumo

A qualidade do solo tem recebido muito atenção e está sendo utilizada como forma de avaliação da sustentabilidade de práticas agrícolas. Entretanto, a busca por métodos alternativos de produção demanda maior conhecimento das funções do solo e das alterações de seus atributos com a mudança do uso da terra. O objetivo do trabalho foi aplicar o modelo de árvore de decisão (AD) para auxiliar na identificação dos principais atributos do solo afetados com a mudança de Cerrado nativo para áreas agrícolas sob sistema de plantio direto. Foi avaliado banco de dados composto por atributos químicos e físicos de solo de quatro áreas agrícolas com diferentes tempos de uso (5, 8, 12 e 18 anos) e área de Cerrado nativo, localizadas no município de São Desidério, Bahia. O uso do solo (Cerrado ou áreas agrícolas) foi estabelecido como atributo meta enquanto pH, teor de carbono orgânico total (COT), teores de fósforo (P), potássio, cálcio, magnésio, alumínio, acidez potencial, soma de bases, capacidade de troca catiônica total, saturação por bases, saturação por alumínio, argila, silte, areia, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, densidade aparente do solo, retenção de água na capacidade de campo, no ponto de murcha permanente e diâmetro médio ponderado dos agregados foram utilizados como atributos preditores. A AD permitiu a identificação dos atributos do solo mais importantes na diferenciação de solos de Cerrado nativo e de cultivos agrícolas. De um total de 23 atributos, Al, pH, P e COT foram selecionados pela AD e foram considerados como os que mais sofreram alterações com a mudança do uso da terra.

Palavras chave: Qualidade do solo. Sistema de Plantio Direto. Degradação do solo. Manejo sustentável do solo. Alumínio. pH. Fósforo. Carbono orgânico total.

Abstract

The soil quality has received much attention and has been used for the sustainability assessment of agricultural practices. However, the search of alternative systems for sustainable agricultural demands the understanding of how soils functions and attributes behaves under different uses. The objective of this study was to apply decision tree model (DT) to identify the soil attributes which are affected by the transition of native Cerrado to agricultural areas under non-tillage systems. The data set was composed by chemical and physical soil attributes from four agricultural areas with different use periods (5, 8, 12 and 18 years) and native Cerrado area, located at São Desidério, Bahia State. The target attribute was the land use (Cerrado or agricultural areas) and the attributes used as potential predictors in the generation of DT were: pH, total organic carbon (TOC), phosphorus (P), potassium, calcium, magnesium, aluminum (Al), potential acidity, sum of bases, cation exchange capacity, base saturation, aluminum saturation, clay, silt, sand, total porosity, macroporosity, microporosity, bulk density, water retention at field capacity and at wilting point and mean weight diameter. The DT model allowed to the identification of the main attributes responsible for the differentiation of soil under native Cerrado and agricultural areas. From a total of 23 attributes, the Al, pH, P and TOC were the attributes selected by the DT and were considered to be the most changeable by soil management practices.

Keywords: Soil quality. Non-tillage system. Soil degradation. Soil sustainable management. Aluminum. pH. Phosphorus. Total organic carbon.

4.1 Introdução

Nas últimas décadas o Cerrado sofreu mudanças drásticas, como consequência da sua incorporação ao processo produtivo brasileiro. Essas mudanças têm causado impactos negativos do ponto de vista ambiental, em função da substituição de vegetações nativas pelo estabelecimento de cultivos agrícolas, entretanto forneceu grande suporte para o crescimento populacional, fornecendo alimentos e outros produtos originários de biomassa vegetal (BARRETO et al., 2013).

A partir da década de 90, o termo qualidade de solo (QS) passou a ser incorporado nas avaliações dos impactos de práticas agrícolas em diversos ambientes (KARLEN et al., 1994; ANDREWS et al., 2002; ARMENISE et al., 2013), incluindo o Cerrado (COSTA JUNIOR et al., 2012; PRAGANA et al., 2012; ROSSI et al., 2013). A QS é avaliada de forma indireta pela alteração dos atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo, porém a escolha dos atributos está associada à área de especialidade de cada pesquisador (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009) ou é realizada por técnicas de estatística multivariada, tais como análise de componentes principais (IMAZ et al., 2010; NOSRATI, 2013).

É nesse contexto que surge a necessidade de desenvolvimento de novas técnicas e ferramentas automatizadas para extração da informação e geração de conhecimento útil (HAN et al., 2011). Modelos baseados em árvores de decisão (AD) apresentam-se como técnica promissora, uma vez que são conhecidos pela sua habilidade de modelar relações complexas entre diferentes fatores e extrair padrões válidos dos dados analisados (BREIMAN et al., 1984). As ADs também adicionam clareza às análises, pois são representações simples, o que facilita tanto a atuação do especialista da área, quanto a utilização por parte do usuário final (FAYYAD et al., 1996; HAN et al., 2011, BOSCHI, 2014). De acordo com McKenzie e Ryan (1999), uma das principais vantagens dos modelos baseados em AD é a capacidade de modelar relações não aditivas e não lineares de uma maneira relativamente simples.

Dentro das ciências agrárias, a AD tem sido utilizada para auxiliar no entendimento do efeito do carbono orgânico na retenção de água no solo (RAWS et al., 2003) e na erosão superficial e subsuperficial (GEISSEN et al., 2007). Outras aplicações foram no estudo da relação solo-paisagem (BOU KHEIR et al., 2010), predição de classes de solo (GIASSON et al., 2011) e na estimativa de retenção de água no solo por funções de pedotransferência (BOSCHI et al., 2015).

A partir de banco de dados de atributos químicos e físicos de solo, o objetivo do trabalho foi obter AD capaz de auxiliar na identificação dos principais atributos afetados pela mudança de Cerrado nativo para áreas agrícolas sob sistema de plantio direto (SPD).

4.2 Material e Métodos

Caracterização das áreas de estudo

O estudo foi conduzido em áreas situadas na Fazenda Catarinense, no Município de São Desidério, Estado da Bahia (13°17'26.50" S / 46°1'17.60" O, altitude 1000 m). O clima predominante, segundo a classificação de Köppen, é do tipo tropical (Aw) com temperatura média anual de 24 °C e precipitação média anual de 1.200 mm, distribuídos entre os meses de novembro e março, demarcando-se assim duas estações climáticas distintas: a chuvosa e a seca (TOSSELO, 2000). O solo das áreas de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) (EMBRAPA, 2013). O relevo é plano e a vegetação classificada como cerrado subperenifólio/subcaducifólio de porte geralmente arbustivo, que em certos trechos torna-se mais aberto passando a campo cerrado (COUTINHO, 1978).

Foram avaliadas quatro áreas com diferentes usos agrícolas, além de uma área de Cerrado com vegetação nativa (VN) próxima a elas. As áreas tinham respectivamente 5, 8, 12 e 18 anos de exploração, desde a conversão de vegetação nativa para o uso agrícola. As áreas de 5, 8 e 12 anos foram cultivadas no SPD desde o início, enquanto a área de 18 anos foi cultivada de maneira convencional e nos seis últimos anos em SPD. Todas as áreas foram cultivadas no sistema de rotação soja, milho e algodão. O banco de dados utilizado para a geração da AD foi composto por 23 atributos químicos e físicos do solo (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Estatística descritiva dos atributos do solo utilizados na geração da árvore de decisão

Atributos	Unidade	VN [1]		5 anos		8 anos		12 anos		18 anos	
		$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ
Químicos [2]											
pH	$CaCl_2$	4,1	0,05	6,7	0,23	6,0	0,12	5,8	0,28	5,3	0,45
COT	g kg^{-1}	10,8	1,09	4,8	0,64	5,7	0,67	9,0	0,59	7,8	0,24
P	mg dm^{-3}	3,1	0,08	32,9	4,78	37,4	6,10	35,6	3,74	31,0	10,53
K	$mmol_c$ dm^{-3}	0,3	0,23	1,3	0,30	0,4	0,12	1,5	0,19	0,5	0,13
Ca	$mmol_c$ dm^{-3}	0,3	0,00	19,0	3,43	21,6	6,71	19,4	7,16	10,1	4,06
Mg	$mmol_c$ dm^{-3}	0,2	0,32	16,8	3,23	12,9	3,80	11,3	3,97	6,25	2,36
Al	$mmol_c$ dm^{-3}	7,1	1,52	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	1,2	0,34
H+Al	$mmol_c$ dm^{-3}	36,5	2,28	4,7	0,52	12,5	2,92	22,2	2,62	23,5	2,40
SB	$mmol_c$ dm^{-3}	0,5	0,30	37,1	6,95	35,0	10,62	32,2	11,01	16,9	6,51
CTC	$mmol_c$ dm^{-3}	37,0	2,11	41,9	6,43	47,5	7,73	54,4	10,63	40,4	4,46
V	%	1,35	0,76	88,5	3,77	73,7	12,05	59,2	9,44	41,8	8,97
m	%	94,0	4,41	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	16,0	6,05
Físicos [3]											
Argila	g kg^{-1}	199	12,74	181	5,14	178	20,92	339	24,23	224	15,41
Areia	g kg^{-1}	718	14,98	771	20,22	766	9,76	601	34,00	727	64,13
Silte	g kg^{-1}	83	14,21	48	25,01	56	25,32	60	17,84	49	56,95
Da	Mg m^{-3}	1,32	0,08	1,31	0,02	1,50	0,07	1,35	0,04	1,39	0,07
PT	%	37,63	0,04	38,78	0,01	38,30	0,03	39,73	0,01	40,12	0,03
MAP	%	16,65	0,01	12,91	0,03	15,67	0,03	11,58	0,01	14,60	0,02
MIP	%	20,98	0,03	25,87	0,03	22,63	0,002	28,15	0,02	25,51	0,02
Θ_{g10}	%	20,92	0,02	17,8	0,00	14,80	0,00	27,26	0,00	18,08	0,02
Θ_{g1500}	%	10,91	0,004	4,71	0,03	6,16	0,02	17,35	0,01	10,27	0,01
AD	%	10,01	0,02	13,12	0,02	8,64	0,02	9,90	0,01	7,81	0,02
DMP	mm	1,5	0,26	1,2	0,21	1,0	0,13	2,1	0,30	1,3	0,23

[1] VN: vegetação nativa; 5 anos de cultivo; 8 anos de cultivo; 12 anos de cultivo; 18 anos de cultivo. [2] COT: carbono orgânico total; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: acidez trocável; H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica total; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; [3] Da: densidade aparente do solo; PT: porosidade total; MAP: macroporosidade; MIP: microporosidade; Θ_{g10}: retenção de água na capacidade de campo; Θ_{g1500}: retenção de água no ponto de murcha permanente; AD: água disponível; DMP: diâmetro médio ponderado. n=5 ± desvio padrão.

Árvore de decisão

Antes de gerar a árvore, o atributo meta e os atributos preditores foram definidos. O uso do solo (Cerrado ou áreas agrícolas) foi estabelecido como atributo meta, enquanto pH, teor de carbono orgânico total (COT), teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca),

magnésio (Mg), acidez trocável (Al), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica total (CTC), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%), argila, silte, areia, porosidade total (P_T), macroporosidade (MAP), microporosidade (MIP), densidade aparente do solo (Da), retenção de água na capacidade de campo (Θ_{g10}), no ponto de murcha permanente (Θ_{g1500}) e diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP) foram utilizados como atributos preditores.

O software Weka (*Waikato Environment for Knowledge Analysis*) foi utilizado para a geração da AD, sendo a execução realizada em ambiente Windows (HALL et al., 2009). O Weka é uma coleção de algoritmos de aprendizado de máquina para mineração de dados, além de ser software livre, gratuito e distribuído sob a licença de uso GNU (*General Public License*).

O algoritmo utilizado para indução da árvore foi o J48, que é uma implementação própria do Weka do algoritmo indutor de AD C4.5 (QUINLAN, 1993). O algoritmo utiliza uma medida de entropia, denominada de razão de ganho, para selecionar o atributo que melhor divide o conjunto de exemplos (HAN et al., 2011). Dentre as opções disponíveis para a validação do modelo, foi selecionada a opção de validação cruzada (*10-fold cross-validation*) (WITTEN et al., 2011).

4.3 Resultados e Discussão

A AD gerada apresentou cinco regras (R) e quatro atributos preditores: Al, pH, P e COT. O número de exemplos classificados em VN ou anos de cultivo (5, 8, 12 e 18 anos) pela AD foi representado pelos retângulos (Figura 4.1).

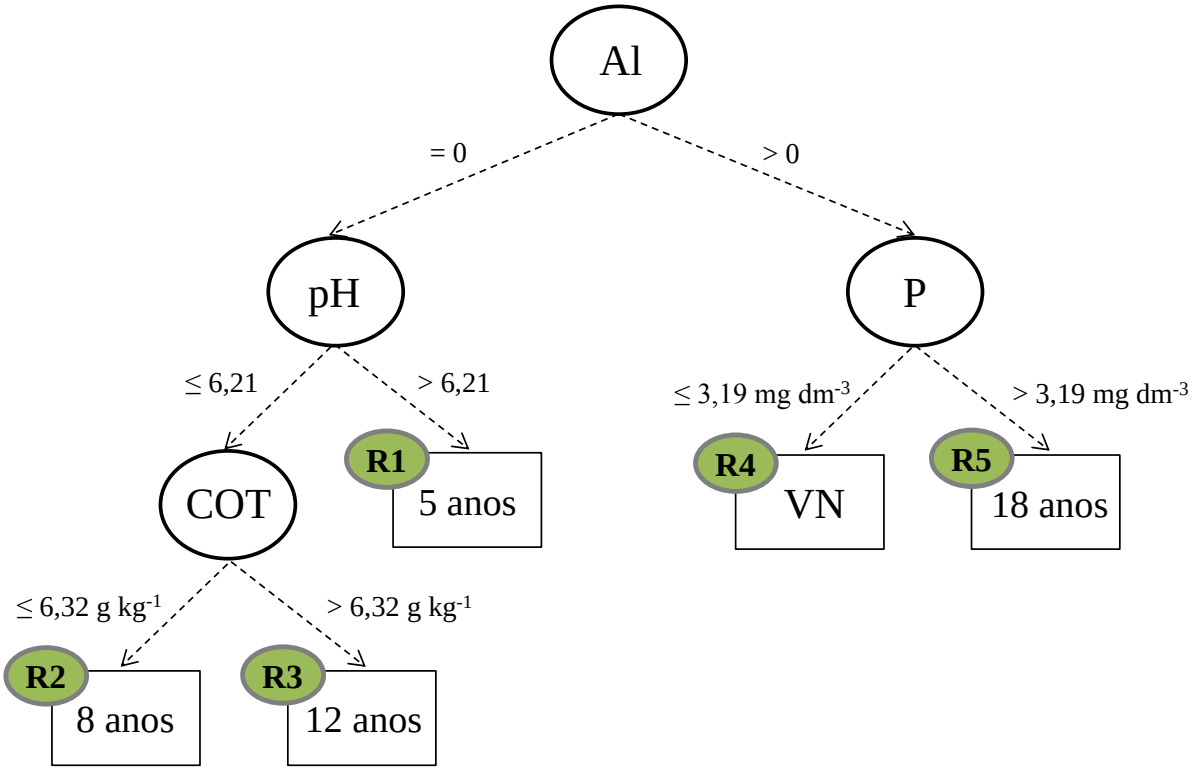

Figura 4.1 - Árvore de decisão gerada para diferenciar o uso de solo entre vegetação nativa (VN) e áreas com 5, 8, 12 e 18 anos de cultivo, baseada nos atributos do solo: alumínio (Al), pH, teor de fósforo (P) e carbono orgânico total (COT)

No topo da figura aparece o atributo com menor entropia e de maior relevância na árvore. Na parte mais baixa da árvore aparece o atributo com menor importância na classificação dos exemplos (HAN et al., 2011). Na AD gerada, o atributo mais importante foi o Al, seguido do pH, P e COT.

A primeira regra da AD (Figura 4.1, R1) identificou Al igual a zero e pH maior que 6,21 como área de cultivo de 5 anos. Os exemplos enquadrados nas R2 e R3 apresentaram pH menor e igual a 6,21, entretanto se diferenciaram pelo teor de COT. Com o tempo de cultivo, as áreas tornaram-se ligeiramente mais ácidas devido à absorção e remoção dos cátions de caráter básico pelas culturas e ao uso de fertilizantes, principalmente amoniacais (CIOTTA et al., 2002; SOUSA et al., 2007).

Para a classificação de R2 e R3, o atributo determinante foi o teor de COT. Muitos estudos sugeriram que a substituição de florestas tropicais, com subsequente estabelecimento de cultivos agrícolas, resulta em redução dos teores de carbono na camada superficial num

primeiro momento (GUO; GIFFORD, 2002; CARVALHO et al., 2010). Com o tempo, a ausência do revolvimento e a adição de resíduos orgânicos via SPD resultam em fluxo contínuo de C no solo, o que pode aumentar a atividade biológica e o teor de matéria orgânica, muitas vezes em teores similares ou superiores aos do Cerrado nativo (CARVALHO et al., 2010; COSTA JUNIOR et al., 2012).

Para a classificação de VN (R4), os atributos mais relevantes foram Al maior que zero e teores de P menor que 3,19 mg dm^{-3}. A R4 é típica de solos de Cerrado nativo, com elevados teores de Al e baixa fertilidade natural. A distinção da R4 e R5 está no teor de P maior que 3,19 mg dm^{-3}, devida a prática recorrente de fertilização fosfatada em áreas cultivadas. A área de 18 anos foi a única que apresentou teor de Al maior que zero, comparada às outras áreas agrícolas, evidenciando a necessidade de correção do solo.

A AD permitiu identificar, dentre 23 atributos do solo, quais foram os mais importantes na diferenciação de solos sob VN e cultivos agrícolas. De acordo com a AD, o teor de Al, pH, P e COT podem ser considerados como os atributos mais susceptíveis a alterações com a mudança do uso da terra. Os mesmos atributos são avaliados de maneira recorrente em trabalhos de avaliação de QS (ISLAM; WEIL, 2000; CHAER; TÓTOLA, 2007; QUIROGA et al., 2009; IMAZ et al., 2010) e de índices de QS (ANDREWS et al., 2002; FREITAS et al., 2012; ARMENISE et al., 2013).

4.4 Conclusões

A árvore de decisão permitiu a identificação dos atributos do solo mais importantes na diferenciação do uso da terra, sendo eles o alumínio, pH, teor de fósforo e carbono orgânico total. Consequentemente, foram os atributos mais afetados com a substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas.

Referências

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; MITCHELL, J.P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.90, p.25-45, 2002.

ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M.A.; STELLACCI, A.M.; CICCARESE, A.; RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agriculture use under

different managements in the Mediterranean environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.130, p.91-98, 2013.

BARRETO, A.G.O.P.; BERNDES, G.; SPAROVEK, G.; WIRSENIUS, S. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: an analysis of the 1975-2006 period. **Global Change Biology,** Oxford, v. 19, n. 6, p. 1804-1815, 2013.

BOSCHI, R.S. **Análise de erro de funções de pedotransferência na estimativa de retenção de água no solo por meio de árvore de decisão**. 2014. 106p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

BOSCHI, R.S.; ANTUNES RODRIGUES, L.H.; LOPES-ASSAD, M.L.R.C. Analysis of patterns of pedotransfer function estimates: an approach based on classification trees. **Soil Science Society of America Journal**, v.79, n.3, p.720-729, 2015. doi: 10.2136/sssaj2014.11.0452.

BOU KHEIR, R.B.; GREVE, M.H.; BØCHER, P.K.; GREVE, M.B.; LARSEN, R.; MCCLOY, K. Predictive mapping of soil organic carbon in wet cultivated lands using classification-tree based models: The case study of Denmark. **Journal of Environmental Management**, New York, v.91, p.1150–1160, 2010.

BREIMAN, L.J.; FRIEDMAN, J.; STONE, C.J.; OLSHEN, R.A. **Classification and regression trees**. Boca Raton: CRC Press, 1984. 358p.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; WRUCK, F.J.; CERRI, C.C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.110, p.175-186, 2010.

CHAER, G.M.; TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1381-1396, 2007.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; ALBUQUERQUE, J.A.; WOBETO, C. Acidificação de um latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.1055-1064, 2002.

COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M.C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1311-1321, 2012.

COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.1, p.17-23, 1978.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 3. ed**.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2013. 353p.

FAYYAD, U.; PIATETSKI-SHAPIRO, G.; SMYTH, P. From Data Mining to Knowledge Discovery: an overview. In: FAYYAD, U.M.; SHAPIRO, G.P.; SMYTH, P.; UTHURUSAMY, R. (Ed.). **Advances in Knowledge Discovery and Data Mining.** Menlo Park: AAAI Press, 1996. p.560.

FREITAS, D.A.F.; SILVA, M.L.N.; CARDOSO, E.L.; CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.43, p.417-428, 2012.

GEISSEN, V.; KAMPICHLER, C.; LOPEZ-DE LLERGO-JUAREZ, J.J.; GALINDO-ACANTARA, A. Superficial and subterranean soil erosion in Tabasco, tropical Mexico: Development of a decision tree modeling approach. **Geoderma**, Amsterdam, v.139, p.277–287, 2007.

GIASSON, E.; SARMENTO, E.C.; WEBER, E.; FLORES, C.A.; HASENACK, H. Decision trees for digital soil mapping on subtropical basaltic steeplands. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.68, p.167–174, 2011.

GUO, L.; GIFFORD, R. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v.8, p.345-360, 2002.

HALL, M.; FRANK, E.; GEOFFREY HOLMES, B.P.; REUTEMANN, P.; WITTEN, I.H. The WEKA Data Mining Software: an update. **SIGKDD Exploration**, v.11, n.1, p.10-18, 2009.

HAN, J.; KAMBER, M.; PEI, J. **Data mining**: concepts and techniques. 3. ed. San Francisco: Morgan Kaufmann Publishers, 2011. 740p.

HAVLICEK, E. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v.49, p.80-84, 2012.

IMAZ, M.J.; VIRTO, I.; BESCANSA, P.; ENRIQUE, A.; FERNANDEZ-UGALDE, O.; KARLEN, D.L. Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.107, p.17-25, 2010.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.79, p.9-16, 2000.

KARLEN, D.L.; STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: SSSA, 1994. p.53-72. (Special Publication, 35).

MCKENZIE, N.J.; RYAN, P.J. Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. **Geoderma**, Amsterdam, v.89, p.67–94, 1999.

NOSRATI, K. Assessing soil quality indicator under different land use and soil erosion using multivariate statistical techniques. **Environmental Monitoring Assessment**, Dordrecht, v.185, p.2895-2907, 2013.

PRAGANA, R.B.; NÓBREGA, R.S.A.; RIBEIRO, M.R.; FILHO, J.F.L. Atributos biológicos e dinâmica da matéria orgânica em Latossolos Amarelos na região do Cerrado Piauiense sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.851-858, 2012.

QUINLAN, J.R. **C4.5**: Programs for machine learning. San Francisco, CA, USA: Morgan Kaufmann Publishers Inc., 1993. 302p.

QUIROGA, A.; FERNÁNDEZ, R.; NOELLEMEYER, E. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.105, p.164-170, 2009.

RAWLS, W.J.; PACHEPSKY, Y.A.; RITCHIE, J.C.; SOBECKI, T.M.; BLOODWORTH, H. Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, Amsterdam, v.116, p.61–76, 2003.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; GAZOLLA, P.R.; PERIN, A.; ANJOS, L.H.C. Changes in soil C and N distribution assessed by natural δ13C e δ15N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.170, p.36-44, 2013.

SOUSA, D.M.G.; MIRANDA, L.N.; OLIVEIRA, S.A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo.** Viçosa: SBCS, 2007. cap.5, p.205-274.

TOSELLO, A. **De grão em grão o cerrado perde espaço:** Cerrado impactos no processo de ocupação. Brasília, DF: WWF/PRO-CER Base de Dados Tropicais - BDT, 2000. 66 p.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v.33, p.743-755, 2009.

WITTEN, I.; FRANK, E.; HALL, M. A. **Data Mining**: practical machine learning tools and techniques. 3. ed. Burlington: Morgan Kaufmann, 2011. 664p.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente, não é recomendada a comparação de resultados de índices de qualidade de solo entre distintos trabalhos encontrados na literatura científica, já que não são utilizados os mesmos critérios para o desenvolvimento dos índices. A partir do momento, em que a base utilizada for a mesma, a comparação entre artigos passa a ser possível, mesmo que o banco de dados seja diferente. É claro que "a opinião dos especialistas" é importante e deve ser utilizada, porém com o estabelecimento de critérios, elimina-se a subjetividade na escolha dos atributos (muitas vezes condicionada a especialidade de cada pesquisador) e na ponderação dos mesmos. Modelos como árvores de decisão também vêm auxiliar na identificação de padrões, na seleção de atributos e limites de funções.

Com isso, partimos de avaliações regionais e estabelecemos um padrão nacional de avaliação, que servirá de base e apoio ao desenvolvimento de políticas públicas de conservação e manutenção da qualidade do solo, facilitando a interação entre agentes governamentais, pesquisadores e usuários.

Considero a síntese de emergia uma avaliação muito interessante, entretanto, como ainda é restrita a pesquisadores da área, é vista com certo descrédito e desconfiança por outros pesquisadores. Outro ponto que reforça o exposto acima é a forma de expressar os resultados, na unidade de *emjoules* de energia solar e valores na casa da décima potência. A partir do momento em que essa linguagem foi introduzida na área de ciência do solo, avaliando qualidade do solo pela ótica da emergia, foi possível quantificar a sustentabilidade de sistemas agrícolas e verificar o quanto a qualidade do solo influencia da utilização de recursos incorporados aos sistemas.