

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS CULTIVADOS
DE CERRADO: INOVAÇÃO EM ESTRATÉGIAS DE
INTERPRETAÇÃO**

ANDRÉ ALVES DE CASTRO LOPES

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2019



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS CULTIVADOS
DE CERRADO: INOVAÇÃO EM ESTRATÉGIAS DE
INTERPRETAÇÃO**

ANDRÉ ALVES DE CASTRO LOPES

ORIENTADOR: DR. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO
CO-ORIENTADORA: DRA. IÊDA DE CARVALHO MENDES

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: TESE/2019

BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2019

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS CULTIVADOS
DE CERRADO: INOVAÇÃO EM ESTRATÉGIAS DE
INTERPRETAÇÃO**

ANDRÉ ALVES DE CASTRO LOPES

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM AGRONOMIA

Aprovada por:

CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO (Orientador)

Professor Doutor (FAV - Universidade de Brasília) email: cicerocef@unb.br

ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA (Membro interno)

Professora Doutora (FAV - Universidade de Brasília) email: alessandramp@unb.br

GUILHERME MONTANDON CHAER (Membro externo)

Pesquisador Doutor (Embrapa Agrobiologia) email: guilherme.chaer@embrapa.br

ROBÉLIO LEANDRO MARCHÃO (Membro externo)

Pesquisador Doutor (Embrapa Cerrados) email: robelio.marchao@embrapa.br

Brasília/DF, 28 de fevereiro de 2019

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

LOPES, A. A. C. **Indicadores microbiológicos em solos cultivados de cerrado: inovação em estratégias de interpretação.**

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília-Brasília, 2019; 145 p. (Tese de Doutorado em Agronomia).

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: André Alves de Castro Lopes

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: Indicadores microbiológicos em solos cultivados de cerrado: inovação em estratégias de interpretação. GRAU: Doutor ANO: 2019.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

André Alves de Castro Lopes

CPF: 023.595.231-12

Email: andrealvesagronomo@yahoo.com.br

LOPES, André Alves de Castro

“INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS CULTIVADOS DE CERRADO: INOVAÇÃO EM ESTRATÉGIAS DE INTERPRETAÇÃO”

Orientação: Cícero Célio de Figueiredo, Brasília. 145 páginas

Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2019.

1. Qualidade do solo. 2. Indicadores Microbiológicos. 3. Níveis Críticos.
4. Bioanálise do solo.

I. Figueiredo, C. C. de. II. Drº.

OFEREÇO

*A todos os amantes da Microbiologia do Solo, da Agricultura e do Meio Ambiente.
Que as informações desta tese sejam úteis, bem como capazes de despertar novas ideias
para o bem de nossa humanidade.*

DEDICO

*À minha mãe, Vilderete Castro Alves, por me apoiar com seu carinho,
dedicação, e “verdadeiro amor” nos momentos mais difíceis de minha vida. Sempre me
incentiva a estudar, e nunca desistir dos meus sonhos.*

*Ao meu pai, Mário Antônio de Castro Lopes (In Memoriam), que sempre
me ensinou a ser humilde e sincero, e que há alguns anos já descansa em
paz ao lado do nosso Senhor.*

*As minhas irmãs, Marília Alves de Castro Lopes e Marina Alves de
Castro Lopes, que sempre nos momentos de felicidade ou tristeza me
“acolhem”.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

Em primeiro momento, a Deus por me dar forças para superar todos os desafios e sempre me direcionar ao melhor caminho.

Ao meu orientador e amigo: professor Cícero Célio de Figueiredo pela oportunidade oferecida e orientação durante o desenvolvimento desta pesquisa. Sempre “cuidadoso” com suas palavras, motivado e comprometido.

A Ieda de Carvalho Mendes “amiga e grande colaboradora” pela co-orientação deste estudo, compartilhando os seus conhecimentos com muita ética e dedicação. Sem dúvida foi uma “mãe” para mim durante todo o período de nossa pesquisa.

Ao amigo e pesquisador Fábio Bueno por todo apoio e grande ajuda durante o desenvolvimento do estudo, pela sua positividade em relação aos nossos trabalhos.

Ao amigo e pesquisador Djalma Martinhão Gomes de Sousa pelo apoio e colaboração para esta Tese, sempre dedicado ao trabalho e didático com suas sugestões e conhecimentos. Sempre munido de novas ideias.

Ao Pesquisador Julio por todo o apoio na coleta das amostras em Luís Eduardo Magalhães.

A todos os pesquisadores e funcionários da Fundação Mato Grosso pelo apoio da amostragem em Itiquira-MT.

A todos pesquisadores e funcionários pelo apoio das coletas em Rio Verde-GO.

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade e contribuição para a tese.

Aos colegas do laboratório de Microbiologia dos Solos, Lucas, Clodoaldo, Osmar, Álisson, Raquel Nóbrega, Leandro e os demais colegas (Raquel Pires, Héber, Murilo, Eudaci, Pedro, João Pedro, Carlos, Thiago) pela ajuda, e grande apoio nas amostragens, preparo e análises microbiológicas para esta tese.

Aos colegas do Laboratório de Química Analítica de solos, Francisco Delvico, Josias, Daniella, Vanessa, Diana, pela ajuda nas análises químicas.

Aos colegas e amigos da Embrapa Cerrados, Adriano, Omar, Rafael, pelas conversas de motivação e demais apoios.

Aos colegas Eduardo, Alair, Valmir, José Ailson, José Dourado pela grande força e dedicação na etapa de amostragem de solo do estudo e conversas de motivação

Aos professores da FAV/UnB, Marilusa, Thais, Mercedes, Ernandes, Delvio, Maria Lucrécia, Eiyti, pelas experiências em sala de aula e dedicação ao ensino.

Aos colegas e amigos de aulas da UnB, Raul, Ricardo, Vivian, Sabrina, Larissa, e outros, pelos conselhos, convivência e ajuda nos trabalhos das disciplinas.

Aos amigos da Secretaria de Meio Ambiente de Formosa-GO, Luiz Laner, Ian Thomé, Gustavo Marques, Alex, João, Jucirene, Adriana, Fernanda, Leonardo, Alexandre, Pedro e os demais, pelas conversas de apoio a esta tese, e também pelas novas experiências na área ambiental.

Aos primos e amigos Ramon, Brenno, Ian, Fernando, Rafael, Thiago Rabelo pelas conversas de apoio e incentivo à conclusão desta grande etapa na minha vida.

À toda a minha Família, Avó (Elça), Tias, Tios e amigos que sempre me apoiaram em todas as situações para que eu pudesse dedicar ao máximo a esta tese.

À Embrapa Cerrados, UnB e CAPES pelo apoio à condução do estudo.

RESUMO

Essa tese objetivou ampliar os conhecimentos sobre o uso de bioindicadores no monitoramento da qualidade do solo (QS). O Capítulo I avaliou num período de cinco anos, a variabilidade temporal, do carbono da biomassa microbiana (CBM) e das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida e, sua influência no estabelecimento de níveis críticos (NCs) para esses bioindicadores. Amostras de solo (0-10 cm) foram coletadas na época de floração do milho, em 2011, 2013 e 2015, em 13 tratamentos sob sistema plantio direto (SPD) e oito sob sistema plantio convencional (SPC). O CBM, a arilsulfatase e a fosfatase ácida foram as variáveis microbianas mais estáveis. Aumentos consistentes na atividade da β -glicosidase ao longo do tempo foram observados apenas nos tratamentos sob SPD. A interação entre os aumentos da β -glicosidase e o sistema de manejo evidenciou a importância de gerar NCs específicos para SPD e SPC, com dados multianuais, quando o solo é amostrado na fase de floração. No Capítulo II foi desenvolvida uma nova estratégia de interpretação para β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, baseada em gradientes verticais (em profundidade) do carbono orgânico do solo (COS). O estudo foi conduzido em experimentos de campo, em três locais distintos do bioma Cerrado (Planaltina, DF; Itiquira, MT e Rio Verde, GO), a partir da seleção de tratamentos de referência, com elevados níveis de rendimento de grãos, manejados sob SPD com uso de culturas de cobertura. O gradiente do COS foi obtido a partir da coleta de solo nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Foi utilizado o conceito amostra FERTBIO (amostragem após a colheita das culturas com secagem do solo ao ar, antes das análises laboratoriais). A nova estratégia permitiu gerar, a partir de um número reduzido de amostras, NCs para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida nos três locais. A principal vantagem da nova estratégia é sua simplicidade, o que facilitará a expansão de tabelas de interpretação e o uso da bioanálise de solo, como suporte para tomadas de decisão de manejo nas propriedades rurais. O Capítulo III preencheu uma grande lacuna ao avaliar, em solos arenosos, todos os aspectos relacionados aos bioindicadores que já haviam sido estudados nos Latossolos argilosos: variação temporal, amostra FERTBIO e NCs. Num período de dois anos de avaliação houve pequena ou nenhuma variação temporal dos bioindicadores (CBM e enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) e verificou-se que é viável o uso do conceito de amostra FERTBIO para os solos arenosos. Com a estratégia desenvolvida no Capítulo II foram gerados NCs para os

bioindicadores e a primeira tabela de interpretação específica para os Neossolos Quartzarênicos de Cerrado cultivados com grãos. Todos esses avanços no conhecimento dos bioindicadores em solos de cerrado contribuirão para colocar o Brasil na vanguarda mundial da inclusão desses atributos nas rotinas de análise de solo, aumentando a inserção do país na bioeconomia. Além dos benefícios advindos do monitoramento da saúde do solo, o uso dos bioindicadores como parte das métricas para avaliações de QS, permitirá que agricultores que investem em boas práticas de manejo possam comprovar que, além da produção de alimentos, também contribuem para a prestação desse importante serviço ambiental.

Palavras-Chave: qualidade do solo, carbono da biomassa microbiana, β -glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida, bioanálise do solo, bioindicadores, atividade enzimática do solo.

ABSTRACT

This thesis aimed to expand the knowledge about the use of bioindicators for soil quality (SQ) monitoring in Brazil. Chapter I evaluated the temporal variation of microbial biomass carbon (MBC), arylsulfatase, acid phosphatase and β -glucosidase, over a 5-years period, in cultivated clayey Oxisols, under no-tillage (NT) and conventional-tillage (CT) management systems. We also determined the extent of the temporal variation in the critical levels (CLs) for these microbial indicators. Soil samples (0 to 10 cm depth) were collected at the flowering stage, in 2011, 2013 and 2015, from a set of 13 treatments under NT and eight treatments under CT. Regardless of the management system, MBC, arylsulfatase and acid phosphatase were the most stable microbial variables. Consistent increases in β -glucosidase activity over time were observed in the treatments under NT. The interaction between increases in β -glucosidase and management system evidenced the importance of generating CLs specific for NT and conventional tillage (CT), with multi-year data set, when soil is sampled at the flowering stage. In Chapter II a new interpretation strategy was developed for β -glucosidase, arylsulfatase and acid phosphatase, based on vertical (depth) gradients of soil organic carbon (SOC). The study was performed in field experiments at three distinct sites of the Cerrado biome (Planaltina, DF, Itiquira, MT and Rio Verde, GO), upon the selection of reference treatments with high levels of grain yield and under NT with cover crops. The SOC gradient was obtained using soil samples collected at the 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm depths and the FERTBIO soil sample concept was applied (soil samples collected at the post-harvest stage and air-dried at room temperature prior to microbial determinations). By using a small number of samples, the new strategy allowed to generate CLs for β -glucosidase, arylsulfatase and acid phosphatase in the three sites. The main advantage of the new strategy is its simplicity, which will facilitate the expansion of interpretation tables and the use of soil bioanalysis, as a tool to support on-farm management decisions. Chapter III evaluated aspects related to temporal variation, FERTBIO soil sample concept, and CLs for bioindicators in sandy soils. Over a 2-years period the extent of temporal variation for MBC, β -glucosidase, arylsulfatase and acid phosphatase was minimal and the FERTBIO soil sample concept proved to be feasible for sandy soils. Using the interpretation strategy proposed in chapter II, CLs for these bioindicators were established and the first interpretative tables, specific for the cultivated sandy soils of

the Cerrado region, were generated. All these advances in the knowledge of bioindicators in cerrado soils will contribute to put Brazil in the forefront of the world's attempts to include bioindicators as part of routine soil analysis, increasing the country's insertion into the bioeconomy. In addition to the benefits of monitoring soil health, the use of bioindicators as part of the metrics for SQ assessments, will allow farmers who invest in good management practices to prove that, in addition to food production, they also contribute to the provision of this important environmental service.

Keywords: Soil quality, microbial biomass carbon, β -glucosidase, arylsulfatase, acid phosphatase, soil bioanalysis.

LISTA DE SIGLAS

CBM – Carbono da Biomassa Microbiana

COS – Carbono Orgânico do Solo

FERTBIO – Amostras de Solo para Fertilidade e para Biologia

ILP – Integração Lavoura Pecuária

MOS – Matéria Orgânica do Solo

NC – Nível Crítico

NCs – Níveis Críticos

QS – Qualidade do Solo

RAG – Rendimento Acumulado de Grãos

RRA – Rendimento Relativo Acumulado de Grãos

SPC – Sistema de Preparo Convencional

SPD – Sistema de Plantio Direto

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. HIPÓTESES.....	3
3. OBJETIVOS	3
3.1. OBJETIVO GERAL	3
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
4.1. Qualidade do Solo (QS)	4
4.2. Indicadores Microbiológicos de Qualidade do Solo	6
4.3. Sistemas de Manejo e Indicadores Microbiológicos de QS	8
4.4. Textura do solo e Indicadores Microbiológicos de QS	11
4.5. Monitoramento e Variação Temporal de Indicadores Microbiológicos de QS.....	13
4.6. Estratégias de Interpretação de Indicadores Microbiológicos de QS.....	14
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19
CAPÍTULO I.....	39
6. VARIAÇÃO TEMPORAL E NÍVEIS CRÍTICOS DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM UM LATOSSOLO DE CERRADO	40
6.1. RESUMO	40
6.1.2. ABSTRACT	41
6.2. INTRODUÇÃO	42
6.3. MATERIAL E MÉTODOS	45
6.3.1. Área de estudo.....	45
6.3.2. Amostragem e preparação das amostras	46
6.3.3. Dados climáticos	46
6.3.4. Análises do solo	47
6.3.5. Análises estatísticas.....	48
6.4. RESULTADOS.....	49
6.4.1. Variação Temporal.....	49
6.4.2. Níveis críticos de indicadores microbiológicos baseados em um conjunto de dados plurianuais	53
6.5. DISCUSSÃO.....	57
6.5.1. Variação Temporal.....	57
6.5.2. Níveis críticos para indicadores microbiológicos sob SPD e SPC.....	60

6.6. CONCLUSÕES.....	62
6.7. REFERÊNCIAS	63
CAPÍTULO II	74
7. INTERPRETAÇÃO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS COM BASE EM GRADIENTES DE CARBONO ORGÂNICO NO PERFIL DO SOLO.....	75
7.1. RESUMO	75
7.1.2. ABSTRACT	76
7.2. INTRODUÇÃO	77
7.3. MATERIAL E MÉTODOS	80
7.3.1. Áreas de estudo	80
7.3.2. Amostragem do Solo e Preparo das Amostras	84
7.3.3. Análises do Solo.....	85
7.3.4. Análises dos Dados	85
7.4. RESULTADOS.....	87
7.5. DISCUSSÃO.....	96
7.6. CONCLUSÃO	99
7.7. REFERÊNCIAS	100
CAPÍTULO III.....	106
8. VARIAÇÃO TEMPORAL, AMOSTRA FERTBIO E NÍVEIS CRÍTICOS DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS ARENOSOS DO OESTE BAIANO ..	107
8.1. RESUMO	107
8.1.2. ABSTRACT	108
8.2. INTRODUÇÃO	109
8.3. MATERIAL E MÉTODOS	111
8.3.1. Localização e Caracterização da Área de Estudo.....	111
8.3.2. Amostragem e preparação das amostras de solo	113
8.3.3. Dados de Clima	114
8.3.4. Análises de solo.....	114
8.3.5. Análises estatísticas.....	116
8.4. RESULTADOS.....	117
8.4.1. Variação temporal dos indicadores microbiológicos e COS	117
8.4.2. Viabilidade do conceito FERTBIO para solos arenosos	120
8.4.3. Níveis críticos para os indicadores microbiológicos baseados na profundidade de amostragem	121
8.5. DISCUSSÃO.....	125

8.5.1. Variação temporal do COS e indicadores microbiológicos	125
8.5.2. Níveis críticos baseados em diferentes sistemas de cultivo e na profundidade de amostragem e viabilidade do conceito Fertbio de amostragem de solo	126
8.6. CONCLUSÕES.....	129
8.7. REFERÊNCIAS.....	130
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS	143

1. INTRODUÇÃO

A importância do componente biológico do solo para a manutenção de lavouras saudáveis, resilientes e sustentáveis que possam fornecer alimentos, em quantidade e qualidade, para uma população mundial crescente, tem sido cada vez mais percebida pelos produtores, no dia a dia de suas propriedades (Lopes et al, 2018). No caso específico do Brasil, a expansão e a adoção por longos períodos de tempo, de sistemas de manejo conservacionistas, como o sistema plantio direto (SPD) e a integração lavoura pecuária (ILP), têm possibilitado verificar que os aumentos de produtividades das culturas ou sua manutenção frente a situações ambientais adversas, muitas vezes não são explicados pelos resultados das análises de rotina de solos (Nicolodi et al. 2008). Isso demonstra a necessidade da inclusão de outros parâmetros, como os relacionados ao funcionamento biológico do solo nessas análises (Mendes et al., 2017).

Porém, diferente do que ocorre com os indicadores químicos de fertilidade, cujos níveis (baixo, médio, adequado e alto) já estão relativamente bem definidos, é difícil medir e interpretar indicadores microbiológicos (aqui denominados bioindicadores), independentemente de um controle ou referencial de comparação (Tótola e Chaer, 2002; Gil-Sotres et al., 2005). A interpretação dos valores individuais dos bioindicadores tem sido um dos principais entraves encontrados por pesquisadores para utilizar esses parâmetros rotineiramente em análises sobre o funcionamento da maquinaria biológica do solo e nas avaliações da qualidade do solo (QS).

Aproveitando um gradiente de carbono orgânico do solo (COS) e de rendimento acumulado de grãos de soja e de milho (RAG), estabelecidos em um experimento de longa duração, Lopes et al. (2013) desenvolveram a primeira estratégia para interpretação de bioindicadores. Foram utilizados os mesmos princípios das curvas de calibração de nutrientes e publicadas as primeiras aproximações das tabelas de interpretação de bioindicadores em Latossolos argilosos do Cerrado. Essas tabelas de interpretação, únicas na literatura, estabeleceram níveis críticos (NCs) para carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal e atividade das enzimas β -glicosidase, celulase, fosfatase ácida e arilsulfatase.

Outro passo importante para a utilização de bioindicadores em análises de rotina de solo foi à adoção do conceito de amostra FERTBIO, que considera as vantagens de unificação da época de amostragem e do pré-tratamento de amostras de solo para

análises de fertilidade (FERT) e microbiologia (BIO) (Souza, 2016, Mendes et al., 2019). Esses autores observaram reduções significativas nos valores do CBM e da atividade de algumas enzimas (arilsulfatase, β -glicosidase, fosfatase ácida e desidrogenase) quando o solo foi coletado após a colheita das culturas e seco ao ar, antes das análises laboratoriais. Porém, o ranqueamento dos tratamentos e as relações matemáticas entre o COS e os indicadores microbiológicos foram preservados quando comparados com amostras de solos coletadas na fase de floração da cultura. Esses resultados indicaram a aplicabilidade do conceito FERTBIO de amostra de solo para a geração de NCs e tabelas de interpretação.

Esta tese de doutorado é uma continuação dos trabalhos iniciados por Lopes et al. (2013) e Souza (2016). A tese foi dividida em três capítulos:

- O Capítulo I aborda a variabilidade temporal, num período de cinco anos, do CBM e das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida em um Latossolo argiloso e, sua influência no estabelecimento de NCs para esses bioindicadores.
- O Capítulo II descreve o desenvolvimento de uma nova estratégia de interpretação para bioindicadores (β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida), baseada apenas nos teores de carbono orgânico do solo (COS), em Latossolos argilosos.
- O Capítulo III aborda aspectos relacionados a variabilidade anual dos bioindicadores (CBM e das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) em Neossolos Quartzarênicos e a aplicação do conceito FERTBIO de amostragem nesses solos. A estratégia de interpretação desenvolvida no Capítulo II foi utilizada para a geração de NCs de bioindicadores em solos arenosos.

2. HIPÓTESES

- i) A existência de variabilidade interanual nos bioindicadores em solos argilosos e arenosos com cultivo de grãos pode influenciar o estabelecimento de NCs.
- ii) Gradientes verticais de carbono orgânico no perfil do solo em áreas de referência, que maximizam a produção e conservam o meio ambiente, podem ser utilizados para gerar NCs de bioindicadores em solos argilosos e arenosos.
- iii) O conceito FERTBIO de amostragem de solo pode ser utilizado em solos arenosos.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a variabilidade interanual de indicadores microbiológicos (CBM, β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) em solos de cerrado (argilosos e arenosos) cultivados com grãos, e propor uma nova estratégia de interpretação para bioindicadores baseada apenas no COS.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i) Avaliar a variabilidade interanual de indicadores microbiológicos (CBM, β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) em um Latossolo Vermelho de textura argilosa (2011-2013-2015) e em um Neossolo Quartzarênico (2017-2018) sob cultivos anuais.
- ii) Definir NCs para esses bioindicadores com base na relação destes com o COS a partir de conjuntos de dados obtidos com mais de um ano de amostragem.
- iii) Desenvolver uma estratégia para interpretação de indicadores microbiológicos, independente do RAG, baseada apenas em gradientes verticais de COS.
- iv) Validar a nova estratégia e gerar NCs para bioindicadores em solos argilosos e arenosos do bioma Cerrado, utilizando o conceito FERTBIO de amostragem de solo.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Qualidade do Solo (QS)

O solo é o principal componente do ecossistema global, pois afeta diretamente a hidrosfera e a atmosfera, sendo indispensável na produção de alimentos e fibras para a sobrevivência e desenvolvimento das civilizações (Mcbratney et al., 2014). Estudos recentes estimam que a população mundial em 2050 ultrapassará o número de 9 bilhões de habitantes, e que a demanda de alimentos aumentará consistentemente (Keating et al., 2014). Vale ressaltar ainda, que cerca de 30% dos solos do mundo já estão com elevados níveis de degradação (FAO e ITPS, 2015), portanto, é primordial o desenvolvimento de sistemas de produção de alimentos que visem à sustentabilidade, ou seja, que mantenham uma alta produtividade sem degradar o solo e os demais recursos naturais ao longo do tempo.

A degradação quantitativa e qualitativa do solo é um problema mundial, colocando em risco a segurança alimentar e o desenvolvimento sustentável. Logo, estratégias para avaliar a eficiência desses sistemas são necessárias, e a avaliação e monitoramento da qualidade do solo (QS) é um dos critérios utilizados para avaliar a sustentabilidade em longo prazo nos agroecossistemas (Schoenholtz et al., 2000; Stott et al., 2013; Samal et al., 2017). Isso se deve ao fato de que a QS está associada às funções básicas do solo, incluindo o movimento da água no solo e o suprimento às plantas, a ciclagem de nutrientes, a resistência à poluentes orgânicos e inorgânicos, entre outros. Além disso, a alta QS é caracterizada pela manutenção da capacidade produtiva sem a degradação do solo (Karlen et al., 1997; Samal et al., 2017).

O termo qualidade do solo (QS) foi bastante difundido a partir da década de 1980, sendo conceituado por Doran and Parkin (1994) como a capacidade do solo em exercer várias funções dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e humana.

No ponto de vista prático da agricultura, o conceito de QS tem sido utilizado para avaliar os impactos de diferentes formas de manejo e uso do solo sobre algumas propriedades do solo, as quais podem ser mensuradas e monitoradas (Doran and Parkin, 1996; Karlen et al., 1997; Islam and Weil, 2000; Cardoso et al., 2013; Zornoza et al.,

2015). As propriedades ou características mensuráveis do solo que possuem maior sensibilidade em detectar alterações nas funções do solo são denominadas indicadores de QS (Andrews et al., 2004; Zornoza et al., 2015). Não há um indicador geral para avaliação da QS, uma vez que a resposta do indicador pode variar conforme fatores específicos, como o tipo de solo e clima (Jin et al., 2013; Muscolo et al., 2014).

Assim, a capacidade de funcionamento do solo normalmente é refletida pelas suas propriedades físicas, químicas e biológicas que são utilizadas para acessar indiretamente a QS (Karlen et al., 1997; Schoenholtz et al., 2000; Doran, 2002; Andrews et al., 2004; Zornoza et al., 2015; Raiesi e Kabiri, 2016; Pulido et al., 2017; Valle e Carrasco, 2018). Logo, é necessário a seleção de um conjunto mínimo de indicadores sensíveis às alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo decorrentes das diferentes práticas de manejo sobre os diferentes tipos de solo, podendo assim, definir práticas e sistemas de manejo capazes de manter ou melhorar a sustentabilidade nos agroecossistemas (Balota et al., 2015; Cherubin et al., 2015; Mbuthia et al., 2015; Samal et al., 2017).

Algumas características primordiais para os indicadores de QS foram estabelecidas por Doran e Parkin (1996): i) devem integrar propriedades e processos químicos, físicos e biológicos e representar as propriedades ou funções do solo que são mais difíceis de ser mensuradas diretamente; ii) relevância ecológica e variação natural devem ser conhecidas; iii) sensíveis a variações em longo prazo no manejo e clima, contudo, resistentes a flutuações em curto prazo devidas a mudanças climáticas ou ao desenvolvimento da cultura; iv) devem possibilitar sua medida acurada e precisa através de uma ampla variação de tipos e condições de solo; iv) devem ser de determinação simples e de baixo custo, permitindo que um grande número de amostras sejam analisadas.

Tendo em vista essas características, o primeiro passo para a avaliação da QS é a determinação de um conjunto mínimo das variáveis químicas, físicas e biológicas que serão utilizadas como indicadores de QS. Desde o surgimento do conceito de QS, dois métodos contrastantes têm prevalecido, sendo o primeiro, a seleção de indicadores com base na opinião de especialistas experientes, e o segundo através de métodos estatísticos, como por exemplo, através de análises de componentes principais, podendo esses métodos, ainda, serem consorciados. De acordo com Andrews et al. (2004) ambos os métodos apresentaram similaridade quanto à representatividade dos indicadores em relação às medidas ambientais e de produção, porém, destacaram que o primeiro método

é muito subjetivo. No entanto, Bastida et al. (2008) reforçam que os métodos estatísticos requerem de uma grande quantidade de dados, podendo ser de difícil de interpretação do que a seleção através de opiniões de especialistas.

4.2. Indicadores Microbiológicos de Qualidade do Solo

A qualidade do solo (QS) é um componente crítico para o funcionamento do ecossistema e da sustentabilidade na agricultura. Como a QS não pode ser mensurada integralmente através de um simples indicador, as suas avaliações frequentemente são focadas na determinação de um conjunto mínimo de indicadores “minimum data set (MDS)” sensíveis, que reflitam as alterações na capacidade de funcionamento do solo. Uma grande variedade de um “MDS” já foi proposta com base em diferentes métodos de seleções e combinações destas propriedades, considerando o local específico e os objetivos dos diferentes estudos (Balota et al., 2015; Raiesi e Kabiri, 2016; Raiesi, 2017; Pulido et al., 2017; Biswas et al., 2017; Zuber et al., 2017).

A matéria orgânica do solo (MOS) é considerada o melhor indicador de QS, pois ela influencia diretamente as propriedades químicas, físicas e biológicas, e conseqüentemente a produtividade das culturas (Islam e Weil, 2000; Schmidt et al., 2011; Liu et al., 2018; Yang et al., 2014). A MOS é um atributo-chave, sendo estimada indiretamente pelo conteúdo de carbono orgânico do solo (COS), seu elemento mais abundante, com função essencial de base energética para todos os processos biológicos ocorridos nos solos (Paul, 2016). Portanto, a manutenção do COS é, particularmente, de extrema importância para a sustentabilidade dos agroecossistemas, pois ele desempenha papel central na QS devido a sua estreita relação com as demais propriedades dos solos.

No entanto, as mudanças no COS induzidas pelas práticas de manejo ocorrem lentamente, pois, em geral, a maior parte deste composto consiste em um grande estoque de compostos protegidos, ou recalcitrantes, que apresentam alterações lentas ao longo do tempo (Magdoff e Weil, 2004; Poirier et al., 2005), sendo este o principal motivo para a não consolidação do COS como único indicador de QS.

As propriedades químicas, físicas e biológicas do solo que podem influenciar a produtividade do solo, e que são sensíveis às mudanças ambientais, são tipicamente selecionadas como indicadores de QS (Takoutsing et al., 2016). Convencionalmente, devido a maior disponibilidade de técnicas simplificadas e de menores custos, os estudos iniciais de avaliações de QS basearam-se em indicadores químicos e físicos do

solo (Bhardwaj et al., 2011; Bone et al., 2014; Zornoza et al., 2015; Pulido et al., 2017). Porém, com o avanço da ciência, e o surgimento de novas técnicas e metodologias, o acesso e a utilização de indicadores biológicos foram crescendo, e constatou-se que alguns parâmetros microbiológicos do solo respondiam antecipadamente às alterações dos sistemas de manejo em comparação aos indicadores químicos e físicos do solo (Islam e Weil, 2000; Peixoto et al., 2010; Kaschuk et al., 2011; Aziz et al., 2013; Balota et al., 2015; Dose et al., 2015; Liu et al., 2018). Conseqüentemente, os parâmetros biológicos e microbiológicos receberam uma atenção especial e foram incorporados nas avaliações e monitoramento da QS em conjunto com os indicadores químicos e físicos do solo.

Os microrganismos desempenham funções essenciais e influenciam um grande número de processos ecológicos que ocorrem no solo, atuando na formação do solo (Verboom and Pate, 2013; Li et al., 2016; Nabhan et al., 2016), na ciclagem de nutrientes (Richardson and Simpson, 2011; Rasche and Cadisch, 2013; Gougoulias et al., 2014; Wang et al., 2016), na formação da matéria orgânica do solo (Stockmann et al., 2013; Paul, 2016), na biorremediação de solos contaminados por elementos tóxicos (Wang and Zhao, 2009; Potilho et al., 2015), nas funções múltiplas dos ecossistemas (Wagg et al., 2014; Delgado-Baquerizo et al., 2016). Este fato justifica não só a importância, mas também a necessidade da inclusão de indicadores microbiológicos nas avaliações de QS.

Entre os indicadores biológicos de QS mais comuns e usados estão o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a sua atividade, a atividade enzimática, taxas de mineralização do N, respiração do solo, razão entre bactérias e fungos, e proporções relativas dos grupos funcionais de fauna (Acosta-Martínez et al., 2011; Bini et al., 2013; Lopes et al., 2013; Balota et al., 2015; Dose et al., 2015; Muscolo et al., 2015; Acosta-Martínez e Cotton, 2017; Raiesi et al., 2017). O potencial das análises de atividade enzimática, especialmente β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida como indicadores de grande sensibilidade tem sido verificado no Brasil, principalmente na região do Cerrado (Mendes et al., 2003; Green et al. 2007; Peixoto et al., 2010; Mendes et al., 2012; Lopes et al., 2018) e no sul do país (Balota et al., 2004; Lisboa et al., 2012; Balota et al., 2015).

O conteúdo de carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade enzimática do solo são indicadores essenciais dos processos microbianos e bioquímicos, pois eles estão envolvidos na decomposição da MOS, sequestro de C, ciclagem e disponibilidade

de nutrientes (Sparling, 1997; Dick, 2011; Wallenstein e Burns, 2011). O CBM e a atividade enzimática do solo são utilizados como indicadores de fertilidade e QS (Dick, 2011; Sparling, 1997; Zornoza et al., 2015; Mganga et al., 2016; Acosta-Martinez e Cotton, 2017), e têm demonstrado sensibilidade às alterações no uso do solo e às práticas agrícolas (Trasar-Cepeda et al., 1998; Aziz et al., 2013; Balota et al., 2015; Liu et al., 2018). As medidas do CBM e da atividade enzimática mostram uma informação integral dos processos bioquímicos no solo, e, em particular, são mais sensíveis às alterações no uso da terra e a perturbações no ecossistema do que o COS (Liu et al., 2018).

Diferentemente do que ocorre com os indicadores químicos, cujos níveis já estão relativamente bem definidos para cada nutriente e tipo de solo, a base de informações disponível sobre os dados biológicos ainda é muito pequena. Dessa forma, as dificuldades na interpretação dos bioindicadores de qualidade constituem grandes obstáculos a serem transpostos para o uso dessas variáveis nas avaliações de qualidade do solo (Tótola e Chaer, 2002; Biswas et al., 2017).

4.3. Sistemas de Manejo e Indicadores Microbiológicos de QS

As práticas de manejo alteram de maneira distinta as propriedades químicas, físicas e biológicas, e, conseqüentemente, resultam em mudanças na QS (Aziz et al., 2013). Logo, sistemas de cultivo inadequados levam a erosão do solo, perdas de MOS e nutrientes, resultando na degradação do solo e, conseqüentemente, perdas na produtividade das culturas (Büchia et al., 2018).

Existe um crescente interesse em práticas agrícolas que reduzam a degradação do solo, aumentem a sustentabilidade agrícola, e até mesmo que recuperem os solos já degradados. O ponto-chave para a agricultura sustentável é o aumento do conteúdo de MOS e sua manutenção. Os incrementos do conteúdo de MOS ajudam estabilizar o solo, aumentando a infiltração e a retenção de água, conseqüentemente, reduzindo as perdas por escoamento superficial pela erosão. Além disso, aumenta a estabilidade dos agregados, alterando toda a dinâmica dos espaços porosos e estrutura do solo, o que influencia na maior parte das propriedades do solo (Islam e Weil, 2000; Lange et al., 2015; Tiemann et al., 2015).

Os sistemas de preparo do solo diferem-se, basicamente, em relação ao grau de mobilização e à forma de disposição dos resíduos vegetais. O cultivo convencional, cuja principal característica é o revolvimento do solo por meio de operações de aração e gradagem, pode afetar a capacidade produtiva do solo devido a contínuos processos de erosão, perda da qualidade estrutural, perdas no conteúdo de MOS e compactação abaixo da camada arável (Bayer e Mielniczuk, 1999; Bayer et al., 2004; Almeida et al., 2016). Em contrapartida, o sistema de plantio direto (SPD) surgiu como alternativa para reduzir esses processos de degradação, mediante a redução das operações de revolvimento do solo, diminuindo assim, os processos de erosão e perda da qualidade estrutural e proporcionando o aumento dos teores MOS (Balota et al., 1998; Bayer et al., 2004; Almeida et al., 2016). Essas características contrastantes entre o preparo convencional e o plantio direto influenciam diretamente os indicadores microbiológicos, que são utilizados para mensurar a QS (Lisboa et al., 2012; Vinhal-Freitas et al., 2017; Bini et al., 2014; Balota et al., 2015; Cherubin et al., 2015).

Atualmente, na região dos Cerrados, o PD tem sido adotado na maioria das grandes propriedades com alta tecnologia, onde o plantio direto sem operações de revolvimento permite os agricultores o plantio antecipado na estação. Estima-se que cerca de 11 milhões de hectares sob cultivos de grãos estão sendo cultivados sob sistemas de PD no Cerrado (FEBRAPD, 2017). No Brasil, Silva e Vidor (1984) realizaram o primeiro trabalho comparando a microbiologia de solos sob SPD e SPC (sistemas de plantio convencional), o qual envolveu avaliações de contagem em placas da população microbiana, na profundidade 0 a 17 cm, em três localidades do Rio Grande do Sul (Cruz Alta, Santo Ângelo e Coxilha Bonita).

De acordo com Mendes (2014), no período de 1990 a 1999 foram publicados quatro trabalhos científicos referentes a estudos com indicadores microbiológicos no Brasil, já no período de 2000 a 2014 foram contabilizados 57 artigos técnico-científicos abordando aspectos relacionados à biomassa, atividade e diversidade microbiana de solos sob SPD, sendo a maior parte, comparando o SPD com o SPC (49 artigos). Desse total, 27 trabalhos (47%) foram conduzidos na região sul, 26 no bioma cerrado e 4 na região nordeste. Esses trabalhos permitiram um avanço significativo no conhecimento do funcionamento biológico dos solos em condições tropicais e subtropicais e, constituem um valioso conjunto de informações, englobando as regiões agrícolas mais representativas do país. Com base neste mesmo estudo, verificou-se de maneira geral, que os indicadores são mais sensíveis em detectar diferenças entre o SPD e o SPC, e

que as diferenças na biomassa e atividade microbiana entre esses sistemas são mais pronunciadas nas camadas superficiais (0-5 cm e 0-10 cm) e se acentuam com o tempo de adoção do plantio direto. Além disso, observou-se que as áreas de SPD apresentam maior biomassa e atividade enzimática.

Em relação aos sistemas de manejo tal como o plantio direto (PD) e o preparo convencional (PC), é conhecido que eles influenciam o ambiente do solo e, portanto, o habitat dos micro-organismos do solo em diferentes vias (Johnson e Hoyt, 1999; Martens, 2001; Kaschuk et al., 2010). Uma recente meta-análise, utilizando 139 observações de 62 estudos de várias regiões do mundo, confirmou que o PD promove o aumento da comunidade microbiana e também maior atividade enzimática (Zuber e Villamil, 2016). Os maiores níveis de biomassa microbiana sob PD em comparação com o PC, especialmente em climas tropicais, podem ser atribuídos a vários fatores, como temperatura mais baixa do solo, maior teor de umidade, maior agregação e maiores teores de carbono (Balota et al., 2015; Hok et al., 2018). O mínimo revolvimento do solo nesse sistema, provavelmente promove uma maior estabilização do C orgânico, enquanto um fluxo temporário de atividade microbiana em cada evento de plantio no PC resulta em grandes perdas de C na forma de CO₂ (Balota et al., 2015). Assim como a biomassa microbiana, a maior atividade enzimática está provavelmente associada ao microambiente favorável promovido pelo PD. Outro aspecto importante é que com menos perturbações frequentes no solo as hifas fúngicas são menos rompidas, gerando maiores produções de enzimas (Lisboa et al., 2012).

O PD é considerado um sistema alternativo para a produção agrícola, abordando a preocupação com a QS e o meio ambiente, por isso, é considerado o principal sistema da Agricultura de Conservação (AC), a qual é baseada em três princípios fundamentais: i) mínimo revolvimento do solo e ii) cobertura permanente do solo. iii) diversificação nas culturas de cobertura e eficiência nas rotações de culturas (FAO, 2017). Essas práticas são necessárias para aumentar o estoque de COS, pois é o elemento central que determina a fertilidade do solo, aumenta a atividade microbiana e promove melhoria nas condições físicas do solo, elevando a saúde do solo e a produtividade agrícola (Samal et al., 2017; Buchia et al., 2018).

4.4. Textura do solo e Indicadores Microbiológicos de QS

A textura do solo afeta a atividade microbiana por influenciar principalmente a agregação, porosidade, e conteúdo de MOS (Chodak e Niklinska, 2010; Sugihara et al., 2010; Fierer, 2017). De maneira geral, solos com textura argilosa, de uma mesma classe de solos, possuem uma maior atividade microbiana e conteúdo de MOS do que solos de textura leve (Wei et al., 2014; Vinhal-Freitas et al., 2017).

A baixa atividade enzimática dos solos de textura leve é consequência direta do baixo conteúdo de MOS, que é influenciado pelo teor de argila (Wei et al., 2014). Portanto, a capacidade do solo em estabilizar e proteger as enzimas está relacionada à sua capacidade de armazenar e estabilizar a MOS (Knight e Dick, 2004; Dick e Burns, 2011).

A atividade enzimática do solo é um somatório da atividade de enzimas associadas aos organismos vivos (plantas, microrganismos e animais) e ao componente abiótico (enzimas associadas à fração não viva que se acumulam no solo, protegidas da ação de proteases por meio de sua adsorção em partículas de argila e na matéria orgânica) (Lorenz e Dick, 2011). Logo, em solos arenosos, a proteção da MOS pela matriz mineral é baixa (de León-González et al., 2000; Weber et al., 2007), desfavorecendo a formação desses complexos, reduzindo a atividade enzimática. Por isso, o efeito da acumulação das enzimas, geralmente, não é evidenciado em solos de textura leve, ocorrendo em maior frequência nos solos de textura argilosa.

Nesse sentido, Vinhal-Freitas et al. (2017), avaliaram os impactos dos diferentes usos do solo em dois locais com classes texturais distintas (argiloso e arenoso) sobre o COS e indicadores microbiológicos, com sistemas de manejo e cultivo do solos semelhantes. Esses autores observaram que houve diferença significativa no conteúdo de CBM nos diferentes usos da terra no solo argiloso, ao passo que no solo de textura arenosa essas diferenças não foram evidenciadas. A mesma tendência foi observada para a atividade da enzima β -glicosidase que apresentou valores menores no sistema com cana-de-açúcar comparando-se a outros cultivos no solo argiloso, ao passo que no solo de textura arenosa não houve diferença significativa entre os tratamentos estudados. Os autores concluíram que a classe textural do solo desempenha um papel importante na avaliação das diferenças entre os sistemas de uso da terra no Bioma Cerrado brasileiro.

Em relação à métrica diferenciada entre os solos argilosos e solos arenosos, Mendes et al. (2018) observaram nesses solos cultivados com café, na camada de 0-10 cm, que a atividade enzimática aumentou com a utilização de braquiária na entrelinha de cultivo, verificando o efeito benéfico dessa cultura. Entretanto, as atividades das enzimas β -glicosidase e arilsulfatase foram, respectivamente, duas e quatro vezes maiores no Latossolo Vermelho argiloso (Planaltina, DF; 60% de argila, MOS 25 g kg⁻¹) do que no Neossolo Quartzarênico (Luís Eduardo Magalhães – LEM, BA; 14% de argila, MOS 8 g kg⁻¹).

Conforme destacado por esses mesmos autores, baixos níveis de atividade biológica não constituem regra para os solos arenosos. Quando manejados adequadamente, utilizando gramíneas no sistema de produção para garantir elevado aporte de biomassa, solos arenosos com teores de matéria orgânica na camada de 0-10 cm, superiores a 15 g kg⁻¹, podem apresentar níveis de atividade biológica comparáveis aos de Latossolos argilosos.

De outro lado, de acordo com o observado por Lopes et al., (2015), Latossolos argilosos com sistemas de manejo inadequados apresentam valores abaixo do funcionamento biológico ideal do solo. Os autores constaram que em sistemas com deficiência de fósforo (P) disponível às culturas, o aporte de resíduos das culturas foi bastante reduzido ao longo do tempo, conseqüentemente, o conteúdo de MOS que se formou foi baixo para esse tipo de solo (12,5 g kg⁻¹). Isso gerou níveis de atividade enzimática baixos (β -glicosidase, 33 μ g de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, e arilsulfatase 13 μ g de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹), comparáveis aos solos arenosos.

Acrescenta-se ainda que, mesmo em locais distintos e culturas diferenciadas, há uma concordância entre os valores absolutos dos indicadores microbiológicos em solos de textura semelhantes, tendo em vista que foram manejados de forma adequada. Por exemplo, em solos arenosos do Texas, com teores de argila próximos aos 7%, Acosta-Martínez et al., 2004 encontraram valores de atividade enzimática, para a β -glicosidase e arilsulfatase próximos de 40 e 5 μ g de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹ sob o cultivo de amendoim, considerando que a análise foi realizada em amostras secas ao ar. Em nosso estudo, (valores médios encontrados no Capítulo III desta Tese), em Neossolo Quartzarênico (9% de argila) cultivado com grãos (algodão, soja e milho), os valores para as mesmas enzimas foram em média de 40 e 8 μ g de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, também para as análises realizadas em amostras secas ao ar, considerando a camada superficial do solo (0-10 cm).

4.5. Monitoramento e Variação Temporal de Indicadores Microbiológicos de QS

O monitoramento em longo prazo de indicadores de QS permite tanto a identificação de mudanças atuais no solo quanto à previsão de alterações futuras, podendo assim estabelecer estratégias e práticas conservacionistas visando à sustentabilidade dos solos (Kandeler et al., 1999).

Em experimentos conduzidos na Áustria, Tscherko and Kandeler (1997) observaram que entre os requisitos básicos para o uso de parâmetros microbiológicos no monitoramento de áreas ao longo do tempo estavam o baixo desvio padrão e a baixa variação ao longo do tempo. Nesse estudo os requisitos básicos foram alcançados para a maioria das propriedades microbiológicas avaliadas.

Diferentemente do que ocorre com os indicadores químicos de fertilidade, o componente biológico do solo é muito influenciado por fatores abióticos, como umidade do solo e temperatura, gerando padrões sazonais de variação. Variações sazonais nos atributos microbiológicos são amplamente reportadas na literatura e dependem do parâmetro avaliado, das propriedades do solo e do ecossistema avaliado, correspondentes às variações sazonais ocorridas nas diferentes estações do ano (verão, inverno, primavera e outono), ou em condições climáticas bem distintas no período de um ano, como época chuvosa e seca (Rastin et al. 1988; Kramer and Green 2000; Wick et al. 2002; Cleveland et al. 2004; Boerner et al. 2005; Bell et al. 2008; Mendes et al., 2012; Baldrian et al., 2013; Gispert et al., 2013; Kotroczo et al., 2014; Benintende et al., 2015).

Além da variação sazonal, relacionada a diferentes estações num mesmo ano, a variação anual na atividade biológica do solo também tem sido reportada (Zwikel et al., 2007; Bell et al., 2008; Mendes et al., 2012; McDaniel et al., 2013; Kotroczo et al., 2014), bem como a variação ao longo do tempo em estudos de monitoramento dos atributos microbiológicos (Debozs et al., 1999; Kandeler et al., 1999; Araújo et al., 2013; McDaniel et al., 2013; Kotroczo et al., 2014). Com o advento de questões relacionadas a mudanças climáticas, esses aspectos têm sido objeto de vários estudos na literatura (Gutknecht et al., 2010, 2012; Baldrian et al., 2013; Henry, 2013; Slaughter et al. 2015) e evidenciam a importância de estudos de longa duração.

No Brasil há poucos estudos relacionados ao monitoramento em longo prazo de indicadores microbiológicos que avaliem a tendência e comportamento desse componente no decorrer dos anos (Mendes et al., 2012; Araújo et al., 2013). Essas avaliações são primordiais para atualizar os valores críticos e tabelas de interpretação dos indicadores biológicos caso haja flutuações no decorrer dos anos, tendo em vista que as primeiras tabelas lançadas por Lopes et al. (2013) foram feitas com base em um ano de amostragem, não avaliando o efeito temporal nesses indicadores.

4.6. Estratégias de Interpretação de Indicadores Microbiológicos de QS

Um dos grandes desafios para as avaliações de QS é a interpretação dos valores dos indicadores de QS, ou seja, saber se o valor é baixo ou adequado. Muitos estudos já foram realizados definindo níveis críticos para os indicadores químicos e físicos para os diversos tipos de solos e culturas, sendo os valores bem aceitos e com relativo grau de confiabilidade (Reichert et al., 2009; Wilson et al., 2013; Moreira et al., 2014; Vieira et al., 2012; Vieira et al., 2015). O nível crítico corresponde ao valor para determinado indicador que deve ser mantido para o funcionamento normal da QS, considerando as funções do solo (Arshad and Martin, 2002).

Os indicadores microbiológicos ainda não possuem valores consagrados de referência para serem utilizados por agricultores, pois é difícil medir e interpretar indicadores microbiológicos, independentemente de um controle ou referencial de comparação (Tótola e Chaer, 2002). Já para os indicadores químicos de fertilidade os níveis (baixo, médio, adequado e alto) estão relativamente definidos para cada elemento e tipo de solo (sempre levando em consideração características como: textura, teor de matéria orgânica).

Na avaliação dos indicadores microbiológicos são utilizados dois enfoques visando à interpretação dos resultados, baseando-se em áreas de referência: 1) condição de solo nativo e 2) condições que maximizam a produção e conservam o meio ambiente (Doran e Parkin, 1994; Gil-Sortres et al, 2005). Também são adotados como referência critérios de variação temporal, quando ocorre o acompanhamento de uma mesma área ao longo do tempo. Nesse caso, os valores determinados para os bioindicadores podem ser monitorados para se avaliar tendências ao longo do tempo. Na realidade, tanto as avaliações comparativas usando as áreas de referências (“comparative assessment”),

como as avaliações temporais (“dynamic assessment”) são complementares, pois englobam diferentes escalas de avaliação. Destes critérios de referência, verifica-se que no Brasil o uso de áreas nativas, com mínimo impacto antrópico, tem prevalecido principalmente nos trabalhos conduzidos no bioma Cerrado (Mendes, 2014).

Entre as estratégias descritas na literatura para auxiliar na interpretação de indicadores biológicos destacam-se o uso de curvas de pontuação (scoring curves) (Andrews et al., 2004, Stott et al., 2009), curvas de respostas baseadas em objetivos relacionados a produção e ao meio ambiente (Lilburne et al., 2004), comparação com dados de literatura por meio de distribuições estatísticas (Gonzales-Quinones et al. 2012) e avaliação de serviços ecossistêmicos a partir de atributos do solo em áreas de referência (Rutgers et al., 2008, 2012).

Nos Estados Unidos, outra estratégia para a avaliação dos efeitos dos sistemas na QS foi desenvolvida. O “Soil Management Assessment Framework” (SMAF) utiliza basicamente três etapas para as avaliações de QS: i) seleção do indicador (químico, físico, biológico com base em critérios específicos tendo em vista as funções do solo); ii) interpretação do indicador (transformação do valor observado com base em curvas de pontuação não lineares, baseando-se em algoritmos que expressam uma relação quantitativa dos valores empíricos transformados e normalizados, refletindo a performance dos serviços ecossistêmicos ou funções do solo) e iii) integração dentro de um índice geral de qualidade do solo-SQI- (integração dos scores de todos indicadores selecionados, refletindo os efeitos das práticas de manejo nas funções do solo (Andrews et al., 2004).

O SMAF possui curvas de pontuações ou algoritmos de interpretação para 13 indicadores, abrangendo indicadores físicos: densidade aparente, estabilidade de macroagregados, água disponível para as plantas, espaço poroso saturado por água; químicos: pH, condutividade elétrica, relação de adsorção de sódio, fósforo extraível, potássio extraível; biológicos: carbono orgânico do solo, carbono da biomassa microbiana, potencial de mineralização do N, e atividade da enzima β -glicosidase. Estes indicadores são pontuados transformando a média dos valores medidos de 0 até 1, por meio de algoritmos já estabelecidos (Andrews et al., 2004; Wienhold et al., 2009; Stott et al., 2010).

Estratégias de interpretação por meio de curvas de respostas baseadas em objetivos relacionados à produção e ao meio ambiente foram utilizadas no programa de

Monitoramento de Qualidade do Solo na Nova Zelândia (Lilburne et al., 2004). As curvas foram derivadas utilizando dados de distribuições estatísticas (quartil inferior), estudos agrônômicos, modelagens e opiniões de especialistas.

Na Austrália, para interpretar valores de carbono da biomassa microbiana (CBM), Gonzales-Quinones et al., (2012), utilizaram os quartis superiores (75%) e inferiores (25%) dos valores, obtidos a partir dos dados publicados em 63 artigos técnico-científicos australianos. Esses autores também ponderaram que uma aplicação mais útil desta abordagem seria trabalhar com um conjunto de dados, obtidos a partir de uma metodologia padronizada, para avaliar por exemplo, o uso da terra dentro de uma bacia hidrográfica.

Nos Países Baixos, foi desenvolvido um método para avaliar serviços ecossistêmicos a partir de atributos do solo. Dez solos de referência (solos de boa qualidade biológica, também denominados de máximo potencial ecológico) foram selecionados a partir de 285 locais monitorados por mais de dez anos (Rutgers et al., 2008) representando combinações específicas de usos da terra (agricultura, pecuária, áreas naturais e uso recreacional) e tipo de solo (solos argilosos, arenosos e turfosos).

Por meio de um gráfico ameba, os indicadores de qualidade do solo em um determinado local são comparados com os dos solos de referência, para aquela condição, bem como com uma base de dados obtida a partir de locais sob aquela condição específica, contendo os valores médios e os percentis de 5% e 95%, que são uma forma de expressar a frequência de distribuição. Um conjunto 25 a 50 indicadores (incluindo vários bioindicadores tais como biomassa microbiana, C e N potencialmente mineralizáveis, Biolog, abundância e diversidade de nematóides) foi selecionado com base no melhor julgamento de especialistas e usado para quantificar o desempenho dos serviços ecossistêmicos em fazendas (Rutgers et al., 2008, 2012). Uma das desvantagens dessa abordagem é que o solo referência nem sempre pode estar no nível ótimo para todos os parâmetros avaliados (Rutgers et al., 2012).

No Brasil, em estudo realizado por Cherubin et al. (2015) o SMAF foi testado pela primeira vez para avaliar alterações na qualidade do solo em solos cultivados com cana-de-açúcar. E dentre os indicadores biológicos avaliados, os autores encontraram resultados equivalentes de interpretação nos “scores” do CBM e da enzima β -glicosidase, com base nos valores críticos propostos pelo estudo de Lopes et al. (2013). Em trabalho realizado em Latossolo Vermelho de Cerrado sob cultivo de grãos, Lopes et al. (2013) observaram semelhança entre o algoritmo proposto por Stott et al. (2010)

para a atividade da enzima β -glicosidase, assumindo as condições desses solos da região do Cerrado, com as classes de interpretação propostas em sua pesquisa. Além disso, essas classes de interpretação estabelecidas foram bem próximas aos valores mínimos e máximos das curvas do SMAF.

A estratégia proposta por Lopes et al. (2013), inédita na literatura, foi feita com base na utilização dos princípios de calibração de nutrientes, propondo a interpretação dos valores de alguns indicadores microbiológicos (carbono da biomassa microbiana, respiração basal e atividade das enzimas β -glicosidase, celulase, arilsulfatase e fosfatase ácida). Para gerar as tabelas de interpretação, os autores realizaram um estudo, selecionando-se 24 tratamentos onde diferentes doses e formas de aplicação de superfosfato triplo possibilitaram a criação de um gradiente de fósforo extraível, o qual gerou um gradiente de diferentes rendimentos acumulados de grãos de soja e milho e, conseqüentemente de carbono orgânico do solo (COS). A proposta foi baseada nas relações dos atributos microbiológicos com o rendimento relativo acumulado (RRA) de grãos de soja e milho e com os teores de COS. Todos os atributos microbiológicos foram correlacionados positivamente com o RRA e com o COS, o que possibilitou, por meio de análises de regressão, a delimitação de classes de suficiência para cada um, em função do RRA e da COS, de acordo com os seguintes critérios: $\leq 40\%$: baixo, 41 a 80%: moderado e $> 80\%$: adequado.

Um outro aspecto que surgiu a partir do trabalho de Lopes et al. (2013) é que o uso das classes de interpretação baseadas no RRA e no COS, para avaliar a qualidade dos solos agrícolas, parece mais adequado e realista do que a utilização de solos sob vegetação nativa como referência. O funcionamento biológico dos solos de Cerrado, por exemplo, possui algumas peculiaridades (Mendes et al., 2012) que, se não forem bem compreendidas, podem levar a interpretações errôneas dos indicadores biológicos. Por exemplo, no trabalho de Lopes et al. (2013), foi verificado que as áreas nativas do Cerrado com teores de COS semelhantes ao das áreas cultivadas, apresentavam consistentemente menores atividades de β -glicosidase (média de 57 mg de p-nitrofenol kg^{-1} de solo h^{-1}) do que os solos cultivados (acima de 100 mg de p-nitrofenol kg^{-1} de solo h^{-1}). Esta observação, que poderia ser considerada uma anomalia (Stott et al., 2010), está na realidade relacionada com a quantidade e qualidade dos resíduos vegetais retornados ao solo, que são mais complexos nas áreas nativas do que nas áreas agrícolas (Peixoto et al., 2010), resultando em redução da atividade da β -glicosidase, uma enzima do solo que atua na etapa final de decomposição da celulose (Tabatabai, 1994).

O uso das classes de interpretação com base nas relações dos indicadores microbianos com o rendimento de grãos e com os teores de matéria orgânica das áreas cultivadas, também reforça a idéia de que os teores de teores de CBM encontrados em ambientes em equilíbrio, como as áreas nativas de cerrado (média de 667 mg de C kg⁻¹ de solo), podem não ser alvos realísticos em solos agrícolas, mesmo sob as melhores práticas de manejo. Ou seja, o uso do Cerrado nativo como critério de referência de QS para áreas cultivadas pode resultar em solos agrícolas de alta qualidade sendo desfavorecidos por terem níveis de CBM inferiores aos encontrados nas áreas nativas.

Essa estratégia baseada na relação com a produtividade das culturas e também com os valores de COS, também já foi testada por outros autores em condições distintas do Cerrado (Lupwayi et al., 2015; Biswas et al., 2017). Com base nessa estratégia, Lupwayi et al. (2015) geraram níveis críticos para a atividade de β -glicosidase em solos cultivados com canola no Canadá. Na Índia, em sistemas de cultivo de arroz, Biswas et al., (2017) também geraram níveis críticos para a β -glicosidase. Esses estudos demonstram que essa simples estratégia pode ser utilizada em diferentes condições climáticas, tipos de solo e sistemas de cultivo, em diferentes partes do mundo.

Além de ajudar na interpretação dos bioindicadores independentemente de um controle ou tratamento comparativo, as tabelas com as classes de suficiência também poderão auxiliar no estabelecimento dos limites superiores e inferiores e dos valores de linha-base para as funções de pontuação padronizadas, que são utilizadas para calcular os índices de qualidade do solo (Karlen e Stott, 1994; Hussain et al., 1999).

Outro passo importante em relação aos bioindicadores seria a inclusão das análises microbiológicas em análises de solo de rotina comercial. Tendo em vista esse fato, Mendes et al. 2015 adotaram o conceito das amostras “FERTBIO”, que considera as vantagens de unificação do tempo de amostragem e do pré-tratamento de amostras para fertilidade (FERT) e análises microbiológicas (BIO), reduzindo custos operacionais para os agricultores e laboratórios comerciais. Por exemplo, na região dos Cerrados brasileiros, a amostragem padrão para as análises químicas do solo é realizada no final da estação chuvosa, na fase de pós-colheita das culturas. Já a amostragem padrão para as análises microbiológicas são tradicionalmente realizadas no meio da estação chuvosa, entre o florescimento pleno da planta e o estágio de enchimento de grãos, com a cultura estabelecida em seu desenvolvimento máximo, em condições ótimas de umidade do solo (Peixoto et al., 2010; Lopes et al., 2013; Lopes et al., 2018)

Em uma pesquisa recente em Latossolo típico de Cerrado, Mendes et al. (2019), observaram reduções significativas nos valores da atividade de algumas enzimas (Arilsulfatase, β -glicosidase, fosfatase ácida e desidrogenase) nas amostras “FERTBIO” coletadas após a colheita das culturas. Porém, o ranqueamento dos tratamentos e as relações matemáticas entre o COS e os indicadores microbiológicos foram preservados quando comparados com as amostras de solos coletadas na fase de floração da cultura, indicando a aplicabilidade das amostras FERTBIO para a geração de níveis críticos e tabelas de interpretação dessas enzimas. Como os resultados variam de acordo com o parâmetro avaliado e o tipo de solo, a pesquisa local é essencial para estabelecer as implicações da secagem ao ar para determinações microbiológicas.

A estratégia de interpretação baseada nas relações entre os bioindicadores com a produtividade e com o COS não teve o objetivo de finalizar o assunto, mas ser um ponto de partida para que mais trabalhos de pesquisa sejam realizados para assegurar que os resultados obtidos são consistentes ao longo do tempo nas mesmas condições, bem como para avaliações em outros locais e tipos de solos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta-Martínez, V., Cotton, J., 2017. Lasting effects of soil health improvements with management changes in cotton-based cropping systems in a sandy soil. *Biology and Fertility of Soils* 53, 533-546. doi: 10.1007/s00374-017-1192-2

Acosta-Martínez, V., Lascano, R., Calderón, F., Booker, J.D., Zobeck, T.M., Upchurch, D.R., 2011. Dryland cropping systems influence the microbial biomass and enzyme activities in a semiarid sandy soil. *Biol. Fertil. Soils* 47, 655–667. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-011-0565-1>.

Acosta-Martínez, v., Upchurch, D. R., Schubert, A. M., Porter, D., Wheeker, T., 2004. Early impacts of cotton and peanut cropping systems on selected soil chemical, physical, microbiological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils*, 40, 44-54. DOI: 10.1007/s00374-004-0745-3.

Almeida, W. S., Carvalho, D. F., Panachuki, E., Valim, W. C., Rodrigues, S. A., Varella, C. A. A., 2016. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. . *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 51(9), p.1110-1119, 2016, doi: 10.1590/S0100-204X2016000900010.

Andrews, S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.68, p.1945-1962, 2004, doi:10.2136/sssaj2004.1945.

Araújo, A. S. F., Cesarz, S., Leite, L. F. C., Borges, C. D., Tsai, S. M., Eisenhauer, N., 2013. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. *Soil Biol. Biochem.*, v. 66, p. 175-181, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.013>

Arshad, M. A., Martin, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems., 2002. *Agric Ecosyst. Environ.*, v. 88, p. 153-160, [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00252-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3)

Aziz, I., Mahmood, T., Islam, K. R., 2013. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. *Soil and Tillage Research* 131, 28-35. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.03.002>

Baldrian, P., Snajdr, J., Merhautová, V., Dobiášová, P., Cajthaml, T., Valásková, V., 2013. Responses of the Extracellular Enzyme Activities in Hardwood Forest to Soil Temperature and Seasonality and the Potential Effects of Climate Change. *Soil Biol. Biochem.*, v. 56, p. 60-68, doi:10.1016/j.soilbio.2012.01.020

Balota, E. L., Kanashiro, M., Colozzi, A., Andrade D. S., Dick, R. P., 2004. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agroecosystems. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 35, p. 300-396, <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822004000300006>

Balota, E. L.; Yada, I. F. U.; Amaral, H. F.; Nakatani, A. S.; Hungria, M.; Dick, R. P.; Coyne, M. S., 2015. Soil Quality in Relation to Forest Conversion to Perennial or

Annual Cropping in Southern Brazil. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 39, p. 1003-1014, <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140675>

Balota, E.L., Colozzi-Filho, A., Andrade, A.S., Hungria, M., 1998. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 22, p.641-649, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831998000400009>

Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147, 159-171. doi:10.1016/j.geoderma.2008.08.007

Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A., 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 39(7), p. 677-683, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700009>

Bayer, C., Mielniczuk, J., 1999. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: Santos, G. A., Camargo, F.A.O., ed. *Fundamentos da matéria orgânica: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Gênese, p. 9-2.

Bell, T. H., Klironos, J. N., Henry, H. A. L., 2010. Seasonal Responses of Extracellular Enzyme Activity and Microbial Biomass to Warming and Nitrogen Addition. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 74, p. 820-828, doi:10.2136/sssaj2009.0036

Benintende, S., Benintende, M., Sterren, M., Saluzzio, M., Barbagelata, P., 2015. Biological variables as soil quality indicators: Effect of sampling time and ability to classify soils by their suitability. *Ecological Indicators*, v. 52, p.147–152, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.030>

Bhardwaj, A. K.; Jasrotia, P.; Hamiltona, S. K.; Robertson G. P., 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. *Agric Ecosyst. Environ.*, v. 140, p. 419-429, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.005>

Billett, M. F., 1996. The monitoring of soil properties. In: Taylor, A. G., Gordon, J. E. & Usher, M. B. (eds.) *Soils, Sustainability and the Natural Heritage*. HMSO, Edinburgh, pp. 55–68.

Bin, L.; Ye, C.; Lijun, Z.; Ruidong, Y., 2008. Effect of Microbial Weathering on Carbonate Rocks. *Earth Science Frontiers*, v. 15(6), p. 90-99, doi:10.1016/S1872-5791(09)60009-9

Bini, D., Santos, C. A., Carmo, K. B., Kishino, N., Andrade, G., Zangaro, W., Nogueira, M. A., 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. *Eur. J. Soil Biol.*, v. 55, p. 117-123, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.12.010>

Biswas, S., Hazra, G.C., Purakayastha, T.J., Saha, N., Mitran, T., Roy, S.S., Basak, N., Mandal, B., 2017. Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. *Geoderma* 292, 34–48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.003>

Boerner, R. E. J., Brinkman, J. A., Smith, 2005. A. Seasonal variations in enzyme activity and organic carbon in soil of a burned and unburned hardwood forest. *Soil Biol. Biochem.*, v. 37, p. 1419-1426. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.12.012>

Bone, J.; Barraclough, D.; Eggleton, P.; Head, M.; Jones, D. T.; Voulvoulis, N., 2014. Prioritising soil quality assessment through the screening of sites: the use of publicly collected data. *Land Degrad. Develop.*, v. 25, p. 251-266. doi: 10.1002/ldr.2138

Büchia, L., Wendlinga, M., Amosséa, C., Necpalovac, M., Charles, R., 2018. Importance of cover crops in alleviating negative effects of reduced soil tillage and promoting soil fertility in a winter wheat cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 256 (2018) 92–10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.005>

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., 2013. Soil

health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Sci. Agríc.* 70, 274–289, <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009>

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Cerri, C. E. P., Tormena, C. A., Cerri, C. C., 2015. A Soil Management Assessment Framework (SMAF) Evaluation of Brazilian Sugarcane Expansion on Soil Quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 80, p. 215–226, doi:10.2136/sssaj2015.09.0328

Chodak, M., Niklinska, M., 2010. Effect of texture and tree species on microbial properties of mine soils. *Appl. Soil Ecol.* 46, 268–275. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.08.002>

Cleveland, C. C., Townsend, A. R., Constance, B. C., Ley, R. E., Schmidt, S. K., 2004. Soil Microbial Dynamics in Costa Rica: Seasonal and Biogeochemical Constraints. *Biotropica*, v. 36, p. 184-195, <http://www.jstor.org/stable/30043107>

Debosz, K., Rasmussen, P. H., Pedersen, A. R., 1999. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. *Applied Soil Ecology*, v. 13, p. 209-218, [http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00034-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00034-7)

Delgado-Baquerizo, M.; Maestre, F. T.; Reich, P. B.; Jeffries, T. C.; Gaitan, J. J.; Encinar, D.; Berdugo, M.; Campbell, C. D.; Singh, B. K., 2016. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *Nat. Commun.*, 28;7:10541, doi: 10.1038/ncomms10541.

de León-González, F, Hernández-Serrano, M. M., Etchevers, J. D., Payán- Zelaya, F., Ordaz-Chaparro, V., 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley of Mexico. *Soil and Tillage Research* 56, 213–217. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00127-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00127-6)

Dick, R. P., 2011. *Methods of soil enzymology*. Madison, WI: Soil Science Society of America.

Dick, R . P., 1992. A review: Long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 40:25–36. doi:10.1016/0167-8809(92)90081-L

Doran, J.W., 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agr. Ecosyst. Environ.* V. 88, p. 119–127 , [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00246-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00246-8)

Doran, J.W.; Parkin, T.B. Defining and assessing soil quality. in: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F.; Stewart, B.A., 1994, ed. *Defining soil quality for a 26 sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America, p. 3-21, (Special Publication number, 35).

Doran, J.W.; Parkin, T.B. Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set. In: Doran, J.W., Jones, A.J., 1996., (Eds.), *Soil Science Society of America Book Series n° 49, (Special Publication)*, p. 25–37.

Dose, H. L., Fortuna, A. M., Cihacek, L. J., Norland, J., DeSutter, T. M., Clay, D. E., Bell, J., 2015. Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation. *Ecol. Indicat.*, v. 58, p. 244-253, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.059>

Faber, J. H., Creamer, R. E., Mulder, C., Römbke, J., Rutgers, M., Sousa, J. P., & Griffiths, B. S., 2013. The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme. *Integrated environmental assessment and management*, 9(2), 276-284.

Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha - FEBRAPDP. [Accessed: Out 20, 2016]. Available: <http://www.febrapdp.org.br/>.

Fierer, Noah., 2017. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature*, 15, 579-590. DOI: 10.1038/nrmicro.2017.87

Food and Agriculture Organization of the United States (FAO) and Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS), 2015. Status of the world's soil resources. (Main Report, Rome, 648 p.). Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>

Gil-Sotres, F.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M. C.; Seoane, S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, p. 877-887, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003>

Gispert, M., Emran, M., Pardini, G., Doni, S., Ceccanti, B., 2013. The impact of land management and abandonment on soil enzymatic activity, glomalin content and aggregate stability. *Geoderma*, v. 202-203, p. 51-61, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.012>

Gonzalez-Quiñones, V., Stockdale, E. A., Banning, N. C., Hoyle, F. C., Sawada, Y., Wherrett, A. D., & Murphy, D. V., 2011. Soil microbial biomass—Interpretation and consideration for soil monitoring. *Soil Research*, 49(4), 287-304.

Gougoulias, C.; Clark, J. M.; Shaw, L. J., 2014. The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. *J. Sci. Food Agric.*, v. 94(12), p. 2362-2371.

Green, V.S.; Stott, D.E.; Cruz, J.C., Curi, N., 2007. Tillage impacts on soil biological activity and aggregation in a Brazilian Cerrado Oxisol. *Soil and Tillage Research*, v. 92, p. 114-121, 2007.

Gutknecht, J. L. M., Field, C. B., Balsler, T. C., 2012. Microbial communities and their responses to simulated global change fluctuate greatly over multiple years. *Global Change Biology*, v. 18, p. 2256-2269, doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02686.x

Gutknecht, J. l. M., Henry, H. L., Balsler, T., 2010. Inter-annual variation in soil extracellular enzyme activity in response to simulated global change and fire disturbance. *Pedobiologia*, v. 53, p. 283-293, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.02.001>

Hatfield, J. L., Sauer, T. J., & Cruse, R. M., 2017. Soil: The Forgotten Piece of the Water, Food, Energy Nexus. In *Advances in Agronomy* (Vol. 143, pp. 1-46). Academic Press.

Henry, H. A. L. Reprint of "Soil extracellular enzyme dynamics in a changing climate". *Soil Biol. Biochem.*, v. 56, p. 53-59, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.022>

Hussain, I.; Olson, K. R.; Wander, M. M.; Karlen, D. L., 1999. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil and Tillage Research*, v. 50, p. 237-249, [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00012-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00012-4)

Inagaki, T. M., Sá, J. C. M., Caires, E. F., Gonçalves, D. R. P., 2016. Lime and gypsum application increases biological activity, carbon pools, and agronomic productivity in highly weathered soil. *Agric Ecosyst. Environ.*, v. 231, p. 156-165, 2016, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.034>

Islam, K.R. and Weil, R.R., 2000. Soil quality indicator properties in mid-atlantic soils as influenced by conservation management. *J. Soil Water Conser.*, 55 (1), 69-78, 2000, <http://www.jsowconline.org/content/55/1/69.full.pdf+html>

Jin, V., Haney, R., Fay, P., Polley, H., 2013. Soil type and moisture regime control microbial C and N mineralization in grassland soils more than atmospheric CO₂-induced changes in litter quality. *Soil Biol. Biochem.*, v.58, p. 172–180, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.024>

Kandeler, E., Tschirko, D., Spiegel, H., 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol Fertil Soils*, v. 28, p.343–351, doi:10.1007/s003740050502.

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., 1994, (Ed.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America, p. 53-72. (SSSA Special Publication, 35).

Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 61 (1), p.4–10, 1997, <http://handle.nal.usda.gov/10113/16713>

Kaschuk, G., Alberton, O., Hungria, M., 2011. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. *Plant Soil*, v. 338, p. 467–481, <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0559-z>

Kaschuk, G., Alberton, O., Hungria, M., 2010. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biol. Biochem.*, v. 42, p. 1-13,, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.020>

Keating, A.; Herrero, M.; Carberry, P. S; Gardner, J., Cole, M.B., 2014. Foodwedges: Framing the global food demand and supply challenge towards 2050. *Global Food Security*, v.3, p.125-132.

Knight, T. R., Dick, R. P., 2004. Differentiating microbial and stabilized β -glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 36, 2089–2096. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.007>.

Kotroczó, Z., Veres, Z., Fekete, I., Krakomperger, Z., Tóth, J. A., Lajtha, K., Tóthmérész, B., 2014. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biol. Biochem.*, v. 70, p. 237-243, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.028>

Kramer, S., Green, D. M., 2000. Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. *Soil Biol. Biochem.*, v. 32, p. 179-188, [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00140-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00140-6)

Kuwano, B. H., Knob, A., Fagotti, D. S. L., Melém Junior, N. J., Godoy, L., Diehl, R. C., Krawulski, C. C., Andrade Filho, G., Zangaro Filho, W., Tavares-Filho, J.,

Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., et al., 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nat. Commun.* 6, 6707.

Lilburne, L., Sparling, G. P., and Schipper, L. A., 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: Development of an interpretive framework. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 104:535–544. doi:10.1016/j.agee.2004.01.020

Li, Z.; Liu, L.; Chen, J.; Teng, H. H., 2016. Cellular dissolution at hypha- and spore-mineral interfaces revealing unrecognized mechanisms and scales of fungal weathering. *Geological Society of America*, v. 44 (4), p. 319-322, doi: 10.1130/G37561.1

Lisboa, B. B., Vargas, L. K., Silveira, A. O., Martins, A. F., Selbach, P .A., 2012. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes manejos. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 36, p. 45-55, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000100004>

Liu, D., Huang Y., Shaoshan, A., Sun, h., Bhople, P., Chen, Z., 2018. Soil physicochemical and microbial characteristics of contrasting land-use types along soil depth gradients. *Catena* 168, 345-353.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.028>

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., Souza, L. M., Mendes, I. C., 2018. Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional* 12, 72-82.
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.01.003>

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Mendes, I. C., 2015. Air-drying and longterm storage effects on β -glucosidase, acid phosphatase and arylsulfatase activities in a tropical Savannah Oxisol. *Appl. Soil Ecol.* 93, 68–77.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.04.001>

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., Goedert, W. J., Mendes, I. C., 2013. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop

yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal* 77, 461–472.
<https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/77/2/461>

Lorenz, N., Dick, R. P., 2011. Sampling and pretreatment of soil before enzyme analysis. In: Dick, R.P. (Ed.), *Methods of Soil Enzymology*, 9. SSSA Book Series, Madison, pp. 85–101

Lupwayi, N.Z., Harker, K.N., O'Donovan, J.T., Turkington, T.K., Blackshaw, R.E., Hall, L.M., Willenborg, C.J., Gan, Y., Lafond, G.P., May, W.E., Grant, C.A., 2015. Relating soil microbial properties to yields of no-till canola on the Canadian prairies. *Eur. J. Agron.* 62, 110–119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.10.004>.

Magdoff, F., Weil, R.R., 2004. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 398.

Mganga, K.Z., Razavi, B.S., Kuzyakov, Y., 2016. Land use affects soil biochemical properties in Mt. Kilimanjaro region. *Catena* 141, 22–29. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.013>.

Mbuthia, L. W.; Acosta-Martinez, V.; DeBryun, J.; Schaeffer, S.; Tyler, D.; Odoi, E.; Mpheshea, M.; Walker, F.; Eash, N., 2016. Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. *Soil Biol. Biochem.*, v. 89, p.24-34, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.016>

McBratney, A. B.; Field, D.J.; Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*, v.213, p.203-213, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>

McDaniel, M. D., Kaye, J. P., Kaye, M. W., 2013. Increased temperature and precipitation had limited effects on soil extracellular enzyme activities in a post-harvest forest. *Soil Biol. Biochem.*, v. 53, p. 90-98, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.026>

Mendes, I. C., Souza, L. M., Lacerda, M. P. C., Sousa, D. M. G., Lopes, A. A. C., 2019. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. *Applied Soil Ecology*.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025>

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Lopes, A. A. C., 2018. Indicadores de qualidade biológica para manejo sustentável de solos arenosos. *BOLETIM INFORMATIVO (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO)*, v. 44, p. 20-25, 2018.

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Kappes, C., Ono, F. B., Semler, T. D., Zancanaro, L., Lopes, A. A. C., 2017. Qualidade biológica do solo: por que e como avaliar. *Boletim de Pesquisa da Fundação MT.*, 1ed., Rondonópolis: Fundação MT, v. 1, p. 98-105.

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., 2015. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, v.32, 191 – 209.

Mendes, I. C. 2014. Indicadores biológicos de qualidade de solo em sistemas de plantio direto no Brasil: estado atual e perspectivas futuras. In: reunião brasileira de fertilidade do solo e nutrição de plantas, 31.; reunião brasileira sobre micorrizas, 15.; simpósio brasileiro de microbiologia do solo, 13.; reunião brasileira de biologia do solo, 10., 2014, Araxá. *Fertilidade e biologia do solo: integração e tecnologias para todos: anais*. Araxá: Núcleo Regional Leste da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, FertBio 2014.

Mendes, I. C., Fernandes, M. F., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., 2012. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. *Plant Soil*, v. 359, p-183-195, doi:10.1007/s11104-012-1195-6

Mendes, I. C., Souza, L. V., Resck, D. V. S., Gomes, A. C., 2003. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e

direto no Cerrado. R. Bras. Ci. Solo, v. 27(3), p. 435-443, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000300005>

Moreira, F. R., Dechen, S. C. F., Silva, A. P., Figueiredo, G. C., De Maria, I. C., Pessoni, P. T., 2014. Intervalo hídrico ótimo em um latossolo vermelho cultivado em sistema semeadura direta por 25 anos. R. Bras. Ci. Solo, v. 38, p. 118-127, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000100011>

Muscolo, A., Panuccio, M. R., Mallamaci, C., Sidari, M., 2014. Biological indicators to assess short-term soil quality changes in forest ecosystems. Ecol. Indic., v. 45, p. 416-423, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.047>

Nabhan, S.; Wiedenbeck, M.; Milke, R.; Heubeck, C., 2016. Biogenic overgrowth on detrital pyrite in ca. 3.2 Ga Archean paleosols. Geological Society of America, v. 44 (9), p.763-766, doi: <http://dx.doi.org/10.1130/G38090.1>

Nicolodi, M.; gianello, C.; Anghinoni, I.; Marré, J.; Mielniczuk, J., 2008. Insuficiência do conceito mineralista para expressar a fertilidade do solo percebida pelas plantas cultivadas no sistema plantio direto. R. Bras. Ci. Solo, v. 32, p. 2735-2744, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000700017>

Pahihar, C. M., Yadav, M. R., Jat, S. L. Singh, A. K., Kumar, B., Pradhan, S., Chakraborty, D., Jat, M. L., Jat, R. K., Saharawat, Y. S., Yadav, O. P., 2016. Long term effect of conservation agriculture in maize rotations on total organic carbon, physical and biological properties of a sandy loam soil in north-western Indo-Gangetic Plains. Soil and Tillage Research, v. 161, p. 116-128, <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.04.001>

Paul, E., 2016. The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. Soil Biol. Biochem., v. 98, p. 109-126, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>

Peixoto, R. S., Chaer, G. M., Franco, N., Reis Junior, F. B., Mendes, I. C., Rosado, A. S., 2010. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry

and bacterial community structures of soils in the Cerrado. *Antonie van Leeuwenhoek: International Journal of General and Molecular Microbiology*, v. 98(3), p. 403-413, doi 10.1007/s10482-010-9454-0

Poirier, N., Sohi, S.P., Gaunh, J.L., Mahieu, N., Randall, E.W., Powlson, D.S., Evershed, R. P., 2005. The chemical composition of measurable soil organic matter pools. *Org. Geochem.* 36, 1174–1189.

Portilho, I. I. R.; Scorza Junior, R. P.; Salton, J. C.; Mendes, I. C.; Mercante, F. M., 2015. Persistência de inseticidas e parâmetros microbiológicos em solo sob sistemas de manejo. *Ciência Rural*, v. 45 (1), p. 22-28, doi: 10.1590/0103-8478cr2013132

Pulido, M., Schnabel, S., Contador, J. F. L., Lozano-Parra, J., Gómez-Gutiérrez, Á., 2017. Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). *Ecological indicators* 74, 49-61
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.016> 1470-160X/

Raiesi, F., 2017. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecological Indicators* 75, 307-320.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049>

Raiesi, F., Kabiri, V., 2016. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. *Ecol. Indicators*, 71, 199-207.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.061>

Rasche, F.; Cadisch, G.; The molecular microbial perspective of organic matter turnover and nutrient cycling in tropical agroecosystems - What do we know? *Biol Fertil Soils*, v. 49, p. 251–262, 2013, doi: 10.1007/s00374-013-0775-9

Rastin N., Rosenplänter K., Hü ttermann A., 1988. Seasonal variation of enzyme activity and their dependence on certain soil factors in a beech forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, v.20, p. 637-642, 198, doi:10.1016/0038-0717(88)90147-2

Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A., Reinert, D. J., Horn, R., Kansson, I. H., 2009. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil and Tillage Research*, v. 102, p.242-254, <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002>

Richardson, A. E.; Simpson, R. J., 2011. Soil micro-organisms mediating phosphorous availability update on microbial phosphorus. *Plant Physiol.* , v. 156(3), p.989-996, doi: 10.1104/pp.111.175448

Rutgers M., Mulder C., Schouten A. J., Bloem J., Bogte J. J., Breure A. M., 2008. Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. Report 607604009. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM.

Rutgers, M., Van Wijnen, H. J., Schouten, A. J., Mulder, C., Kuiten, A. M. P., Brussaard, L., & Breure, A. M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Science of the Total Environment*, 415, 39-48.

Samal, S. K., Rao, K. K., Poonia, S. P., Kumar, R., Mishra, J. S., Prakash, V., Mondal, S., Dwivedi, S. K., Bhatt, B. P., Naik, S. K., Choubey, A. K., Kumar, V., Malik, R. K., Mc Donalds, A., 2017. Evaluation of long-term conservation agriculture and crop intensification in rice-wheat rotation of Indo-Gangetic Plains of South Asia: Carbon dynamics and productivity. *Eur. J. Agron.*, 90, 198-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2017.08.006>

Schmidt, M.W., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56.

Schoenholtz, S. H.; Van miegroet, H.; Burger, J. A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest quality: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manage.*, v. 138, p. 335-356, [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00423-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00423-0)

Silva, G. N., Vidor, C. As práticas de manejo de solo na população microbiana. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 8, p. 291-296, 1984.

Slaughter, L. C., Weintraub, M. N., McCulley, R. L., 2015. Seasonal Effects Stronger than Three-Year Climate Manipulation on Grassland Soil Microbial Community. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 79, p. 1352-1365, doi:10.2136/sssaj2014.10.0431

Souza, L. M., 2016. Avanços nos estudos de interpretação de indicadores microbiológicos nos latossolos argilosos de cerrado. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Tese de Doutorado, 169p.

Sparling, G. P., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In 'Biological indicators of soil health'. (Eds CE Pankhurst, BM Doube, VVSR Gupta) pp. 97–119. (CAB International: Wallingford, UK)

Stefanoski, D. C.; Figueiredo, C. C.; Santos, G. G.; Marchão, R. L., 2016. Selecting soil quality indicators for different soil management systems in the Brazilian Cerrado. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, doi: 10.1590/S0100-204X201600090000x.

Stockman, U.; Admans, M. A.; Crawford, J. W.; Field, D. J.; Henakaarchchi, N.; Jenkins, M.; Minasny, B.; McBratney, A. B.; Courcelles, V. R.; Singh, K.; Wheeler, I.; Abbott, L.; Angers, D. A.; Baldock, J.; Bird, M.; Brookes, P. C.; Chenu, C.; Jastrow, J. D.; Lal, R.; Lehmann, J.; O'Donnel, A. G.; Parton, W. J.; Whitehead, D.; Zimmermann, M., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric Ecosyst. Environ.* v. 164, p. 80-99, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>

Stott, D.; Andrews, S. S.; Liebig, M. A.; Wienhold, B. J.; Karlen, D. L. 2010. Evaluation of β -Glucosidase Activity as a Soil Quality Indicator for the Soil

Management Assessment Framework. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 107-119, <http://digitalcommons.unl.edu/usdaarsfacpub/1222>

Stott, D.E.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A.; Harmel, R.D. 2013. A soil quality and metabolic activity assessment after fifty-seven years of agricultural management. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77(3), p.903-913, doi:10.2136/sssaj2012.0355

Sugihara, S., Funakawa, S., Kilasara, M., Kosaki, T., 2010. Effect of land management and soil texture on seasonal variations in soil microbial biomass in dry tropical agroecosystems in Tanzania. *Appl. Soil Ecol.* 44, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.10.003> Get rights and content

Takoutsing, B., Weber, J., Aynekulu, E., Martín, J. A. R., Shepherd, K., Sila, A., Tchoundjeu, Z., Diby, L., 2016. Assessment of soil health indicators for sustainable production of maize in smallholder farming systems in the highlands of Cameroon. *Geoderma* 276, 64-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.027>

Tiemann, L.K., Grandy, A.S., Atkinson, E.E., Marin-Spiotta, E., McDaniel, M.D., 2015. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecol. Lett.* 18, 761–771.

Totola, M. R.; Chaer, G. M., 2002. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: Alvarez, V. H; Schaefer, C. E. G. R; Barros, N. F.; Mello, J. W. V.; Costa, L. M. (eds) *Topicos em Ciencia do Solo*, Vol. 2. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo, p.195-276,.

Trasar-Cepeda, C., M.C. Leirós, F. Gil-Sotres, and S. Seoane. 1998. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils.* 26:100–106. doi:10.1007/s003740050350

Tscherko, D., Kandeler, E., 1997. Biomonitoring of soils – denitrification enzyme activity and soil microbial processes as indicators for environmental stress. In: Becker KH, Wieser P (eds) *Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide*

Emissions, Cologne, April 21–23, Bergische Universität Gesamthochschule Wuppertal, Physikalische Chemie, Bericht 41, Wuppertal, pp 373–381.

Valle, S. R., Carrasco, J., 2018. Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. *Catena* 162, 386-395.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.024>

Verboom, W. H. and Pate, J. S., 2013. Exploring the biological dimension to pedogenesis with emphasis on the ecosystems, soils and landscapes of southwestern Australia. *Geoderma*, v. 211-212, p. 154-183, *Geoderma*,
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.030>

Vieira, R. C. B., Bayer, C., Fontoura, S. M. V., Anghinoni, I. Ernani, P. R., Moraes, R. P., 2012. Critérios de calagem e teores críticos de fósforo e potássio em latossolos sob plantio direto no centro-sul do Paraná. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 37, p. 188-198,
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000100019>

Vieira, R. C. B., Fontoura, S. M. V., Bayer, C., Moraes, R. P., Carniel, E., 2015. Adubação Fosfatada para Alta Produtividade de Soja, Milho e Cereais de Inverno Cultivados em Rotação em Latossolos em Plantio Direto no Centro-Sul do Paraná. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 39, p. 794-808, <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140463>

Vinhal-Freitas, I. C., Wangen, D. R. B., Ferreira, A. S., Corrêa, G. F., Wendling, B., 2010. Microbial and enzymatic activity in soil after organic composting. *R. Bras. Ci. Solo*, v.34(3), p. 757-764, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000300017>

Wagg, C.; Bender, S. F.; Widmer, F.; van der Heijden, M. A. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, v. 111 (14), p. 5266-5270, 2014, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1320054111>

Wallenstein, M.D., Burns, R.G., 2011. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matter degradation in soil: a complex community-driven process. *Methods of soil enzymology* 35e55.

Wang, F.; Shi, N.; Jiang, R.; Zhang, F.; Feng, G., 2016. In situ stable isotope probing of phosphate-solubilizing bacteria in the rhizosphere. *J. Experim. Bot.*, v. 67(6), p. 1689-1701, doi: 10.1093/jxb/erv561

Wang, S.; Zhao, X., 2009. On the potential of biological treatment for arsenic contaminated soils and groundwater. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 2367-2376.

Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., Kocowicz, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1294–1302, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.005>

Wei, X., Shao, M., Gale, W., Li, L., 2014. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forest to agricultural land. *Nature Sci. Rep.* 4, 4062. <https://doi.org/10.1038/srep04062>

Wick, B., Kühne, R. F., Vielhauer, K., Vlek, P. L., 2002. Temporal variability of selected soil microbiological and biochemical indicators under different soil quality conditions in south-western Nigeria. *Biology and Fertility of Soils*, v. 35, p. 155-167, doi:10.1007/s00374-002-0455-7

Wienhold, B. J., Karlen, D. L., Andrews, S. S., Stott, D. E., 2009. Protocol for indicator scoring in the soil management assessment framework (SMAF). *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 24(4); p. 260–266, doi:10.1017/S1742170509990093.

Wilson, M. G., Sasal, M. C., Caviglia, O. P., 2013. Critical bulk density for a Mollisol and a Vertisol using least limiting water range: Effect on early wheat growth. *Geoderma*, v. 192, p. 354-351, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.021>

Yang, Z.C., Zhao, N., Huang, F., Ly, Y.Z., 2014. Long-term effects of different organic and inorganic fertilizer treatments on soil organic carbon sequestration and crop yields

on the North China Plain. *Soil Till. Res.* 146, 47–52.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.06.011>.

Zornoza, R.; Acosta, J.A.; Bastida, F.; Dominguez, S.G.; Toledo, D.M.; Faz, A. 2015. Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *Soil*, v.1, p.173–185, <http://www.soil-journal.net/1/173/2015/soil-1-173-2015.pdf>

Zuber, S.M., Villamil, M.B., 2016. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 97, 176–187.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.011>.

Zwikel, S., Lavee, H., Sarah, P., 2007. Temporal dynamics in arylsulfatase enzyme activity in various microenvironments along a climatic transect in Israel. *Geoderma*, v. 140, p. 30-41, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.03.008>

CAPÍTULO I

TEMPORAL VARIATION AND CRITICAL LIMITS OF MICROBIAL INDICATORS IN OXISOLS IN THE CERRADO, BRAZIL

Artigo publicado no periódico: Geoderma Regional em 26 de janeiro de 2018

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.01.003>

6. VARIAÇÃO TEMPORAL E NÍVEIS CRÍTICOS DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM UM LATOSSOLO DE CERRADO

6.1. RESUMO

Neste estudo, foi avaliada a variação temporal do carbono da biomassa microbiana (CBM), arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase, ao longo de um período de cinco anos, comparando-os com o carbono orgânico do solo (COS) e P-Mehlich, em um Latossolo argiloso cultivado, sob sistemas de plantio direto (SPD) e preparo convencional (SPC). A influência da variação temporal sobre os níveis críticos (NCs) destes indicadores microbiológicos também foi avaliada. Amostras de solo (profundidade de 0-10 cm) foram coletadas no estágio da floração, em 2011, 2013 e 2015 em um conjunto de 13 tratamentos sob SPD e oito tratamentos sob SPC. Independentemente do sistema de manejo, o CBM, a arilsulfatase e fosfatase ácida foram as variáveis microbianas mais estáveis. Foram observados aumentos consistentes na atividade da β -glicosidase ao longo do tempo nos tratamentos sob SPD, provavelmente relacionados com a atividade abiônica. Novos NCs para estes indicadores microbiológicos nos Latossolos argilosos de Cerrado foram gerados com um conjunto de dados de vários anos. Além da avaliação da variação temporal, os novos NCs específicos para o SPD e para o SPC no estágio de floração, representam um avanço, uma vez que também são consideradas as diferenças no funcionamento biológico presentes nestes sistemas de manejo.

Palavras-chave: β -glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida, carbono da biomassa microbiana, plantio direto, preparo convencional, Latossolos.

6.1.2. ABSTRACT

In this study, the temporal variation of microbial biomass carbon (MBC), arylsulfatase, acid phosphatase and β -glucosidase was evaluated, over a 5-years period, comparing it with soil organic carbon (SOC) and Mehlich-P, in cultivated clayey Oxisols, under NT and conventional-tillage (CT) management systems. We also determined the extent of the temporal variation in the critical levels (CLs) for these microbial indicators. Soil samples (0 to 10 cm depth) were collected at the flowering stage, in 2011, 2013 and 2015 from a set of 13 treatments under NT and 8 treatments under CT. Regardless of the management system, MBC, arylsulfatase and acid phosphatase were the most stable microbial variables. Consistent increases in β -glucosidase activity over time were observed in the treatments under NT, and are likely related to its abiotic accumulation. New CLs for these microbial indicators, in the clayey Cerrado oxisols, were generated with the multi-year data set. In addition to the temporal variation, the new CLs, specific for NT and CT, represent an advance since they also consider the differences in soil biological functioning present in these management systems, at the flowering stage.

Keywords: β -glucosidase, Arylsulfatase, Acid phosphatase, Microbial biomass carbon, No-tillage, Conventional tillage, Oxisols.

6.2. INTRODUÇÃO

A região do Cerrado abrange uma área de aproximadamente 2,04 milhões de quilômetros quadrados do território brasileiro. Considerada uma região inapta para a agricultura no início dos anos 1970, hoje o Cerrado é responsável por cerca de 55 e 60 % da produção nacional de carne e grãos, respectivamente (CONAB, 2016), e tornou-se uma das maiores fronteiras agrícolas do mundo, com aproximadamente 17,4 milhões de hectares sob culturas anuais (MMA, 2015). Dentro desta grande extensão de terra, ocorre uma ampla variedade de condições ambientais, no entanto, o clima tropical é predominante, com uma estação chuvosa que varia de 3 a 8 meses e precipitação anual variando de 500 mm no nordeste a 2300 mm nas áreas sub-amazônicas (Silva et al., 2008). As condições ideais de crescimento para as plantas e microrganismos do solo no Cerrado ocorrem depois das primeiras chuvas em setembro/outubro, início da data de plantio para as culturas anuais de grãos.

Nos últimos 40 anos, a agricultura do Cerrado tem avançado rapidamente em direção à sustentabilidade. Esse processo iniciou-se nos anos 1990, com a adoção do plantio direto (Freitas e Landers, 2014), e mais recentemente tem se intensificado com a adoção dos sistemas de integração lavoura-pecuária (Cordeiro et al., 2015). A adoção desses sistemas de manejo conservacionistas despertou interesse crescente nas avaliações da saúde do solo (Balota et al., 2004; Hungria et al., 2009; Mendes et al., 2015; Mendes, 2016). Assim como em outras partes do mundo, as métricas para avaliação de qualidade do solo nos agroecossistemas também tem sido discutidas no Brasil (Stott et al., 2010; Lopes et al., 2013; Lehman et al., 2015; Mendes et al., 2015). Mesmo que ainda não se tenha um consenso a respeito de um conjunto mínimo de parâmetros para avaliar a QS nos agroecossistemas brasileiros, é evidente a necessidade de indicadores relacionados ao funcionamento biológico do solo nos índices de qualidade do solo (Balota et al., 2004; Hungria et al., 2009; Peixoto et al., 2010; Lopes et al., 2013; Mendes et al., 2015).

A interpretação dos valores individuais de indicadores microbiológicos, independentemente de um controle ou de um tratamento de referência, é um dos maiores desafios nas avaliações de QS que utilizam indicadores microbiológicos (Dick, 1992; Trasar-Cepeda et al., 1998; Gil-Sotres et al., 2005; Biswas et al., 2017). Como parte dos esforços para incorporar as análises microbiológicas nas análises de rotina

comercial no Brasil, Lopes et al. (2013) reportaram níveis críticos (NCs) (baixo, médio e adequado) para o CBM, β -glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida para Latossolos argilosos do Cerrado brasileiro, gerando as primeiras tabelas de interpretação para indicadores microbiológicos nestes solos, que cobrem uma área de 40 milhões de hectares. A definição dos NCs foi baseada em expressões matemáticas das relações desses bioindicadores com o rendimento relativo acumulado de grãos (RRA) de milho e soja e o carbono orgânico do solo (COS). No entanto, estas tabelas de interpretação foram desenvolvidas com dados coletados em uma única amostragem, não considerando a resposta destes indicadores microbiológicos aos diferentes sistemas de manejo ao longo do tempo.

Ao contrário dos indicadores químicos de fertilidade, o componente biológico do solo é fortemente influenciado pelas condições climáticas, como umidade do solo e temperatura, gerando padrões de variação temporal. Parâmetros microbiológicos que variam muito em períodos curtos tornam a calibração e a interpretação mais difíceis (Knight e Dick, 2004). Por esta razão, um desvio padrão pequeno e baixas variações ao longo do tempo são alguns dos requisitos necessários para o uso dos parâmetros microbiológicos no monitoramento da qualidade do solo (Tscherko e Kandeler, 1997). Flutuações sazonais intra-aneais (i.e., dentro de um mesmo ano) nos atributos microbiológicos estão diretamente ligadas à qualidade, quantidade e disponibilidade do substrato, nas diferentes estações do ano, e variam de acordo com o ecossistema avaliado, os parâmetros estudados e as propriedades do solo (McGill et al., 1986; Rastin et al., 1988; Kramer e Green, 2000; Wick et al., 2002; Cleveland et al., 2004; Boerner et al., 2005; Bell et al., 2008; Mendes et al., 2012; McDaniel et al., 2013; Baldrian et al., 2013; Kotroczo et al., 2014; Pathan et al., 2017).

Por outro lado, variações interanuais (em diferentes anos) na atividade biológica do solo, bem como variações ao longo do tempo, nos estudos de monitoramento de atributos microbiológicos, também têm sido reportadas na literatura (Kandeler et al., 1999; Liu et al., 2010; Acosta-Martínez et al., 2011; Edwards and Jefferies, 2013; Kotroczo et al., 2014; Singh and Goshal, 2010; Mendes et al., 2012; McDaniel et al., 2013). Com a intensificação de estudos relacionados às mudanças climáticas globais, ficou evidente a importância de conjuntos de dados robustos com vários anos de observação, para um melhor entendimento da sensibilidade dos bioindicadores de QS aos fatores bióticos e abióticos (Gutknecht et al., 2010, 2012; Baldrian et al., 2013;

Henry, 2013; Moyes e Bowling, 2013; Slaughter et al., 2015; Romero-Olivares et al., 2017).

Sistemas de manejo como o plantio direto (SPD) e o preparo convencional (SPC), influenciam o ambiente solo de diferentes maneiras (Johnson e Hoyt, 1999; Martens, 2001; Kaschuk et al., 2010). Uma recente meta-análise, utilizando 139 observações de 62 estudos em diferentes partes do mundo, confirmou que o SPD favorece o aumento da comunidade microbiana e a maior atividade enzimática (Zuber e Villamil, 2016). No Cerrado, o SPD tem sido adotado na maioria das grandes propriedades com alta tecnologia, onde a ausência de o revolvimento de solo possibilita aos agricultores o plantio antecipado na estação chuvosa. Atualmente, estima-se que cerca de 11 milhões de hectares sob cultivos de grãos estão sendo cultivados sob SPD no Cerrado (FEBRAPD, 2017).

Aproveitando a oportunidade única oferecida por três experimentos de campo de longa duração, cuidadosamente conduzidos e documentados, no presente estudo foram avaliados: i) a importância dos efeitos climáticos nos processos microbiológicos no solo, utilizando um conjunto de dados de vários anos abrangendo períodos distintos de variabilidade interanual, e, ii) o fato de que o funcionamento biológico do solo é diferente sob SPC e SPD. O objetivo desse trabalho foi de monitorar a variação temporal do CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase por um período de cinco anos em um conjunto de 13 tratamentos sob SPD e oito tratamentos sob SPC, em experimentos de campo de longa duração. Foi avaliado também a variação temporal do COS e do P-Melich, dois parâmetros utilizados frequentemente nas análises químicas de rotina do solo. O conhecimento da magnitude das mudanças ao longo do tempo no CBM e na atividade da arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase, sob diferentes sistemas de manejo, é importante não só para quantificar como as variações temporais influenciam estes parâmetros, mas também para os estudos de calibração e interpretação. Portanto, outro objetivo deste estudo foi determinar os NCs para estes indicadores microbiológicos, em Latossolos argilosos de Cerrado, sob SPD e SPC, usando um conjunto de dados plurianuais, com amostragens em 2011, 2013 e 2015.

6.3. MATERIAL E MÉTODOS

6.3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na área experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Embrapa Cerrados), em Planaltina, DF, Brasil (15°35'30"S e 47°42'00"O, na altitude de 1175 m). O solo é um Latossolo Vermelho distrófico argiloso (583 g kg⁻¹ de argila, 346 g kg⁻¹ de areia e 71 g kg⁻¹ de silte). De acordo com a classificação de Köppen, o clima local é Cwa, o qual corresponde ao clima típico de Cerrado (temperado úmido com inverno seco e verão quente – clima tropical com estação seca no inverno), com 1500 mm de média anual de precipitação e duas estações bem definidas (seca de maio a setembro e chuvosa de outubro a abril). As temperaturas mínimas e máximas anuais são de 15.9 °C e 26.4 °C, respectivamente.

Um conjunto de 21 tratamentos de três experimentos de campo de longa duração foram selecionados para este estudo, baseando-se no histórico de rendimento acumulado de grãos (RAG) de soja [*Glicine max* (L.) Merr], e milho (*Zea mays* L.). Estes experimentos (em blocos ao acaso com três repetições) foram delineados para estudar o manejo de fertilizantes fosfatados usando várias fontes, doses e modos de aplicação (Figura 6-1). O conjunto de 21 tratamentos incluiu 13 tratamentos sob SPD e oito tratamentos sob SPC. Estes tratamentos foram selecionados porque as diferentes estratégias de adubação fosfatada resultaram em diferentes produções de grãos e de restos culturais, o que acabou modulando os níveis de COS.

O experimento I foi iniciado em 1994 e os experimentos II e III em 1999. RAG nestes 21 tratamentos foi calculado até 2015 (um período de 21 anos para o experimento I, e de 16 anos para os experimentos II e III) e variou de 3.490 até 128.623 kg ha⁻¹ (Tabela 6-1). A única fonte de P utilizada nos 21 tratamentos selecionados para este estudo foi o superfosfato triplo granulado. As culturas foram plantadas no mês de novembro. Foi definido a variável, rendimento relativo acumulado de grãos (RRA), que foi calculada para expressar as produções acumuladas de milho e soja em percentual do maior rendimento acumulado de grãos obtido em cada um dos três experimentos. Esta variável relativa foi usada para expressar a produtividade da área usando os dados históricos dos três experimentos, os quais possuíam diferentes durações e rotações. Uma descrição mais detalhada destes três experimentos é reportada em Lopes et al. (2013). A

análise química das amostras de solo coletadas nestas áreas, em 2015, na profundidade de 0 a 10 cm está apresentada na Tabela 6-1.

6.3.2. Amostragem e preparação das amostras

As amostras de solo foram coletadas em janeiro de 2011, janeiro de 2013 e fevereiro de 2015 na época de floração do milho, na profundidade de 0 a 10 cm. Para a amostragem de janeiro de 2011, em cada parcela dos 21 tratamentos selecionados, as amostras de solo foram coletadas em quatro pontos diferentes para formar uma amostra composta. Em cada ponto, sete furos foram coletados perpendicularmente a linha de plantio, sendo um furo posicionado no meio da linha de plantio e os outros 3, posicionados em cada lado no espaço das duas entrelinhas. Essa estratégia de amostragem teve que ser adequada às necessidades de vários grupos de pesquisa, e como consequência, nos anos de 2013 e 2015, o protocolo de amostragem de solo foi modificado para minimizar o impacto nas parcelas experimentais. Embora o protocolo de amostragem tenha sido alterado, foi mantida a mesma proporção de amostras coletadas no meio da linha de plantio (três amostras/furos) e em cada espaço da entrelinha de plantio (17 amostras/furos). Estas sub-amostras foram homogeneizadas em sacos plásticos grandes, transportados para o laboratório e passados em peneira de 4 mm de malha. Em cada amostragem (2011, 2013 e 2015), um total de 63 amostras foram coletadas nos três experimentos (21 tratamentos, e três repetições para cada tratamento). As amostras destinadas às análises microbiológicas foram armazenadas a 7 °C em condições de umidade de campo até o início das análises, cerca de uma semana após a coleta. Os resíduos e raízes das plantas foram cuidadosamente retirados antes das análises microbiológicas. As amostras de solo para as determinações do COS e P-Mehlich foram secas ao ar em temperatura ambiente por sete dias e passadas em peneira de malha 2 mm.

6.3.3. Dados climáticos

Os dados climáticos foram coletados na estação climática central da Embrapa Cerrados, localizada cerca de 500 m do local da amostragem de solo. Como as amostragens foram feitas em janeiro/fevereiro, os dados de novembro e dezembro, também são apresentados, pois, a umidade do solo durante estes meses também poderia influenciar os microrganismos do solo. A umidade do solo no momento da amostragem foi determinada após a secagem em estufa à 105 °C por cinco dias.

Tabela 6-1. Descrição dos 21 tratamentos selecionados dos três experimentos de longa duração (I, II e III), seus respectivos rendimentos acumulados de grãos (RAG, ton ha⁻¹), rendimento relativo acumulado de grãos (RRA, %) e propriedades químicas do solo (0-10 cm), na amostragem de 2015.

Tratamentos	Dose de P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Modo de Aplicação ^a	Sistema de Manejo ^b	RAG	RRA	Propriedades do solo				
	1º ano	2º ano					pH(H ₂ O)	H+Al	Ca+Mg	K	P
Exp. I											
1	0	0	-	PC/MIL	3,49	3	4,82	5,31	2,39	58	1,20
2	80	0	lanço	PC/MIL	7,89	6	4,97	4,66	3,09	39	1,10
3	160	0	lanço	PC/MIL	13,916	10	5,26	5,67	2,98	35	1,17
4	240	0	lanço	PC/MIL	18,729	14	5,16	4,95	2,85	41	1,33
5	480	0	lanço	PC/MIL	31,434	24	5,18	5,03	2,85	40	1,27
Exp. II											
6	0	0	-	PD/LEG	61,929	48	4,91	6,08	3,42	56	3,50
7	50	50	sulco	PD/LEG	117,344	90	4,98	6,44	4,68	55	11,47
8	100	100	sulco	PD/LEG	126,078	97	5,33	5,85	5,93	48	26,70
9	0	0	-	PD/MIL	61,743	47	5,06	5,54	3,72	69	3,67
10	50	50	sulco	PD/MIL	119,670	92	5,08	5,45	4,65	52	7,67
11	100	100	sulco	PD/MIL	124,631	96	5,05	6,18	4,69	36	17,80
12	0	0	-	PC/MIL	50,623	39	4,97	5,49	2,70	58	3,03
13	50	50	sulco	PC/MIL	114,620	88	5,07	5,64	3,73	47	6,93
14	100	100	sulco	PC/MIL	128,623	99	5,09	5,68	3,91	33	14,67
Exp. III											
15	0	0	-	PD/MIL	5,997	5	4,42	5,83	2,13	53	1,40
16	0	80	sulco	PD/MIL	108,717	95	5,03	6,31	3,94	47	10,17
17	240	0	lanço	PD/MIL	30,685	27	4,56	6,20	2,47	57	1,60
18	240	80	lanço/sulco	PD/MIL	112,729	98	5,22	5,89	4,72	38	14,00
19	0	40	sulco	PD/MIL	85,384	74	5,06	5,93	3,77	49	5,97
20	0	60	sulco	PD/MIL	97,659	85	5,23	5,94	4,11	44	8,13
21 ^c	0	80	sulco	PD/MIL	64,729	56	4,91	6,10	3,00	41	4,03

^a Modo de Aplicação: a partir do 2º ano em diante as aplicações foram feitas no sulco de plantio.

^b Sistemas de Manejo: PC/MIL (preparo convencional com o milheto [*Pennisetum glaucum* (L.)] como planta de cobertura); PD/MIL (plantio direto com o milheto [*Pennisetum glaucum* (L.)] como planta de cobertura); e PD/LEG (plantio direto com *Mucuna aterrima* como planta de cobertura).

^c Adubação anual com 80 kg ha⁻¹ de P iniciado em 2009/2010.

6.3.4. Análises do solo

O conteúdo de COS foi determinado pelo método Walkley-Black (Nelson e Sommers, 1996), e calculado de acordo com Jackson (1958). O P disponível foi extraído com o extrator Mehlich 1 (0,0125 mol L⁻¹ H₂SO₄ + 0,05 mol L⁻¹ HCl), e determinado por colorimetria (Embrapa, 1997).

O carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) foi determinado usando o método clorofórmio-fumigação-extração descrito por Vance et al. (1987). O conteúdo do CBM foi determinado pela diferença entre o carbono extraído das amostras F (fumigadas) e NF (não fumigadas), usando um Kec de 0,35 (Joergensen, 1995).

As atividades das enzimas β-glicosidase (E.C. 3.2.1.21), arilsulfatase (E.C. 3.1.6.1) e fosfatase ácida (E.C. 3.1.3.2) foram determinadas de acordo com Tabatabai

(1994). O método é baseado na determinação colorimétrica do p-nitrofenol, que é o produto da atividade enzimática quando 1g de solo é incubado, por uma hora, com 1ml de solução de substrato sintético. Não foi utilizado o tolueno. Essas três enzimas foram selecionadas devido a sua importância no ciclo do C (β -glicosidase), do S (arilsulfatase) e do P (fosfatase ácida).

6.3.5. Análises estatísticas

Uma análise de variância (one way ANOVA) foi feita para cada tratamento sob SPD e SPC, considerando ano como efeito principal, utilizando-se o procedimento PROC GLM do SAS (SAS Institute, Cary, NC). As médias de cada ano foram comparadas usando o teste LSD (Least Significant Difference) a 5% de significância.

Para o conjunto de dados dos três anos (amostragens em 2011, 2013 e 2015) nos experimentos sob SPD e SPC, equações de regressão foram geradas para expressar a relação entre o COS e o RRA, e entre o COS e os indicadores microbiológicos. As equações, o coeficiente de determinação (R^2), bem como a significância e parâmetros do modelo foram obtidos usando o procedimento PROC REG do pacote estatístico SAS (SAS Institute, Cary, NC). Os melhores modelos foram selecionados de acordo com a raiz quadrada média do erro (RQME), a significância dos parâmetros do modelo e o maior coeficiente de determinação (R^2).

Essas relações foram usadas para gerar as novas tabelas de interpretação para os valores individuais dos parâmetros microbiológicos, sob SPD e SPC, conforme descrito em Lopes et al. (2013).

6.4. RESULTADOS

6.4.1. Variação Temporal

Ao longo dos 5 anos de estudo, os padrões de precipitação mensal e de temperatura para a região do Cerrado foram compatíveis com as médias históricas da região (Figura 6-1). Os valores de umidade do solo para cada um dos 21 tratamentos no momento da amostragem no campo, nos anos de 2011, 2013 e 2015, mostraram que as amostras estavam próximas à capacidade de campo ($=0,33 \text{ g/g}$ a 6 kPa) (Tabela 6-2). Em média, o conteúdo de umidade do solo das amostras de 2011, 2013 e 2015 foi de 31,2%, 29,6%, 30,3%, respectivamente.

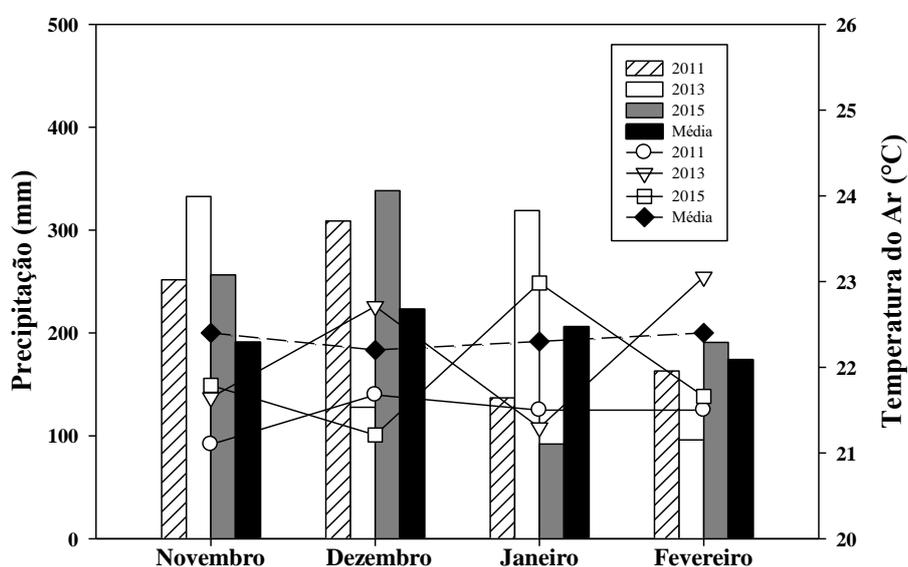


Figura 6-1. Precipitação total mensal (barras) e média mensal da temperatura do ar (linhas) nos três anos de avaliação (2011-2013-2015), em relação às médias mensais históricas de precipitação e temperatura (1985-2015).

Os dados de P-Mehlich 1, COS, CBM e da atividade das enzimas do solo obtidos nas amostragens em 2011, 2013 e 2015, nos tratamentos sob SPD e SPC, são apresentados nas Figuras 6-2 e 6-3, respectivamente.

Nos tratamentos de ambos os sistemas de manejo (SPD e SPC), o P-Mehlich 1, COS, CBM, arilsulfatase e fosfatase ácida apresentaram variação temporal similar, com menos que 31 % ($p < 0,05$) de mudanças significativas ao longo dos períodos de amostragem.

Tabela 6-2. Umidade do solo no momento das amostragens de 2011, 2013 e 2015.

Tratamentos	Umidade do Solo (%)		
	2011	2013	2015
1	28,50	30,00	27,55
2	28,61	29,80	31,01
3	29,20	30,32	31,09
4	31,12	29,95	30,93
5	27,09	31,11	30,88
6	29,94	29,36	28,51
7	30,90	31,44	28,69
8	30,44	30,30	30,98
9	29,71	29,73	31,88
10	34,25	31,12	33,44
11	34,24	30,31	31,61
12	29,09	28,62	30,58
13	33,32	29,97	30,69
14	34,37	31,59	32,29
15	27,85	24,96	26,26
16	33,97	28,08	29,95
17	29,77	26,00	27,37
18	33,73	29,71	30,52
19	33,79	26,66	29,87
20	33,77	32,14	31,60
21	31,72	31,26	30,46

No caso do P-Mehlich, independentemente do sistema de manejo, 77% e 100% dos tratamentos sob SPD e SPC, respectivamente, não apresentaram variações entre as amostragens de 2011, 2013 e 2015 (Figuras 6-2 e 6-3). Seguindo a mesma tendência, para o conteúdo de COS, um total de 77% e 88% dos tratamentos sob SPD e SPC, respectivamente, não apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) entre as amostragens em 2011, 2013 e 2015 (Figuras 6-2 e 6-3).

Ao longo do período de cinco anos, em ambos sistemas de manejo, o CBM, arilsulfatase e fosfatase ácida foram as variáveis microbiológicas mais estáveis. Sob SPD, somente quatro tratamentos (31 % do total) apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) entre os anos para essas variáveis (Figura 6-2). Sob SPC, somente 25 % dos tratamentos apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) para a fosfatase ácida, e 13 % para o CBM e arilsulfatase, nas amostragens de 2011, 2013 e 2015 (Figura 6-3).

Por outro lado, em todos os tratamentos sob SPD e SPC, a β -glicosidase apresentou variações significativas ($p < 0,05$) quando comparados os anos de 2011, 2013 e 2015. Em oito dos 13 tratamentos sob SPD, a atividade de β -glicosidase aumentou, consistentemente, ao longo do tempo, ou seja, de 2011 para 2013 e de 2013 para 2015 (Figura 6-2). Nos outros 5 tratamentos restantes sob SPD, os níveis de atividade obtidos em 2015 foram maiores do que aqueles obtidos na amostragem de

2011. A média de atividade dos valores de β -glicosidase em todos os 13 tratamentos sob SPD foram, 144, 197 e 258 μg de *p*-nitrofenol g^{-1} de solo h^{-1} nos anos de 2011, 2013 e 2015, respectivamente.

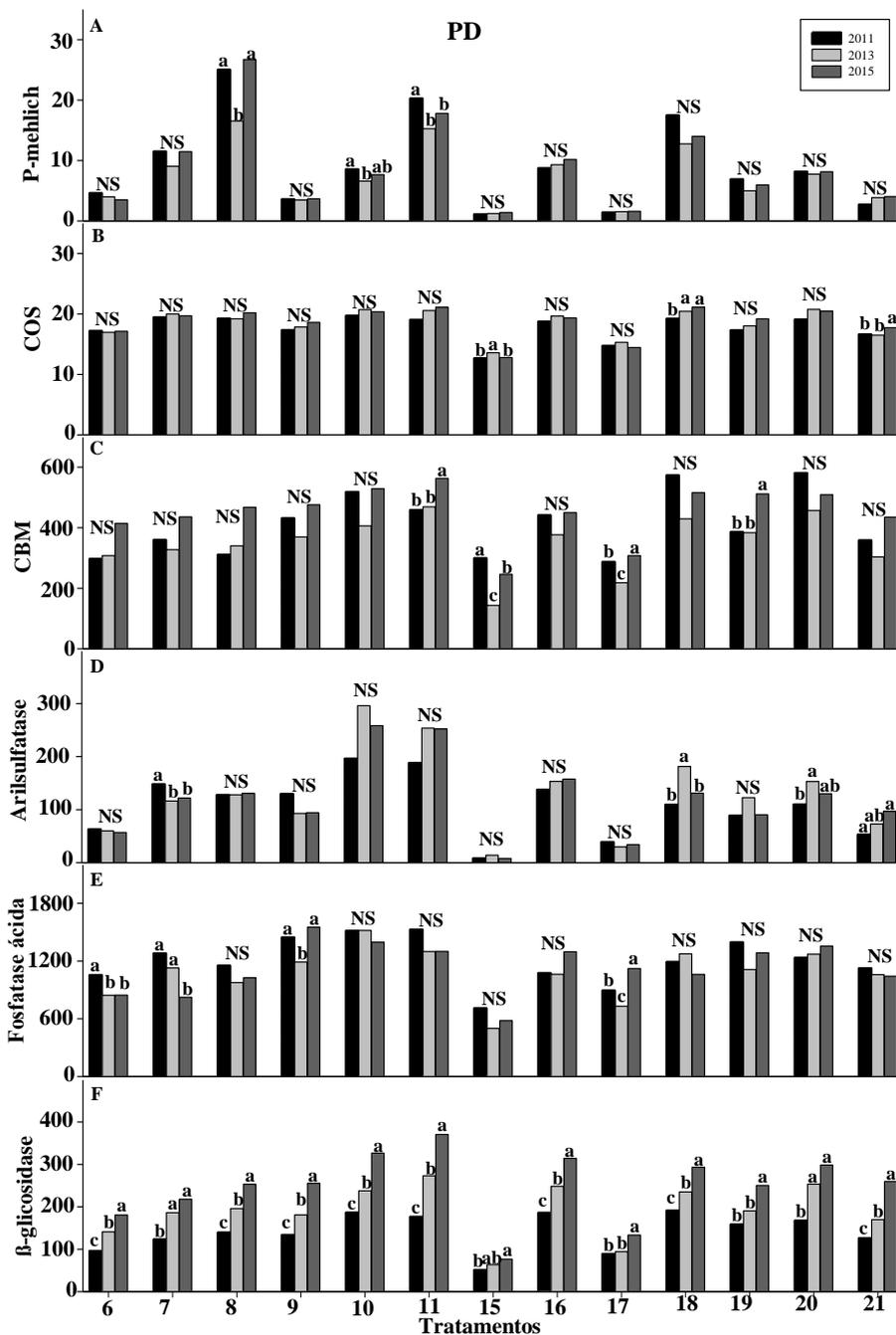


Figura 6-2. P-Mehlich 1 (mg kg^{-1}) (A); carbono orgânico do solo – COS (g kg^{-1}) (B), carbono da biomassa microbiana-CBM (mg C kg^{-1}) (C), atividade de arilsulfatase, fosfatase ácida e β -Glicosidase (μg de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) (D,E,F) nos 13 tratamentos sob plantio direto (SPD), descritos na Tabela 1. Em cada tratamento, letras diferentes indicam diferenças (LSD, $p < 0,05$) entre as amostragens de 2011, 2013 e 2015. NS = não significativo.

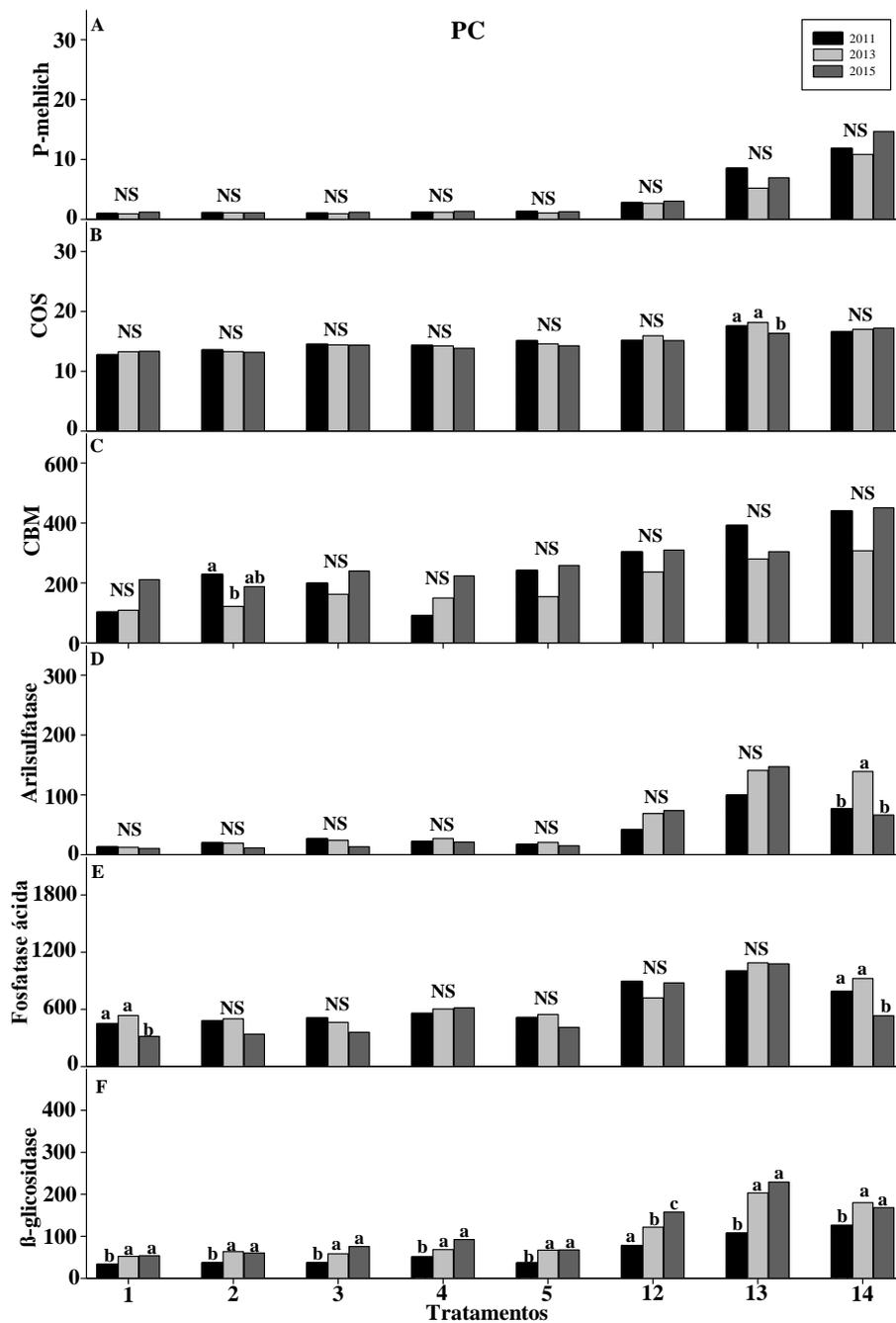


Figura 6-3. P-Mehlich 1 (mg kg⁻¹) (A); carbono orgânico do solo – COS (g kg⁻¹) (B), carbono da biomassa microbiana-CBM (mg C kg⁻¹) (C), atividade de arilsulfatase, fosfatase ácida e β-Glicosidase (μg de p-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹) (D,E,F) nos 13 tratamentos sob preparo convencional (SPC), descritos na Tabela 1. Em cada tratamento, letras diferentes indicam diferenças (LSD, p <0,05) entre as amostragens de 2011, 2013 e 2015. NS = não significativo.

Em média, um aumento de 36% na atividade de β -glicosidase foi observado de 2011 para 2013 e 30% de 2013 para 2015, independentemente da alteração do protocolo de amostragem que ocorreu em 2013. As flutuações na atividade β -glicosidase não foram associadas com as doses e métodos de aplicação do superfosfato triplo granulado, e foram observadas até mesmo nos tratamentos com baixo RRA, tratamentos (6, 9,15,17 e 21).

Sob SPC, o tratamento 12 apresentou aumentos consistentes ($p < 0,05$) na atividade da β -glicosidase ao longo do tempo. Em todos os outros sete tratamentos, aumentos significativos ($p < 0,05$) na atividade da β -glicosidase foram observados somente de 2011 para 2013, o que está provavelmente associado à mudança no protocolo de amostragem ocorrido em 2013. Os valores médios de atividade de β -glicosidase nos tratamentos sob SPC foram de 75, 123 e 128 μg de *p*-nitrofenol g^{-1} de solo h^{-1} nos anos de 2011, 2013 e 2015, respectivamente, com aumento médio de 64% somente de 2011 para 2013.

6.4.2. Níveis críticos de indicadores microbiológicos baseados em um conjunto de dados plurianuais

O conjunto dos 21 tratamentos sob SPD e SPC monitorados neste estudo foi selecionado com base nos históricos de RAG de milho e soja (Tabela 6-1), os quais foram modulados por meio do manejo de adubação fosfatada. Em ambos os sistemas de manejo, os aumentos significativos na produção de grãos em resposta a adubação com P (Figura 6-4), também aumentaram a entrada de material orgânico (parte aérea e sistema radicular) no solo, resultando em aumentos do COS (Figura 6-4), o que foi comprovado pela relação linear entre o RRA e o COS (Figura 6-5). Os aumentos do COS refletiram nas variáveis microbiológicas (CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase), as quais aumentaram conforme o conteúdo de COS (Figura 6-6).

Nos tratamentos sob SPD e SPC, os indicadores microbiológicos foram correlacionados positivamente com o RRA e com o COS (Tabela 6-3) nas amostragens de 2011, 2013 e 2015. Os coeficientes de correlação de Pearson variaram de 0,61 a 0,89 ($p < 0,001$). No SPD, as correlações com o rendimento de grãos foram mais fracas em relação ao SPC, o que pode estar associado às adições sazonais de resíduos culturais, como as raízes e folhas depositadas sobre o solo após a colheita, que provavelmente representariam um estoque mais significativo de C para os microrganismos no sistema SPC. Considerando as boas correlações com o COS e tendo em vista o fato de que o

COS é um componente da maioria das funções relacionadas à QS, e de que é mais simples acessar o conteúdo de COS de uma área do que o RRA, foi reportado somente as relações baseadas no COS.

Tabela 6-3. Coeficientes de correlação de Pearson entre os indicadores microbiológicos com o rendimento relativo acumulado de grãos (RRA), e o conteúdo de carbono orgânico do solo (COS), nos 13 tratamentos selecionados sob plantio direto (SPD) e nos 8 tratamentos sob preparo convencional (SPC) nas amostragens em 2011, 2013 e 2015.

Indicador Microbiológico	RRA	COS
-----SPD-----		
CBM	0,68	0,74
Arilsulfatase	0,80	0,83
Fosfatase Ácida	0,61	0,66
β-Glicosidase	0,68	0,81
-----SPC-----		
CBM	0,83	0,77
Arilsulfatase	0,89	0,86
Fosfatase Ácida	0,79	0,78
β-Glicosidase	0,84	0,80

Todos os coeficientes foram significativos em $p < 0,001$.

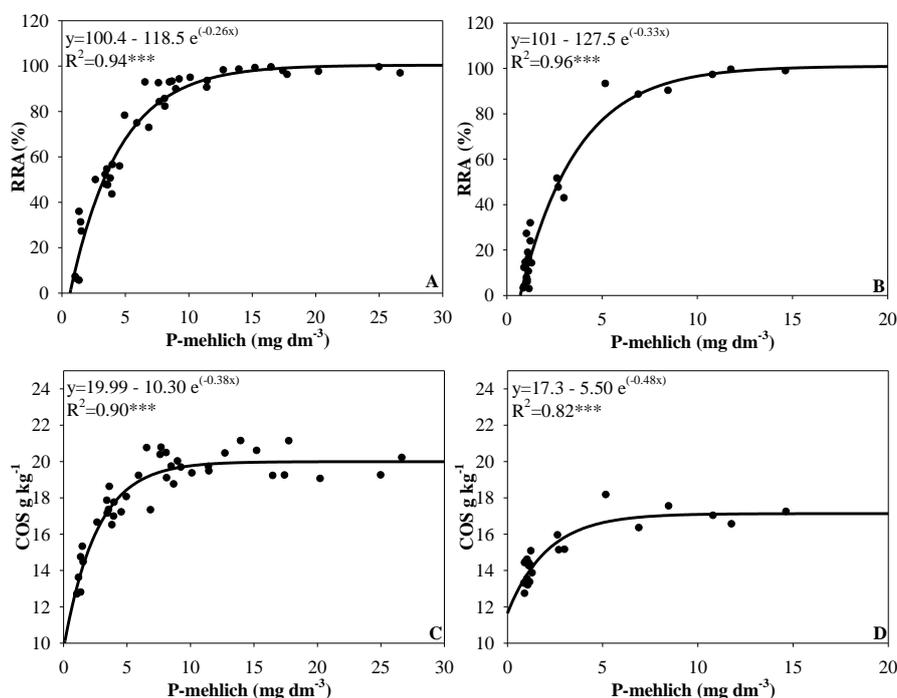


Figura 6-4. Relações entre o rendimento relativo acumulado de grãos (RRA) e o P-Mehlich 1 dos solos sob SPD e SPC (A e B) e entre o COS e P-Mehlich 1 dos solos sob SPD e SPC (C e D). Os pontos no gráfico representam a média dos tratamentos nas amostragens de 2011, 2013 e 2015. *** Significativo a $p < 0,001$.

Para cada sistema de manejo, os NCs de COS foram determinados com base nas relações matemáticas entre o RRA e o COS (Figura 6-5). Sob SPD e SPC, o NCs superiores para o COS (equivalentes a 80% do RRA) foram de 19,0 e 16,9 g kg⁻¹, respectivamente. Os NCs inferiores para o COS (equivalentes a 40% do RRA), sob SPD e SPC, foram respectivamente de 15,7 e 15,1 g kg⁻¹. Para cada sistema de manejo, baseando-se nos valores de COS que representam o limite superior e o inferior para cada classe de interpretação, os valores correspondentes foram calculados, usando as equações da Figura 6-6. Os NCs das classes de interpretação para cada indicador microbiológico, estabelecidos a partir do conjunto de dados plurianuais (avaliações em 2011, 2013 e 2015), em função do COS, sob SPD e SPC, são apresentados na Tabela 6-4.

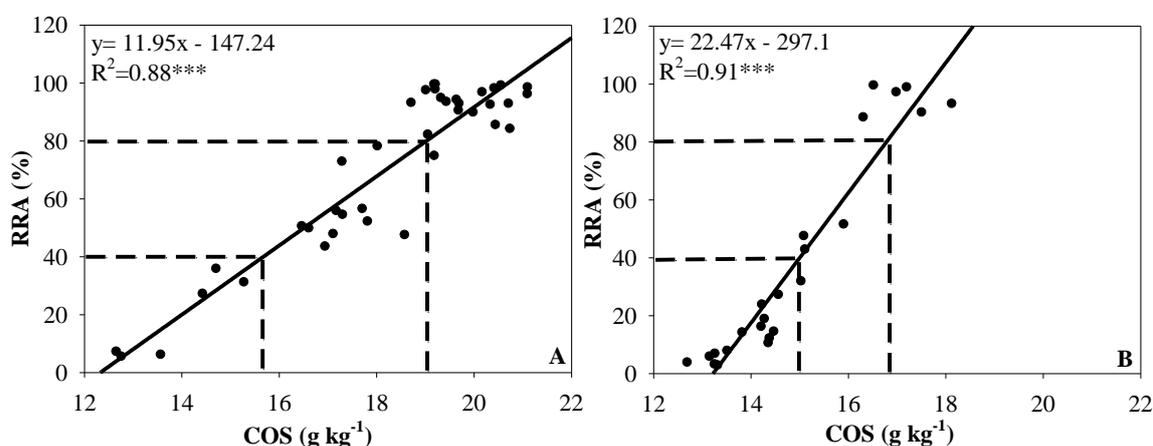


Figura 6-5. Relações entre o rendimento relativo acumulado de grãos (RRA) e o conteúdo de carbono orgânico dos solos (COS) sob SPD (A) e SPC (B). Os pontos no gráfico representam as médias dos tratamentos nas amostragens em 2011, 2013 e 2015. As linhas tracejadas representam os limites das classes de interpretação para o COS: < 40% do RRA=baixo; 41 a 80% do RRA=médio; e > 80%=adequado. *** parâmetros da regressão significativos a $p < 0,001$.

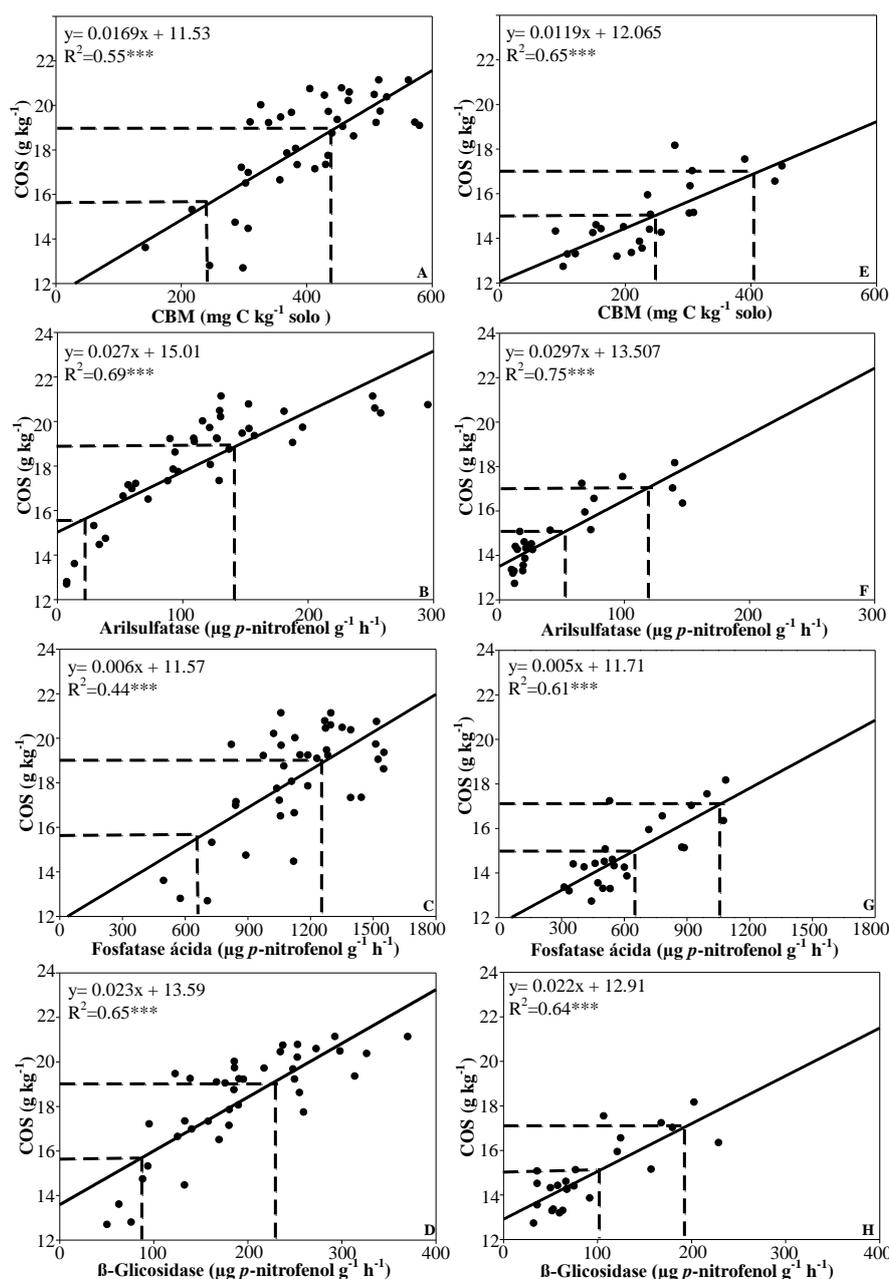


Figura 6-6. Relações entre carbono da biomassa microbiana (CBM), arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase com o carbono orgânico do solo (COS) sob SPD (A, B, C, D) e SPC (E, F, G, H). Os pontos no gráfico representam a média dos tratamentos nas amostragens em 2011, 2013 e 2015. As linhas tracejadas representam os limites das classes de interpretação para o COS sob SPD ($\leq 15,7 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 15,8 a $19,0 \text{ g kg}^{-1}$ (moderada); e $> 19,0$ (adequada), e sob o SPC: $\leq 15,1 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 15,2 a $16,9 \text{ g kg}^{-1}$ (moderada); e $> 16,9$ (adequada). *** parâmetros da regressão significativos a $p < 0,001$.

Com exceção da arilsulfatase, os NCs inferiores para os indicadores microbiológicos foram similares em ambos os sistemas de manejo. Os NCs superiores sob SPD foram mais elevados do que os encontrados para o SPC (Tabela 6-4), evidenciando a capacidade do SPD em promover uma maior atividade biológica do solo.

Tabela 6-4. Classes de interpretação de bioindicadores para Latossolos Vermelhos argilosos do Cerrado, com cultivos anuais (grãos) sob SPD e SPC (camada de 0 a 10 cm) com base nas amostragens em 2011, 2013 e 2015. Específica para amostras de solo coletadas na fase de floração.

Indicador Microbiológico	Classes de Interpretação em Função do COS		
	Baixa	Moderada	Adequada
----- Plantio Direto -----			
CBM	≤ 245	246-440	>440
Arilsulfatase	≤ 25	26-145	>145
Fosfatase Ácida	≤ 700	701-1260	>1260
β-Glicosidase	≤ 90	91-225	>225
----- Preparo Convencional -----			
CBM	≤ 235	236-375	> 375
Arilsulfatase	≤ 45	46-105	> 105
Fosfatase Ácida	≤ 660	661-940	> 940
β-Glicosidase	≤ 100	101-185	> 185

Classes de interpretação para o COS sob o plantio direto foram: ≤15,7 g kg⁻¹ (baixa); 15,8 a 19,0 g kg⁻¹ (moderada); e > 19,0 (adequada). Classes de interpretação para o COS sob o preparo convencional: ≤15,1 g kg⁻¹ (baixa); 15,2 a 16,9 g kg⁻¹ (moderada); e > 16,9 (adequada).

6.5. DISCUSSÃO

6.5.1. Variação Temporal

Este é o primeiro estudo de variação temporal do CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β-glicosidase, juntamente com o P-Mehlich 1 e COS, em um Latossolo argiloso cultivado do Cerrado, com amostras coletadas no estágio de floração. Ao longo de um período de cinco anos, três amostragens de solo (2011, 2013 e 2015) foram realizadas para monitorar um conjunto de 21 tratamentos sob SPD e SPC, em três experimentos de campo de longa duração. Estes tratamentos foram selecionados por apresentarem diferentes estratégias de adubação fosfatada resultando em diferentes produções de

grãos e resíduos culturais, que modularam os níveis de COS no solo, afetando as comunidades microbianas (Lopes et al., 2013). Os efeitos positivos da fertilização do solo, ao longo do tempo, no acúmulo de COS, estão em acordo com outros estudos que mostraram que os estoques de COS estão diretamente relacionados com o conteúdo de C adicionado pelos sistemas de produção de grãos (Bayer et al., 2006; Hanson et al., 2007; Mazzocini et al., 2011; Nunes et al., 2011; Dong et al., 2012; Tang et al., 2012; Geisseler e Scow, 2014; Yang et al., 2014).

As amostragens de solo em 2011, 2013 e 2015 ocorreram, respectivamente, após 17, 19 e 21 anos, para os tratamentos do experimento I, e após, 12, 14 e 16 anos para os tratamentos dos experimentos II e III. A variação temporal no período de 2011-2015 para o CBM, arilsulfatase e fosfatase ácida, sob SPD e SPC, foi baixa, e similar às variações observadas para o COS e P-Mehlich 1, que são dois parâmetros comumente usados nas análises de rotina do solo. Estes resultados demonstram que esses bioindicadores não são tão variáveis, pelo menos até esse estágio dos três experimentos. Por outro lado, a β -glicosidase foi o bioindicador mais influenciado pelo ano de amostragem, apresentando um aumento significativo e consistente ao longo do tempo, especialmente nos tratamentos sob SPD.

As variações temporais nos bioindicadores nos agroecossistemas diferem de acordo com os parâmetros avaliados, e também de acordo com a idade dos experimentos de campo. Ao longo de um período de 8 anos, em um experimento de campo na Áustria, Kandeler et al. (1999), monitoraram a biomassa microbiana, protease, xylanase e fosfatase alcalina desde o estabelecimento de um SPD e observaram que estes bioindicadores mudaram ao longo do tempo em diferentes velocidades. Enquanto as enzimas do solo aumentaram mais rapidamente, a biomassa microbiana apresentou uma resposta mais lenta. Em um experimento de campo na Dinamarca, depois de oito anos de cultivo, Debosz et al. (1999) também reportaram a ausência de uma tendência temporal linear significativa no CBM ao longo de dois anos de monitoramento, enquanto a atividade das enzimas celobiohidrolase e endocelulase aumentaram durante período avaliado. As tendências temporais podem variar em função do sistema de manejo (Kandeler et al., 1999; Singh e Goshal, 2010), ou ocorrerem independentemente dos tratamentos avaliados, sugerindo que elas podem também estar associadas a fatores abióticos (como por exemplo, temperatura e umidade) e ao próprio crescimento da cultura, isto é, por fatores comuns aos diferentes tratamentos avaliados (Debosz et al., 1999).

As tendências temporais distintas observadas para a β -glicosidase em comparação com a arilsulfatase e fosfatase ácida, especialmente nos tratamentos do SPD, indicam diferenças na origem e localização dessa enzima nesse Latossolo argiloso. Vários trabalhos na literatura mostram que o componente abiótico tem uma contribuição significativa na quantidade total de atividade de β -glicosidase no solo (Hayano e Tubaki, 1985; Hope e Burns, 1987), incluindo algumas evidências em solos do Cerrado (Lopes et al., 2015). Knight e Dick (2004) consideram a forma abiótica da β -glicosidase como o mecanismo responsável pelas mudanças em sua atividade total, devido ao manejo do solo. Por favorecer a formação e estabilização do COS e propriedades estruturais associadas (por exemplo, agregação e porosidade), o SPD também favorece a estabilização da β -glicosidase (Dick e Burns, 2011). Esta observação está em acordo com o aumento consistente na β -glicosidase nos tratamentos sob SPD em nosso estudo, evidenciando que isto provavelmente está relacionado com o acúmulo da porção abiótica dessa enzima no solo.

Embora os aumentos na atividade de β -glicosidase também tenham ocorrido sob os tratamentos do SPC, eles foram restritos ao período 2011/2013, quando o protocolo de amostragem foi alterado. Considerando que a β -glicosidase está associada à decomposição dos resíduos menos complexos de C, é possível que a alteração do protocolo de amostragem possa ter favorecido, involuntariamente, pontos de amostragem mais próximos à linha de plantio com maiores quantidades de resíduos menos complexos de carbono, acarretando o aumento de atividade desta enzima do solo. Ao contrário do SPD, como o SPC não favorece a acumulação abiótica de β -glicosidase, valores similares de atividade foram obtidos em 2013 e 2015, quando foram utilizados os mesmos protocolos de amostragem.

A estabilidade relativa observada para o CBM, arilsulfatase e fosfatase ácida nos 21 tratamentos, ao longo dos cinco anos deste estudo, refletem o fato que nos agroecossistemas, apesar das acentuadas variações sazonais nos parâmetros microbiológicos, normalmente os tratamentos tem efeito pronunciado maior (Kandeler et al., 1999; Debosz et al., 1999; Hungria et al., 2009; Singh e Goshal, 2010; Acosta-Martínez et al., 2011). Alguns fatores podem ser listados para explicar a baixa variação temporal observada nos parâmetros microbiológicos no presente estudo. O primeiro fator está relacionado a baixa variação temporal da produção de grãos e da produção de biomassa vegetal, ao longo dos 21 tratamentos. O segundo fator é a origem das amostras de solo: experimentos de longa duração, no qual os tratamentos selecionados

apresentavam gradientes de COS, bem estabelecidos. O terceiro fator é que, ao longo dos cinco anos desse estudo, os padrões de precipitação anual e de temperatura foram consistentes com a média histórica. Por último, a idade do experimento (Acosta-Martínez et al., 2007, 2008), pois, depois de 21 anos (experimento I) e 16 anos (experimento II e III) é provável que se tenha atingido um estágio de equilíbrio, com as diferenças entre os tratamentos sendo mais acentuadas do que as variações temporais.

O COS e o P-Mehlich 1, parâmetros utilizados comumente nas análises de rotina de solo, também não apresentaram variações significativas ao longo dos cinco anos avaliados. Embora variações sazonais no COS tenham sido reportadas na literatura (Leinweber et al., 1994 e Wuest, 2014), em geral, a maior parte do COS consiste em uma grande quantidade de material orgânico protegido e recalcitrante que não se altera de ano em ano. (Fierer et al., 2009; Kiem e Kögel-Knabner, 2003). No caso dos Latossolos de Cerrado, que, sob vegetação natural, são ácidos e pobres em nutrientes, os níveis de P-Mehlich 1 estão diretamente relacionados com a quantidade de fertilizantes fosfatados adicionados no solo. A baixa variação ao longo do tempo nestes tratamentos oriundos de experimentos de longa duração é uma consequência de efeitos acumulados através do tempo. Ou seja, como os tratamentos já vinham sendo aplicados há vários anos, na época da amostragem, o P disponível no solo já havia diminuído significativamente nos tratamentos sem fósforo e atingindo um nível estável nos tratamentos adubados com P.

6.5.2. Níveis críticos para indicadores microbiológicos sob SPD e SPC

Sob uma perspectiva de qualidade do solo, a diferença mais marcante na ecologia do ambiente solo-planta sob SPC e SPD está relacionada, respectivamente, com a frequente perturbação (SPC) e preservação das relações construídas no solo (SPD) ao longo do tempo. Dessa forma as novas tabelas de interpretação para os indicadores microbiológicos geradas no presente estudo, específicas para SPD e SPC, representam um avanço em relação às primeiras tabelas do estudo de Lopes et al. (2013), onde não houve diferenciação entre os dois sistemas de manejo. Além da variação temporal, as novas tabelas de interpretação também consideram o fato de que o funcionamento biológico do solo é distinto sob SPD e SPC. Com amostras de solo coletadas na época de floração, ao longo de vários anos, foi possível verificar a capacidade do SPD em favorecer o acúmulo de enzimas estabilizadas e protegidas solo, conforme verificado com a β -glicosidase. Entretanto, até agora não está claro quando

um equilíbrio será atingido, e se estas parcelas estão próximas das atividades máximas de β -glicosidase, assuntos que serão objeto de estudos futuros.

Se variação ao longo do tempo é um requisito necessário para o uso dos parâmetros microbiológicos no monitoramento da qualidade do solo (Tscherko e Kandeler, 1997), o presente estudo agrega informações aos trabalhos anteriores (Lopes et al., 2013; Lopes et al., 2015), demonstrando a viabilidade de usar a arilsulfatase, fosfatase ácida e o CBM como indicadores de QS no Cerrado. O aumento da atividade da β -glicosidase ao longo do tempo, em Latossolos argilosos do Cerrado sob SPD, comparando-se com o CBM, arilsulfatase e fosfatase ácida, não impede o uso desta enzima do solo como um indicador microbiológico de QS nas condições do Cerrado.

Considerando a idade desses três experimentos (17, 19 e 21 anos), esses aumentos, evidenciam a sensibilidade da β -glicosidase para detectar os efeitos benéficos progressivos do SPD depois de longos períodos de sua implantação. Neste sentido, é interessante ressaltar que, conforme verificado em outros estudos na literatura (Bandick e Dick, 1999; Peixoto et al., 2010; Stott et al., 2010), a β -glicosidase foi mais sensível que o COS, cujo o conteúdo não foi alterado ao longo dos cinco anos desse estudo, na maioria dos tratamentos avaliados. Atualmente, nas análises de solo de rotina o COS é o único parâmetro disponível para os agricultores avaliarem a saúde do solo.

Os aumentos consistentes na atividade da β -glicosidase sob SPD demonstram que, em particular para esta enzima do solo, um conjunto de dados de vários anos é necessário para melhorar a robustez das tabelas de interpretação. De fato, a β -glicosidase foi o único parâmetro cujo NCs apresentaram aumentos consistentes em comparação com a primeira tabela de interpretação (Lopes et al., 2013).

Como parte dos esforços para incorporar as análises microbiológicas nas análises comerciais de solo no Brasil, o estabelecimento dos NCs para os indicadores microbiológicos, sob SPD e SPC, visa auxiliar os agricultores, extensionistas, agrônomos e cientistas do solo interessados em avaliar a saúde do solo, facilitando a interpretação dos valores individuais dos indicadores microbiológicos independentemente de um controle ou tratamento de comparação. As tabelas de interpretação também são úteis em termos de estabelecimento dos limites críticos inferiores, valores de base e limites críticos superiores para as funções de pontuações padronizadas, utilizadas nos cálculos dos índices de qualidade do solo (Karlen e Stott, 1994; Hussain et al., 1999). As novas tabelas para indicadores microbiológicos, sob SPD e SPC, são específicas para Latossolos argilosos, com amostras de solo coletadas

na época de floração. Visto que os limites para os diferentes indicadores microbiológicos diferem conforme o tipo de solo (Lupwayi et al., 2015; Biswas et al., 2017), classe textural e usos do solo (pastagens, perenes, florestas plantadas), mais estudos são necessários para expandir estes NCs para um número maior de agroecossistemas. Embora os NC's tenham sido determinados com base nas relações dos bioindicadores com o COS, a inclusão dos bioindicadores nas análises de rotina de solo é importante, pois, o COS é um parâmetro cujas alterações ocorrem lentamente em solos argilosos (Fierer et al., 2009; Kiem e Kögel-Knabnr, 2003). Por outro lado, os atributos microbiológicos do solo são mais sensíveis, atuando como indicadores precoces de mudanças na qualidade do solo.

6.6. CONCLUSÕES

Independentemente do sistema de manejo, o CBM, a arilsulfatase e a fosfatase ácida apresentaram baixa variação temporal.

Aumentos consistentes e significativos na atividade da β -glicosidase ao longo do tempo foram observados sob SPD, e estão provavelmente relacionados com a sua acumulação abiônica.

Novas tabelas de interpretação para indicadores microbiológicos foram geradas com um conjunto de dados plurianuais. Além da variação temporal, as novas tabelas de interpretação específicas para o SPD e SPC, representam um avanço, pois consideram as diferenças do funcionamento biológico presentes nestes sistemas de manejo.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pela Embrapa (02.14.01.026.00) e parcialmente financiado pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), Edital de Redes REPENSA (562433/2010-4), FAPDF (Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal), Edital PRONEX (193.000.567-2009) e MCTI/CNPq/CAPES/FAPS (INCT-MPCPAgro, 465.133/2014-2). I.C. Mendes agradece aos membros de pesquisa do CNPq. Nós agradecemos ao Clodoaldo Alves de Sousa, Lucas Ferreira L. S. Rolim, Osmar Teago de Oliveira, e Valmir V. de Sousa pelo apoio durante este estudo.

Material Suplementar

Os dados suplementares deste artigo podem ser visualizados online em <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.01.003>.

6.7. REFERÊNCIAS

Acosta-Martínez, V., Acosta-Mercado, D., Sotomayor-Ramírez, D., Cruz- Rodríguez, L., 2008. Microbial communities and enzymatic activities under different management in semiarid soils. *Appl. Soil Ecol.* 38, 249–260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.10.012>.

Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., Pérez-Alegría, L., 2007. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Appl. Soil Ecol.* 35, 35–45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012>.

Acosta-Martínez, V., Lascano, R., Calderón, F., Booker, J.D., Zobeck, T.M., Upchurch, D.R., 2011. Dryland cropping systems influence the microbial biomass and enzyme activities in a semiarid sandy soil. *Biol. Fertil. Soils* 47, 655–667. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-011-0565-1>.

Baldrian, P., Snajdr, J., Merhautová, V., Dobiášová, P., Cajthaml, T., Valášková, V., 2013. Responses of the extracellular enzyme activities in Hardwood Forest to soil temperature and seasonality and the potential effects of climate change. *Soil Biol. Biochem.* 56, 60–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.020>.

Balota, E.L., Kanashiro, M., Colozzi, A., Andrade, D.S., Dick, R.P., 2004. Soil enzymes activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agroecosystems. *Braz. J. Microbiol.* 35, 300–396. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822004000300006>.

Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1471–1479. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00051-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00051-6).

Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A., Diekow, J., 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Til. Res.* 86, 237–245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023>.

Bell, T.H., Klironos, J.N., Henry, H.A.L., 2008. Seasonal responses of extracellular enzyme activity and microbial biomass to warming and nitrogen addition. *Soil Sci. Am. J.* 74, 820–828. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/74/3/820?access=0&view=PDF>.

Biswas, S., Hazra, G.C., Purakayastha, T.J., Saha, N., Mitran, T., Roy, S.S., Basak, N., Mandal, B., 2017. Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. *Geoderma* 292, 34–48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.003>.

Boerner, R.E.J., Brinkman, J.A., Smith, A., 2005. Seasonal variations in enzyme activity and organic carbon in soil of a burned and unburned hardwood forest. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1419–1426. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.12.012>.

Cleveland, C.C., Townsend, A.R., Constance, B.C., Ley, R.E., Schmidt, S.K., 2004. Soil microbial dynamics in Costa Rica: seasonal and biogeochemical constraints. *Biotropica* 36 (184–195), 2004. <http://www.jstor.org/stable/30043107>.

Conab (Companhia Nacional de Abastecimento), 2016. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. v.3 - Safra 2016/17, n. 3. Terceiro Levantamento, Brasília. http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_12_27_16_30_01_boletim_cana_portuges_-3o_lev_-_16-17.Pdf (accessed 17.02.17).

Cordeiro, L.A.M., Vilela, L., Marchão, R.L., Kluthcouski, J., Martha Jr., G.B., 2015. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: Estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. *Cad. Ci. Technol.* 32, 15–53. <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/cct/article/view/23294>.

Debosz, K., Rasmussen, P.H., Pedersen, A.R., 1999. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. *Appl. Soil Ecol.* 13, 209–218. [http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00034-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00034-7).

Dick, R.P., 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40, 25–36. [http://dx.doi.org/10.1016/01678809\(92\)90081-L](http://dx.doi.org/10.1016/01678809(92)90081-L)

Dick, R.P., Burns, R.G., 2011. A brief history of soil enzyme research. In: Dick, R.P. (Ed.), *Methods of Soil Enzymology*. SSSA Book Series 9pp. 1–19 Madison.

Dong, W., Zhang, X., Wang, H., Dai, X., Sun, X., Qiu, W., Yang, F., 2012. Effect of different fertilizer application on the soil fertility of Paddy Soils in Red Soil Region of Southern China. *Plos One* 7, e44504. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0044504>.

Edwards, K.A., Jefferies, R.L., 2013. Inter-annual and seasonal dynamics of soil microbial biomass and nutrients in wet and dry low-Arctic sedge meadows. *Soil Biol Biochem* 57, 83–90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.018>.

Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 1997. *Manual and Methods of Soil Analysis*, 2nd ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos_000fzvhotqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.Pdf.

FEBRAPDP (Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha), 2017. Área de plantio direto no Brasil. <http://febraPDp.org.br/> (accessed 19.03.2017).

Fierer, N., Grandy, A.S., Six, J., Paul, E.A., 2009. Searching for unifying principles in soil ecology. *Soil Biol. Biochem.* 41, 2249–2256. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.06.009>.

Freitas, P.L., Landers, J.N., 2014. The transformation of agriculture in Brazil through development and adoption of Zero Tillage Conservation Agriculture. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2, 35–46. [http://dx.doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30012-5](http://dx.doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30012-5).

Geisseler, D., Scow, K.M., 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms— a review. *Soil Biol. Biochem.* 75, 54–63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., Seoane, S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol. Biochem.* 37, 877–887. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003>.

Gutknecht, J.L.M., Field, C.B., Balser, T.C., 2012. Microbial communities and their responses to simulated global change fluctuate greatly over multiple years. *Glob. Change Biol.* 18, 2256–2269. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02686.x>.

Gutknecht, J.L.M., Henry, H.L., Balser, T., 2010. Inter-annual variation in soil extracellular enzyme activity in response to simulated global change and fire disturbance. *Pedobiologia* 53, 283–293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.02.001>.

Hanson, J.D., Liebig, M.A., Merrill, S.D., Tanaka, D.L., Krupinsky, J.M., Stott, D.E., 2007. Dynamic cropping systems: increasing adaptability amid an uncertain future. *Agron. J.* 99, 939–943. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2006.0133s>.

Hayano, K., Tubaki, K., 1985. Origin and properties of β -glucosidase activity of tomatofield soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 553–557. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90024-0](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(85)90024-0).

Henry, H.A.L., 2013. Soil extracellular enzyme dynamics in a changing climate. *Soil Biol. Biochem.* 56, 53–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.022>.

Hope, C.F.A., Burns, R.G., 1987. Activity, origins and location of cellulases in a silt loam soil. *Biol. Fertil. Soils* 5, 164–170. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00257653>.

Hungria, M., Franchini, J.C., Brandão-Junior, O., Kaschuk, G., Souza, R.A., 2009. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil tillage and two crop-rotation systems. *Appl. Soil Ecol.* 42, 288–296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.005>.

Hussain, I., Olson, K.R., Wander, M.M., Karlen, D.L., 1999. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil Till. Res.* 50, 237–249. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00012-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00012-4).

Jackson, M.L., 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. Joergensen, R.G., 1995. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the KEC value. *Soil Biol. Biochem.* 28, 25–31. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00102-6](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(95)00102-6).

Johnson, A.M., Hoyt, G.D., 1999. Changes to the soil environment under conservation tillage. *Hort Technol.* 9, 380–393. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201302933722>.

Kandeler, E., Tschirko, D., Spiegel, H., 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol. Fertil. Soils* 28, 343–351. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740050502>.

Karlen, D.L., Stott, D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA and ASA, Madison, WI, pp. 53–72.

Kaschuk, G., Alberton, O., Hungria, M., 2010. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1–13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.020>.

Kiem, R., Kögel-Knabner, I., 2003. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 35, 101–118. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00242-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00242-0).

Knight, T.R., Dick, R.P., 2004. Differentiating microbial and stabilized β -glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 36, 2089–2096. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.007>.

Kotroczó, Z., Veres, Z., Fekete, I., Krakomperger, Z., Tóth, J.A., Lajtha, K., Tóthmérész, B., 2014. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biol. Biochem.* 70, 237–243. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.028>.

Kramer, S., Green, D.M., 2000. Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. *Soil Biol. Biochem.* 32, 179–188. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00140-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00140-6).

Lehman, R.M., Cambardella, C.A., Stott, D.E., Acosta-Martinez, V., Manter, D.K., Buyer, J.S., Smith, J.L., Collins, H.P., Halvorson, J.J., Kremer, R.J., Lundgren, J.G., Ducey, T.F., Jin, V.L., Karlen, D.L., 2015. Understanding and enhancing soil biological health: the solution for reversing soil degradation. *Sustainability* 7, 988–1027. <http://dx.doi.org/10.3390/su7010988>.

Leinweber, P., Schulten, H.R., Korschens, M., 1994. Seasonal variations of soil organic matter in a long-term agricultural experiment. *Plant Soil.* 160, 225–235. <http://www.jstor.org/stable/42939469>.

Liu, W., Xu, W., Hong, J., Wan, S., 2010. Interannual variability of soil microbial biomass and respiration in responses to topography, annual burning and N addition in a semiarid temperate steppe. *Geoderma* 158, 259–267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.004>.

Lopes, A.A.C., Sousa, D.M.G., Chaer, G.M., Reis Junior, F.B., Goedert, W.J., Mendes, I.C., 2013. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and

organic carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 461–472.
<http://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/77/2/461>.

Lopes, A.A.C., Sousa, D.M.G., Reis Junior, F.B., Mendes, I.C., 2015. Air-drying and longterm storage effects on β -glucosidase, acid phosphatase and arylsulfatase activities in a tropical Savannah Oxisol. *Appl. Soil Ecol.* 93, 68–77, 2015.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.04.001>.

Lupwayi, N.Z., Harker, K.N., O'Donovan, J.T., Turkington, T.K., Blackshaw, R.E., Hall, L.M., Willenborg, C.J., Gan, Y., Lafond, G.P., May, W.E., Grant, C.A., 2015. Relating soil microbial properties to yields of no-till canola on the Canadian prairies. *Eur. J. Agron.* 62, 110–119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.10.004>.

Martens, D.A., 2001. Nitrogen cycling under different soil management systems. *Adv. Agron.* 70, 143–192. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)70005-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(01)70005-3).

Mazzoncini, M., Sapkota, T.B., Bárberi, P., Antichi, D., Risaliti, R., 2011. Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover cropson soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil Till. Res.* 114, 165–174.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.05.001>.

McDaniel, M.D., Kaye, J.P., Kaye, M.W., 2013. Increased temperature and precipitation had limited effects on soil extracellular enzyme activities in a post-harvest forest. *Soil Biol. Biochem.* 53 (90–98), 2013.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.026>.

McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A., Cook, F.D., 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66, 1–19. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss86-001>.

Mendes, I.C., 2016. Indicadores biológicos de qualidade de solo em sistemas de plantio direto no Brasil: estado atual e perspectivas futuras. In: Moreira, F.M.S., Kasuya, M.C.M. (Eds.), *Fertilidade e biologia do solo: integração e tecnologia para todos*. Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, Viçosa, pp. 297–322.

Mendes, I.C., Fernandes, M.F., Chaer, G.M., Reis Junior, F.B., 2012. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. *Plant Soil* 359, 183–195. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1195-6>.

Mendes, I.C., Sousa, D.M.G., Reis Junior, F.B., 2015. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. *Cad. Ci. Technol.* 32, 191–209. <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/cct/article/view/23311>.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2015. Mapeamento do uso e cobertura da terra do cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013. http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/Metodologia_TCCerrado_2013.Pdf (accessed 19.03.2017).

Moyes, A.B., Bowling, D.R., 2013. Interannual variation in seasonal drivers of soil respiration in a semi-arid Rocky Mountain meadow. *Biogeochemistry* 113, 683–697. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-012-9797-x>.

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSSA Book Ser Vol. 5. SSSA, Madison, pp. 961–1010.

Nunes, R.S., Lopes, A.A.C., Sousa, D.M.G., Mendes, I.C., 2011. Management systems and the carbon and nitrogen stocks of Cerrado Oxisol under soybean–maize succession. *Rev. Bra. Ci. Solo* 35, 1407–1419. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000400035>.

Pathan, S.I., Žifčáková, L., Ceccherini, M.T., Pantani, O.L., Větrovský, Baldrian, P., 2017. Seasonal variation and distribution of total and active microbial community of β -glucosidase encoding genes in coniferous forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 105, 71–80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.003>.

Peixoto, R.S., Chaer, G.M., Franco, N., Reis Jr., F.B., Mendes, I.C., Rosado, A.S., 2010. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and

bacterial community structures of soils in the Cerrado. *Antonie Leeuwenhoek* 98, 403–413. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10482-010-9454-0>.

Rastin, N., Rosenplänter, K., Hüttermann, A., 1988. Seasonal variation of enzyme activity and their dependence on certain soil factors in a beech forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 20, 637–642. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90147-2](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(88)90147-2).

Romero-Olivares, A.L., Allison, S.D., Treseder, K.K., 2017. Soil microbes and their response to experimental warming over time: a meta-analysis of field studies. *Soil Biol. Biochem.* 107, 32–40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.026>

Silva, F.A.M., Assad, E.D., Steinke, E.T., Muller, A.G., 2008. Clima do bioma cerrado. In: Albuquerque, A.C.S., Silva, A.G. (Eds.), *Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas* vol. 2. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, pp. 93–148.

Singh, P., Goshal, N., 2010. Variation in total biological productivity and soil microbial biomass in rainfed agroecosystems: impact of application of herbicide and soil amendments. *Agr. Ecosyst. Environ.* 137, 241–250. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.009>.

Slaughter, L.C., Weintraub, M.N., McCulley, R.L., 2015. Seasonal effects stronger than three-year climate manipulation on grassland soil microbial community. *Soil Sci. Am. J.* 79, 1352–1365. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2014.10.0431>.

Stott, D.E., Andrews, S.S., Liebig, M.A., Wienhold, B.J., Karlen, D.L., 2010. Evaluation of β -glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. *Soil Sci. Am. J.* 74, 107–119. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0029>.

Tabatabai, M.A., 1994. Soil enzymes. In: Weaver, R.W. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*. SSSA Book Ser. 5 SSSA, pp. 778–833.

Tang, X., Ellert, B.H., Hao, X., Ma, Y., Nakonechny, E., Li, J., 2012. Temporal changes in soil organic carbon contents and $\delta^{13}\text{C}$ values under long-term maize–wheat rotation systems with various soil and climate conditions. *Geoderma* 183, 67–73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.003>.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C., Gil-Sotres, F., Seoane, S., 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils* 26, 100–106. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740050350>.

Tscherko, D., Kandeler, E., 1997. Biomonitoring of soils – denitrification enzyme activity and soil microbial processes as indicators for environmental stress. In: Becker, K.H., Wieser, P. (Eds.), *Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions*. Bergische Universität Gesamthochschule Wuppertal, Physikalische Chemie, Cologne, pp. 373–381.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6).

Wick, B., Kühne, R.F., Vielhauer, K., Vlek, P.L., 2002. Temporal variability of selected soil microbiological and biochemical indicators under different soil quality conditions in south-western Nigeria. *Biol. Fertil. Soils* 35, 155–167. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-002-0455-7>.

Wuest, S., 2014. Seasonal variation in soil organic carbon. *Soil Sci. Am. J.* 78, 1442–1447.

<https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/78/4/1442?access=0&view=P>
Df.

Yang, Z.C., Zhao, N., Huang, F., Ly, Y.Z., 2014. Long-term effects of different organic and inorganic fertilizer treatments on soil organic carbon sequestration and crop yields

on the North China Plain. *Soil Till. Res.* 146, 47–52.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.06.011>.

Zuber, S.M., Villamil, M.B., 2016. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 97, 176–187.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.011>.

CAPÍTULO II

INTERPRETAÇÃO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS COM BASE EM GRADIENTES DE CARBONO ORGÂNICO NO PERFIL DO SOLO.

7. INTERPRETAÇÃO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS COM BASE EM GRADIENTES DE CARBONO ORGÂNICO NO PERFIL DO SOLO.

7.1. RESUMO

Tabelas de interpretação de valores individuais de bioindicadores de qualidade de solo foram desenvolvidas anteriormente utilizando-se uma estratégia baseada no rendimento acumulado de grãos (RAG) e carbono orgânico do solo (COS). Considerando as dificuldades para a obtenção do RAG e que o COS é o agente modulador da atividade microbiana no solo, este trabalho teve como objetivo desenvolver uma estratégia de interpretação para indicadores biológicos, baseada em gradientes verticais (em profundidade) de COS. O estudo foi conduzido em experimentos de campo, em três locais distintos do bioma Cerrado (Planaltina, DF; Itiquira, MT e Rio Verde, GO), a partir da seleção de tratamentos de referência, com elevados níveis de rendimento de grãos, manejados sob sistema de plantio direto (SPD). O gradiente de COS foi obtido a partir da coleta de solo nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Em Planaltina verificou-se boa concordância entre valores de referência para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida obtidos com a estratégia baseada no RAG e no COS, e com a nova estratégia dos gradientes verticais de COS. Com base na nova estratégia, foram gerados NCs para a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, em Itiquira, MT e Rio Verde, GO. A nova estratégia tem como principal vantagem a simplicidade. Sua utilização facilitará a expansão de tabelas de interpretação e o uso da bioanálise de solo, como suporte para tomadas de decisão de manejo nas propriedades rurais.

Palavras-Chave: Bioindicadores do solo, β -glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida, qualidade de solo.

7.1.2. ABSTRACT

Interpretation tables for microbial indicators of soil quality were developed previously using a strategy based on cumulative grain yield (CGY) and soil organic matter (SOM). Considering the difficulties to obtain CGY and that SOM modulates microbial activity in soil, this study aimed at developing an interpretation strategy for microbial indicators, based on depth gradients of SOM. The study was conducted in long-term field experiments at four distinct sites of the Cerrado biome (Planaltina, DF, Itiquira, MT, Rio Verde, GO and LEM, BA), using reference treatments with high levels of grain yield, and managed under no-till system (NT) with cover crops. The SOM gradient was obtained by collecting soil samples at the 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm layers. In Planaltina a good agreement was observed between reference values for β -glucosidase and arylsulfatase obtained with the CGY and SOM strategy and with the new strategy of SOM depth gradients. Using the new strategy, critical levels (CLs) were calculated for the activity of the enzymes β -glucosidase, arylsulfatase and acid phosphatase, in Itiquira, MT, and Rio Verde, GO. The new interpretation strategy is simple and will facilitate both: the expansion of interpretative tables and the use of soil bioanalysis, as a tool to support management decisions in rural properties.

Key words: Soil bioindicators, β -Glucosidase, Arylsulfatase, Acid phosphatase, Soil quality

7.2. INTRODUÇÃO

Solos biologicamente ativos também são mais produtivos, tamponantes, estáveis, resilientes, com melhor potencial de biorremediação de pesticidas e com maior eficiência no uso de insumos (Hatfield et al., 2017; Mendes et al., 2017; Portilho et al., 2015). Tudo isso resulta em maiores lucratividades tanto do ponto de vista econômico como dos aspectos relacionados à prestação de serviços ambientais (Prado et al., 2016). A percepção desses efeitos benéficos e o interesse na avaliação da saúde do solo são crescentes entre produtores e tomadores de decisão no meio rural, sobretudo na medida em que a vulnerabilidade dos sistemas de produção intensivos e de grande escala, aumenta em função da baixa diversidade dos sistemas agrícolas.

Embora a matéria orgânica seja o principal indicador da qualidade do solo (QS), nem sempre alterações nos seus teores são capazes de refletir a real dimensão das modificações que ocorrem no solo em função da adoção de sistemas de manejos conservacionistas ou degradadores da sua qualidade. Por estarem associados à parte viva e mais ativa do carbono orgânico do solo (COS), a sensibilidade dos parâmetros biológicos para detectar essas alterações com maior antecedência os torna muito atraentes como suportes para tomadas de decisão de manejo, uma vez que podem ser associados a diferentes funções do solo (Dick et al., 2011; Stott et al., 2009; Mendes et al., 2015; Hatfield et al., 2017).

Para que o uso de bioindicadores de QS pudesse fazer parte da rotina dos agricultores e ultrapassasse os limites dos ambientes acadêmicos e dos laboratórios de pesquisa, um dos grandes desafios que precisava ser superado era a dificuldade para interpretar os valores individuais desses parâmetros (Dick, 1992; Trasar Cepeda et al., 1998; Gil-Sotres et al., 2005; Liburne et al., 2004; Gonzalez-Quiñones et al., 2011; Faber et al., 2013). Ou seja, ainda não haviam sido definidos valores que pudessem separar solos com diferentes condições de qualidade e sustentabilidade, possibilitando, assim, a tomada de importantes decisões de manejo.

Diferentemente do que ocorre com os indicadores químicos de fertilidade, cujos níveis (baixo, médio, adequado e alto) já estão bem definidos para cada elemento e tipo de solo (sempre levando em consideração características como: textura, teor de matéria orgânica, etc.), era difícil medir e interpretar bioindicadores, independentemente de um controle ou referencial de comparação (Lopes et al., 2013).

As estratégias para auxiliar na interpretação de indicadores biológicos envolvem níveis variados de complexidade e subjetividade e incluem o uso de curvas de pontuação (scoring curves) (Andrews et al., 2004, Stott et al., 2009), curvas de respostas baseadas em objetivos relacionados a produção e ao meio ambiente (Lilburne et al., 2004), comparação com dados de literatura por meio de distribuições estatísticas (Gonzales-Quinones et al., 2012) e avaliação de serviços ecossistêmicos a partir de atributos do solo em áreas de referência (Rutgers et al., 2008, 2012).

Visando auxiliar na interpretação individual dos bioindicadores, Lopes et al. (2013 a, b) desenvolveram, no Brasil, uma estratégia baseada na utilização dos princípios dos ensaios de calibração de nutrientes onde, por meio de modelos matemáticos, os bioindicadores foram relacionados com rendimento relativo acumulado das plantas (RRA) e com os teores de COS. A estratégia foi desenvolvida com um conjunto de 24 tratamentos de três experimentos de longa duração conduzidos na Embrapa Cerrados. Diferentes doses e formas de aplicação de super fosfato triplo possibilitaram a criação de gradiente de fósforo extraível, na profundidade 0 a 10 cm, o qual gerou um gradiente de diferentes rendimentos acumulados de grãos (RAG) de soja e milho e, conseqüentemente, de COS. A proposta foi baseada nas relações dos atributos microbiológicos com RRA e com os teores de COS. Devido ao amplo gradiente de COS e RRA, na profundidade 0 a 10 cm, todos os atributos microbiológicos foram correlacionados positivamente com estes parâmetros, o que possibilitou, por meio de análises de regressão, a delimitação de classes de suficiência para cada um, em função do RRA e do COS, de acordo com os seguintes critérios: $\leq 40\%$: baixo, 41 a 80%: moderado e $> 80\%$ adequado.

Com base nessa estratégia, Mendes et al. (2019) reportaram NCs para o CBM e para a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, em Latossolos argilosos do Cerrado, utilizando o conceito FERTBIO de amostragem de solo (amostragem realizada após a colheita com secagem do solo ao ar). A estratégia proposta por Lopes et al. (2013) também já foi utilizada para gerar valores de referência para as enzimas β -glicosidase, urease e desidrogenase em sistemas de cultivo de arroz sob diferentes ordens de solo na Índia (Biswas et al. 2017). No Canadá foram gerados NCs para o CBM e para a β -glicosidase em sistemas de produção de canola (Lupwayi et al., 2015) e na China, foram obtidos NCs para o COS e vários indicadores químicos e físicos do solo (Mei et al., 2019).

No estudo de Lopes et al. (2013), as relações observadas dos bioindicadores com o RRA e o COS, na profundidade 0 a 10 cm, mostraram que solos altamente produtivos também apresentam altos níveis de COS, de biomassa e atividade microbiana. O COS é o componente mais importante da fertilidade nos solos do Cerrado e é considerado um indicador chave da QS, devido à sua influência positiva nos atributos biológicos, químicos e físicos do solo (Karlen et al., 2001; Sparling et al., 2003). Como o COS é um agente modulador da atividade microbiana a identificação de gradientes de COS é um ponto chave para a geração de tabelas de interpretação. Entretanto, nem todos os experimentos de longa duração possuem tratamentos capazes de gerar gradientes, suficientemente amplos de COS, para a obtenção de modelos de regressão significativos. Esse fato dificulta a geração de tabelas de interpretação com uma amplitude aceitável entre as classes (baixa, moderada e adequada), conforme observado no estudo de Lopes et al. (2013).

A diminuição dos teores de COS, em profundidade no perfil do solo, é amplamente relatada na literatura científica (Lorenz & Lal, 2005; Franchini et al., 2007; Balota et al., 2015). Os gradientes de COS, em função da profundidade, podem ser facilmente identificados em áreas onde não ocorre revolvimento do solo, devido ao acúmulo de resíduos orgânicos (de origem vegetal e animal) nas camadas superficiais. Além da quantidade, a qualidade do COS também muda com a profundidade bem como a composição da comunidade microbiana, com uma maior predominância de fungos na superfície e de bactérias em profundidade (Lorenz & Lal, 2005; Paul, 2016).

Considerando que é mais fácil avaliar o conteúdo de COS de uma determinada área do que o seu RRA (cujos dados nem sempre estão disponíveis) e que o COS é o agente modulador da atividade microbiana, este trabalho teve como objetivo desenvolver uma estratégia de interpretação para indicadores biológicos, baseada em gradientes verticais (em profundidade) de COS. O estudo foi conduzido em experimentos de campo, em três locais distintos do bioma Cerrado, a partir da seleção de tratamentos de referência, com elevados níveis de rendimento de grãos, manejados sob sistema de plantio direto (SPD) e com a utilização de culturas de cobertura. Com base na nova estratégia, outro objetivo foi gerar níveis de referência para a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, que têm se destacado como bioindicadores de elevada sensibilidade para detectar alterações no solo, em função do sistema de manejo.

7.3. MATERIAL E MÉTODOS

7.3.1. Áreas de estudo

7.3.1.1. Planaltina, DF

A primeira área de estudo localizou-se na área experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Embrapa Cerrados), em Planaltina, DF, Brasil (15°35'30"S e 47°42'00"O, na altitude de 1175 m). O solo é um Latossolo Vermelho distrófico argiloso (583 g kg⁻¹ de argila, 346 g kg⁻¹ de areia e 71 g kg⁻¹ de silte). De acordo com a classificação de Köppen, o clima local é Aw, o qual corresponde ao clima típico de Cerrado (tropical úmido com inverno seco e verão quente – clima tropical com estação seca no inverno), com 1500 mm de média anual de precipitação e duas estações bem definidas (seca de maio a setembro e chuvosa de outubro a abril). As temperaturas médias das mínimas e máximas anuais são de 15,9 °C e 26,4 °C, respectivamente.

Em dois experimentos de campo, com delineamento em blocos ao acaso, com três repetições, foram selecionados 13 tratamentos, que apresentavam um gradiente de COS na profundidade de 0-10cm. A partir desse conjunto de 13 tratamentos foram selecionados oito tratamentos, denominados tratamentos de referência, para o desenvolvimento da nova estratégia de interpretação (Tabela 7-1). Os tratamentos de referência possuíam elevados níveis de rendimento acumulado de grãos e eram manejados sob SPD, com culturas de cobertura (milheto ou mucuna). Os experimentos foram iniciados em 1999. As propriedades químicas do solo nesta área na profundidade 0-10 cm são apresentadas na Tabela 7-1.

Tabela 7-1. Descrição dos 13 tratamentos selecionados nos dois experimentos de longa duração sobre manejo de fósforo, na Embrapa Cerrados (I e II) e seus respectivos rendimentos acumulados de grãos, (RAG, ton ha⁻¹), rendimento relativo acumulado (RRA, %) e propriedades químicas (0-10 cm), em junho de 2015. Os tratamentos com * foram selecionados como referência para o desenvolvimento da estratégia de interpretação baseada nos gradientes verticais de COS.

Tratamento	Dose P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Aplic. ¹	Sistema Manejo ²	RAG	RRA	Propriedades do solo (0-10cm)				
	1º ano	2º ano					pH (H ₂ O)	H + Al	Ca+Mg	K	P
								cmol _c kg ⁻¹ -		--mg kg ⁻¹ --	
Exp. I											
1	0	0	-	SPD/LEG	61,929	49	4,91	6,08	3,42	56	3,5
*2	50	50	Sulco	SPD/LEG	117,344	93	4,98	6,44	4,68	55	11,5
*3	100	100	Sulco	SPD/LEG	126,078	100	5,33	5,85	5,93	48	26,7
4	0	0	-	SPD/MIL	61,743	48	5,06	5,54	3,72	69	3,7
*5	50	50	Sulco	SPD/MIL	119,670	92	5,08	5,45	4,65	52	7,7
*6	100	100	Sulco	SPD/MIL	124,631	96	5,05	6,18	4,69	36	17,8
Exp. II											
7	0	0	-	SPD/MIL	5,997	5	4,42	5,83	2,13	53	1,4
*8	0	80	Sulco	SPD/MIL	108,717	99	5,03	6,31	3,94	47	10,2
9	240	0	Lanço	SPD/MIL	30,685	28	4,56	6,20	2,47	57	1,6
*10 ^c	240	80	Lanço/Sulco	SPD/MIL	112,729	99	5,22	5,89	4,72	38	14,0
*11	0	40	Sulco	SPD/MIL	85,384	78	5,06	5,93	3,77	49	6,0
*12	0	60	Sulco	SPD/MIL	97,659	89	5,23	5,94	4,11	44	8,1
13	0	80	Sulco	SPD/MIL	64,729	59	4,91	6,10	3,00	41	4,0

¹Aplicação= Lan (Lanço); ²Sistema de Manejo=Sistema de Plantio Direto (SPD), LEG (Mucuna), MIL (Milheto).

7.3.1.2. Itiquira, MT

A segunda área de estudo foi o experimento de Rotação de Culturas na Soja (RCS) localizado na Estação Experimental Cachoeira da Fundação Mato Grosso (Fundação MT), no município de Itiquira, MT (17° 09'S, 54° 45'W e 490 m de altitude). O solo é um Latossolo Vermelho distrófico argiloso (664 g kg⁻¹ de argila, 169 g kg⁻¹ de areia e 167 g kg⁻¹ de silte). De acordo com a classificação de Köppen, o clima regional é Aw (tropical úmido), com duas estações bem definidas: seca, de maio a setembro e, chuvosa, de outubro a abril. A precipitação média anual é de 1559 mm e as temperaturas média das mínimas e máximas anuais são de 19 °C e 32° C , respectivamente.

Foram selecionados sete tratamentos de referência sob SPD, com culturas de cobertura, com elevados níveis de rendimento acumulado de grãos. O delineamento experimental era em blocos inteiramente casualizados, com quatro repetições, iniciado na safra 2008/2009. Os sete tratamentos selecionados consistem de diferentes sucessões e rotações de culturas (Tabela 7-2). A Tabela 7-3 apresenta as propriedades químicas das amostras coletadas nas profundidades 0-10 cm, 10-20cm e 20-40cm.

Tabela 7-2. Descrição dos sete tratamentos selecionados no experimento de rotação de culturas com a soja da Fundação MT, com seus respectivos rendimentos de grãos (média de sete safras).

Trat.	----- Ano 1 -----	----- Ano 2 -----	----- Ano 3*-----	Grãos kg/ha
1	soja/milheto	soja/milheto	soja/milheto	3630
2	soja/braquiária	soja/braquiária	soja/braquiária	3690
3	soja/milheto	soja/crotalária	milho + braquiária	3540
4	soja/crotalária	milho + braquiária	soja/milheto	3360
5	soja/crotalária	milho + braquiária	soja/crotalária	3540
6	soja/crotalária	soja/ milho + braquiária	braquiária	3480
7	soja/ milho + braquiária	braquiária	soja/crotalária	3660

¹Milheto (cv. ADR-300), *Crotalaria ochroleuca* e braquiária (*Urochloa ruziziensis*). Fonte: FUNDAÇÃO MT (n.p.).

*Após o terceiro ano as rotações se repetem.

Tabela 7-3. Propriedades químicas em diferentes profundidades do solo nos sete tratamentos selecionados no experimento de rotação de culturas com a soja da Fundação MT (setembro de 2015).

Tratamento	pH (H ₂ O)	H+Al	Ca	Mg	CTC	K	P
0-10 cm							
		-----cmolc dm ⁻³ -----				---mg dm ⁻³ ---	
1	7,13	2,56	4,8	3,5	11,6	185	8,3
2	7,15	2,49	5,7	4,1	12,8	225	8,5
3	7,03	2,69	4,7	3,8	11,7	190	7,9
4	6,59	3,77	3,4	2,9	10,4	143	7,2
5	6,63	3,87	3,4	2,8	10,4	163	9,9
6	6,56	4,23	3,4	3,1	11,1	148	8,6
7	6,62	4,12	3,8	3,1	11,3	115	8,8
10-20 cm							
1	5,94	5,17	2,7	1,4	9,4	73	6,1
2	5,87	5,80	2,4	1,4	9,9	94	8,2
3	6,11	5,97	2,0	1,2	9,3	58	6,7
4	5,61	6,70	1,6	0,7	9,3	91	7,1
5	5,80	6,66	2,4	3,0	12,3	98	10,9
6	5,65	7,04	1,9	0,8	10,1	94	10,5
7	5,49	7,38	1,8	0,7	10,1	43	8,1
20-40 cm							
1	5,69	5,22	1,7	0,5	7,5	39	2,5
2	5,49	5,60	1,3	0,6	7,7	47	2,5
3	5,38	5,78	1,1	0,6	7,6	27	2,0
4	5,43	5,35	1,2	0,6	7,3	69	3,0
5	5,48	6,62	1,3	0,8	8,9	64	3,2
6	5,43	6,40	1,1	0,5	8,1	63	2,9
7	5,40	6,85	1,2	0,5	8,7	35	2,6

O P-disponível foi extraído com o extrator Mehlich 1 (0,0125 mol L⁻¹ de H₂SO₄ + 0,05 mol L⁻¹ de HCl) e a concentração de P foi determinada por colorimetria (Embrapa 1997). As demais propriedades químicas (Ca, Mg, Al, H+Al, K, pH) foram determinadas utilizando-se a metodologia da Embrapa (1997).

7.3.1.3. Rio Verde, GO

A terceira área de estudo estava localizada no Centro Tecnológico da Cooperativa COMIGO, Rio Verde, GO (17°45'49,13"S e 51°01'57,47"W, na altitude de 604 m), em um experimento para avaliar os efeitos da braquiária como cultura de cobertura no período da seca. O solo na área experimental foi caracterizado como Latossolo Vermelho de textura franco-argilosa (359 g kg⁻¹ de argila, 622 g kg⁻¹ de areia e 57 g kg⁻¹ de silte). A área havia sido utilizada para a produção de grãos há mais de 10 anos, antes do estabelecimento do experimento, em 2007.

O delineamento experimental era de blocos ao acaso, com quatro repetições, em SPD. As parcelas possuíam 12m x 20m, com espaçamento entre linhas de 50 cm para soja (*Glycine max* (L) Merr) e, 80 cm para o milho (*Zea mays* L). Foram selecionados dois tratamentos referência: i) soja / *Urochloa brizantha* cv. Marandu e ii) soja/milho intercalado com *Urochloa ruziziensis*. A produção de grãos de soja para estes tratamentos foram de 3221 kg/ha e 2787 kg/ha, respectivamente. A Tabela 7-4 apresenta as propriedades químicas do solo nas profundidades de 0-10 cm, 10-20cm e 20-40cm.

Tabela 7-4. Propriedades químicas em diferentes profundidades do solo, dos dois tratamentos selecionados nos experimentos de Rio Verde (abril de 2017).

Tratamento	Propriedades do Solo						
	pH (H ₂ O)	H+Al	Ca	Mg	CTC	K	P
0-10 cm		-----cmol _c dm ⁻³ -----				--mg dm ⁻³ ----	
Soja / U. brizantha	5,18	4,53	2,48	1,04	8,3	95	11,1
Soja/Milho + U. ruziziensis	5,34	4,02	2,77	1,06	8,1	105	20,0
10-20 cm							
Soja / U. brizantha	5,15	4,87	2,50	0,84	8,4	80	13,8
Soja/Milho + U. ruziziensis	5,24	4,76	2,37	0,73	8,1	86	23,0
20-40 cm							
Soja / U. brizantha	5,03	4,57	1,36	0,48	6,6	57	6,6
Soja/Milho + U. ruziziensis	4,97	4,76	1,25	0,39	6,5	48	7,1

7.3.2. Amostragem do Solo e Preparo das Amostras

O desenvolvimento da nova estratégia de interpretação para indicadores biológicos ocorreu a partir de duas amostragens em Planaltina (DF), com validações em Itiquira (MT) e Rio Verde (GO).

Em Planaltina, as duas coletas de solo foram realizadas em junho de 2015, após a colheita do milho. A primeira amostragem seguiu os procedimentos descritos em Lopes et al. (2013). O solo foi coletado apenas na camada de 0 a 10 cm nas três repetições dos 13 tratamentos descritos na Tabela 1, totalizando 39 amostras. Esses tratamentos apresentavam um gradiente de RRA e de MOS na camada de 0-10cm. Utilizou-se um trado holandês de 5 cm de diâmetro. Foram coletadas 20 sub-amostras, sendo três no centro das linhas de plantio e 17 nas entrelinhas. As sub-amostras foram homogeneizadas para a obtenção de uma amostra composta de solo por parcela, colocadas em saco plástico e transportadas para o laboratório.

A segunda amostragem em Planaltina foi realizada em apenas oito dos treze tratamentos descritos na Tabela 7-1. Esses tratamentos foram denominados tratamentos de referência, por possuírem elevados níveis de rendimento acumulado de grãos e serem manejados sob SPD. O solo foi coletado com um trado holandês de 10 cm de diâmetro, nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm em apenas uma das três repetições dos experimentos de campo, totalizando 24 amostras. Para minimizar o impacto nas parcelas experimentais, o protocolo de amostragem de solo foi modificado. Em cada parcela, as amostras foram obtidas em um único ponto de amostragem, constituído por cinco sub-amostras coletadas de forma perpendicular à linha de plantio. Uma sub-amostra foi posicionada no centro da linha de plantio e as outras duas foram posicionadas em cada lado nos espaços da entrelinha, equidistantes entre si. As cinco sub-amostras de cada profundidade foram homogeneizadas em sacos plásticos grandes e transportadas para o laboratório.

A amostragem no experimento “RCS” em Itiquira foi realizada em setembro de 2016. As amostras de solo foram coletadas nos sete tratamentos de referência, após a colheita das culturas de milho e soja. Foi utilizado um trado tipo sonda amostradora de 40 cm. As amostras foram coletadas em duas das quatro repetições do experimento, nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm, em doze pontos aleatórios na parcela, localizados na entrelinha da cultura principal. As doze sub-amostras foram homogeneizadas formando-se uma única amostra para cada profundidade. No total foram coletadas 42 amostras (sete tratamentos, duas repetições e três profundidades).

No experimento de Rio Verde, o solo foi coletado em abril de 2017, após a colheita do milho. As amostras foram coletadas nas quatro repetições dos dois tratamentos de referência selecionados, nas profundidades 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm em dez pontos aleatórios na parcela. As sub-amostras foram homogeneizadas formando-se uma única amostra para cada profundidade. No total foram coletadas 24 amostras (dois tratamentos, quatro repetições e três profundidades).

Em todas as amostragens descritas anteriormente, foi utilizado o conceito FERTBIO de amostragem de solo (Mendes et al., 2015). Ou seja, as amostras de solo foram coletadas após a colheita da safrinha de verão e submetidas ao preparo padrão realizado para análises de fertilidade do solo, com secagem ao ar e peneiramento em malha de 2 mm, para posterior análise dos indicadores microbiológicos.

7.3.3. Análises do Solo

A atividade das enzimas β -glicosidase (E.C. 3.2.1.21), fosfatase ácida (E.C. 3.1.3.2) e arilsulfatase (E.C.3.1.6.1) foram determinadas de acordo com Tabatabai (1994). Devido ao curto período de incubação (uma hora), o tolueno não foi utilizado nos ensaios. Essas três enzimas foram selecionadas pela sua importância nos ciclos do carbono (β -glicosidase), fósforo (fosfatase ácida) e enxofre (arilsulfatase).

7.3.4. Análises dos Dados

7.3.4.1. Estratégia baseada em gradientes verticais de MOS

Nos três locais avaliados, os níveis de atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida foram relacionados com o conteúdo de COS obtidos nas três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm) dos tratamentos de referência selecionados em cada área. As relações foram estudadas por meio de análises de regressão entre o COS e a atividade das enzimas do solo. Todas as equações, bem como a significância dos modelos e dos seus parâmetros, foram obtidas usando o procedimento PROC REG do SAS (SAS Institute, Cary, NC). O melhor modelo foi selecionado com base na raiz quadrada média do erro, na significância dos seus parâmetros e no maior coeficiente de determinação (R^2).

Para o estabelecimento dos NCs de COS, consideraram-se os valores referentes a 90% (NC superior) e 70% (NC inferior), do maior valor de COS determinado nas amostras coletadas em cada local. Com base nas relações do COS com os indicadores

microbiológicos, foi possível a obtenção dos NCs para as enzimas avaliadas a partir dos valores de NC's do COS. Valores do bioindicador superiores a 90% do maior valor de COS foram considerados adequados, entre 90% e 70% intermediários e, valores inferiores a 70% do maior valor de COS foram classificados como baixos (inadequados).

Nos três locais avaliados foi calculada uma relação de estratificação para o COS e para cada enzima, com base na razão entre os valores obtidos na camada 0-10cm e os valores obtidos na camada 20-40cm.

7.3.4.2. Estratégia baseada no RAG

A estratégia de interpretação para bioindicadores proposta por Lopes et al. (2013) foi utilizada com os dados obtidos nas três repetições dos 13 tratamentos selecionados nos experimentos de Planaltina, que apresentavam um gradiente de RAG e de MOS na camada de 0-10cm (total de 39 amostras). Inicialmente foi calculado o RRA, que é o rendimento acumulado de grãos de soja e milho relativizado em função da maior produção acumulada obtida em cada experimento. As relações entre o RRA e o COS e entre o COS e a atividade das enzimas do solo foram estabelecidas por meio de análises de regressão. Todas as equações, bem como a significância dos modelos e dos seus parâmetros, foram obtidas usando o procedimento PROC REG do SAS (SAS Institute, Cary, NC). O melhor modelo foi selecionado com base na raiz quadrada média do erro, na significância dos seus parâmetros e no maior coeficiente de determinação (R^2).

Com base na relação entre o RRA e o COS foi gerado um NC para o COS equivalente a 80% do RRA (considerando este valor como a produção de máxima eficiência econômica) e a seguir definidas classes de interpretação para o COS em função do RRA (< 40% baixa, 41 - 80% média, > 80% adequada. A partir das classes obtidas para os teores de COS, foram obtidos valores correspondentes para os bioindicadores, com base nas relações entre estes e o COS.

Na área de Planaltina, para comparar os modelos de regressão gerados para cada indicador microbiológico com base nas duas estratégias (estratégia dos gradientes verticais e estratégia baseada no RAG), foi utilizado o Método da Identidade de Modelos (Regazzi e Silva, 2003), que verifica a igualdade de duas regressões lineares.

7.4. RESULTADOS

Nos tratamentos de referência, a ausência de revolvimento do solo e a presença de culturas de cobertura, favoreceu a formação de gradientes, com níveis decrescentes de atividade enzimática e COS a medida que a profundidade de amostragem aumentou (Tabelas 7-5, 7-6 e 7-7). Esses gradientes foram mais acentuados para as enzimas β -glicosidase e arilsulfatase. Nos latossolos argilosos de Planaltina e Itiquira, as relações de estratificação entre as profundidades 0-10cm e 20-40cm foram em média de 7,7 e 5,3 vezes para a β -glicosidase e de 3,6 e 5,9 vezes para a arilsulfatase, respectivamente.

Tabela 7-5. Atividade enzimática e COS nos oito tratamentos de referência utilizados em Planaltina, DF em diferentes profundidades do solo.

Tratamento	β -Glicosidase ----- $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol.g}^{-1}$ solo h ⁻¹ ---	Arilsulfatase	Fosfatase Ácida	COS g kg ⁻¹
----- 0-10 cm -----				
10	135	81	430	19,07
11	185	119	469	19,28
13	180	113	709	16,52
14	212	147	581	20,09
19	124	90	437	18,40
21	143	89	425	18,99
22	86	100	490	17,30
23	110	95	574	18,75
Média	147	104	514	18,60
----- 10-20 cm -----				
10	55	45	324	14,07
11	44	41	408	11,55
13	63	50	467	13,03
14	75	62	378	14,56
19	44	49	487	13,55
21	40	36	284	14,05
22	25	79	380	14,07
23	48	43	462	12,70
Média	49	51	399	13,40
----- 20-40 cm -----				
10	15	27	342	10,21
11	18	29	417	9,61
13	28	29	454	11,06
14	29	34	426	11,82
19	13	28	409	9,80
21	16	28	361	12,88
22	13	27	271	10,74
23	20	29	360	11,20
Média	19	29	380	10,90
Relação de estratificação 0-10/20-40 cm	7,7	3,6	1,3	1,7

Tabela 7-6. Atividade enzimática e COS, em diferentes profundidades do solo, nos sete tratamentos de referência utilizados em Itiquira (MT).

Tratamento	β -Glicosidase ----- $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol } \text{g}^{-1} \text{ solo } \text{h}^{-1}$ -----	Arilsulfatase	Fosfatase Ácida	COS $\text{g } \text{kg}^{-1}$
0-10 cm				
1	103	83	446	18,87
2	149	146	500	22,56
3	104	61	382	20,85
4	105	78	497	18,93
5	130	70	562	21,59
6	102	110	580	21,92
7	157	113	648	26,29
Média	121	94	516	21,57
10-20 cm				
1	30	25	314	15,06
2	66	61	518	16,96
3	37	25	300	16,17
4	35	27	304	14,86
5	56	38	473	18,57
6	37	33	368	17,69
7	40	29	339	17,94
Média	43	34	374	16,75
20-40 cm				
1	17	16	308	11,66
2	28	23	395	13,34
3	22	9	377	12,01
4	23	15	296	13,23
5	26	18	389	13,50
6	21	18	348	14,71
7	21	13	283	14,28
Média	23	16	342	13,25
Relação de estratificação 0-10/20-40 cm	5,4	5,9	1,5	1,6

Tabela 7-7. Atividade enzimática e COS em diferentes profundidades do solo, nos dois tratamentos de referência utilizados em Rio Verde (GO).

Tratamento	β -Glicosidase ----- $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol } \cdot \text{g}^{-1} \text{ solo } \cdot \text{h}^{-1}$ -----	Arilsulfatase	Fosfatase Ácida	COS g/kg
0-10 cm-				
Soja / U. brizantha	116	63	382	13,14
Soja/Milho + U. ruziziensis	91	51	364	12,37
Média	104	57	373	12,76
10-20 cm				
Soja / U. brizantha	61	47	227	10,78
Soja/Milho + U. ruziziensis	66	35	216	10,74
Média	64	41	222	10,76
20-40 cm-				
Soja / U. brizantha	29	26	140	8,49
Soja/Milho + U. ruziziensis	33	24	135	9,17
Média	31	25	138	8,83
Relação de estratificação 0-10/20-40cm	3,3	2,3	2,7	1,4

Para a enzima fosfatase ácida, as reduções nos níveis de atividade com a profundidade foram menos acentuadas, principalmente nos experimentos de Planaltina e Itiquira onde as relações de estratificação foram, em média, de 1,3 e 1,5, respectivamente. Nos tratamentos avaliados em Rio Verde, os valores médios das relações de estratificação para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida foram de 3,3; 2,3 e 2,7, respectivamente. O conteúdo de COS também diminuiu com a profundidade, apresentando, em média, relações de estratificação de 1,7; 1,6 e 1,4 vezes nos tratamentos avaliados em Planaltina, Itiquira e Rio Verde, respectivamente.

O maior acúmulo de resíduos vegetais na superfície e a ausência de revolvimento para incorporação desses resíduos em camadas mais profundas do solo são os principais fatores responsáveis pela estratificação do COS e das enzimas avaliadas no perfil do solo (Doran et al, 1980; Van Gestel et al., 1992; Deng & Tabatabai, 1997). No presente estudo, como consequência dos gradientes formados foi possível estabelecer relações entre os níveis de atividade enzimática e os teores de COS nas três áreas avaliadas (Figuras 7-1, 7-2 e 7-3).

Para a β -glicosidase, nos três locais avaliados, os modelos com solo coletado nas três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm e 20-40cm) apresentaram os melhores ajustes. O mesmo foi observado para a arilsulfatase, sendo que em Rio Verde o modelo apenas com a camada 0-10 cm também apresentou um bom ajuste ($R^2=0.70$). Para a fosfatase ácida, o ajuste dos modelos de regressão variou conforme o local. Em Planaltina e Rio Verde, o modelo que englobou todas as profundidades foi o que teve o melhor ajuste. Em Itiquira, os modelos que incluíram todas as profundidades avaliadas (0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm) e as profundidades 0-10 cm e 10-20cm apresentaram os melhores ajustes.

Nos três locais avaliados, as enzimas com as maiores relações de estratificação no perfil do solo, β -glicosidase e arilsulfatase, foram as que apresentaram os modelos com melhores ajustes ($R^2 \geq 0,67$). Por outro lado, as menores relações de estratificação no perfil do solo apresentadas pela fosfatase ácida resultaram nos modelos matemáticos com menores valores de R^2 , uma vez que tratamentos com teores semelhantes de COS apresentaram uma ampla variação nos níveis de atividade dessa enzima. O efeito da baixa estratificação da fosfatase ácida no solo foi mais acentuado em Planaltina que apresentou o modelo com menor R^2 (0,255).

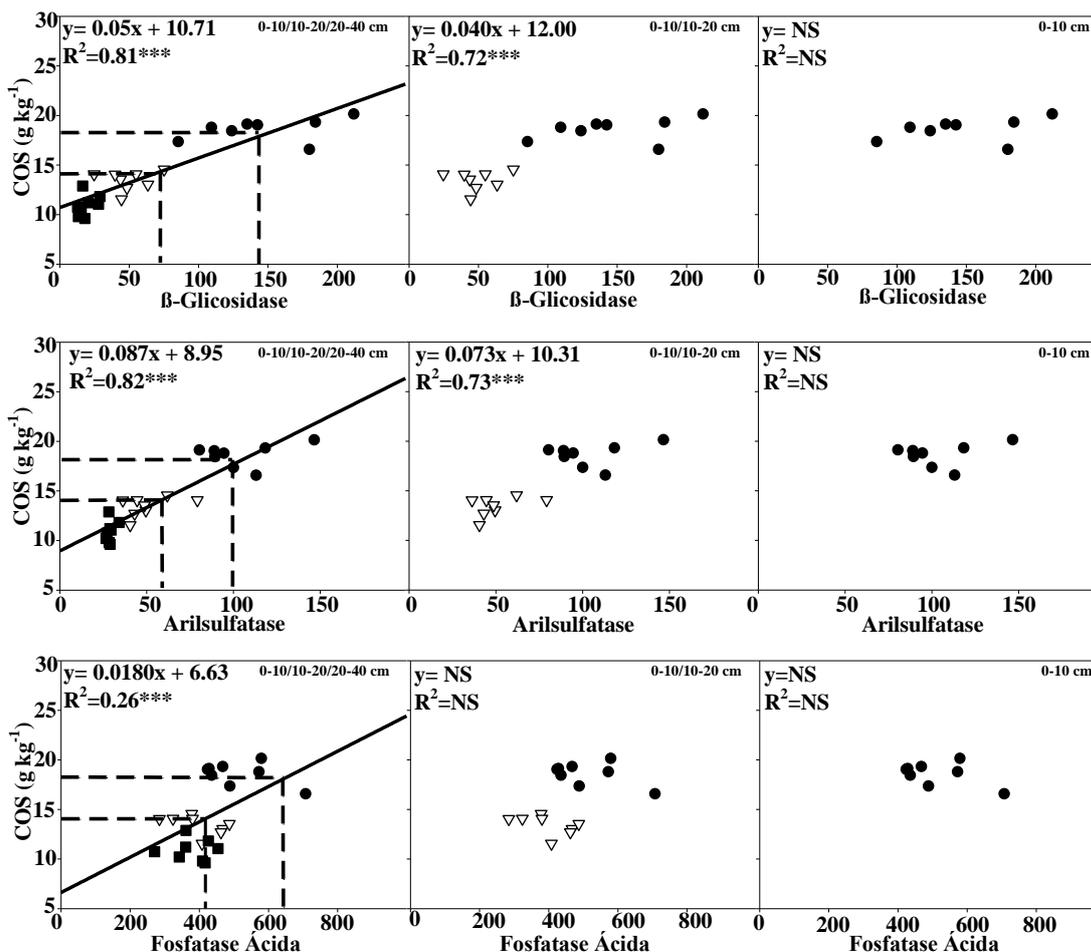


Figura 7-1. Relações entre os níveis de atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida ($\mu\text{g } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) com o carbono orgânico do solo (COS) nos oito tratamentos de referência de Planaltina. Para cada enzima é apresentada uma sequência de equações de regressão com dados obtidos nas profundidades: 0-10cm, 10-20cm e 20-40 cm; 0-10cm e 10-20cm; e somente 0-10cm. As linhas tracejadas representam os limites das classes interpretativas para o COS no Latossolo Vermelho argiloso de Planaltina: $\leq 15,3 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 15,4 a 18,1 g kg^{-1} (moderada); e $\geq 18,2 \text{ g kg}^{-1}$ (adequada).

Em Itiquira e Rio Verde, o aumento na relação de estratificação 0-10 cm/20-40cm (em média de 1,6 e 2,7 vezes, respectivamente) resultou em modelos com melhores ajustes, com destaque para Rio Verde onde a maior estratificação favoreceu o ajuste de um modelo com $R^2 = 0,77$. Em Planaltina, Itiquira e Rio Verde os maiores valores de COS foram 20,09; 26,76 e 14,40 g.kg^{-1} respectivamente, sendo que em cada local os NCs superiores e inferiores de COS foram calculados como 90% e 70% desses valores.

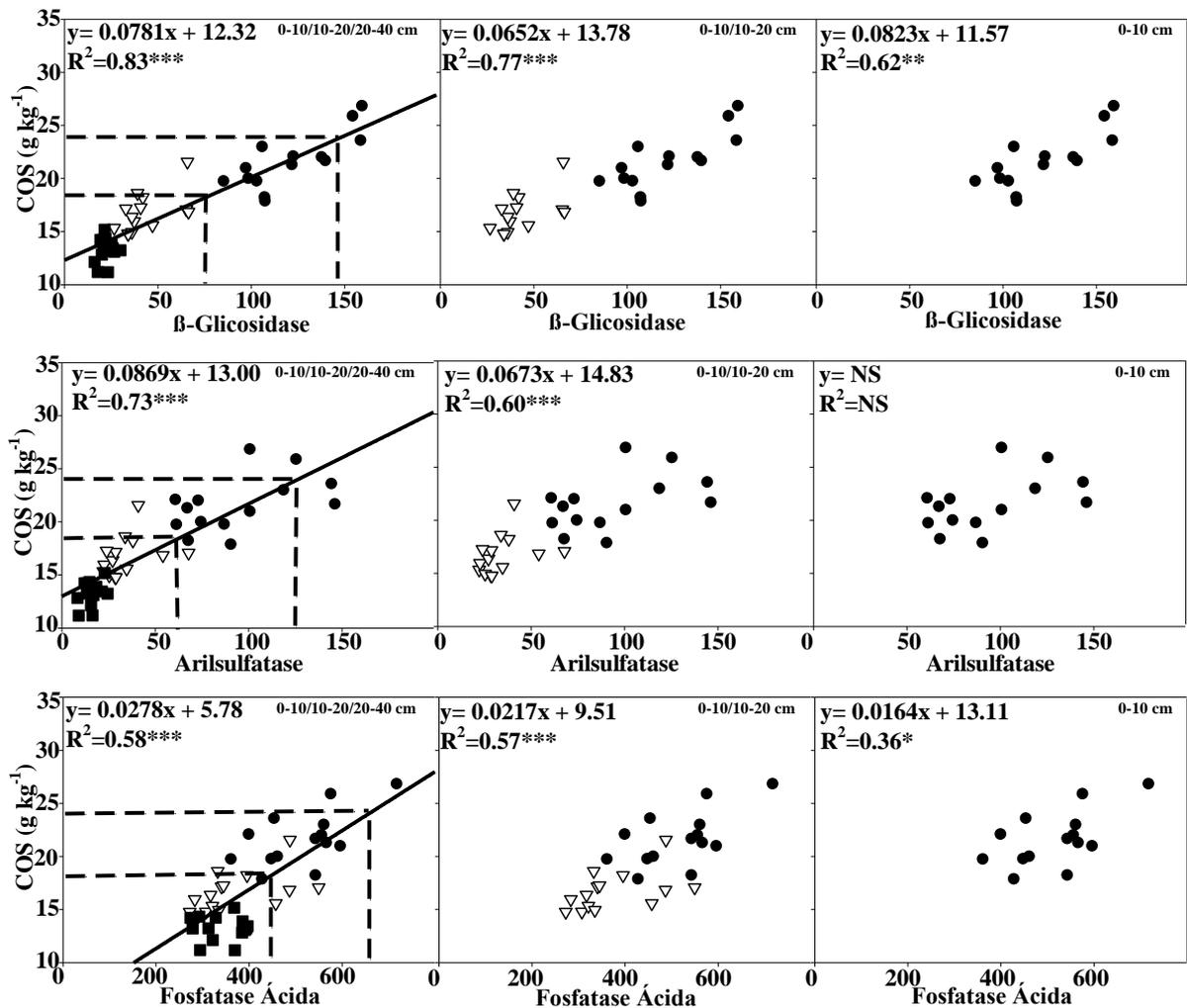


Figura 7-2. Relações entre os níveis de atividade das enzimas β-glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida (μg p-nitrofenol g⁻¹ solo h⁻¹) com o carbono orgânico do solo (COS) nos tratamentos de referência de Itiquira. Para cada enzima é apresentada uma sequência de equações de regressão com dados obtidos nas profundidades: 0-10cm, 10-20cm e 20-40cm; 0-10cm e 10-20cm; e somente 0-10cm. As linhas tracejadas representam os limites das classes interpretativas para o COS no Latossolo Vermelho argiloso de Itiquira: ≤ 20,3 g kg⁻¹ (baixa); 20,4 a 24,1 g kg⁻¹ (moderada); e ≥ 24,2 g kg⁻¹ (adequada).

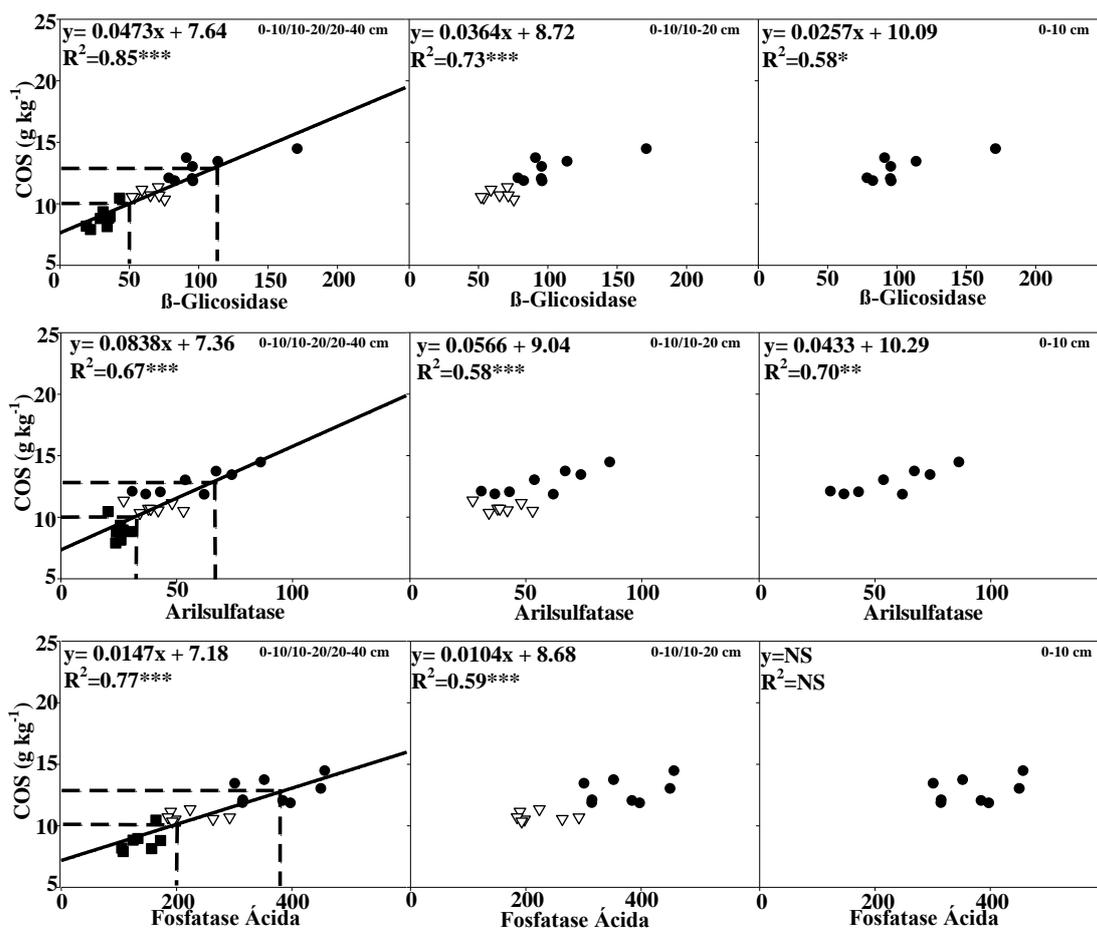


Figura 7-3. Relações entre os níveis de atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida ($\mu\text{g } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) com o carbono orgânico do solo (COS) nos tratamentos de referência de Rio Verde. Para cada enzima é apresentada uma sequência de equações de regressão com dados obtidos nas profundidades: 0-10cm, 10-20cm e 20-40cm; 0-10cm e 10-20cm; e 0-10cm. As linhas tracejadas representam os limites das classes interpretativas para o COS no Latossolo Vermelho franco-argiloso de Rio Verde: $\leq 10,9 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 11,0 a 13,0 g kg^{-1} (moderada); e $\geq 13,1 \text{ g kg}^{-1}$ (adequada).

Com a utilização desses NCs de COS e com base nos modelos de melhor ajuste (Figuras 7-1, 7-2 e 7-3) foram elaboradas tabelas de interpretação para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida (Tabelas 7-8, 7-9 e 7-10).

Tabela 7-8. Classes de interpretação para atividade enzimática do solo ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) em amostras FERTBIO, na camada 0-10cm, com base na nova estratégia de interpretação e com base na estratégia baseada no RAG (Lopes et al., 2013). Dados obtidos em Latossolos argilosos, Planaltina (DF).

Enzima	Classes de Interpretação em Função do COS		
	Baixa	Moderada	Adequada
----- ^a Nova estratégia (gradientes verticais de MOS) -----			
β -Glicosidase	≤ 68	69-148	≥ 149
**Arilsulfatase	≤ 59	60-105	≥ 106
Fosfatase Ácida	≤ 439	440-675	≥ 676
----- ^b Estratégia RAG (Lopes et al., 2013) -----			
β -Glicosidase	≤ 57	58-140	≥ 141
**Arilsulfatase	≤ 44	45-116	≥ 117
Fosfatase Ácida	≤ 563	564-886	≥ 887

^a Foram utilizados dados obtidos em 8 parcelas de tratamentos com altos níveis de produtividade, manejadas sob SPD, com culturas de cobertura. As classes de interpretação de COS no Latossolo Vermelho argiloso de Planaltina foram: $\leq 14,1 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 14,2 a $18,1 \text{ g kg}^{-1}$ (moderada); e $> 18,1 \text{ g kg}^{-1}$ (adequada).

^b Foram utilizados dados obtidos em 49 parcelas (13 tratamentos com três repetições). As classes de interpretação de COS no Latossolo vermelho argiloso de Planaltina foram: $\leq 14,0 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 14,1 a $17,0 \text{ g kg}^{-1}$ (moderada); e $> 17,1 \text{ g kg}^{-1}$ (adequada).

** Os modelos entre as duas estratégias para a enzima Arilsulfatase foram estatisticamente diferentes pelo método da Identidade dos Modelos (Regazzi e Silva, 2003).

Tabela 7-9. Classes de interpretação para os indicadores microbiológicos (atividade enzimática do solo - $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) para amostras FERTBIO em um Latossolo Vermelho argiloso de Cerrado (0-10 cm de profundidade) em Itiquira (MT).

Enzima	Classes de Interpretação em Função do COS		
	Baixa	Moderada	Adequada
----- Latossolo Vermelho argiloso – Itiquira-MT -----			
β -Glicosidase	≤ 82	83-151	≥ 152
Arilsulfatase	≤ 63	64-128	≥ 129
Fosfatase Ácida	≤ 465	466-659	≥ 660

Classes de interpretação para o COS no Latossolo Vermelho argiloso do município de Itiquira-MT: $\leq 18,7 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 18,8 a $24,1 \text{ g kg}^{-1}$ (moderada); e $\geq 24,2 \text{ g kg}^{-1}$ (adequada).

Tabela 7-10. Classes de interpretação para os indicadores microbiológicos (atividade enzimática do solo - $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) para amostras FERTBIO em um Latossolo Vermelho de textura média de Cerrado (0-10 cm de profundidade) em Rio Verde (GO).

Enzima	Classes de Interpretação em Função do COS		
	Baixa	Moderada	Adequada
----- Latossolo Vermelho – Rio Verde-GO -----			
β -Glicosidase	≤ 52	53-113	≥ 114
Arilsulfatase	≤ 32	33-67	≥ 68
Fosfatase Ácida	≤ 198	199-396	≥ 397

Classes de interpretação para o COS no Latossolo Vermelho de textura média do município de Rio Verde-GO: $\leq 10,1 \text{ g kg}^{-1}$ (baixa); 10,2 a $13,0 \text{ g kg}^{-1}$ (moderada); e $\geq 13,1 \text{ g kg}^{-1}$ (adequada).

Com os dados do conjunto de 13 tratamentos dos experimentos de Planaltina, onde havia gradientes de RRA e de MOS (camada de 0-10cm), também foram obtidas relações entre o RRA e o COS (Fig 7-4A) e entre o COS e as três enzimas avaliadas (Fig 7-4B, 7-4C e 7-4D). Os NCs superiores e inferiores de COS (17 e 14 g.kg^{-1} , respectivamente) foram equivalentes a 80% e 40% do RRA e permitiram a delimitação de NCs para as três enzimas conforme apresentado na Tabela 7-8.

Em Planaltina, considerando as duas estratégias de interpretação (gradientes verticais de MOS e com base no RRA) os modelos de regressão gerados para a β -glicosidase e fosfatase ácida não diferiram estatisticamente com base no método da Identidade de Modelos. Embora os modelos obtidos para a arilsulfatase com as duas estratégias tenham diferido, os valores dos NCs, calculados com ambas as estratégias foram próximos. A boa similaridade entre os NCs evidencia o potencial da estratégia baseada em gradientes verticais de profundidade, para a geração de valores de referência de bioindicadores (Tabela 7-8).

Para as três enzimas avaliadas, os NCs obtidos com a estratégia dos gradientes de COS em profundidade nos Latossolos argilosos de Planaltina e Itiquira também apresentaram valores comparáveis (Tabelas 7-8 e 7-9). Por se tratar de um solo de textura média com menores teores de COS e, conseqüentemente, menores teores de atividade enzimática, os NCs de Rio Verde foram menores que os das áreas com Latossolos mais argilosos (Tabela 7-10).

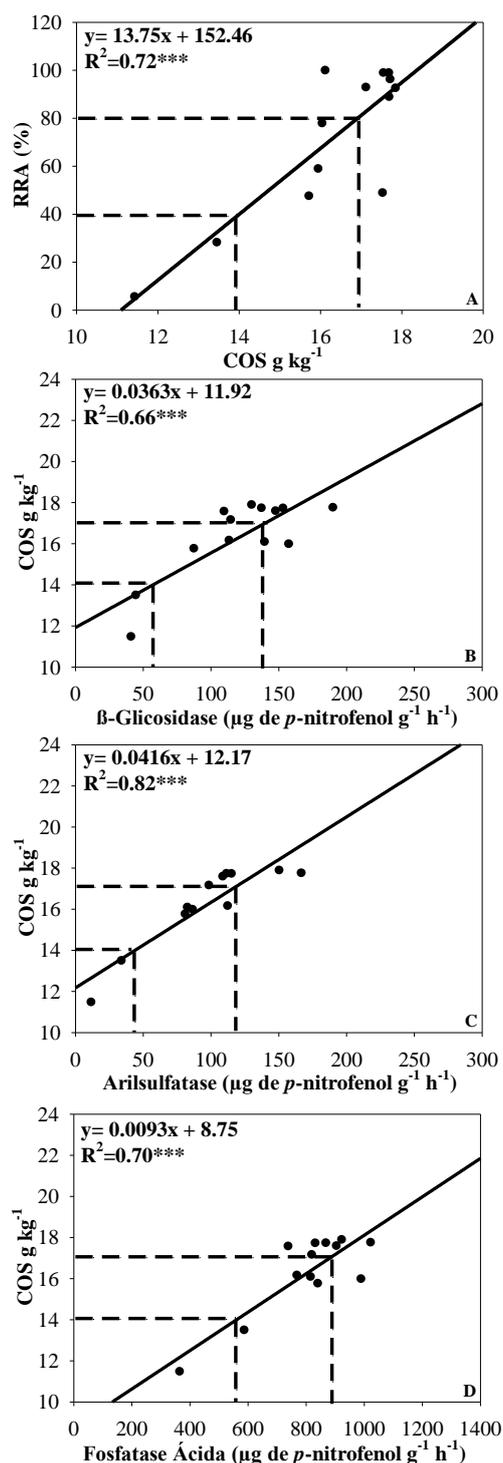


Figura 7-4. Relações entre o carbono orgânico do solo (COS) e o RRA, e entre COS e a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, nos 13 tratamentos avaliados em Planaltina, DF. As linhas tracejadas representam os limites das classes interpretativas para o COS: 14,1 g kg⁻¹ solo: baixo; 14,1 a 17,1 g kg⁻¹ solo: moderado e > 17,1 g kg⁻¹ solo: adequado) *** Parâmetros de regressão significativos ($p < 0,001$).

7.5. DISCUSSÃO

De maneira geral, assume-se que quanto maiores os valores dos bioindicadores de QS melhores são as condições proporcionadas pelos sistemas de manejo. Entretanto, esse nível de informação ainda é genérico e insuficiente quando se pretende adotar esses bioindicadores em um esquema de monitoramento da QS. Para o tomador de decisão na fazenda, NCs bem definidos são importantes para saber exatamente a partir de que ponto deve-se sair do estado de observação para o estado de ação (Sparling, 1997; Gonzalez-Quiñones et al., 2011).

Existe um amplo debate na literatura sobre como proceder para que o estabelecimento de níveis de referência (faixas-alvo) ocorra de forma consensual e com pouca subjetividade, facilitando a interpretação dos bioindicadores de QS (Arshad & Martin, 2002; Bunneman et al., 2018). Para os indicadores de química de solo, onde é possível estabelecer uma relação entre o indicador e o crescimento da planta (e.g. pH, Ca, P, K, etc) a definição de NCs é simplificada (Tisdale et al., 1993; Sousa et al., 2004) e não gera controvérsias.

Pelo fato da QS ser um conceito que vai além do rendimento de grãos, a identificação de situações que permitam o estabelecimento de relações entre os bioindicadores e parâmetros relacionados ao desempenho agrônômico das plantas cultivadas nem sempre ocorre com facilidade. Por esse motivo, o estabelecimento de relações dos bioindicadores com os teores de COS tem sido utilizado (Stott et al., 2009; Lopes et al., 2013, 2018; Mendes et al., 2019).

A estratégia de interpretação para bioindicadores proposta por Lopes et al. (2013), que resultou em valores de referência (baixo, moderado e adequado) bem definidos, teve como base um gradiente de rendimento acumulado de grãos, obtido em função da aplicação ou não de adubos fosfatados, que resultou em um gradiente de COS, na camada de 0-10cm. Essa simultaneidade permitiu que pela primeira vez os bioindicadores pudessem ser relacionados ao COS, parâmetro amplamente aceito como o melhor indicador da qualidade de um solo, e ao rendimento de grãos, parâmetro que reflete o aspecto econômico das lavouras, que é fundamental para a sustentabilidade do negócio agrícola (Gomez et al., 1996). Dessa forma, foram gerados os algoritmos que descreveram as relações dos bioindicadores com o rendimento de grãos e com o COS, e definidos os NCs para esses bioindicadores.

Um aspecto inovador dessa estratégia foi que a definição dos limites das classes de interpretação para os bioindicadores e para a COS foi feita com base no rendimento de grãos e utilizou o conceito de probabilidade de resposta dos experimentos de fertilidade de solo, em que pouco retorno econômico é esperado acima de um determinado nível de produção (Tisdale et al., 1993; Escano et al., 1981). Entretanto, a identificação de experimentos de longa duração, onde a ocorrência de um amplo gradiente de rendimento acumulado de grãos também esteja associada a um amplo gradiente de COS, restringe a aplicação da estratégia proposta por Lopes et al. (2013).

Por essa razão e considerando as facilidades para a determinação dos teores de COS, é que foi delineada, no presente estudo, uma estratégia independente do rendimento de grãos, baseada em gradientes verticais de COS em áreas/solos de referência. Com os dados obtidos em Planaltina, verificou-se um bom grau de similaridade nos valores dos NCs obtidos para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, com as duas estratégias de interpretação motivando a utilização da estratégia dos gradientes verticais, em mais outros dois locais: Itiquira (Latosolos argilosos) e Rio Verde (Latosolos textura média).

Para o bom desempenho da nova estratégia foi fundamental o estabelecimento de critérios, transparentes e defensáveis, para a definição dos NCs de COS, em função dos quais seriam definidos os NCs dos bioindicadores avaliados no estudo. Embora a escolha desses critérios pudesse suscitar questionamentos com relação ao grau de subjetividade, o estabelecimento de NCs superiores e inferiores para o COS equivalentes a 90% e 70% dos maiores valores de COS obtido nas áreas de referência, nos pareceu bem razoável. Em termos práticos a adoção desses critérios trabalha com limites realísticos para o NC superior (90% do maior valor obtido) e não admite uma redução maior que 30% nos maiores valores de COS na definição da classe moderada.

As percentagens 90 e 70 são próximas aos valores dos NCs superior e inferior de COS, definidos com base na relação entre o RRA e o COS (Figura 4A). Esses NCs que correspondem a 80% e 40 % do RRA (16,91 e 14,03 g.kg⁻¹, respectivamente), equivalem a 90% e 76% do valor de COS para um RRA de 100% (18,37 g.kg⁻¹) calculado com a equação apresentada na Figura 4A ($y = 13,744x - 152,46$, onde $y = \text{RRA}$ e $x = \text{COS}$). As percentagens 90% e 76 %, também aparecem nos estudos de Lopes et al. (2013 e 2018) e Mendes et al. (2019), onde os NCs foram definidos com base nas relações entre o RRA e o COS. Merece destaque o fato de que, conforme sugerido por Arshad & Martin (2002), as relações entre os teores de COS e o RRA (Figura 4) foram

obtidas a partir de dados de experimentos de campo de longa duração, conduzidos criteriosamente e que o RAG, diferentemente do rendimento anual, reflete com mais precisão as mudanças que ocorrem no solo ao longo do período de condução dos experimentos.

Nos estudos de microbiologia do solo existem, tradicionalmente, dois enfoques para o estabelecimento de áreas de referência: 1) condição de solo nativo e 2) condições que maximizam a produção e conservam o meio ambiente (Doran & Parkin, 1994; Gil-Sortres et al, 2005). No presente estudo optou-se pelo uso de áreas de referência, que maximizam a produção e conservam o meio ambiente, visando a obtenção das amostras para a geração dos NCs. Nas três localidades onde foi desenvolvida a nova estratégia de interpretação de bioindicadores, os tratamentos selecionados, denominados tratamentos de referência, além de elevados rendimentos de grãos eram cultivados sob SPD, com a utilização de diferentes plantas de cobertura em rotação ou sucessão.

O uso de áreas de referência que maximizam a produção e conservam o meio ambiente, tem sido utilizado em outros estudos com boa aceitação na comunidade científica (Doran & Parkin, 1994; Gil-Sortres et al., 2005; Rutgers et al., 2008; 2012). Em ambientes do bioma Cerrado, o uso de áreas nativas como referência nos estudos de microbiologia tem sido questionado, pois, os níveis dos bioindicadores encontrados nessas áreas muitas vezes não são alvos realísticos em solos agrícolas, mesmo sob as melhores práticas de manejo (Araújo et al., 2017; Lopes et al., 2013; Mendes et al., 2015). Embora seja desejável que a escolha das áreas de referência seja feita a partir de experimentos de campo bem estabelecidos, como parte dos ajustes finos no processo de elaboração das tabelas de interpretação, é possível até pensar em tabelas sítio-específicas, que contemplem as características edáficas e climáticas de cada propriedade rural.

Finalmente, outro ponto importante em que se baseia a nova estratégia de interpretação, refere-se à estratificação do bioindicador no perfil de solo. Quando o indicador apresenta uma baixa estratificação (e.g. fosfatase ácida no presente estudo), os modelos matemáticos apresentam menores valores de R^2 , uma vez que tratamentos com teores semelhantes de COS apresentam uma ampla variação nos níveis do bioindicador avaliado.

O desenvolvimento de relações entre atributos e funções do solo pode ser uma tarefa monumental (Arshad & Martin, 2002). Porém, as avaliações de atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, nos ambientes tropicais, tem se

destacado como bioindicadores sensíveis, precisos, coerentes, de simples determinação analítica e relacionadas, direta ou indiretamente, ao potencial produtivo e à sustentabilidade do uso do solo (Lopes et al. 2013, 2018; Mendes et al. 2019). Nesse sentido, a estratégia desenvolvida no presente estudo, baseada em gradientes verticais de COS em solos de referência, tem como principal vantagem sua simplicidade, pois permite gerar, a partir de um número reduzido de amostras (24), valores de referência para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, com bom grau de concordância com a estratégia original baseada no rendimento acumulado de grãos (Lopes et al., 2013). Dessa forma, vislumbra-se com sua utilização a possibilidade de uma rápida expansão no processo de desenvolvimento de tabelas de interpretação, para as várias condições edafoclimáticas que não foram contempladas nesse estudo, impulsionando o uso da bioanálise do solo nas diferentes regiões agrícolas do nosso país.

7.6. CONCLUSÃO

- A nova estratégia para interpretação de bioindicadores, baseada em gradientes verticais de COS, em tratamentos de referência, possibilitou a obtenção de NCs para a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, em Latossolos argilosos e de textura média.
- Os NCs calculados para a β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida com as duas estratégias de interpretação (gradientes verticais de MOS e com base no RRA) foram compatíveis, demonstrando o potencial da estratégia baseada em gradientes verticais de profundidade, para a geração de valores de referência de bioindicadores.

7.7. REFERÊNCIAS

- Andrews, S. S., Karlen, D. L. and Cambardella, C. A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal* 68:1945–1962. doi:10.2136/sssaj2004.1945
- Araujo, 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-MG, v. 31, p. 1099-1108, 2007.
- Balota, E. L., Yada, I. F. U., Amaral, H. F., Nakatani, A. S., Hungria, M., Dick, R. P., & Coyne, M. S., 2015. Soil quality in relation to forest conversion to perennial or annual cropping in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(4), 1003-1014.
- Biswas, S., Hazra, G. C., Purakayastha, T. J., Saha, N., Mitran, T., Roy, S. S., & Mandal, B., 2017. Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. *Geoderma*, 292, 34-48.
- Cantarutti, R.B., N.F. Barros, H.E. Prieto, and R . F. Novais, 2007. Evaluation of soil fertility and fertilizers recommendation. (In Portuguese.) In: R.F. Novais et al., editors, *Soil fertility* , Sociedade brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, Brazil. p. 769–850.
- Deng, S. P., & Tabatabai, M. A., 1997. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. *Biology and Fertility of Soils*, 24(2), 141-146.
- Dick, R. P., 1992. A review: Long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 40, 25–36. doi:10.1016/0167-8809(92)90081-L
- Dick, R. P., 2011. *Methods of soil enzymology*. Madison, WI: Soil Science Society of America.

Doran, J. W., 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal* 44, 765–771.

Paul, E. A., 2016. The nature and dynamics of soil organic matter: plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 109-126.

Embrapa, 1997. Manual and methods of soil analysis. 2nd ed. (In Portuguese.) Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro.

Escano, C. R., Jones, C. A., & Uehara, G., 1981. Nutrient Diagnosis in Corn Grown on Hydric Dystrandeps: II. Comparison of Two Systems of Tissue Diagnosis 1. *Soil Science Society of America Journal*, 45(6), 1140-1144.

Faber, J. H., Creamer, R. E., Mulder, C., Römbke, J., Rutgers, M., Sousa, J. P., & Griffiths, B. S., 2013. The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9(2), 276-284.

Franchini, J. C., Crispino, C. C., Souza, R. A., Torres, E., Hungria, M., 2007. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop-rotation systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 92, 18-29.

Gil-Sotres F., Trasar-Cepeda C., Leiros M. C., Seoane S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 877–887. doi:10.1016/j.soilbio.2004. 10.003

Gomez, A. A., Kelly, D. E. S., Syers, J. K., and Coughlan, K. J., 1996. Measuring sustainability of agricultural systems at the farm level. In: J.W. Doran and A.J. Jones, editors, *Methods for assessing soil quality*. SSSA Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI. p. 401–410.

Gonzalez-Quiñones, V., Stockdale, E. A., Banning, N. C., Hoyle, F. C., Sawada, Y., Wherrett, A. D., & Murphy, D. V., 2011. Soil microbial biomass—Interpretation and consideration for soil monitoring. *Soil Research*, 49(4), 287-304.

Hatfield, J. L., Sauer, T. J., & Cruse, R. M., 2017. Soil: The Forgotten Piece of the Water, Food, Energy Nexus. *Advances in Agronomy*, 143, 1-46). Academic Press.

Hussain, I., Olson, K. R., Wander, M. M., and Karlen, D. L., 1999. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil & Tillage Research* 50:237–249. doi:10.1016/S0167-1987(99)00012-4

Jackson, M. L., 1958. *Soil chemical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Karlen, D. L., and Stott, D. E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: J.W. Doran et al. (ed.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA and ASA, Madison, WI. p. 53–72.

Karlen, D. L., Andrews, S. S., and Doran, J. W., 2001. Soil quality: Current concepts and applications. *Adv. Agron.*, 74, 1–40. doi:10.1016/S0065-2113(01)74029-1

Lilburne, L., Sparling, G. P., and Schipper, L. A., 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: Development of an interpretive framework. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 104:535–544. doi:10.1016/j.agee.2004.01.020

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., Goedert, W. J., Mendes, I. C., 2013. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal* 77, 461–472. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/77/2/461>

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., dos Reis, F. B., Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., Souza, L. M., & Mendes, I. C., 2018. Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*, 12, 72-82.

Lorenz, K., & Lal, R., 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. *Advances in Agronomy*, 88, 35-66.

Lupwayi, N. Z., Harker, K. N., O'Donovan, J. T., Turkington, T. K., Blackshaw, R. E., Hall, L. M., & Grant, C. A., 2015. Relating soil microbial properties to yields of no-till canola on the Canadian prairies. *European Journal of Agronomy*, 62, 110-119.

Maia, C. E., Morais, E. R. C., and Oliveira, M., 2001. Critical level through the reduced normal distribution approach: A new proposal for interpretation of foliar analysis. (In Portuguese, with English abstract.) *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 5:235–238. doi:10.1590/S1415-43662001000200010

Mei, N.; Yang, B.; Tian, P.; Jiang, Y.; Sui, P.; Sun, D.; Zhang, Z.; Qi, H. 2019 Using a modified soil quality index to evaluate densely tilled soils with different yields in Northeast China. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3946-2>

Mendes, I.C., Sousa, D.M.G., Reis-Junior, F.B. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, v.32, 191 - 209. 2015

Mendes, I. C., Kappes, C., Ono, F. B., Sousa, D. M. G., Reis-Junior, F. B., Lopes, A. A. C., Semler, T. D., Zancanaro, L. Qualidade biológica do solo: por que e como avaliar. *Boletim de Pesquisa da Fundação MT*. 2017;98-105

Mendes, I. C., Souza, L. M., Lacerda, M. P. C., Sousa, D. M. G., Lopes, A. A. C., 2019. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. *Applied Soil Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025>

Nelson, D. W., and Sommers, L. E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: D.L. Sparks (ed.) *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. p. 961–1010.

Ophel-Keller K., McKay A., Hartley D., Herdina, Curran J., 2008. Development of a routine DNA-based testing service for soilborne diseases in Australia. *Australasian Plant Pathology* 37, 243–253. doi:10.1071/AP08029

Portilho, I. I. R., Júnior, S., Penna, R., Salton, J. C., Mendes, I. D. C., & Mercante, F. M., 2015. Persistence of insecticides and microbiological attributes in a soil under different management systems. *Ciência Rural*, 45(1), 22-28.

Prado, R. B.; Fidalgo, E. C. C.; Monteiro, J. M. G.; Schuler, A. E.; Vezzani, F. M.; Garcia, J. R.; Oliveira, A. P.; Viana, J. H. M.; Pedreira, B. C. C. G.; Mendes, I. C.; Reatto, A.; Parron, L. M.; Clemente, E. P.; Donagemma, G. K.; Turetta, A. P. D.; Simões, M., 2016. Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira (Online)*, 51, 1021-1038.

Rutgers M., Mulder C., Schouten A. J., Bloem J., Bogte J. J., Breure A. M., 2008. Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. Report 607604009. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM.

Rutgers, M., Van Wijnen, H. J., Schouten, A. J., Mulder, C., Kuiten, A. M. P., Brussaard, L., & Breure, A. M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Science of the Total Environment*, 415, 39-48.

Sousa, D.M.G., and E. Lobato, editors. 2004. *Cerrado: Soil correction and fertilization*. (In Portuguese.) 2nd ed. Embrapa Cerrados, Planaltina, Brazil.

Sparling, G. P., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In 'Biological indicators of soil health'. (Eds CE Pankhurst, BM Doube, VVSR Gupta) pp. 97–119. (CAB International: Wallingford, UK)

Sparling, G. P., Parfitt, R. L., Hewitt, A., Schipper, L. A., 2003. Three possible approaches to define desirable soil organic matter contents. *Journal of Environmental Quality* 32, 760–766. doi:10.2134/jeq2003.0760

Stott, D.E., S.S. Andrews, M.A. Liebig, B.J. Wienhold, and D.L. Karlen. 2010. Evaluation of β -glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 74:107–119. doi: 10.2136/sssaj2009.0029

Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D., and Havlin, J. L., editors. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. 5th ed. Macmillan Publ., New York.

Trasar-Cepeda, C., M.C. Leirós, F. Gil-Sotres, and S. Seoane. 1998. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils.* , 26:100–106. doi:10.1007/s003740050350

Van Gestel, M., Ladd, J. N., Amato M., 1992. Microbial biomass responses to seasonal change and imposed drying regimes at increasing depths of undisturbed topsoil profiles. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 103–111. doi:10.1016/0038-0717(92)90265-Y

Wander, M. M., Walter, G. L., Nissen, T. M., Bollero, G. A., Andrews, S. S., Cavanaugh-Grant, D. A., 2002. Soil quality: science and process. *Agronomy Journal* 94,2 3 –32. doi:10.2134/agronj2002.002

CAPÍTULO III

VARIAÇÃO TEMPORAL, AMOSTRA FERTBIO E NÍVEIS CRÍTICOS DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS ARENOSOS DO OESTE BAIANO

8. VARIAÇÃO TEMPORAL, AMOSTRA FERTBIO E NÍVEIS CRÍTICOS DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EM SOLOS ARENOSOS DO OESTE BAIANO

8.1. RESUMO

O Oeste Baiano é uma importante região produtora de grãos e fibras do Brasil, e atualmente é a segunda que mais produz algodão no país. Nessa região predominam solos de textura leve, os quais são considerados altamente suscetíveis à degradação. Em solos argilosos já foram obtidos avanços técnicos que permitem utilizar os bioindicadores como ferramenta importante nas avaliações do estado de conservação e degradação do solo. Entretanto, ainda são necessários estudos que possibilitem a aplicação dessa tecnologia nos solos arenosos. No presente estudo foi avaliada a variação anual, num período de dois anos, do carbono da biomassa microbiana (CBM), da atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, do P-Mehlich 1 e do carbono orgânico do solo (COS). Também foi avaliada a viabilidade do conceito FERTBIO de amostragem em solos arenosos e uma estratégia para geração de níveis críticos (NCs) para indicadores microbiológicos de qualidade do solo (QS), baseada em gradientes verticais de COS (0-10 cm, 10-20cm e 20-40cm) em áreas/solos de referência. O estudo foi realizado num experimento de rotação de culturas iniciado em 2012, em Luís Eduardo Magalhães, BA, num Neossolo Quartzarênico. Nos quatro tratamentos avaliados, houve pequena ou nenhuma variação anual para os indicadores microbiológicos e o COS, nas três profundidades avaliadas. Verificou-se que é viável o uso conceito Fertbio de amostragem para os solos arenosos e, foram gerados NCs para os indicadores microbiológicos, bem como a primeira tabela de interpretação de bioindicadores de QS específica para os Neossolos Quartzarênicos de Cerrado cultivados com grãos.

Palavras-chave: carbono da biomassa microbiana; β -glicosidase; arilsulfatase, fosfatase ácida; Neossolo Quartzarênico; qualidade do solo.

8.1.2. ABSTRACT

The western region of Bahia state, is a major grain and fiber producing region in Brazil, and is currently the second largest producer of cotton in the country. In this region, sandy soils highly susceptible to degradation predominate. Previous studies in clayey oxisols have allowed the use of microbial indicators as an important tool for soil health assessments. However, studies on sandy soils are necessary to evaluate the use of microbial parameters as indicators of soil health. In the present study, the temporal variation of microbial biomass carbon (MBC), arylsulfatase, acid phosphatase and β -glucosidase was evaluated, over a 2-years period, comparing it with soil organic carbon (SOC) in a sandy soil cultivated with grain crops and cotton. We also determined the extent of the temporal variation in the critical levels (CLs) for these microbial indicators. The feasibility of the FERTBIO soil sample concept in sandy soils and a strategy for the establishment of critical levels (CLs) for microbial indicators, based on vertical gradients of SOC (0-10 cm, 10-20 cm and 20-40cm) in reference areas also were evaluated. The study was carried out in a crop rotation experiment started in 2012, in Luís Eduardo Magalhães, BA, in a Neossolo Quartzarênico (Quartzipsamment). In the four treatments evaluated, SOC and the microbial indicators presented low temporal variation at the three depths evaluated. It was verified that it is feasible to use the Fertbio sample concept for sandy soils and CLs were established for the microbial indicators. The interpretation tables provided in this study establish, for the first time, reference values for microbial indicators specific for the Neossolos Quartzarênicos (Quartzipsamment) cultivated with annual crops.

Keywords: microbial biomass carbon; β -glucosidase; arylsulfatase, acid phosphatase; Quartzipsamment; soil quality.

8.2. INTRODUÇÃO

A região brasileira situada no extremo oeste do estado da Bahia, conhecida como “Oeste Baiano”, se destaca pela intensa atividade agrícola e por estar localizada na transição entre dois importantes biomas brasileiros: o Cerrado e a Caatinga. Nessa região, cerca de nove milhões de hectares pertencem ao bioma Cerrado. Desse total, 5,5 milhões são agricultáveis, sendo que 1,9 milhões foram cultivados com soja, milho e algodão na safra 2015/2016 (AIBA, 2017). Desde o início dos anos 2000, com o emprego de tecnologias avançadas na agricultura, o Oeste Baiano tem apresentado grande crescimento econômico, principalmente nos municípios do extremo oeste (Costa e Mondardo, 2013; AIBA, 2017).

A grande expansão agrícola associada à perspectiva de abertura de novas áreas pode representar uma ameaça ao bioma Cerrado, conseqüentemente, alterando a biodiversidade, a recarga dos rios e aquíferos (Gaspar e Campos, 2007; Santos e Sano, 2016; Almeida et al., 2016) e, ainda, levar à degradação dos solos em casos de utilização de práticas inadequadas de manejo (Freitas et al., 2014; Fontana et al., 2016). Vale ressaltar ainda que, grande parte dos solos dessa região é classificada como solos de textura leve, ou seja, enquadram-se nas classes texturais de areia e areia franca, ou francoarenosa. Esses solos, em geral, apresentam estrutura fraca, sendo susceptíveis à erosão e à contaminação das águas subterrâneas, em razão da baixa coesão entre as partículas do solo e da baixa estabilidade de agregados (Freitas et al., 2014; Donagemma et al., 2016; Mingoti et al., 2016). Um exemplo deste tipo de solo é o Neossolo Quartzarênico, o qual representa em torno de 5,6% dos solos da superfície do território brasileiro, e 15% do bioma Cerrado (Spera et al., 1999; Santos et al., 2011), sendo de comum ocorrência no Oeste Baiano.

Uma maneira de avaliar as alterações promovidas pelos sistemas de manejo do solo, e mostrar com antecedência e segurança que as novas práticas adotadas estão sendo empregadas de maneira eficiente é a avaliação e o monitoramento de indicadores de QS (Karlen et al., 1997; Karlen et al., 2003; Aziz et al., 2013; Takoutsing et al., 2016; Biswas et al., 2017; Das et al., 2018; Mendes et al., 2018). As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são intimamente associadas a sua capacidade para prestar importantes serviços ambientais e são utilizadas para acessar indiretamente a QS (Schoenholtz et al., 2000; Andrews et al., 2004; Zornoza et al., 2015; Valle e Carrasco, 2018). A seleção de um conjunto mínimo de indicadores sensíveis capazes de detectar

alterações no solo, decorrentes das diferentes práticas de manejo, é importante para avaliar se o manejo adotado na propriedade agrícola está melhorando, mantendo ou piorando a QS. Indicadores químicos e físicos têm sido muito utilizados para avaliar a QS (Shukla et al., 2006; Bone et al., 2010; Cherubin et al., 2015; Zornoza et al., 2015; Pulido et al., 2017; Raiesi, 2017; Zuber et al., 2017; Valle e Carrasco, 2018). No entanto, por estarem associadas ao componente vivo do solo, as propriedades microbiológicas e bioquímicas, tais como o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade enzimática, possuem maior sensibilidade e respondem mais rapidamente a alterações no manejo e uso do solo. Por essa razão, têm sido amplamente utilizadas em avaliações de QS (Peixoto et al., 2010; Balota et al., 2015; Cherubin et al., 2015; Raiesi e Kabiri, 2016; Acosta-Martínez e Cotton, 2017; Guangming et al., 2017; Raiesi, 2017; Liu et al., 2018).

Apesar da crescente utilização dos indicadores microbiológicos nas avaliações de QS, a interpretação dos valores individuais desses atributos, independentemente de um controle ou referencial de comparação, é um grande desafio (Gil-Sotres et al., 2005; Biswas et al., 2017; Bünemann et al., 2018). Para os indicadores químicos de fertilidade os níveis baixo, médio, adequado e alto estão relativamente definidos para cada indicador e tipo de solo, sempre levando em consideração características como: textura, teor de matéria orgânica, e até mesmo sistemas de cultivo (Sousa e Lobato, 2004; Brunetto et al., 2005; Vieira et al., 2013; Vieira et al., 2015). O mesmo pode ser dito para alguns indicadores físicos, tais como, intervalo hídrico ótimo e densidade aparente (Blainski et al., 2009; Reichert et al., 2009; Wilson et al., 2013; Moraes et al., 2016).

Tendo em vista essa dificuldade, Lopes et al (2013) estabeleceram valores críticos e geraram uma tabela de interpretação, baseando-se na relação entre os indicadores microbiológicos com a produção acumulada de grãos de soja e milho e o COS em Latossolo Vermelho de Cerrado. Em outro estudo conduzido na mesma área, Lopes et al (2018) avaliaram a variação temporal de indicadores microbiológicos, e, além disso, adaptaram as primeiras tabelas de interpretação para sistemas de plantio direto (SPD) e convencional (SPC), com dados obtidos em três amostragens, em um intervalo de cinco anos de estudo. Com base na estratégia de interpretação proposta por Lopes et al., (2013), Lupwayi et al. (2015) geraram níveis críticos para a atividade de β -glicosidase em solos cultivados com canola no Canadá. Na Índia, em sistemas de cultivo de arroz, Biswas et al. (2017) também geraram níveis críticos para a β -glicosidase. Adicionalmente, com base nessa estratégia, Mendes et al. (2019) geraram

tabelas de interpretação para alguns indicadores microbiológicos em latossolos argilosos, utilizando o conceito Fertbio, que preconiza a unificação dos procedimentos de amostragem e preparo de solo para as amostras de química (Fert) e biologia (Bio) do solo, propiciando reduções nos custos operacionais e facilitando a incorporação dos indicadores microbiológicos nas análises de rotina.

Considerando a importância ecológica e agrícola dos Neossolos Quartzarênicos, e visando a expansão da base de dados microbiológicos nos solos brasileiros, objetivou-se neste estudo: i) avaliar a variação temporal de indicadores microbiológicos (CBM, atividade da β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) e o COS em solos arenosos e ii) avaliar a viabilidade do conceito Fertbio de amostragem de solo nessas condições e iii) gerar níveis críticos (NCs) para esses bioindicadores nos Neossolos Quartzarênicos do Oeste Baiano, por meio de gradientes verticais de COS, em áreas sob cultivo de soja, milho e algodão.

8.3. MATERIAL E MÉTODOS

8.3.1. Localização e Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado na área experimental da Fundação de Apoio à Pesquisa e Desenvolvimento do Oeste Baiano (Fundação Bahia), próximo à cidade de Luís Eduardo Magalhães, BA, Brasil ($12^{\circ} 5'35,16''$ S e $45^{\circ}42'40,30''$ O), na altitude de 960 m. O solo é um Quartzipsamments, Neossolo quartzarênico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (2018), com teores de argila inferiores a 150 g kg^{-1} até a profundidade de 80 cm (Tabela 8-1). De acordo com a classificação de Köppen, o clima regional é do tipo Aw, com estação chuvosa no verão e seca no inverno (Alvares et al., 2014). A área, que está no bioma Cerrado, apresenta média anual de precipitação em torno de 1511 mm e temperatura média anual de $24,2^{\circ}\text{C}$, sendo a temperatura média do mês mais quente de $25,8^{\circ}\text{C}$ e a do mês mais frio de $23,1^{\circ}\text{C}$ (CLIMATE-DATA.ORG).

Para o presente estudo, quatro tratamentos sob SPD de um experimento de curta duração (iniciado em 2012) foram selecionados (Tabela 8-2). O experimento foi estabelecido na safra de 2012-2013, objetivando-se avaliar a influência de sistemas de cultivo do solo (SPD e SPC), e de rotação de culturas sobre os componentes de produção do algodão, da soja e do milho.

Tabela 8-1. Distribuição das frações granulométricas no perfil do Neossolo Quartzarênico da área experimental.

Profundidade cm	Argila	Areia	Silte
	----- % -----		
0-10	9	90	1
10-20	7	93	0
20-40	9	89	2
40-60	9	84	7
60-80	10	90	0

Tabela 8-2.- Descrição dos 4 tratamentos selecionados no experimento de Rotação de Culturas no Algodão. Os rendimentos médios (kg ha^{-1}) das culturas de soja, milho e algodão, nos cultivos que antecederam as amostragens de solo foram 4.561, 9.624 e 5.378 kg ha^{-1} , respectivamente.

Trat	Ano 1 2012/2013	Ano 2 2013/2014	Ano 3 2014/2015	Ano 4 2015/2016	Ano 5 2016/2017	Ano 6 2017/18
1	Soja	Milho+Braq	Soja	Milho+Braq	Soja	Milho + Braq.
2	Algodão	Soja/Milheto	Milho+Braq.	Algodão	Soja/Milheto	Milho/Milheto
3	Soja/Crot.	Milho+Braq.	Algodão	Soja/Crot.	Milho+Braq.	Algodão
4	Milho+Braq	Algodão	Soja/Crot.	Milho+Braq	Algodão	Soja/Crot.

*Braq= *Urochloa ruziziensis* ; Crot= *Crotalaria ochroleuca* em sucessão a soja e *Crotalaria spectabilis* em consórcio com o milho

O preparo da área foi iniciado em 2008 com uma segunda limpeza da vegetação nativa de Cerrado. O local permaneceu sob pousio durante um ano e na safra de 2010-2011 foi cultivado feijão caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] Após esse cultivo a área permaneceu sob pousio por mais um ano. Em 2012 foi feita uma amostragem de solo para determinação de algumas propriedades químicas (Tabela 8-3) para correção da fertilidade química da área.

Tabela 8-3. Propriedades químicas do solo nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm na área do estudo antes da implantação do experimento em 2012/2013.

Profundidade cm	COS g kg^{-1}	pH (H_2O)	Ca	Mg	H+Al	CTC ¹	K	P
			----- $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ -----				---- mg dm^{-3} ----	
0-20	3,0	5,98	0,39	0,46	1,52	2,4	11,93	1,48
20-40	4,0	5,98	0,45	0,44	1,51	2,4	14,23	1,82

¹: CTC a pH 7,0, sendo que os valores de alumínio foram 0,0.

Durante o preparo da área em 2012, foi feita uma subsolagem a 60 cm de profundidade e aplicou-se 700 kg ha⁻¹ de gesso e 400 kg ha⁻¹ de super fosfato simples, seguindo-se de uma gradagem de disco a 20 cm de profundidade e uma gradagem niveladora a 10 cm de profundidade. Após a correção e o preparo do solo, o experimento foi iniciado (safra 2012-2013) com a sequência de cultivos apresentada na Tabela 8-2.

O delineamento experimental foi de blocos casualizados com quatro repetições, sendo que as parcelas experimentais possuem 20 m x 20 m, e o espaçamento utilizado para o plantio das culturas foi de 0,5m para o milho e soja, e de 0,76 para o algodão. As adubações foram feitas anualmente da seguinte forma: I - Soja: de 350 a 400 kg ha⁻¹ do formulado 02-25-00 aplicados na linha de semeadura (adubação de semeadura) e 250 kg ha⁻¹ de KCl a lanço (adubação de cobertura). II - Milho: de 350 a 400 kg ha⁻¹ do formulado 05-34-00 foram aplicados na linha de semeadura (adubação de semeadura) e 300 kg ha⁻¹ de KCl mais 300 kg ha⁻¹ de uréia a lanço (adubação de cobertura). III - Algodão: de 350 a 400 kg ha⁻¹ do formulado 05-34-00 foram aplicados na linha de semeadura (adubação de semeadura) e 300 kg ha⁻¹ de KCl e mais 350 kg ha⁻¹ de Ureia a lanço (adubação de cobertura).

8.3.2. Amostragem e preparação das amostras de solo

As amostras de solo foram coletadas em março de 2017 (08 e 09/03/2017) e fevereiro de 2018 (20 e 21/02/2018) e coincidiu com os seguintes estádios fenológicos das culturas: colheita da soja, maturação do milho e floração do algodão. O solo foi coletado nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm, nas quatro repetições dos seis tratamentos selecionados (total de 72 amostras), em dois pontos posicionados perpendicularmente à 11^a linha de plantio. Em cada um desses pontos, para cada profundidade cinco subamostras equidistantes foram coletadas usando um trado (5 cm de diâmetro), sendo uma no meio da linha de plantio e as outras duas posicionadas em cada lado do espaço da entrelinha, espaçadas em 12,5 cm.

As amostras de solo foram homogeneizadas em sacos plásticos, transportadas para o laboratório de Microbiologia do Solo da Embrapa Cerrados e peneiradas em malha de 4 mm. As amostras destinadas as análises microbiológicas foram armazenadas a 7 °C nos níveis de umidade de campo até que as análises fossem realizadas, cerca de uma semana após a coleta. Os detritos e raízes foram cuidadosamente removidos antes

da realização das análises microbiológicas. As amostras para as determinações do COS, P-Mehlich 1 e demais propriedades químicas do solo foram secas ao ar em temperatura ambiente por sete dias e peneiradas em malha de 2 mm antes da realização dessas análises. Para avaliar a viabilidade da utilização do conceito FERTBIO nos solos arenosos, na amostragem realizada em 2018, uma porção das amostras secas ao ar destinadas às análises químicas, também foi utilizada para análise enzimática do solo.

8.3.3. Dados de Clima

Os dados climáticos foram obtidos no CLIMATE-DATA.ORG (site na internet que disponibiliza dados oficiais sobre clima). Como as amostragens foram feitas em fevereiro/março, os dados de novembro, dezembro e janeiro, também são apresentados, pois a umidade do solo, durante estes meses, também poderia influenciar os microrganismos do solo.

8.3.4. Análises de solo

O COS foi determinado pelo método Walkley-Black (Nelson e Sommers, 1996) e calculado de acordo com Jackson (1958). As demais análises químicas para caracterização das áreas também foram realizadas de acordo com as metodologias da Embrapa (2017). A análise química de rotina dos quatro tratamentos nos dois anos de amostragem são apresentados na Tabela 8-4. A umidade do solo no momento da amostragem foi determinada secando-se as amostras em estufa (105 °C por 5 dias).

O CBM foi determinado utilizando-se o método clorofórmio-fumigação-extração (CFE) descrito em Vance et al. (1987). Para cada amostra de solo, foram utilizadas três repetições fumigadas (F) e três repetições não-fumigadas (NF). Após a coleta no campo, o teor de umidade das amostras, contendo 20 g de solo, foi elevado a 70% da capacidade de campo, quando necessário. Após a adição de água, tanto as amostras coletadas na floração como as da pós-colheita foram pré-incubadas, no escuro e à temperatura ambiente, por um período de sete dias. No sexto dia de pré-incubação, metade das amostras foi fumigada por 48 horas em um dessecador contendo uma placa de Petri com 25 ml de clorofórmio livre de álcool. O carbono orgânico foi extraído pela adição de 50 ml de uma solução de sulfato de potássio ($K_2SO_4 - 0,5 \text{ mol L}^{-1}$) às amostras de solo, que, em seguida, foram submetidas à agitação horizontal (150 rpm) por 40 minutos. Após a filtragem das amostras com o papel filtro Whatman n.º 2, foi efetuada a leitura de uma alíquota de 200 µl em um analisador de carbono orgânico total

(TOC) e nitrogênio (N) modelo Vario TOC cube Elementar (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Alemanha) com detector de infravermelho próximo. O CBM foi calculado pela diferença entre o carbono extraídos das amostras de solo F e NF, utilizando os fatores de correção (Kec) de 0,35.

Tabela 8-4. Propriedades químicas do solo nas camadas de 0-10 cm; 10-20 cm e 20-40 cm em amostragem dos dois anos de estudo.

Tratamento	Propriedades do Solo							
	pH (H ₂ O)	H+Al	Ca	Mg	CTC ¹	K	P	COS
2017								
0-10 cm		-----cmol _c dm ⁻³ -----				-- mg kg ⁻¹ --		g kg ⁻¹
1	6,26	1,46	1,49	0,54	3,76	105	40	4,78
2	6,29	1,44	1,52	0,61	3,80	89	47	4,89
3	6,42	1,39	1,45	0,58	3,70	108	49	5,11
4	5,82	1,96	1,14	0,41	3,82	122	41	5,25
10-20 cm								
1	6,44	1,18	1,45	1,88	3,32	98	33	3,93
2	6,69	1,25	1,37	1,86	3,32	86	30	3,92
3	6,35	1,28	1,35	1,78	3,23	66	19	4,08
4	6,25	1,59	1,14	1,46	3,40	130	38	4,27
20-40 cm								
1	6,21	1,35	1,00	1,37	2,91	74	13	3,42
2	6,47	1,40	1,14	1,57	3,20	88	14	3,57
3	5,90	1,55	1,04	1,38	3,10	68	12	3,53
4	6,02	1,55	0,99	1,29	3,12	110	12	3,65
2018								
0-10 cm		-----cmol _c dm ⁻³ -----				-mg kg ⁻¹ -		g kg ⁻¹
1	6,33	1,61	1,27	0,50	3,50	48	29	4,71
2	6,27	1,90	1,36	0,45	3,87	63	61	5,16
3	5,98	1,86	1,20	0,45	3,64	52	40	4,63
4	6,10	1,99	1,30	0,42	3,88	67	52	5,14
10-20 cm								
1	6,63	1,42	1,31	0,40	3,22	35	31	3,70
2	6,44	1,52	1,40	0,42	3,47	50	61	3,99
3	6,35	1,55	1,18	0,46	3,31	48	39	3,65
4	6,33	1,52	1,16	0,31	3,15	66	25	3,99
20-40 cm								
1	6,47	1,32	0,89	0,24	2,55	39	7	3,28
2	6,30	1,52	0,89	0,26	2,76	41	11	3,30
3	6,16	1,53	0,74	0,25	2,64	51	9	3,35
4	6,16	1,56	0,68	0,17	2,58	68	6	3,49

¹: CTC a pH 7,0, sendo que os valores de alumínio foram 0,0.

As atividades das enzimas β-glicosidase (E.C. 3.2.1.21), fosfatase ácida (E.C. 3.1.3.2) e arilsulfatase (E.C. 3.1.6.1) foram determinadas de acordo com Tabatabai (1994). O método é baseado na determinação colorimétrica do *p*-nitrofenol liberado pelas enzimas quando 1g de solo é incubado com 1ml de uma solução tamponada contendo substrato sintético de *p*-nitrofenil. Durante a incubação de 1h, o tolueno não

foi adicionado. Estas três enzimas foram selecionadas de acordo com suas funções e importância no ciclo do C (β -glicosidase), ciclo do P (fosfatase ácida) e ciclo do S (arilsulfatase). As determinações de atividade das três enzimas foram realizadas com o solo úmido (amostragens de 2017 e 2018) e também com o solo seco ao ar (amostragem, 2018). O CBM não foi determinado nas amostras secas ao ar (Fertbio).

8.3.5. Análises estatísticas

Para acessar a variação anual dos indicadores nos seis tratamentos foi realizada uma análise de variância (one-way), considerando-se o ano de amostragem como o fator principal (PROC GLM do pacote estatístico SAS, SAS Institute, Cary, NC). As médias dos anos foram comparadas utilizando-se o método de comparação de médias LSD (Least Significant Difference test) ao nível de 5% de significância. A variação anual para a umidade do solo entre os dois anos de amostragem também foi avaliada.

O efeito da secagem ao ar na atividade das enzimas das amostras de solo coletadas em 2018 no ranqueamento dos tratamentos foi determinado com uma análise de variância para blocos inteiramente casualizados, utilizando-se o PROC GLM do pacote estatístico SAS (SAS Institute, Cary, NC), sendo as médias dos tratamentos para as amostras (úmidas e secas) separadas pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Para estabelecer as relações entre o conjunto de amostras obtido em 2018 (solo com a umidade do campo x solo seco ao ar), também foi realizada uma análise de regressão, onde as amostras secas ao ar foram a variável dependente (eixo y) e as amostras com o solo na umidade do campo foram as variáveis independentes (eixo x).

Os valores do CBM e os níveis de atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida foram relacionados com o conteúdo de COS obtidos nas três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm) dos tratamentos de referência selecionados em cada área. As relações foram estudadas por meio de análises de regressão entre o COS e a atividade das enzimas do solo. Todas as equações, bem como a significância dos modelos e dos seus parâmetros, foram obtidas usando o procedimento PROC REG do SAS (SAS Institute, Cary, NC). O melhor modelo foi selecionado com base na raiz quadrada média do erro, na significância dos seus parâmetros e no maior coeficiente de determinação (R^2).

Para o estabelecimento dos NCs de COS, consideraram-se os valores referentes a 90% (NC superior) e 70% (NC inferior), do maior valor de COS (média das repetições) determinado nas amostras coletadas em cada local. Com base nas relações do COS com os indicadores microbiológicos, foi possível a obtenção dos NCs para as enzimas avaliadas a partir dos valores de NC's do COS. Valores do bioindicador superiores a 90% do maior valor de COS foram considerados adequados, entre 90% e 70% moderados e, valores inferiores a 70% do maior valor de COS foram classificados como baixos (inadequados).

8.4. RESULTADOS

8.4.1. Variação temporal dos indicadores microbiológicos e COS

Nos dois anos de monitoramento (amostragens realizadas em fevereiro de 2017, e em março de 2018), os padrões de precipitação mensal e a média de temperatura do ar para o local do experimento foram consistentes, sem muitas variações para os meses de fevereiro e março (Figura 8-1). Além disso, não foram observadas oscilações na umidade do solo dos seis tratamentos e três profundidades amostradas (Tabela 8-5).

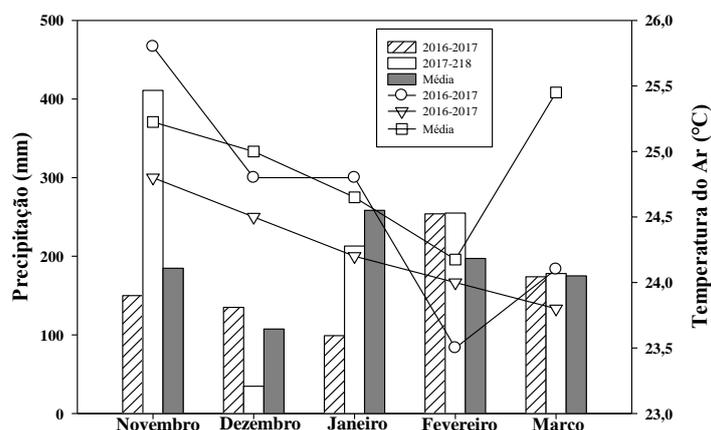


Figura 8-1. Precipitação total mensal (barras) e média mensal da temperatura do ar (linhas) no período de coleta das amostras (2016/2017 e 2017/2018) em relação às médias mensais dos últimos quatro anos de precipitação e temperatura (2014 - 2017).

De uma maneira geral os indicadores biológicos (CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase) e o COS apresentaram baixa variação anual, considerando todos os tratamentos e também as três profundidades amostradas (0-10, 10-20 e 20-40 m) (Figura 8-2). Variações anuais significativas foram observadas de forma pontual para a fosfatase ácida (tratamentos 2 e 3, profundidade 10-20 cm), β -glicosidase (tratamento 6, profundidade 10-20 cm), e o COS (tratamento 5, profundidade 10-20 cm).

Tabela 8-5. Umidade do solo das amostras coletadas em campo nas amostragens de 2017 e 2018.

Tratamentos	Umidade do solo ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$)	
	2017	2018
0-10 cm		
1	6,94NS	5,21NS
2	7,79A	5,09B
3	5,49NS	5,68NS
4	9,16NS	6,84NS
Média	7,9	5,8
10-20 cm		
1	7,08NS	5,91NS
2	8,52A	5,94B
3	6,76A	6,37A
4	9,00NS	7,74NS
Média	7,6	6,5
20-40 cm		
1	9,08NS	8,40NS
2	9,04NS	8,12NS
3	8,81NS	7,80NS
4	9,14NS	9,45NS
Média	8,8	8,3

Em cada tratamento, as letras diferentes indicam diferenças (LSD, $p < 0,05$) nas amostragens de 2017 e 2018. NS=não significativo.

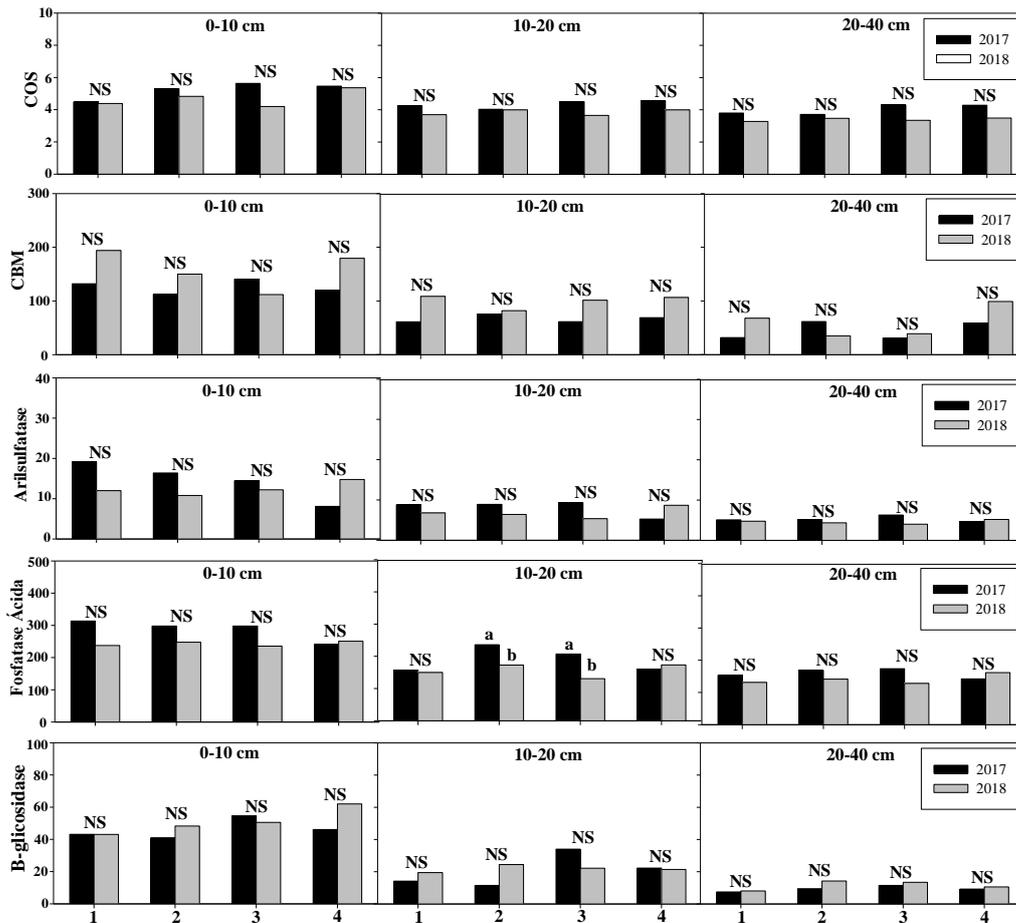


Figura 8-2. Carbono orgânico do solo – COS (g⁻¹ kg⁻¹), carbono da biomassa microbiana – CBM (mg C kg⁻¹), e atividade das enzimas, arilsulfatase, fosfatase ácida, e β-glicosidase (μg *p*-nitrofenol g⁻¹ solo h⁻¹) nos 4 tratamentos sob SPD descritos na Tabela 1. Em cada tratamento, as letras diferentes indicam diferenças (LSD, *p* < 0,05) nas amostragens de 2017 e 2018. NS=não significativo.

8.4.2. Viabilidade do conceito FERTBIO para solos arenosos

A viabilidade da utilização do conceito amostra FERTBIO para avaliações de atividade enzimática em solos arenosos foi avaliada com as amostras coletadas em 2018. Nas três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm) regressões lineares entre as determinações efetuadas com amostras de solo na umidade de campo e secas ao ar (Figura 8-3) confirmaram que a secagem desse Neossolo causou desvios dos níveis iniciais de atividade enzimática. Considerando as inclinações (0,57, 0,65 e 0,72 para arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase, respectivamente) e o desvio de uma relação 1:1, verificou-se que os efeitos de secagem ao ar aumentaram na seguinte ordem: arilsulfatase < fosfatase ácida < β -glicosidase.

Apesar da redução, em função da secagem das amostras de solo ao ar, as relações entre esses dois tipos de amostras (Figura 8-3), foram positivas e significativas demonstrando que a redução foi proporcional, com R^2 para arilsulfatase de 0,80, fosfatase ácida de 0,56 e β -glicosidase de 0,89. De fato, apesar de pequenas variações no ranqueamento dos tratamentos em função da secagem ao ar de 2018, o poder discriminatório entre os tratamentos foi pouco alterado evidenciando que a secagem ao ar preservou os efeitos observados quando se utilizou o solo na umidade de campo.

Os efeitos dos tratamentos foram mais acentuados nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm, onde os tratamentos 4 (rotação milho+braquiária/ algodão/soja crotalaria) e 2 (soja sorgo/algodão) apresentaram, respectivamente, os maiores e os menores níveis de atividade de β -glicosidase e arilsulfatase.

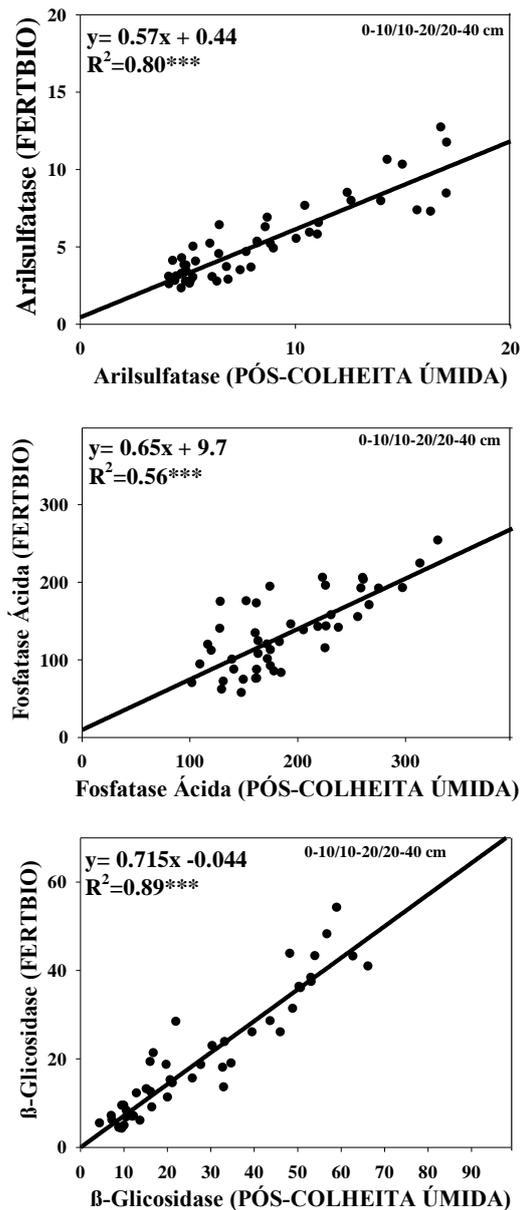


Figura 8-3. Relações entre a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida ($\mu\text{g } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ soil h}^{-1}$), determinadas nas amostras úmidas (média das amostragens de 2017 e 2018) com as amostras secas ao ar (FERTBIO) (amostragem em 2018). Os pontos representam as médias dos tratamentos.. *** Parâmetros da regressão significativos a $p < 0,001$. NS=não significativo.

8.4.3. Níveis críticos para os indicadores microbiológicos baseados na profundidade de amostragem

Na tabela 8-6 verifica-se que a ausência de revolvimento do solo nos tratamentos sob SPD e a presença de culturas de cobertura, favoreceu a formação de gradientes, com

níveis decrescentes de atividade enzimática e COS na medida em que a profundidade de amostragem aumentou. Semelhante ao observado no Capítulo II dessa tese, esses gradientes foram mais acentuados para as enzimas β -glicosidase e arilsulfatase, tanto nas avaliações realizadas nas amostras com o solo na umidade do campo (média dos valores obtidos em 2017 e 2018), como onde o solo foi seco ao ar (2018). Por outro lado, para a enzima fosfatase ácida, as reduções nos níveis de atividade com a profundidade foram menos acentuadas, com relações de estratificação entre as profundidades 0-10 cm e 20-40 cm de 1,7 e 1,7, para o conjunto de amostras úmidas (2017 e 2018) e secas (2018), respectivamente.

Tabela 8-6. Atividade enzimática determinada nas amostras coletadas em 2018 com o solo úmido e no solo após a secagem ao ar.

Tratamentos	Arilsulfatase		Fosfatase ácida		β -glicosidase	
	----- $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol solo g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ -----					
	Úmida	Seca	Úmida	Seca	Úmida	Seca
0-10 cm						
1	12ab	7,25ab	238a	182a	43b	29ab
2	10,75b	7,75ab	248a	201a	48ab	33ab
3	12,25ab	8,25ab	236a	172ab	51ab	37ab
4	14,75a	9,25a	251a	196a	62a	44a
10-20 cm						
1	6,75ab	4,5a	150ab	127a	20ab	14,25ab
2	6,25ab	4,25a	173a	124a	25a	15,75ab
3	5,5ab	4a	131ab	102a	23a	14,25ab
4	8,75a	4,5a	173a	132a	22ab	21a
20-40 cm						
1	4,5	3,25	132	93	8	6,5
2	4,25	3,5	141	93	14,25	6a
3	4	3	128	116	13,5	6,75
4	5,25	3,75	162	129	10,5	6,5

As médias seguidas de letras minúsculas na mesma coluna indicam diferenças entre os tratamentos para os parâmetros em cada profundidade avaliada ($p < 0,05$; Teste de Tukey).

As médias sem as letras indicam que o modelo não foi significativo.

Para todos os indicadores microbiológicos, as melhores relações foram obtidas utilizando-se os dados das três profundidades (0-10, 10-20 e 20-40 cm). Para as relações do COS e indicadores microbiológicos das amostras úmidas coletadas em 2017 e 2018, os coeficientes de determinação das equações de regressão para CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase foram de 0,53; 0,71; 0,71 e 0,82, respectivamente. Para as relações do COS e indicadores microbiológicos das amostras secas ao ar da amostragem de 2018 os valores de R^2 das equações foram de 0,71 para arilsulfatase, 0,56 para fosfatase ácida e 0,82 para β -glicosidase.

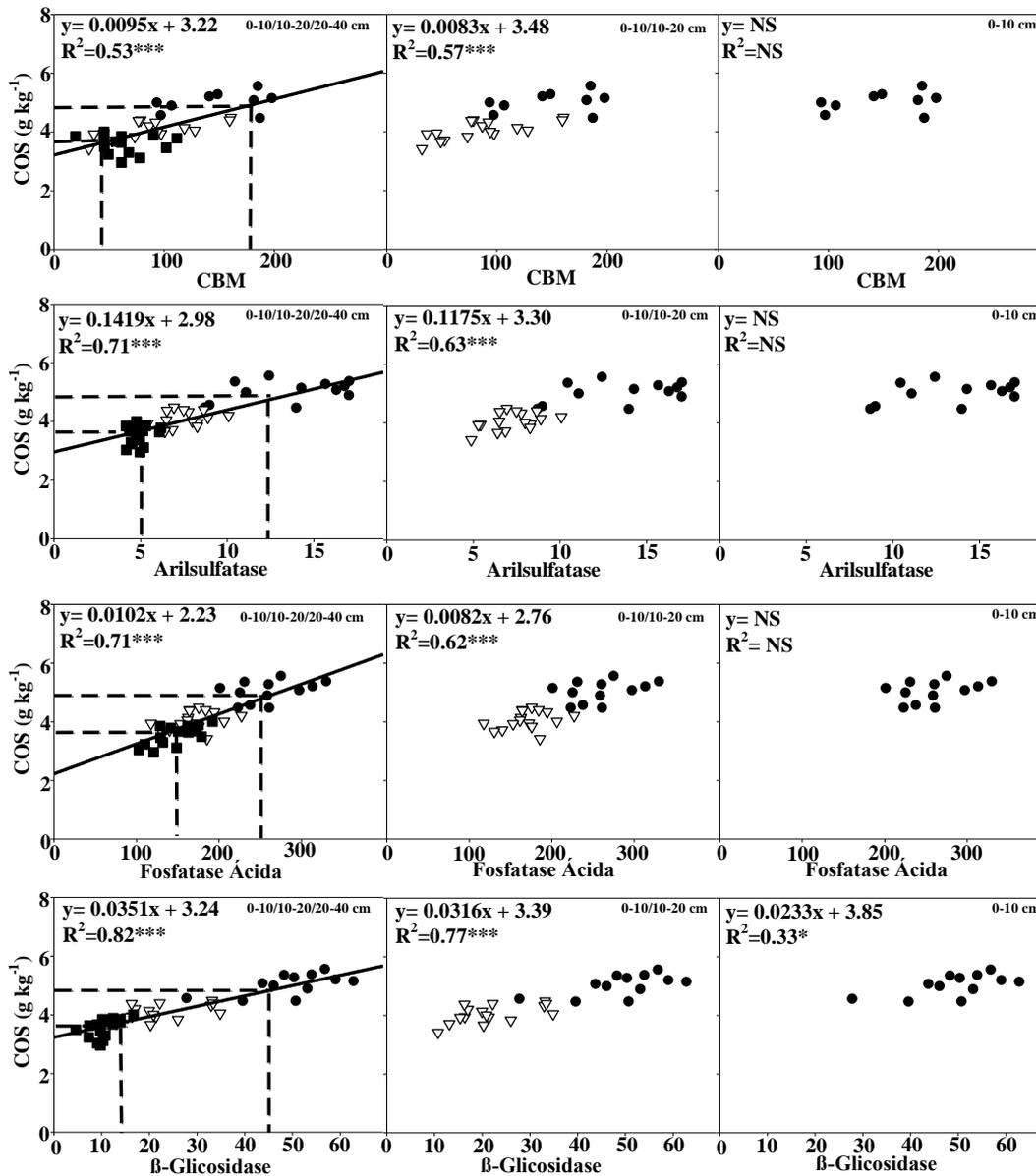


Figura 8-4. Relações entre o carbono da biomassa microbiana (CBM - g⁻¹ kg⁻¹), e atividade das enzimas (μg *p*-nitrofenol g⁻¹ solo h⁻¹) arilsulfatase, fosfatase ácida e β-glicosidase com o carbono orgânico do solo (COS) sob diferentes sequências de cultivo em sistema de plantio direto. Os pontos representam a média dos valores dos tratamentos das amostragens dos anos de 2017 e 2018 (totalizando quatro tratamentos e quatro repetições), sendo os círculos preenchidos para a camada de 0-10 cm, o triângulo vazio para a camada de 10-20 cm, e o quadrado preenchido para a camada de 20-40 cm, das análises realizadas em amostras úmidas. As linhas tracejadas representam os limites das classes de interpretação para o COS (eixo Y) e para os indicadores microbiológicos (eixo X). *** Parâmetros da regressão significativos a $p < 0.001$. * Parâmetros da regressão significativos a $p < 0.05$. NS=não significativo.

O NC superior e o limite da classe de interpretação inferior do COS foram obtidos, considerando-se os valores calculados de 90 e 70% do maior conteúdo de COS (5,35 g kg⁻¹), referente à média de dois anos, correspondendo ao tratamento 4, na profundidade de 0-10 cm (Figura 8-2). Com isso os valores obtidos foram de 4,8 e 4,1 g kg⁻¹ de COS, para o NC superior e o limite da classe inferior, respectivamente. Para o CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β-glicosidase os NCs superiores e inferiores obtidos nas amostras úmidas foram, respectivamente, 50 e 163 mg de C kg⁻¹ solo⁻¹, 5 e 13, 144 e 251, 13 e 44 μg *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹ (Figura 8-4). Para a arilsulfatase, fosfatase ácida e β-glicosidase os NCs superiores e inferiores obtidos nas amostras secas ao ar foram, respectivamente, 4 e 9, 110 e 224, 13 e 35 μg *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹ (Figura 8-5).

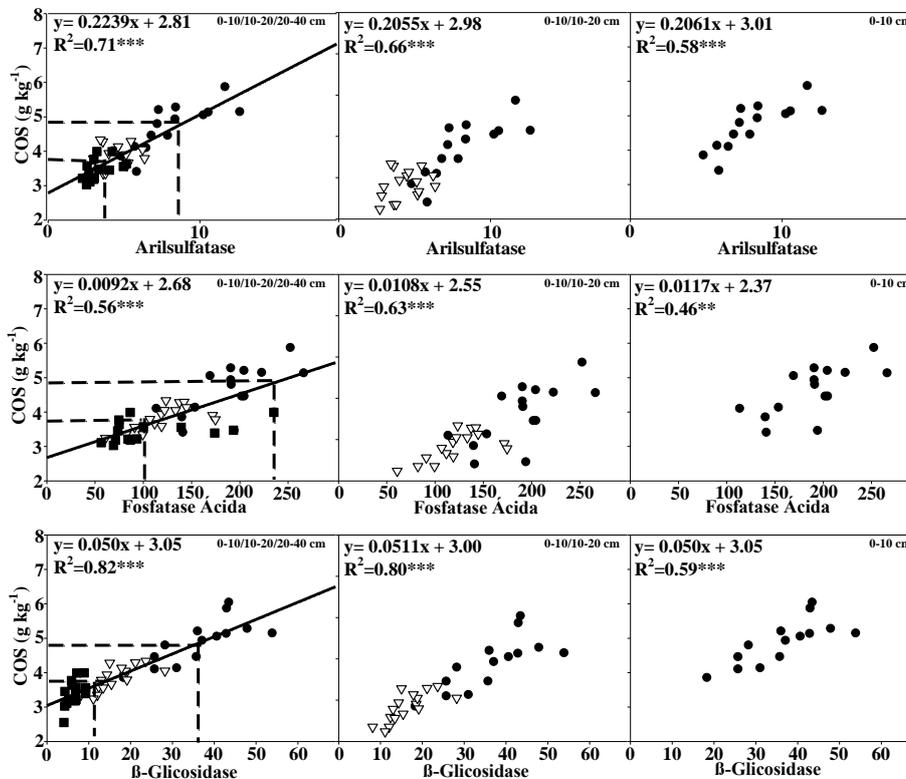


Figura 8-5. Relações entre a, arilsulfatase, fosfatase ácida, β-glicosidase (μg *p*-nitrofenol g⁻¹ solo h⁻¹) com o carbono orgânico do solo (COS) sob diferentes seqüências de cultivo em sistema de plantio direto nas amostras secas ao ar. Os pontos representam os valores dos tratamentos das amostragens do ano de 2018 (totalizando quatro tratamentos e quatro repetições), sendo os círculos preenchidos para a camada de 0-10 cm, o triângulo vazio para a camada de 10-20 cm, e o quadrado preenchido para a camada de 20-40 cm, das análises realizadas em amostras secas ao ar. As linhas tracejadas representam os limites das classes de interpretação para o COS (eixo Y) e para os indicadores microbiológicos (eixo X). *** Parâmetros da regressão significativos a $p < 0.001$. * Parâmetros da regressão significativos a $p < 0.05$. NS=não significativo.

8.5. DISCUSSÃO

8.5.1. Variação temporal do COS e indicadores microbiológicos

Devido à sua influência nos compartimentos químicos, físicos e biológicos do solo, o COS é um parâmetro amplamente aceito como o melhor indicador da qualidade de um solo (Islam e Weil, 2000; Doran e Parkin, 1996; Bone et al., 2010; Bünemann et al., 2018). A baixa variação do COS, está associada à composição complexa da matéria orgânica e as distintas taxas de rotatividade desse componente (Magdoff e Weil, 2004; Poirier et al., 2005), conseqüentemente, as alterações no conteúdo do COS a curto prazo ocorrem lentamente, principalmente em solos argilosos, conforme também observado em outros estudos (Bhattacharyya et al., 2015; Duval et al., 2016; Lopes et al., 2018).

No presente estudo, as variações temporais nos indicadores microbiológicos foram mínimas, até mesmo nos tratamentos avaliados na profundidade de 0-10 cm, onde, em geral, as respostas dos parâmetros microbiológicos são mais evidentes (Hok et al., 2018; Silva et al., 2019). A variação temporal dos indicadores microbiológicos depende do indicador avaliado, do tempo de condução do experimento de campo, (Debosz et al., 1999; Lopes et al., 2018), duração do sistema de manejo adotado (Kandeler et al., 1999; Singh e Goshal, 2010; Acosta-Martínez e Cotton, 2017) e da cultura em desenvolvimento (Kasia et al., 1999; Debosz et al., 1999; Zhang et al., 2011; Acosta-Martínez e Cotton, 2017). As variações temporais também podem ocorrer independentemente dos tratamentos que estão sendo avaliados, sendo influenciadas por fatores abióticos (por exemplo, temperatura e umidade).

Uma vez que o conteúdo de CBM e atividade enzimática estão diretamente relacionados com o COS (Parihar et al., 2016; Hok et al., 2018; Lopes et al., 2018; Silva et al., 2019), a baixa variação temporal observada no presente estudo, pode estar associada à baixa variação desse parâmetro e também à ausência de flutuações significativas nas variáveis climáticas (precipitação e temperatura) e na umidade do solo observadas no período avaliado. Resultados semelhantes foram observados por Acosta-Martínez e Cotton (2017) em um solo arenoso no Texas-EUA, verificando que a atividade da enzima β -glicosidase e arilsulfatase foram reduzidas com a implantação do monocultivo de algodão, porém, apresentaram uma baixa variação anual entre três anos de monitoramento, para a maioria dos tratamentos.

Na região do Cerrado, Lopes et al. (2018) avaliaram, em três amostragens, a variação temporal do CBM, arilsulfatase, fosfatase ácida e β -glicosidase ocorrida num

período de cinco anos de monitoramento em um experimento de longa duração, num Latossolo Vermelho argiloso. Esses autores também não encontraram grandes variações para esses indicadores, exceto para a β -glicosidase, principalmente no SPD, que apresentou aumento de sua atividade ao longo dos anos, sendo que estes efeitos foram atribuídos aos benefícios desse sistema, o qual favorece a formação e estabilização do COS e da estrutura do solo, em longo prazo, conseqüentemente, aumentando a contribuição abiônica desta enzima do solo para a atividade total da β -glicosidase (Dick e Burns, 2011). Além disso, as enzimas do solo também podem ser afetadas diretamente pela mineralogia e textura do solo (Turner et al., 2008; Vinhal-Freitas et al., 2017), sendo este efeito bastante conhecido para a β -glicosidase, que pode formar complexos com coloides de argila ou em substâncias húmicas ligadas à fração argila, principalmente em solos argilosos (Tietjen e Wetzel, 2003; Alisson, 2006; Serefoglou et al., 2008). Porém, em solos arenosos, a proteção do COS pela matriz mineral é baixa (de León-González et al., 2000; Weber et al., 2007), desfavorecendo a formação desses complexos, provavelmente, por isso, o efeito da acumulação da enzima β -glicosidase não foi evidenciado no período do estudo.

8.5.2. Níveis críticos baseados em diferentes sistemas de cultivo e na profundidade de amostragem e viabilidade do conceito Fertbio de amostragem de solo

Uma vez que todas as relações entre o COS e os indicadores microbiológicos foram positivas e significativas, tanto nas amostras úmidas, quanto nas amostras secas ao ar, foram calculados os NCs para cada indicador com os dados das três camadas avaliadas (0-10; 10-20 e 20-40 cm) (Figuras 8-4 e 8-5), possibilitando a geração da primeira tabela de interpretação para os solos arenosos de Cerrado do Oeste Baiano (Tabela 8-7). Diferentemente, dos nossos estudos anteriores (Lopes et al., 2013; Lopes et al., 2015; Lopes et al., 2018) e também de trabalhos realizados em outros países (Lupway, 2015; Biswas et al., 2017) que utilizaram apenas a camada superficial, no presente trabalho, por meio da profundidade de amostragem, foi obtido um gradiente de COS e dos indicadores microbiológicos em sistemas de cultivo com milho, soja e algodão, em sistemas de rotação, com uso de plantas de cobertura, sob SPD.

Tabela 8-7. Classes de interpretação para os indicadores microbiológicos em um Neossolo Quartzarênico na região do Oeste-Baiano no município de Luís Eduardo Magalhães (Bahia) para cultivo de grãos sob SPD, em função do carbono orgânico do solo (COS). As amostras de solo foram coletadas após a colheita das culturas de verão.

Indicador Microbiológico ¹	Classes de Interpretação em Função do COS		
	Baixa	Moderada	Adequada
----- Amostras úmidas-----			
CBM	< 50	51-166	> 167
Arilsulfatase	≤ 5	6-13	> 14
Fosfatase ácida	≤ 144	145-251	> 252
β -glicosidase	≤ 13	14-44	> 45
----- Amostras Secas ao ar -----			
Arilsulfatase	≤ 4	5-9	> 10
Fosfatase ácida	≤ 110	111-224	> 225
β -glicosidase	≤ 13	14-35	> 36

Classes de interpretação para o COS: ≤3,7 g kg⁻¹ (baixa); 3,8 a 4,8 g kg⁻¹ (moderada); e > 4,9 g kg⁻¹ (adequada). Cálculo na proporção de 90% e 70% do COS, respectivamente.

¹CBM expresso em mg de C kg⁻¹ solo⁻¹; arilsulfatase, fosfatase ácida e β-glicosidase expressos em μg *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹.

Nem sempre as diferentes regiões produtoras de grãos e estações experimentais possuem experimentos de campo capazes de gerar amplo gradiente de COS na camada superficial, o que é necessário para gerar modelos matemáticos de regressão significativos para determinar os NCs. Neste estudo, os melhores modelos foram obtidos com os dados das três camadas, permitindo ampliar a variação nos teores de COS (entre 3,20 e 5,35 g kg⁻¹ em média), aumentando também a amplitude de variação para os bioindicadores.

Tanto o CBM quanto as enzimas hidrolíticas estão associadas ao perfil de distribuição do COS, e, em geral, diminuem seu conteúdo e atividade, respectivamente, com o aumento da profundidade (Melero et al., 2009; Kramer et al., 2013; Loepmann et al., 2016; Hok et al., 2018). A qualidade do substrato também desempenha um papel determinante no controle da distribuição das enzimas do solo. Adicionalmente essa distribuição também pode ser afetada pela disponibilidade de alguns nutrientes como o nitrogênio e o fósforo e também pela umidade do solo (Steinweg et al., 2012; Heuck et al., 2015; Sinsabaugh et al., 2015; Fatemi et al., 2016).

Outro resultado importante obtido em nosso estudo foi a geração dos NCs para as enzimas β-glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida em amostras secas ao ar. Apesar da secagem ao ar reduzir a atividade enzimática (Tabela 8-6), essa redução seguiu padrões proporcionais, evidenciado pela relação positiva entre a atividade das amostras

secas ao ar com a atividade das amostras úmidas (Figura 8-3). Nesse mesmo sentido, Mendes et al. (2019) geraram NCs para a β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida, desidrogenase, e CBM em Latossolo Vermelho argiloso de Cerrado cultivado com grãos de soja e milho considerando a camada de 0-10 cm. Nesse estudo os autores avaliaram esses indicadores nas amostras coletadas após a colheita da cultura, validando o conceito FERTBIO, em que as amostras secas ao ar são coletadas após a colheita e destinadas tanto para a análise química de rotina do solo, quanto para as análises de bioindicadores de QS.

As amostras coletadas nesse estudo seguiram o padrão de preparo para as análises químicas de rotina realizadas em laboratórios comerciais de análise de solo. Nesse trabalho as avaliações foram realizadas na fase de pós-colheita da soja/ fase final de maturação dos grãos de milho, que é a época em que grande parte dos agricultores do Oeste Baiano realizam a amostragem de solo para diagnóstico da fertilidade química. A unificação do período de coleta das amostras e dos procedimentos utilizados no pré-preparo das mesmas, facilita a adoção das análises microbiológicas, pelos agricultores e pelos laboratórios comerciais. Considera-se ainda, que todos os indicadores microbiológicos apresentaram baixa variação anual, que é um requisito importante para utilização desses indicadores no monitoramento da QS (Tscherko e Kandeler, 1997; Lopes et al., 2018).

Este é o primeiro trabalho sobre estratégias para interpretação de indicadores microbiológicos e geração de NCs em solos arenosos no Brasil para avaliação da QS e monitoramento do funcionamento biológico. Dessa forma, os resultados do presente estudo possibilitam a interpretação dos valores individuais dos indicadores microbiológicos independentemente de um controle ou tratamento de comparação, como, por exemplo, áreas de vegetação nativa. Adicionalmente, ressalta-se que a sensibilidade dos bioindicadores em solos arenosos em relação às mudanças no manejo são relevantes para estratégias de planejamento do uso adequado do solo. Além disso, a geração de informações sobre o componente microbiano nesses solos exige uma atenção especial, pois, sendo de textura leve são mais frágeis e suscetíveis à degradação (Polo et al., 2014; Donagemma et al., 2016; Pahirar et al., 2016; Acosta-Martínez e Cotton, 2017).

8.6. CONCLUSÕES

Independentemente dos sistemas de cultivo e das profundidades avaliadas, o COS e os indicadores microbiológicos apresentaram baixa variação temporal nos dois anos de avaliações.

O uso da estratégia de gradientes verticais de COS possibilitou a definição de NCs para os indicadores microbiológicos e de tabelas de interpretação de bioindicadores de QS específica para os Neossolos Quartzarênicos de Cerrado cultivados com grãos, tanto em amostras úmidas quanto em amostras secas ao ar.

É possível utilizar o conceito Fertbio de amostragem nos Neossolos quartzarenicos do Oeste Baiano.

Agradecimentos

A EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, pelo apoio aos trabalhos com Bioindicadores, aos funcionários do laboratório de Microbiologia do Solo da Embrapa Clodoaldo A. de Sousa, Lucas F.L.S. Rolim Silva. Ao CNPq (Edital de Redes REPENSA, Processo: 562433/2010-4, Edital Universal Processo 404764/2016-9), FAPDF (Fundação de Apoio à Pesquisa Científica e Tecnológica do Distrito Federal processos 193.000.079/2012 e 1355/2016) e MCTI/CNPq/CAPES/FAPS (INCT-MPCPAgro).

8.7. REFERÊNCIAS

Acosta-Martínez, V., Cotton, J., 2017. Lasting effects of soil health improvements with management changes in cotton-based cropping systems in a sandy soil. *Biology and Fertility of Soils* 53, 533-546.
doi: 10.1007/s00374-017-1192-2

AIBA (Associação de Agricultores e Irrigantes da Bahia), 2017. Anuário da região oeste da Bahia: safra 2016/17.
<http://aiba.org.br/wp-content/uploads/2018/06/anuario-16-17>

Allison, S. D., 2006. Soil minerals and humic acids alter enzyme stability: implications for ecosystem processes. *Biogeochemistry* 81, 361–373.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-006-9046-2>

Almeida, R. S., Latuf, M. O., Santos, P. S., 2016. Análise do desmatamento na bacia do rio de ondas no período de 1984 a 2014, Oeste da Bahia. *Caderno Prudentino de Geografia* 38, 41-63.
<http://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/4495>

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G., Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22, 711-728. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507

Andrews, S. S., Karlen, D. L., Cambardella, C. A., 2004. The Soil Management Assessment Framework: A quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1945-1962. DOI: 10.2136/sssaj2004.1945

Aziz, I., Mahmood, T., Islam, K. R., 2013. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. *Soil and Tillage Research* 131, 28-35.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.03.002>

Balota, E. L., Yada, I. F. U., Amaral, H. F., Nakatani, A. S., Hungria, M., Dick, R. P., Coyne, M. S., 2015. Soil quality in relation to forest conversion to perennial or annual

cropping in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 39, 1003-1014.
<http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140675>

Bhattacharyya, P., Nayak, A. K., Shahid, M., Tripathi, R., Mohanty, S., Kumar, A., Raja, R., Panda, B. B., La, B., Gautam, P., Swain, C. K., Roy, K. S., Dash, P. K., 2015. Effects of 42-year long-term fertilizer management on soil phosphorus availability, fractionation, adsorption–desorption isotherm and plant uptake in flooded tropical rice. *The Crop Journal* 3, 387-395. <https://doi.org/10.1016/j.cj.2015.03.009>

Biswas, S., Hazra, G.C., Purakayastha, T.J., Saha, N., Mitran, T., Roy, S.S., Basak, N., Mandal, B., 2017. Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. *Geoderma* 292, 34–48.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.003>

Blainski, E., Gonçalves, A. C. A., Tormenta, C. A., Folegatti, M. V., 2009. Intervalo hídrico ótimo num Latossolo Vermelho distroférico irrigado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37, 188-198. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000200005>

Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., Voulvoulis, N., 2010. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment International* 36, 609–622.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.04.010>

Bone, J., Barraclough, D., Eggleton, P., Head, M., Jones, D.T., Voulvoulis, N., 2014. Prioritising soil quality assessment through the screening of sites: the use of publicly collected data. *Land Degradation and Development* 25, 251–266.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2138>

Brunetto, G., Gatiboni, L. C., Santos, D. R., Saggin, A., Kaminski, J., 2005. Nível Crítico e resposta das culturas ao potássio em um Argissolo sob sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 29, 565-571.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000400009>

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., Goede, R., Flesken, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., Van Groenigen, J. W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>

Cherubin, M. R., Eitelwein, M. T., Fabbris, C., Weirich, S. W., Silva, R. F., Silva, V. R., Basso, C. B., 2015. Qualidade Física, Química e Biológica de um Latossolo com diferentes manejos e fertilizantes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 39, 615-625. <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140462>

CLIMATE-DATA.ORG – Dados climáticos para cidades municipais. Disponível em: <http://pt.climate-data.org/location/880124/>. Acesso em 30 setembro 2018.

Costa, D. H., Mondardo, M. L. 2013. A modernização da agricultura no Oeste baiano: migração sulista e novas territorialidades. *Revista Geonorte* 7, 1347-1361.

Das, A., Lyngdoh, D., Ghosh, P. K., Lal, R., Jayanta, L., Grandhiji, R., Idapuganti, G., 2018. Tillage and cropping sequence effect on physico-chemical and biological properties of soil in Eastern Himalayas, India. *Soil and Tillage Research* 180, 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.005>

de León-González, F, Hernández-Serrano, M. M., Etchevers, J. D., Payán- Zelaya, F., Ordaz-Chaparro, V., 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley of Mexico. *Soil and Tillage Research* 56, 213–217. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00127-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00127-6)

Debosz, K., Rasmussen, P.H., Pedersen, A.R., 1999. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. *Appl. Soil Ecol.* 13, 209–218. [http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00034-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00034-7)

Dick, R. P., Burns, R.G., 2011. A brief history of soil enzyme research. In: Dick, R.P. (Ed.), *Methods of Soil Enzymology*. SSSA Book Series 9pp. 1–19 Madison.

Donagemma, G. K., Freitas, P. L., Balieiro, F. C., Fontana, A., Spera, S. T., Lumbreras, J. F., Viana, J. H. M., Araújo Filho, J. C., Santos, F. C., Albuquerque, M. R., Macedo, M. C. M., Teixeira, P. C., Amaral, A. J., Bortolon, E., Bortolon, L., 2016. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51 (9), 1003-1020.
http://www.scielo.br/pdf/pab/v51n9/pt_0100-204X-pab-51-09-1003

Doran, J. W., Parkin, T. B., 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, J. W., Jones, A. J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, pp. 25–37.

Duval, M. E., Galantini, J. A., Martínez, J. M., López, F. M., Wall, L. G., 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil and Tillage Research* 159, 9–22.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.01.004>

Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 2017. *Manual and Methods of Soil Analysis*, 3rd ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro.
<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/.../ManualdeMetodosdeAnalisedeSolo2017.pdf>

Fatemi, F. R., Fernandez, I. J., Simon, K. S., Dail, D. B., 2016. Nitrogen and phosphorous regulation of soil enzyme activities in acid forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 98, 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.017>

Fontana, A., Teixeira, w. G., Balieiro, F. C., Moura, T. P., Menezes, A. R., Santana, C. I., 2016. Características e atributos de Latossolos sob diferentes usos na região Oeste do estado da Bahia. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51, 1457-1465.
<http://www.scielo.br/pdf/pab/v51n9/0100-204X-pab-51-09-1457.pdf>

Freitas, P. L., Polidoro, J. C., Santos, H. G., Prado, R. B., Calderano, S. B., Gregoris, G., Manzatto, C. V., Dowich, I., Bernard, A. C. C., 2014. Identificação e caracterização físico-química de Latossolo de Textura arenosa e média da região Oeste da Bahia. *Cadernos de Geociências* 11, 83-93.
<https://portalseer.ufba.br/index.php/cadgeoc/article/view/11795>

Gaspar, M. T. P., Campos, J. E. G., 2007. Sistema Aquífero Urucuia. *Brazilian Journal of Geology* 37 (suplemento – 4), 216-226.

<http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/view/9236/8715>

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., Seoane, S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 877–887. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003>.

Guangming, L., Xuechen, Z., Xiuping, W., Hongbo, S., Jingsong, Y., Xiangping, W., 2017. Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 237, 274-279.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.004>

Heuck, C., Weig, A., Spohn, M., 2015. Soil microbial biomass C: N: P stoichiometry and microbial use of organic phosphorus. *Soil Biology and Biochemistry* 85, 119-129.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.029>

Hok, L., Sá, J .C. M., Reyes, M., Boulakia, F. T., Ieng, V., Kong, R., Briedis, C., Hartman, D. C., Ferreira, L. A., Inagakii, T. M., Gonçalves, D. R. P., Bressan, P. T. 2018. Enzymes and C pools as indicators of C build up in short-term conservation agriculture in a savanna ecosystem in Cambodia. *Soil and Tillage Research* 177, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.015>

Islam, K. R., Weil, R. R., 2000. Soil quality indicator properties-in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *Journal of Soil and Water Conservation* 55, 69-78. <http://www.jsowconline.org/content/55/1/69.full.pdf+html>

Jackson, M.L., 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. [http://refhub.elsevier.com/S2352-0094\(17\)30130-X/1f0160](http://refhub.elsevier.com/S2352-0094(17)30130-X/1f0160)

Kandeler, E., Tscherko, D., Spiegel, H., 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol. Fertil. Soils* 28, 343–351. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740050502>

Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., Schuman, G. E., 1997. Soil Quality: A concept, definition, and framework for evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal* 61, 4-10.

DOI: 10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x

Karlen, D.L., S.S. Andrews, B.J. Wienhold, and J.W. Doran. 2003. Soil quality: Humankind's foundation for survival. *Journal of soil and water conservation* 58, 171-179. <http://www.jswnonline.org/content/58/4/171.full.pdf+html>

Kasia, A. D., Peter, H. R., Asger, R. P., 1999. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effect of organic matter input. *Applied Soil Ecology* 13, 209-218. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00034-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00034-7)

Kramer, S., Marhan, S., Haslwimmer, H., Ruess, L., Kandeler, E., Temporal variation in surface and subsoil abundance and function of the soil microbial community in an arable soil. *Soil Biology and Biochemistry* 61, 76-85.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.02.006>

Liu, D., Huang Y., Shaoshan, A., Sun, h., Bhople, P., Chen, Z., 2018. Soil physicochemical and microbial characteristics of contrasting land-use types along soil depth gradients. *Catena* 168, 345-353.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.028>

Loeppmann, S., Blagodatskaya, E., Pausch, J. M., Kuzyakov, Y., 2016. Enzyme properties down the soil profile - A matter of substrate quality in rhizosphere and detritusphere. *Soil Biology and Biochemistry* 103, 274-283.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.023>

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., Goedert, W. J., Mendes, I. C., 2013. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal* 77, 461-472.

<https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/77/2/461>

Lopes, A.A.C., Sousa, D.M.G., Reis Junior, F.B., Mendes, I.C., 2015. Air-drying and longterm storage effects on β -glucosidase, acid phosphatase and arylsulfatase activities in a tropical Savannah Oxisol. *Appl. Soil Ecol.* 93, 68–77, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.04.001>

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., Souza, L. M., Mendes, I. C., 2018. Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional* 12, 72-82.

<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.01.003>

Lupwayi, N. Z., Harker, K. N., O'Donovan, J. T., Turkington, T. K., Blackshaw, R. E., Hall, L. M., Willenborg, C. J., Gan, Y., Lafond, G. P., May, W. E., Grant, C. A., 2015. Relating soil microbial properties to yields of no-till canola on the Canadian prairies. *Eur. J. Agron.* 62, 110–119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.10.004>

Magdoff, F., Weil, R.R., 2004. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 398.

Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J. M., Moreno, F., 2009. Conservation Tillage: Short-and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research* 104, 292-298.

<https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.001>

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Lopes, A. A. C., 2018. Indicadores de qualidade biológica para manejo sustentável de solos arenosos. *Boletim Informativo da SBCS* 44, 20-25.

Mendes, I. C., Souza, L. M., Lacerda, M. P. C., Sousa, D. M. G., Lopes, A. A. C., 2019. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. *Applied Soil Ecology*.

<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025>

Mingoti, R., Spadotto, C. A., Moraes, D. A. C., 2016. Suscetibilidade à contaminação da água subterrânea em função de propriedades dos solos no Cerrado brasileiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51(9), 1252-1260.

<http://www.scielo.br/pdf/pab/v51n9/0100-204X-pab-51-09-1252>

Moraes, M. T., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J. C., Silva, V. R., Luz, F. B., 2016. Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. *Soil and Tillage Research* 155, 351-362.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.07.015>

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSSA Book Ser Vol. 5. SSSA, Madison, pp. 961–1010.

[http://refhub.elsevier.com/S2352-0094\(17\)30130-X/rf0285](http://refhub.elsevier.com/S2352-0094(17)30130-X/rf0285)

Parihar, C. M., Yadav, M. R., Jat, S. L., Singh, A. K., Kumar, B., Pradhan, S., Chakraborty, D., Jat, M. I., Jat, R. K., Saharawat, Y. S., Yadav, O. P., 2016. Long term effect of conservation agriculture in maize rotations on total organic carbon, physical and biological properties of a sandy loam soil in north-western Indo-Gangetic Plains. *Soil and Tillage Research* 161, 116-128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.04.001>

Peixoto, R.S., Chaer, G.M., Franco, N., Reis Jr., F.B., Mendes, I.C., Rosado, A.S., 2010. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. *Antonie Leeuwenhoek* 98, 403–413. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10482-010-9454-0>

Polo, M. G., Kowaljow, E., Castán, E., Sauzet, o., Mazzarino, M. J., 2014. Persistent effect of organic matter pulse on a sandy soil of semiarid Patagonia. *Biology and Fertility of Soils* 5, 241-249. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0961-4>

Poirier, N., Sohi, S.P., Gaunh, J.L., Mahieu, N., Randall, E.W., Powlson, D.S., Evershed, R. P., 2005. The chemical composition of measurable soil organic matter pools. *Organic Geochemistry* 36, 1174-1189.

<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.03.005>

Pulido, M., Schnabel, S., Contador, J. F. L., Lozano-Parra, J., Gómez-Gutiérrez, Á., 2017. Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). *Ecological indicators* 74, 49-61
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.016> 1470-160X/

Raiesi, F., Kabiri, V., 2016. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. *Ecological indicators* 71, 198-207.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.061>

Raiesi, F., 2017. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecological Indicators* 75, 307-320.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049>

Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A., Reinert, D. J., Horn, R., Kansson, I. H., 2009. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil and Research Tillage* 102, 242-254.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002>

Santos, H. G., Carvalho Junior, W., Dart, R. O., Áglio, M. L. D., Sousa, J. S., Pares, J. G., Fontana, A., Martins, A. L. S., Oliveira, A. P., 2011. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. Documentos 130 (Embrapa Solos), Rio de Janeiro.
<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/920267/2/DOC130NovomapedosolosdoBrasil>

Santos, C. A. P., Sano, E. E., Santos, P. S., 2016. Fronteira agrícola e a análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Preto – Oeste da Bahia. *Raega – Espaço Geográfico em Análise* 36, 179-207.
<https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/41679/27999>

Schoenholtz, S. H., Van Miegroet, H., Burger, J. A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 138, 335-356.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00423-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00423-0)

Serefoglou, E., Litina, K., Gournis, D., Kalogeris, E., Tziaila, A. A., Pavlidis, I. V., Stamatis, H., Maccallini, E., Lubomska, M., Rudolf, P., 2008. Smectite clays as solid supports for immobilization of beta-glucosidase: synthesis, characterization, and biochemical properties. *Chemistry of Materials* 20, 4106–4115. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/cm800486u>

Shukla, M. K., Lal, R., Ebinger, M., 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil and Tillage Research* 87, 194-204.

<https://doi.org/10.1016/j.still.2005.03.011>

Silva, E. O., Medeiros, E. V., Duda, G. P., Junior, M. A. L., Brossard, M., Braga, J. B., Santos, U. J., Hammecker, C., 2019. Seasonal effect of land use type on soil absolute and specific enzyme activities in a Brazilian semi-arid region, *Catena* 172, 397-407.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.007>

Singh, P., Goshal, N., 2010. Variation in total biological productivity and soil microbial biomass in rainfed agroecosystems: impact of application of herbicide and soil amendments. *Agr. Ecosyst. Environ.* 137, 241–250.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.009>

Sinsabaugh, R. L., Shah, J. J. F., Findlay, S. G., Kuehn, K. A., Moorhead, D. L., 2015. Scaling microbial biomass, metabolism and resource supply. *Biogeochemistry* 122, 175-190. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0058-z>

Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, 2018. Humberto Gonçalves dos Santos (et al.). – 5ª edição, revisada e ampliada (Embrapa), Brasília-DF.

Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>

Sousa, D.M.G., and E. Lobato, editors. 2004. Cerrado: Soil correction and fertilization. (In Portuguese.) 2nd ed. Embrapa Cerrados, Planaltina, Brazil.

Spera, S. T., Reatto, A., Martins, E. S., Correia, J.R., Cunha, T. J. F., 1999. Solos areno-quartzosos no Cerrado: problemas, características e limitação de uso. Documentos 7 (Embrapa Cerrados), Planaltina-DF.

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/555305/1/doc07>

Steinweg, J. M., Dukes, J. S., Wallenstein, M. D., 2012. Modeling effects of temperature and moisture on soil enzyme activity: linking laboratory assays to continuous field data. *Soil Biology and Biochemistry* 55, 85-92.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.015>

Tabatabai, M.A., 1994. Soil enzymes. In: Weaver, R.W. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*. SSSA Book Ser. 5 SSSA, pp. 778–833. [http://refhub.elsevier.com/S2352-0094\(17\)30130-X/rf0335](http://refhub.elsevier.com/S2352-0094(17)30130-X/rf0335)

Takoutsing, B., Weber, J., Aynekulu, E., Martín, J. A. R., Shepherd, K., Sila, A., Tchoundjeu, Z., Diby, L., 2016. Assessment of soil health indicators for sustainable production of maize in smallholder farming systems in the highlands of Cameroon. *Geoderma* 276, 64-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.027>

Tietjen T., Wetzel, R. G., 2003. Extracellular enzyme-clay mineral complexes: enzyme adsorption, alteration of enzyme activity, and protection from photodegradation. *Aquatic Ecology* 37, 331–339. <https://doi.org/10.1023/B:AECO.0000007044.52801.6b>

Tscherko, D., Kandeler, E., 1997. Biomonitoring of soils – denitrification enzyme activity and soil microbial processes as indicators for environmental stress. In: Becker, K.H., Wieser, P. (Eds.), *Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions*. Bergische Universität Gesamthochschule Wuppertal, Physikalische Chemie, Cologne, pp. 373–381.

Turner, S., Schippers, A., Meyer-Stüve, s., Guggernberger, G., Gentsch, N., Dohrmann, R., Condrón, L. M., Eger, A., Almond, P. C., Peltzer, D. A., Richardson, S. J., Mikutta, R., 2008. *Soil Biology and Biochemistry* 68, 31-43. Mineralogical impact on long-term patterns of soil nitrogen and phosphorus enzyme activities.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.016>

Valle, S. R., Carrasco, J., 2018. Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. *Catena* 162, 386-395.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.024>

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707.

[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

Vieira, R. C. B., Bayer, C., Fontoura, S. M. V., Anghinoni, I., Ernani, P. R., Moraes, R. P., 2013. Critérios de calagem e teores críticos de fósforo e potássio em Latossolos sob plantio direto no Centro-Sul do Paraná. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37, 188-198. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000100019>

Vieira, R. C., Fontoura, S. M. V., Bayer, C., Moraes, R. P., Carniel, E., 2015. Adubação fosfatada para alta produtividade de soja, milho e cereais de inverno cultivados em rotação em Latossolos em plantio direto no centro-sul do Paraná. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 39, 794-808.

<http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140463>

Vinhal-Freitas, I. C., Corrêa, G. F., Wendling, B., Bobul'skác, L., Ferreira, A. S., 2017. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators *Ecological Indicators* 74, 182–190.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.020>

Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., Kocowicz, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1294–1302, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.005>

Wilson, M. G., Sasal, M. C., Caviglia, O . P., 2013. Critical bulk density for a Mollisol and Vertisol using least limiting water range: effect on early wheat growth. *Geoderma* 192, 354-361. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.021>

Zhang, Y., Chen, L., Wu, Z., Sun, C., 2011. Kinetic parameters of soil β –glucosidase response to environmental temperature and moisture regimes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35, 1285-1291. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000400022>

Zornoza, R., Acosta, J. A., Bastida, F., Domínguez, S. G., Toledo, D. M., Faz, A., 2015. Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *Soil* 1, 173-185. <https://doi.org/10.5194/soil-1-173-2015>

Zuber, S. M., Behnke, G. D., Nafziger, E. D., Villamil, M. B., 2017. Multivariate assessment of soil quality indicators for crop rotation and tillage in Illinois. *Soil and Tillage Research* 174, 147-155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.07.007>

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com previsão de lançamento para 2019, a tecnologia de bioanálise do solo, possibilitará que o agricultor brasileiro acesse parâmetros relacionados ao funcionamento biológico do solo em áreas agrícolas. A realização dessa tese permitiu avanços significativos nos conhecimentos para que agricultor brasileiro pudesse monitorar a “saúde” de seu solo.

O primeiro capítulo respondeu aos questionamentos sobre quão variáveis no tempo são os indicadores microbiológicos. A resposta a essa pergunta era fundamental, pois, indicadores muito variáveis seriam de pouca utilidade nos estudos de monitoramento. Por estarem associados ao componente biológico do solo, uma preocupação recorrente no trabalho com bioindicadores, relaciona-se com a reprodutibilidade e coerência dos mesmos ao longo do tempo. O CBM e as atividades da arilsulfatase, β -glicosidase e fosfatase ácida, foram monitorados num período de cinco anos, na fase de floração e comparados com o COS e o P-Mehlich 1, dois parâmetros utilizados rotineiramente nas análises de solo. O CBM, a arilsulfatase e a fosfatase ácida foram os bioindicadores mais estáveis. Aumentos consistentes na atividade da β -glicosidase ao longo do tempo foram observados nos tratamentos sob SPD, evidenciando a importância de gerar NCs para bioindicadores com um conjunto de dados de vários anos. A interação observada entre os aumentos da β -glicosidase e os sistemas de manejo, também evidenciou a importância de gerar NCs específicos para SPD e SPC, quando as amostras são coletadas na fase de floração.

Nos programas de monitoramento da saúde do solo é fundamental o estabelecimento de NCs para que o tomador de decisão na fazenda saiba exatamente a partir de que ponto deve-se sair do estado de observação para o estado de ação. Assim, para que o agricultor pudesse monitorar a “saúde” de seu solo era fundamental interpretar o que foi avaliado. A estratégia inicial de Lopes et al. (2013), para interpretação dos valores individuais dos bioindicadores (que já foi utilizada no Canadá, Índia e China) depende de gradientes simultâneos e amplos de RAG e de COS, o que restringe sua aplicação. Por essa razão, e considerando as facilidades para a determinação dos teores de COS, é que foi delineada, no Capítulo II desta tese, uma estratégia independente do rendimento de grãos, baseada em gradientes verticais de COS em áreas de referência.

De uma simplicidade surpreendente, a nova estratégia foi associada ao conceito FERTBIO de amostragem do solo e permitiu gerar, a partir de um número reduzido de amostras, valores de referência para as enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida em solos argilosos e arenosos. Baseada em critérios transparentes e defensáveis, para a definição dos NCs superiores e inferiores de COS (respectivamente, 90% e 70% dos maiores valores obtidos nas áreas de referência), em função dos quais são definidos os NCs dos bioindicadores, a nova estratégia agilizará o processo de desenvolvimento de tabelas de interpretação.

A comparação da estratégia dos gradientes verticais de COS com a estratégia baseada no RAG, foi realizada nos experimentos de longa duração com adubação fosfatada conduzidos na Embrapa Cerrados. Posteriormente houve validações em Itiquira, MT; Rio Verde, GO e Luis Eduardo Magalhães, BA (objeto do capítulo 3). Conforme se verifica na figura 9.1. os NCs dos bioindicadores aumentaram com o aumento dos teores de argila do solo (cada textura de solo foi representada por diferentes locais na Região do Cerrado). Essa estreita relação entre o NC de atividade das enzimas e os teores de argila do solo, podem ser expressas na forma de algoritmos à semelhança do que foi feito para as recomendações de P feitas pelo método Mehlich 1 onde a textura do solo foi importante variável para separar os solos em classes de interpretação do teor de P e recomendação de doses dos fertilizantes fosfatados.

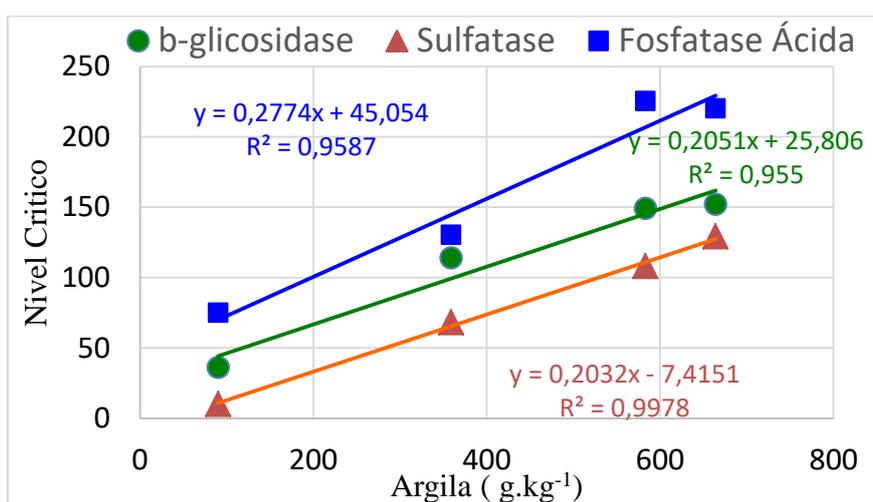


Figura 9-1. Relação entre os NCs das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida das áreas de referência (Planaltina-DF, Itiquira-MT, Rio Verde-GO e Luís Eduardo Magalhães-BA) com o conteúdo de argila do solo.

OBS: valor da fosfatase ácida foi dividido por 3.

Por fim, o Capítulo III desta tese preencheu uma grande lacuna ao avaliar em solos arenosos todos os aspectos relacionados aos bioindicadores que já haviam sido estudados nos Latossolos argilosos: variação temporal, conceito de amostra Fertbio e níveis críticos. Houve pequena ou nenhuma variação temporal para os indicadores microbiológicos e verificou-se que é viável o uso conceito FERTBIO de amostragem de solo para os solos arenosos. Foram gerados NCs para os indicadores microbiológicos e, a primeira tabela de interpretação de bioindicadores de QS específica para os Neossolos Quartzarênicos de Cerrado cultivados com grãos.

Todos esses avanços no conhecimento dos bioindicadores em solos de cerrado contribuirão para colocar o Brasil na vanguarda mundial, da inclusão desses atributos nas rotinas de análise de solo, aumentando a inserção do país na bioeconomia. Além dos benefícios advindos do monitoramento da saúde do solo, o uso dos bioindicadores como parte das métricas para avaliações de QS, permitirá que agricultores que investem em boas práticas de manejo possam comprovar que, além da produção de alimentos também contribuem para a prestação desse importante serviço ambiental.