ROSE LUIZA MORAES TAVARES

# EMISSÃO DE $CO_2$ E ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO DE CANA-DE-AÇÚCAR

**CAMPINAS**

**2014**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**
**FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**

ROSE LUIZA MORAES TAVARES

# EMISSÃO DE $CO_2$ E ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO DE CANA-DE-AÇÚCAR

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, na Área Concentração de Água e Solo.

Orientador: Prof. Dr. ZIGOMAR MENEZES DE SOUZA

Co-Orientador: Prof. Dr. NEWTON LA SCALA JÚNIOR

_____

**CAMPINAS**

**2014**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

T197e

Tavares, Rose Luiza Moraes, 1983-
Emissão de CO2 e atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo em sistemas de manejo de cana-de-açúcar / Rose Luiza Moraes Tavares. – Campinas, SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Zigomar Menezes de Souza.
Coorientador: Newton La Scala Júnior.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Cana-de-açucar. 2. Física do solo. 3. Química do solo. 4. Topografia. I. Souza, Zigomar Menezes de,1970-. II. La Scala Jr, N. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** CO2 emission and physical, chemical and microbiological soil attributes in sugarcane management systems
**Palavras-chave em inglês:**
Sugarcane
Physical soil
Chemical soil
Topography
**Área de concentração:** Água e Solo
**Titulação:** Doutora em Engenharia Agrícola
**Banca examinadora:**
Zigomar Menezes de Souza [Orientador]
Alan Rodrigo Panosso
Janaina Braga do Carmo
Carlos Eduardo Pelegrini Cerri
Henrique Coutinho Junqueira Franco
**Data de defesa:** 12-02-2014
**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Agrícola

Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Rose Luiza Moraes Tavares,** aprovada pela Comissão Julgadora em 12 de fevereiro de 2014, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.

**Prof. Dr. Zigomar Menezes de Souza – Presidente e Orientador**
**Feagri/Unicamp**

**Prof. Dr. Alan Rodrigo Panosso - Membro Titular**
**FEIS/Unesp**

**Profa. Dra. Janaina Braga do Carmo – Membro Titular**
**UFSCar**

**Prof. Dr. Carlos Eduardo Pelegrini Cerri - Membro Titular**
**Esalq/USP**

**Dr. Henrique Coutinho Junqueira Franco - Membro Titular**
**CTBE**

FEAGRI
Faculdade de Engenharia Agrícola Unicamp

## RESUMO

O sistema de colheita mecanizada da cana-de-açúcar em substituição ao processo de queima do canavial tem sido adotado pelo setor canavieiro visando benefícios na qualidade do solo e ambiente, principalmente no que diz respeito a minimizar as emissões de gases causadores do efeito estufa, com destaque para o $CO_2$. Este trabalho teve como objetivo avaliar a emissão de $CO_2$ do solo em sistemas de manejo de cana-de-açúcar e sua relação com atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo. O experimento foi conduzido em Pradópolis, nordeste do estado de São Paulo. Em cada área foi instalada uma malha amostral com 81 pontos em uma área de 1 ha. Avaliações de $CO_2$ e atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo foram realizadas, com objetivo de averiguar possíveis relações com as emissões de $CO_2$. Os dados foram interpretados por meio de análise geoestatística e multivariada em diferentes trabalhos. No trabalho 1, foi comparada a emissão de $CO_2$ do solo nos sistemas de cana crua com diferentes ciclos, onde os resultados indicaram maior estabilidade da emissão de $CO_2$ na área de cana crua por 10 anos, enquanto que na área de cana crua por 5 anos, houve um aumento de 33% nas emissões do período seco para o úmido; no trabalho 2, a emissão de $CO_2$ foi comparada nos três sistemas de manejo (CQ, CC-5 e CC-10) por meio da análise de componentes principais, onde a emissão de $CO_2$ foi 36% maior na área de cana crua por 10 anos com relação à cana queimada. A emissão de $CO_2$ foi influenciada principalmente pela saturação de bases e pH na área de cana queimada e umidade e densidade do solo nas áreas de cana crua; o trabalho 3 avaliou a "produção potencial" de $CO_2$, $N_2O$ e $CH_4$ nos três sistemas de manejo levando-se em consideração o relevo das áreas, cujos resultados mostraram que na área de cana crua por 10 anos, o $CO_2$, $N_2O$ e $CH_4$ ficaram concentrados na região mais alta da área, enquanto que na cana queimada, na região mais baixa, indicando possível processo erosivo na área de cana queimada, cuja tendência é migração de gases, água e materiais para as áreas de maior depressão, enquanto que na área de cana crua, este efeito foi minimizado pela presença de resíduos vegetais protegendo o solo.



**Palavras-Chave**: respiração do solo, cana crua, cana queimada, topografia, óxido nitroso, metano, componentes principais, geoestatística, variabilidade espacial e temporal, *Sarccharum officinarum*.

## ABSTRACT

The sugarcane mechanized crop replacing the burned cane have been use by cane mill to improve the soil quality and environment, especially to minimize the greenhouse gases, mainly $CO_2$ gas. This work evaluated $CO_2$ emission of soil in three sites of sugarcane under different systems: burned cane (BC), green cane of 5 years (GC5) and green cane of 10 years (GC10) located in Pradópolis, northeast São Paulo State. In each site was installed grid with 81 points in 1 ha area. The soil $CO_2$ and physical, chemistry and microbiological attributes were evaluated to find possible relations between $CO_2$ and those attributes. The data were interpreted by geoestatistic and multivariate analyzes in different studies. In the work 1, comparisons in $CO_2$ soil emission at two green cane sites (GC5 and GC10) was made and the results showed better $CO_2$ stabilization in the second site (GC10). In the work 2, the $CO_2$ soil emission was compared at three sites of sugarcane (BC, GC5 and GC10) by principal components analysis (multivariate method), where $CO_2$ soil emission at GC10 and less in BC, and the $CO_2$ soil emission was influenced especially by base saturation and pH at burned cane site, and soil moisture and bulk density at green cane sites. The work 3 evaluated the "Potential production" of $CO_2$, $N_2O$ and $CH_4$ in three sites of sugarcane (BC, GC5 and GC10) with topography of sites, and the results showed that in the GC10, the $CO_2$, $N_2O$ and $CH_4$ stayed concentrated in high topography, whereas in the burned cane (BC), they were concentrated in low topography, what indicated possible erosive process in the BC site, whose tendency is migration of water, gases and soil materials more depression areas, whereas in the green cane site, this effect is minimized by sugarcane trash covering and protecting the soil.



**Key words**: soil respiration, green cane, burned cane, topography, nitrous oxide, methane, principal components, geoestatistic, spatial and temporal variability, *Sarccharum officinarum.*

# SUMÁRIO

**INTRODUÇÃO** ..... 1
**HIPÓTESE** ..... 3
**OBJETIVOS** ..... 3
Geral ..... 3
Específico ..... 3

**CAPÍTULO I – Revisão de Literatura** ..... 4
Sistemas de manejo de cana-de-açúcar ..... 4
Emissão de $CO_2$ do solo ..... 7
Emissão de $N_2O$ e $CH_4$ do solo ..... 14
Uso da geoestatística na emissão de $CO_2$ ..... 16
Uso de análise multivariada na agricultura ..... 18

**CAPÍTULO II – Variabilidade espacial e temporal da emissão de $CO_2$ do solo sob sistema de cana-de-acçúcar** ..... 20
Resumo ..... 20
Introdução ..... 21
Material e Métodos ..... 23
Resultados e Discussão ..... 27
Conclusão ..... 36

**CAPÍTULO III – Fatores de influência da emissão de $CO_2$ do solo em sistemas de manejo de cana-de-açúcar** ..... 37
Resumo ..... 37
Introdução ..... 38
Material e Métodos ..... 40
Resultados e Discussão ..... 44
Conclusão ..... 50

**CAPÍTULO IV – Interaction of landscape position and sugarcane residue management on soil greenhouse gas production potential** ..... 51
Abstract ..... 51
Introduction ..... 51
Materials and Methods ..... 53
Results and Discussion ..... 56
Conclusion ..... 67

**CONCLUSÃO** ..... 68
**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS** ..... 70
**ANEXOS** ..... 82

*À minha mãe, Rosa Tavares, pelo amor, dedicação, força e renúncia, e por me inspirar a ser uma pessoa boa com seus exemplos de honestidade, simplicidade, generosidade e cumplicidade.*

***Dedico***

*À Deus e aos meus pais pelo dom da vida, amor, ensinamentos, companhia e bênçãos;*

*À minha família pelo apoio, especialmente às minhas irmãs Nani, Lys e Nay pela amizade, incentivo, reciprocidade e pelo sentido de família;*

*Ao meu orientador Prof. Zigomar Menezes de Souza pelos ensinamentos, incentivos, paciência e dedicação;*

*Ao meu co-orientador Prof. Newton La Scala Jr., pela orientação, ensinamentos, ideias, disponibilidade e incentivo;*

*Ao prof. Kurt Spokas da Universidade de Minnesota (USA) pela orientação no estágio sanduiche;*

*À Fundação de Amparo à pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento do projeto, bolsa no país e bolsa no exterior;*

*À Usina São Martinho pela concessão das áreas experimentais, especialmente à Marcos Marcari e Carlos Saldanha, pelo apoio logístico.*

*Aos professores, em especial, Alan Panosso e Marlene Alves da UNESP/Ilha Solteira; Gener Pereira da UNESP/Jaboticabal e Roberto Testezlaf da FEAGRI/UNICAMP;*

*Aos professores Carlos Eduardo P. Cerri (ESALQ/USP) e Edson Matsura (FEAGRI/UNICAMP) pelas ideias na banca de qualificação, e aos membros da banca de defesa: Henrique Coutinho (CTBE) e Janaina do Carmo (UFSCAR/Sorocaba).*

*Aos amigos da Pós-Graduação pela amizade, momentos de descontração e ajuda nas avaliações de campo: Laércio, Guilherme, Janaina, Gustavo, Ronny, Fernando, Michender, Allan, Daniel, Marcelo, Fábio, Elton, Monique;*

*Pelo apoio técnico de Wagner Vitti (georreferenciamento das áreas), Célia Panzarin e Antônio Jr. (Laboratório de solos), Martin duSaire (Laboratório de Gases do solo – USDA/USA), Diego Siqueira (estatística multivariada);*

*Às meninas da rep. Gardens: Isis, Rose, Tábata, Raquel, Camila, Gabriela, Cecília, Monique e Lidiani e às minhas roommates nos USA Fernanda e Renata;*

*À todos que direta ou indiretamente contribuíram com este trabalho.*

***Agradeço***

***Muito Obrigada***

## INTRODUÇÃO

Com o aumento significativo da produção de etanol brasileiro voltado principalmente ao setor automobilístico nos modelos flexfuel; na exportação para as refinarias de produção de combustíveis que adicionam o etanol à gasolina devido às oscilações constantes no preço do barril de petróleo; e na produção de biodiesel brasileiro, ocorre cada vez mais a necessidade de gerar técnicas avançadas para se alcançar o aumento constante da produtividade de cana-de-açúcar e suprir esta demanda, mas também há a necessidade desse crescimento ocorrer de forma sustentável.

A queima dos canaviais preocupa a sociedade em geral, pois afeta a qualidade do ar e produz gases poluidores ao ambiente. A queima da cana-de-açúcar libera material particulado ao ambiente, o que é prejudicial à saúde humana, geralmente relacionada a problemas respiratórios, além de comprometer a qualidade do solo com a perda de carbono. Nesse sentido, o desafio do setor sucroalcooleiro é substituir o processo de queima, garantindo ao mesmo tempo a produtividade nas áreas já estabelecidas com cana-de-açúcar e principalmente minimizar os efeitos negativos causados no solo e no ambiente.

O problema do aumento na emissão de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera e a redução de reservas naturais de petróleo têm estimulado estudos por novas fontes de energia. Nesse sentido, a cana-de-açúcar tem se destacado por sua promissora capacidade de transformação de biomassa e, dependendo do manejo adotado na cultura, o solo pode ser importante fonte ou dreno de carbono para a atmosfera. Alguns fatores como a topografia do local podem influenciar na emissão de GEE, além de atributos do solo que têm sido reportados na literatura em estudos sobre gases do solo, principalmente com $CO_2$, como físicos e microbiológicos que são de fundamental importância nesse estudo, já que o teor de água no solo, temperatura e aeração afetam o fluxo de $CO_2$ e a atividade dos microrganismos que liberam $CO_2$ durante o processo de decomposição da matéria orgânica. Assim, o conhecimento desses atributos auxilia no entendimento da emissão de $CO_2$ do solo, bem como a investigação de medidas mitigadoras por meio dos diferentes sistemas de manejos agrícolas.

O sistema de manejo de cana crua, sem queima do canavial antes da colheita, tem sido utilizado visando melhorias no sistema solo-planta. Porém, ainda são necessários estudos com mais informações sobre o efeito dos diferentes manejos da cana-de-açúcar relacionados à emissão de $CO_2$ no solo, principalmente no que diz respeito ao acompanhamento da emissão de $CO_2$ com

o tempo de adoção do sistema de cana crua. E com o aumento de áreas de cana crua (sem queima), faz-se necessária a investigação de fatores capazes de medir as mudanças ambientais que poderão ocorrer com a adoção dessa prática.

Para avaliar e interpretar esses fatores do solo, estudos recentes têm mostrado que a utilização de estatística clássica para maioria dos atributos do solo, não tem sido eficiente, visto que não pode ser descartada a possibilidade de haver variabilidade espacial dos atributos a serem analisados. Nesse sentido, a análise geoestatística tem sido conduzida visando a melhor compreensão desses aspectos em um determinado espaço. Assim, a maioria dos atributos relacionados à emissão de $CO_2$, como teor de água no solo e temperatura apresentou dependência espacial e temporal, o que vem a justificar o uso da geoestatística para estimar a emissão de $CO_2$. Além da geoestatística, a análise multivariada é importante ferramenta na análise conjunta de dados, principalmente quando se deseja identificar as possíveis relações entre os atributos do solo.

Diante do exposto, detecta-se a necessidade de estudos relacionados à emissão de $CO_2$ na cultura da cana-de-açúcar visto se tratar de uma cultura de grande relevância no cenário brasileiro, com promissora capacidade de transformação de biomassa em energia, mas que precisa aperfeiçoar a produção visando minimizar os impactos causados no solo e no ambiente.

## HIPÓTESE

A presença de palhada sobre o solo no sistema de "cana crua" proporciona melhores condições físicas (atributos ligados à difusão de gases), microbiológicas (relacionados à produção de $CO_2$) e químicas do solo em relação ao sistema de cana queimada, refletindo em uma menor emissão de $CO_2$ para atmosfera em área cultivada com cana-de-açúcar.

## OBJETIVOS

### Geral

O trabalho teve como objetivo avaliar a emissão de $CO_2$ do solo em sistemas de manejo de cana-de-açúcar e sua relação com atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo.

### Específico

1. Avaliar a variabilidade espacial e temporal da emissão de $CO_2$ em sistemas de cana crua com 5 e 10 anos após conversão do sistema cana queimada e sua relação com alguns atributos do solo.
2. Avaliar as variáveis do solo que mais influenciam a emissão de $CO_2$ em diferentes tipos de manejo de cana-de-açúcar.
3. Avaliar a "produção potencial" de gases do efeito estufa do solo resultante da interação paisagem e manejo da palhada.

# CAPÍTULO I

## REVISÃO DE LITERATURA

### Sistemas de manejo de cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar é uma cultura de grande destaque no atual cenário brasileiro, isso se deve à sua promissora capacidade de produção de energia por meio da sua biomassa e pelo uso do etanol, em substituição aos combustíveis fósseis. Porém, o ciclo de cultivo da cana-de-açúcar tem sido alvo de estudos, devido aos impactos causados no solo e na atmosfera desde o plantio até a sua conversão em produtos finais.

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, com 9.616.615 ha de área plantada, desse total o estado de São Paulo possui 5.533.176 ha de cana, com moagem de 406,26 milhões de toneladas, aumento de 16,21% quando comparado ao período de 2012. No acumulado desde o início da safra 2013/2014 até a primeira quinzena de setembro, a produção de etanol totalizou 17,24 bilhões de litros, sendo 9,88 bilhões de litros de etanol hidratado e 7,36 bilhões de litros de etanol anidro. A produção de açúcar alcançou 22,92 milhões de toneladas no mesmo período (UNICA, 2013).

A queima do canavial antes da colheita é uma prática usual no Brasil, pois facilita o corte manual, porém, esse processo tem sido questionado em relação aos seus efeitos na qualidade do solo e do meio ambiente. De acordo com Lima et al. (1999) a queima da cana é responsável por cerca de 98% das emissões de gases provenientes da queima de resíduos agrícolas no Brasil. Macedo et al. (2004) detectaram que para cada tonelada de cana queimada na colheita, são emitidos 0,004 Mg de material particulado e 0,028 Mg de carbono orgânico e para cada tonelada de colmo restam 145 kg de matéria seca, destes, 101 kg são de palha. Segundo Silva (1996) o balanço entre a emissão e absorção de $CO_2$ na atmosfera é nulo, ou seja, o $CO_2$ emitido é equivalente ao absorvido pela planta via fotossíntese.

Historicamente, a eliminação de vegetação da área com ou sem queima tem contribuído significativamente para o aumento da emissão de $CO_2$, onde além da perda de carbono, pode ocorrer um declínio em longo prazo no estoque de carbono orgânico (SONG et al., 2013). Além dos efeitos que causam no solo, a saúde humana também é prejudicada pelo processo de queima do canavial. Estudo de Sisenando et al. (2012) verificaram que a presença de material particulado na atmosfera resultou em disfunção em células epiteliais bucais de crianças em idade escolar e,

Arbex et al. (2012) verificaram aumento em 50% de internações de pessoas com asma durante o período de queimada quando comparado ao período sem queima na mesma região onde foi conduzido este trabalho, norte do estado de São Paulo.

O cultivo de cana-de-açúcar caracterizou-se na década de 70 pela queima e corte manual, com uma média de três a quatro cortes, influenciados principalmente pela menor qualidade das variedades existentes na época. No início da década de 80, com o surgimento de variedades melhoradas (SP70-1143, SP71-6163, SP71-1406, etc.) o número de cortes do canavial aumentou, entretanto, em meados desta mesma década, a colheita mecanizada da cana-de-açúcar intensificou-se pela necessidade de complementar a colheita manual em um período de grande expansão do plantio de cana-de-açúcar e, na década de 90 a cana passou a ser colhida sem processo de queima (cana crua) e de forma mecanizada (BENEDINI; DONZELLI, 2007).

Em 2011, foram 1,67 milhões de ha de cana-de-açúcar queimadas no estado de São Paulo (UNICA, 2013), cujo processo é responsável pela emissão estimada de 941 kg $CO_2$ eq $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ (FIGUEIREDO; LA SCALA, 2011). Portanto, a recente tendência de adoção de práticas agrícolas que levem a uma maior sustentabilidade do sistema com menor emissão de GEE, pressiona a agroindústria sucroalcooleira a rever seus processos, incluindo a colheita da cana sem queima prévia. No caso do estado de São Paulo, a adoção da colheita mecanizada e sem queima do canavial é inevitável. O decreto de Lei Estadual 47.700, de 11 de março de 2003 regulamenta a Lei Estadual 11.241, de 19 de setembro de 2002, que determinou prazos para a eliminação gradativa do emprego do fogo para despalha da cana-de-açúcar nos canaviais paulistas, sendo que deverá ser totalmente substituída no período de 30 anos, prazo que termina em 2031. Em 2006, porém, a União das indústrias de cana-de-açúcar (UNICA) estabeleceu metas para a eliminação total da queimada de cana até 2014 nas áreas mecanizáveis e 2017 para as não mecanizáveis (áreas com nível de declividade acima de 12%).

De acordo com Bordonal et al. (2013), estima-se que a área de conversão da cana queimada em cana crua no período de 2012 a 2014 será de 556.840 ha se forem atendidos todos os protocolos estabelecidos de abolição da queima. Com isso, segundo UNICA (2010) é esperado que a antecipação do fim da queima evite emissões de $CO_2$ de 8,5 Mt até 2017. E Figueiredo e La Scala (2011) estimaram que 310,7 kg $CO_2$ eq $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ deixarão de ser emitidos com a conversão da cana queimada para cana crua, e que no período de 2012 a 2050, a mitigação de $CO_2$ eq pelo sistema de cana crua no Brasil será de 50,5 a 70,9 Mt $CO_2$ eq.

O cultivo sem queima da cana-de-açúcar influencia de forma positiva a qualidade do solo, pelo aumento da palha residual depositada no solo após colheita, contribuindo para melhoria de seus atributos físicos e microbiológicos e de forma, indireta, na emissão de $CO_2$ para atmosfera. A adoção de sistema de colheita sem queima torna o balanço de $CO_2$ positivo, uma vez que o carbono que seria emitido diretamente pela queimada, permanece no sistema e pode ser incorporado ao solo, favorecendo a microbiota (RAZAFIMBELO et al., 2006; CERRI et al., 2007; MARQUES et al., 2009).

O uso intensivo de máquinas colhedoras no sistema de cana crua favorece a maior compactação do solo, além do grande consumo de óleo diesel (RIPOLI; RIPOLI, 2004). Porém, Souza et al. (2005) comprovaram que a substituição da cana queimada pela colheita mecanizada proporcionou melhorias nos atributos físicos do solo como maior estabilidade de agregados, macroporosidade, teor de água no solo e menores valores de resistência do solo à penetração e densidade do solo.

O sistema de cana crua contribui de maneira eficiente para a melhoria da fertilidade do solo, já que a produção de palha corresponde de 10 a 30 Mg $ha^{-1}$ (1 Mg = 1 t) de matéria seca, tendo como componentes o nitrogênio e o enxofre, que ao invés de serem lançados para a atmosfera, são disponibilizados lentamente para as plantas (REICHARDT; TIMM, 2004) e retorno de carbono ao solo (CERRI et al., 2007). Outro estudo observou o aumento da camada orgânica superficial em sistema de cana crua (LUCA et al., 2008). Em estudo de Souza et al. (2005) sobre o efeito no solo da substituição da colheita de cana queimada pela mecanizada, verificaram efeitos positivos em relação à matéria orgânica do solo, cujos teores foram inferiores na área queimada comparada à mecanizada, pelo aumento na deposição e manutenção da palha na superfície do solo nesse último sistema.

A palha que fica sobre a superfície do solo pode funcionar como mitigador de carbono para o ambiente, onde, mesmo ocorrendo liberação de $CO_2$ durante o processo de decomposição microbiana, parte do carbono que seria liberado durante a queima é incorporado ao solo (PANOSSO et al., 2011). Estudos de Souza et al. (2005) e Marques et al. (2009), demostraram que a palha depositada no solo age de maneira positiva na proteção, conservação e recuperação do mesmo e de acordo com Campos (2003), a palha pode propiciar um ambiente de microclima favorável ao desenvolvimento de comunidades biológicas que atuam no processo de decomposição da palhada.

Estudo de Canellas et al. (2003) sobre o efeito em longo prazo da preservação da palha em Cambissolo sob cana crua, demonstraram que o aumento da matéria orgânica pela deposição de palhada alterou os atributos químicos do solo e proporcionou melhoria na sua fertilidade e na qualidade da matéria orgânica do solo, com altos teores de $K^+$ e $Ca^{2+}$ na camada superficial e em profundidade na área de cana crua comparada à área queimada. Noble et al. (2003), detectaram diminuição dos valores de pH e tendência de aumento nos teores de Ca, Mg, K e da CTC efetiva do solo na camada de 0,00-0,05 m na área de cana crua quando comparada com a de queimada em solo da Austrália.

O aumento da palha no solo pelo sistema de cana mecanizada estimula a ação dos microrganismos, responsáveis pela atividade biológica que condicionam um fluxo de energia e ciclagem de nutrientes no solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). E por serem muito sensíveis às mudanças de manejo no solo em curto espaço de tempo, são bastante utilizados como indicadores de qualidade do solo (SCHLOTER et al., 2003; GALDOS et al., 2009).

Apesar dos efeitos que o sistema de cana mecanizada proporciona na física do solo como maior compactação provocada pelo uso intensivo de maquinário, a abolição da queima do canavial, o aumento da conservação do solo pela deposição da palha e a melhoria na qualidade do ar, torna esse sistema um avanço no cultivo da cana-de-açúcar. Além disso, os trabalhos que comprovam os efeitos nocivos da cana mecanizada na qualidade do solo são raros, carecendo assim de estudos mais específicos que avaliem não somente os impactos, mas um balanço geral dos benefícios e malefícios desse sistema ao ambiente.

Práticas de manejo que resultam em modificações na matéria orgânica do solo e influenciam nos atributos físicos e químicos do solo afetam diretamente a atividade microbiana e consequentemente a emissão de $CO_2$. Apesar de todos os esforços, ainda são necessários estudos a respeito das mudanças nos atributos do solo quando consideramos a conversão do agroecossistema de cana queimada para cana crua e como este processo poderá afetar nas perdas de carbono do solo por meio da emissão de $CO_2$.

**Emissão de $CO_2$ do solo**

A emissão de $CO_2$ do solo é resultado de processos físicos e biológicos, que interferem na produção e transporte de $CO_2$ do solo para atmosfera, sendo que a produção está relacionada à

ação dos microrganismos durante o processo de decomposição da matéria orgânica do solo e à respiração das raízes das plantas, enquanto que o transporte relaciona-se à estrutura física do solo, principalmente a porosidade que condiciona fluxo de gases no solo.

Em solos sem vegetação, a produção de $CO_2$ está vinculada à atividade microbiana (LA SCALA et al., 2000a) e o transporte de $CO_2$ do solo até a atmosfera é explicado pela equação de difusão, controlada pelo gradiente de concentração de $CO_2$ existente entre o solo e a atmosfera conforme citado por Panosso et al. (2008).

Estimativas têm apontado que a respiração do solo emite 75 bilhões de toneladas de carbono no mundo por ano e a atividade agrícola é a segunda maior fonte de emissão de $CO_2$ para a atmosfera (IPCC, 2007), responsável por 20% das emissões totais e, no Brasil, a atividade agrícola contribui com 75% da emissão de $CO_2$ (IPCC, 2007), sendo a mudança de uso da terra a principal atividade responsável. Em estudo de Xu e Qi (2001) foi citado que o aumento de 0,03 °C na atmosfera por ano poderia aumentar as taxas de respiração do solo, produzindo adicional de 60 Pg de carbono do solo para atmosfera no período de 1990-2050. Porém, além da liberação de $CO_2$ para atmosfera, o solo possui potencial de estocar o carbono, o que representaria em menor emissão de $CO_2$, o que segundo Lal (2000), estima-se que este estoque seja de 2.300 Pg de carbono orgânico em 1 metro de profundidade, valor este duas vezes mais que a quantidade presente na atmosfera de 760 Pg e três vezes mais que o da biosfera terrestre de 550 Pg (1 Pg = 1 bilhão de toneladas = $10^{15}$ g).

A capacidade de estoque de carbono no solo e a mitigação da emissão de $CO_2$ são influenciadas pelo tipo de vegetação sobre o solo. A cana-de-açúcar, por exemplo, de acordo com Paula et al. (2010), pode fixar $CO_2$ em torno de 100 mg de $CO_2$ por $dm^2$ de área foliar por hora. Cerri et al. (2007), relataram que em área sob cana, envolvendo processo industrial e agrícola canavieiro, o sequestro de $CO_2$ está na ordem de 18,5 Mt (1 Mt = $10^6$ t) de carbono da atmosfera por ano, sendo que desse total, a conversão para sistema de cana crua é responsável pelo sequestro de 0,48 Mt de carbono por ano.

Nesse sentido, o sistema de cana crua tem sido adotado pelo setor canavieiro como medida mitigadora das emissões de $CO_2$, o que já foi comprovado em estudo de Panosso et al. (2009) onde foi observado que o sistema de cana queimada liberou 39% a mais de $CO_2$ que o sistema de cana crua, um adicional de 155,2 g $CO_2$ $m^{-2}$ num período de 70 dias. Luca et al. (2008) estimaram que o potencial de sequestro de carbono pelo sistema de cana crua no Brasil está

aproximadamente na ordem de 2,61 Tg $CO_2$ $ano^{-1}$(1 Tg = 1 Mt). Estudo de Campos (2003) não identificaram diferenças significativas na emissão de $CO_2$ em solo sob cana crua e queimada. Resultados contraditórios ressaltam a importância de estudos mais detalhados sobre a emissão de $CO_2$ em sistemas de cana-de-açúcar, dada a grande relevância da cultura no atual cenário agrícola brasileiro. Assim, a estratégia principal para o aumento do sequestro de carbono é minimizar a decomposição e mineralização do carbono orgânico do solo, por meio de medidas que promovam a proteção desse carbono (PANOSSO et al., 2008).

Em alguns estudos, o uso de resíduos vegetais sobre a superfície do solo aumentou a emissão de $CO_2$ em solo sob plantação de pinus (FANG et al., 1998) e eucalipto (EPRON et al., 2004), com maior emissão de $CO_2$ em regiões de maior concentração de resíduo vegetal. Medeiros et al. (2011) também detectaram maior emissão de $CO_2$ do solo com palha (plantio direto) quando comparado com solo sob manejo convencional devido ao maior estoque de carbono orgânico no solo sob plantio direto e pela palha manter condições de temperatura e umidade favoráveis ao desenvolvimento microbiano. Lenka e Lal (2013) também detectaram maior emissão de $CO_2$ em solo com maior quantidade de palha de trigo (16 t $ha^{-1}$) quando comparado com áreas que tiveram adição de 8 t $ha^{-1}$ e 0 t $ha^{-1}$.

Diversos atributos do solo têm sido estudados visando sua relação com $CO_2$, por exemplo, o teor matéria orgânica têm sido reportado com correlação significativa positiva (LA SCALA et al., 2000b) relacionada principalmente à oferta de substrato à atividade microbiana e, negativa (FANG et al., 1998) que pode está relacionado à limitação do processo de decomposição causado por situações adversas de solo e clima, e não significativa (EPRON et al., 2004). Segundo Carbonell-Bojollo et al. (2012) a emissão de $CO_2$ nem sempre está correlacionada com o carbono orgânico do solo e Song et al. (2013) afirmaram que o aumento da emissão de $CO_2$ associado ao estoque de carbono do solo é complexo, o que pode envolver feedbacks positivos e negativos, o que requer mais estudos entre o fluxo de $CO_2$ e a dinâmica do carbono do solo.

A umidade e temperatura do solo são os fatores que mais influenciam a emissão de $CO_2$, sendo que a umidade do solo nem sempre apresenta os mesmos padrões de variabilidade espacial e temporal. No geral, a umidade do solo é correlacionada negativamente com a emissão de $CO_2$ em estudo da variabilidade espacial e positivamente em variabilidade temporal (XU; QI, 2001; EPRON et al., 2004 e 2006; KOSUGI et al., 2007; LA SCALA et al., 2010).

A temperatura do solo influenciou a emissão de $CO_2$ em estudos de Song et al. (2013), Carbonell-Bojollo et al. (2012) e Shrestha et al. (2013), porém, a avaliação da temperatura do solo na influência da emissão de $CO_2$ deve ser analisada com cautela, uma vez que a temperatura do solo possui relação com a umidade do solo. Isso foi destacado na pesquisa de Xu e Qi (2001), onde a temperatura e umidade do solo explicaram 70% da variabilidade temporal da emissão de $CO_2$, porém, os autores alegaram que a relação entre $CO_2$ e temperatura foi afetada pela umidade do solo.

Em estudo de Epron et al. (2004) sobre emissão de $CO_2$ em solo sob cultivo de eucalipto, os autores relataram que é comum observar a existência de correlação positiva entre umidade e temperatura do solo em regiões tropicais, onde a estação seca é frequentemente mais fria que a úmida, e este mesmo estudo concluiu que o modelo bivariável incluindo temperatura e umidade do solo não explicaram a variação temporal da emissão de $CO_2$, sendo mais eficiente a utilização do modelo univariável com a utilização da umidade do solo. De acordo com Carbonell-Bojollo et al. (2013), mudanças na temperatura do solo nem sempre influenciam o fluxo de $CO_2$ no solo e, esta conclusão também foi encontrada em estudo de La Scala et al. (2010) sobre variabilidade espacial da temperatura do solo e emissão de $CO_2$. Kosugi et al. (2007) relataram que, em regiões, onde a variação de temperatura é pequena, a umidade do solo é mais indicada para estimar a variação da respiração do solo.

Além deste, outros atributos físicos também foram avaliados em estudos sobre emissão de $CO_2$ do solo. Brito et al. (2009), relataram que a emissão de $CO_2$ do solo foi maior na área que apresentou menor densidade do solo e resistência do solo à penetração, maior quantidade de agregados e macroporosidade do solo, onde a macroporosidade viabiliza o fluxo de $O_2$ e $CO_2$ do solo. Epron et al. (2004) encontraram correlação negativa da densidade do solo com a emissão de $CO_2$ em solo de floresta na Guiana. Xu e Qi (2001) detectaram correlação significativa negativa da emissão de $CO_2$ com densidade do solo e pH.

A estabilidade dos agregados e a textura do solo são atributos que apresentam grande influência sobre o sequestro de carbono e as emissões de $CO_2$, principalmente porque refletem no tamanho dos poros (CARBONELL-BOJOLLO et al., 2012). A porosidade não só viabiliza o armazenamento e o transporte do gás, como também a compactação do solo, ou seja, a alteração nos percentuais de macro e microporosidade, afeta as raízes dos vegetais e as atividades

microbianas, responsáveis pela respiração do solo (SIQUEIRA NETO et al., 2011; GOUTAL et al., 2012).

Em pesquisa de Denmead et al. (2010), a emissão de 21% de $CO_2$ pela cana-de-açúcar na Austrália resultou da combinação de fatores como alta porosidade do solo e elevado teor de carbono orgânico, associados a chuvas frequentes e alagamentos periódicos do terreno, condicionando elevada quantidade de poros preenchidos por água e culminando em maior emissão de gases. Estudo de Davidson e Swank (1986) mostrou que a quantidade de poros preenchidos por água está diretamente relacionada ao carbono disponível e ao potencial de mineralização, demonstrando o estímulo da umidade na atividade microbiana e consequente emissão de $CO_2$. Segundo Xu e Qi (2001), a emissão de $CO_2$ do solo em plantação de pinus foi influenciada por três principais fatores: baixa umidade do solo, alta temperatura e presença de carbono orgânico resultante de resíduos culturais.

Além de fatores físicos do solo, os microbiológicos são de grande importância em estudos sobre $CO_2$ do solo, visto que a biomassa microbiana representa o destino inicial do processo de transformação do carbono no solo, sendo influenciada principalmente pela disponibilidade de carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre, teor de água no solo, aeração, pH e granulometria do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). De acordo com Jenkinson e Ladd (1981), a atividade microbiana é a principal responsável pela decomposição de resíduos orgânicos no solo, pela ciclagem de nutrientes e fluxo de energia no solo, exercendo influência na estocagem de carbono, disponibilização de nutrientes para as plantas e emissão de $CO_2$. Em estudo de Xu e Qi (2001), a emissão de $CO_2$ apresentou correlação significativa e positiva com a biomassa microbiana, biomassa das raízes, nitrogênio, matéria orgânica e teor de magnésio.

De acordo com Lal (1997), mudanças no ambiente do solo, influenciadas pelas práticas inadequadas de manejo, podem levar a um declínio no estoque de matéria orgânica e, consequentemente, no aumento da emissão de $CO_2$ para atmosfera. Isso pode ser entendido pela fragilidade condicionada ao solo quando manejado de forma incorreta, onde o teor de carbono pode ser mineralizado e transferido para atmosfera na forma de $CO_2$, porém, sob condições adequadas de manejo, o sistema poderá sequestrar $CO_2$ (CERRI et al., 2006).

Outro fator que pode influenciar a emissão de $CO_2$ do solo é a topografia da área. Em estudo de Brito et al. (2009) e (2010) com solo sob cana crua no sudeste do Brasil e Epron et al (2006) em solo sob floresta na Guiana, maior emissão de $CO_2$ foi observada nas áreas com maior

elevação do terreno. O período de avaliação é um fator que também influencia na emissão de $CO_2$ do solo, com maior emissão no período mais úmido do ano (XU; QI, 2001; EPRON et al., 2004; KOSUGI et al., 2007; SONG et al., 2013), o que pode estar relacionado à maior atividade microbiana estimulada pela umidade do solo e/ou pela atividade das raízes que estão no período de crescimento e desenvolvimento. Estudo de Shrestha et al. (2013) em Ohio/USA, verificaram que a emissão anual de $CO_2$ em solo com cultivo de milho foi 49% na primavera, 32% no verão, 11% no outono e 9% no inverno, tendo influência da temperatura do solo e ar. Siqueira Neto et al. (2011), verificaram emissão máxima de $CO_2$ em área de cerrado brasileiro no período chuvoso (outubro-março) sendo 14 vezes superior à mínima emissão obtida nas estação seca (abril-setembro).

O cultivo da cana-de-açúcar como medida mitigadora da emissão de $CO_2$ ainda demanda de estudos visando avaliar sua viabilidade e aperfeiçoar sua aplicabilidade para fins ambientais, aliado ao seu potencial produtivo na produção de açúcar e etanol e na sua capacidade de promover energia elétrica. Para isso há necessidade de se estudar qual sistema de manejo seria responsável pelas perdas de carbono do solo via $CO_2$ aferindo-se, então, a estabilidade do carbono do solo nos sistemas de manejo em estudo.

**Tabela 1.1** Alguns estudos resumidos sobre emissão de $CO_2$ do solo.

| Local | Solo | Cultura | Tratamento | Metodologia | $CO_2$ do solo | Autoria |
|---|---|---|---|---|---|---|
| São Paulo/Brasil | Latossolo Vermelho, argiloso | Cana-de-açúcar | Com queima (CQ) e sem queima (SQ) do canavial | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | CQ: 2,86 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$<br>SQ: 2,06 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ | Panosso et al., 2009 |
| São Paulo/Brasil | Nitossolo | Cana-de-açúcar | Plantio convencional (PC), reduzido (PR) e mínimo (PM) | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | PC: 350,09 g m$^{-2}$<br>PR: 51,7 g m$^{-2}$<br>PM: 5,5 g m$^{-2}$ | Silva-Olaya et al., 2003 |
| São Paulo/Brasil | Latossolo Vermelho | Cana-de-açúcar | Diferentes densidades de palhada de cana sobre o solo: 0 ha$^{-1}$ (D0), 3 t ha$^{-1}$ (D50) e 6 t ha$^{-1}$ (D100) | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | D0: 3,16 µmolm-2s$^{-1}$<br>D50: 2,06 µmolm-2s$^{-1}$<br>D100: 2,23 µmolm-2s$^{-1}$ | Corradi et al., 2013 |
| São Paulo/Brasil | Latossolo Vermelho | Solo sem vegetação | - | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | 1,46-2,80 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ | La Scala et al., 2000b |
| Goiás/Brasil | Latossolo Vermelho distrófico | Diversificado | Cerrado (CE), Pastagem (PA), semeadura convencional com soja (SC) e semeadura direta com milho (SD) | Câmara estáticas de medição (Plástica de cloreto de polivinila) | CE: 136,9 mg m$^{-2}$h$^{-1}$<br>PA: 110,2 mg m$^{-2}$h$^{-1}$<br>SC: 43,1 mg m$^{-2}$h$^{-1}$<br>SD: 106,2 mg m$^{-2}$h$^{-1}$ | Siqueira Neto et al., 2011 |
| Rio Grande do Sul/Brasil | Latossolo Vermelho distróférrico | Rotação de culturas: soja, trigo, milho, aveia. | Semeadura convencional (SC) e direta (SD). | Câmaras estáticas - Licor (CL) e Plástica (CP). | SD-CL: 9-25 Kg ha$^{-1}$dia$^{-1}$<br>SC-CL: 5-20 Kg ha$^{-1}$dia$^{-1}$<br>SD-CP: 10-22 Kg ha$^{-1}$dia$^{-1}$<br>SC-CP: 11-19 Kg ha$^{-1}$dia$^{-1}$ | Chavex et al., 2009 |
| Ohio/Estados Unidos | silte argiloso | Milho | Fontes de adubação orgânica: esterco de vaca (EV), esterco de cavalo + serragem + palha (EC), planta de cobertura – centeio (CE) e testemunha – área de pousio (P) | Câmara estáticas de medição (Plástica de cloreto de polivinila) | EV: 3,81 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>EC: 2,79 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>CE: 2,16 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>P: 2,07 g m$^{-2}$d$^{-1}$ | Shrestha e Lal, 2013 |
| Ohio/Estados Unidos | silte argiloso | Trigo | Concentrações de palhada de trigo sobre o solo: 0 ($P_0$), 8 ($P_8$) e 16 ($P_{16}$) Mg ha$^{-1}$ano$^{-1}$ sem ($F_0$) e com adição de fertilizante ($F_1$). | Câmara estáticas de medição (Plástica de cloreto de polivinila) | $P_0F_0$: 1,50 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>$P_0F_1$: 1,54 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>$P_8F_0$: 1,62 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>$P_8F_1$: 1,67 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>$P_{16}F_0$: 2,05 g m$^{-2}$d$^{-1}$<br>$P_{16}F_1$: 2,30 g m$^{-2}$d$^{-1}$ | Lenka e Lal, 2013 |
| Paracou/Guiana Francesa | Argissolo distrófico | Floresta tropical | - | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | 4,26 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ | Epron et al., 2006 |
| Point Noire/República do Congo | Neossolo | Eucalipto | Diferentes estações: seca e chuvosa | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | 1,6 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ na estação seca e 5,6 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ na chuvosa | Epron et al., 2004 |
| Malásia/Ásia | Argissolo distrófico | Floresta tropical | Diferentes estações: setembro 2002 (set), agosto 2003 (ago), dezembro 2003 (dez) e setembro 2004 (set) | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | Set/02: 3,3 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$<br>Ago/03: 4,2 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$<br>Dez/03: 6,8 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$<br>Set/04: 3,4 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ | Kosugi et al., 2007 |
| Tianmu/China | Latossolo Vermelho álico | Floresta | Dois tipos de floresta: aberto (A) e bambu (B). | Câmara estática de medição instantânea (Licor) | A: 2,01 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$<br>B: 3,82 µmolm$^{-2}$s$^{-1}$ | Song et al., 2013 |

**Emissão de $N_2O$ e $CH_4$ do solo**

O $N_2O$ e $CH_4$ junto com o $CO_2$ e $O_3$ são gases traços presentes na atmosfera que participam do "efeito estufa", que é um fenômeno natural e importante para a manutenção da vida no planeta, mantendo a temperatura próximo à superfície da terra de, em média, 14 °C, caso não houvesse esse efeito, a superfície da terra seria 33 °C mais fria (IPCC, 2007). Porém, o uso crescente de combustíveis fósseis e as mudanças em larga escala do uso da terra têm resultado no aumento anormal das concentrações desses gases na atmosfera, originando situações adversas ao ambiente, solo e oceanos. O $N_2O$ e $CH_4$ são emitidos em menores quantidades que o $CO_2$, porém, seus efeitos na atmosfera são mais drásticos que o $CO_2$, sendo que o $N_2O$ e $CH_4$ são, respectivamente, 298 e 25 vezes mais potentes que o $CO_2$ no contexto do aquecimento global (THANGARAJAN et al., 2013).

O $CO_2$, $N_2O$ e $CH_4$ são os gases do efeito estufa (GEE) relacionados à agricultura. No Brasil, as emissões de GEE têm sido medidas em áreas de cana-de-açúcar, devido à grande importância da cultura na produção de biocombustível. Durante o processo de desenvolvimento da cana, são várias as atividades que podem ser consideradas com fontes de emissão de GEE como a mudança de uso do solo, fertilização, adubação orgânica, fertirrigação e irrigação, manejo da palhada, queima do canavial, uso de diesel nas operações agrícolas (FIGUEIREDO; LA SCALA, 2011).

O sistema de cana queimada emite 3.104 kg $CO_2$ eq $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, enquanto que o de cana crua emite 2.793 kg $CO_2$ eq $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, sem considerar o sequestro de carbono do solo de acordo com Figueiredo e La Scala (2011) e, de 2.651,9 e 2.316,9 kg $CO_2$ eq $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ nos sistemas de cana queimada e cana crua, respectivamente, de acordo com Bordonal et al. (2012), ambos os estudos em áreas de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. Em áreas de cana no estado de Minas Gerais, Garcia e Sperling (2010), observaram emissão de 1.539,60 kg $CO_2$ eq $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ em sistema de cana queimada.

Segundo dados do IPCC (2007), a concentração de $N_2O$ aumentou de 270 ppb no período pré-industrial para 360 ppb em 2005, sendo a agricultura a principal fonte de emissão com o uso de fertilizantes. O tipo e a quantidade de fertilizantes aplicado no solo são fatores que influenciam a emissão de $N_2O$ do solo, por exemplo, em estudo de Signor et al. (2013), o nitrato de amônio no solo induziu, de forma mais intensa e rápida, a emissão de $N_2O$ comparada com a uréia e em quantidade, quanto maior foi a dosagem de nitrato de amônio aplicado (180 kg N $ha^{-}$

$^{1}$), maior foi a emissão de $N_2O$ (aproximadamente 7000 µg $N_2O$ $m^{-2}$ $h^{-1}$), e para uréia, porém, a maior emissão de $N_2O$ (aproximadamente 5000 µg $N_2O$ $m^{-2}$ $h^{-1}$) foi detectada quando foram aplicados 114 kg N $ha^{-1}$. A adubação orgânica com vinhaça (200 $m^{-2}$ $ha^{-2}$) em áreas de cana-de-açúcar também influenciou em maior emissão de $N_2O$, cujo gás convertido em $CO_2$ equivalente foi de 0,49 e 0,31 kg $CO_2$ eq em área de cana queimada e crua, respectivamente (OLIVEIRA et al., 2013).

O $N_2O$ emitido pelo solo é produzido pelo processo de desnitrificação, com a redução de $NO_3$ às formas gasosas NO, $N_2O$ e $N_2$, é a última etapa do ciclo de nitrogênio no solo. Os microrganismos responsáveis pela desnitrificação são geralmente aeróbios facultativos que usam o $O_2$ como aceptor de elétrons de forma diferente (THANGARAJAN et al., 2013). Por exemplo, microrganismos heterotróficos como *Flavobacterium* e autotróficos como *Thiobacillus* usam o $NO_3^-$ como aceptor final de elétrons ao invés de $O_2$ para obter energia (LIN et al., 2009). Estudo mais recente, de Burgin e Groffman (2012), constataram que o aumento da taxa de oxigênio no solo, afetou o processo de desnitrificação, diminuindo as emissões de $N_2O$. De acordo com Davidson et al. (2000) e Shelton et al. (2000), quando os poros preenchidos com água excedem 60%, o $N_2O$ no solo é produzido por desnitrificação, ao passo que menos que 60%, o gás é produzido por nitrificação.

A emissão de $CH_4$ do solo é mais evidenciada em áreas de alagamento, em condições anaeróbicas, onde o gás é produzido pela ação de microrganismos metanogênicos durante a decomposição anaeróbia de substâncias orgânicas. O metano produzido nestas condições pode ser oxidado para $CO_2$ por microrganismos metanotróficos, que usam o $CH_4$ como substrato (THANGARAJAN et al., 2013). O solo torna-se fonte de $CH_4$ quando o balanço da produção de $CH_4$ por metanogênese e o consumo por matanotrofia é positivo, e dreno quando o balanço é negativo (DUBEY, 2005). Este processo de utilização de $CH_4$ pelo solo foi reportado em estudo de Weier (1999) em solo sob cana-de-açúcar na Austrália, onde o solo apresentou a tendência de absorver o $CH_4$, o que segundo o autor, os solos sob cana na Austrália tendem a absorver em média 0,8 kg $CH_4$ $ha^{-1}$ $dia^{-1}$.

Em áreas sob cana-de-açúcar no Brasil, mesmo com a aplicação de vinhaça, a emissão de $CH_4$ do solo não foi significativa (CARMO et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2013), cujo processo é intensificado na ocorrência de precipitação, onde a taxa de oxigênio no solo é baixa, estimulando

a atividade de microrganismos metanotróficos (OLIVEIRA et al., 2013). De acordo com Wang e Bettany (1995), solos bem drenados tendem a consumir $CH_4$ mais do que produzir.

São vários os fatores que influenciam na emissão de GEE, a umidade do solo, a temperatura do solo e a quantidade de nitrogênio da matéria orgânica afetam a emissão de GEE porque influenciam diretamente a atividade microbiana do solo (PARÉ; BEDARD-HAUGHN, 2012; BALL, 2013). O potencial matricial do solo, difusividade relativa, permeabilidade do ar e poros preenchidos com água também são indicadores relevantes na emissão de $N_2O$ e $CH_4$ no solo (BALL, 2013). Além destes, a topografia da área é um importante aspecto a ser avaliado na emissão de GEE, pois influencia na difusividade de gás no solo e restrição da aeração, interferindo na emissão de gases do solo para a atmosfera.

A topografia cria diferentes condições de desenvolvimento do solo, por exemplo, o teor de carbono e demais nutrientes e a distribuição de água podem variar na área, cuja tendência é a concentração em áreas mais baixas, influenciando na emissão de GEE. Segundo Paré e Bedard-Haughn (2012), as áreas de maior concentração de materiais, propicia ambiente de desenvolvimento de plantas, refletindo em maior potencial de compensar os impactos das mudanças climáticas. Em estudo de Braun et al. (2013) em solo de pastagem na região de pradaria no Canadá, alta emissão de $CO_2$ foi observada nas áreas de depressão do terreno (relevo mais baixo), devido à maior umidade do solo nesta região. Em estudo de Paré e Bedard-Haughn (2012), a topografia da área em solos do ártico no Canadá não teve impacto na emissão de $N_2O$ e $CH_4$ devido às emissões serem muito baixa em toda a área avaliada. Para o $CO_2$, porém, a emissão foi maior na região de maior relevo, diminuindo nas regiões de maior depressão.

Pesquisas sobre emissão de GEE envolvendo a topografia da área são raras, principalmente aos aspectos de distribuição espacial (GUO et al., 2013) e temporal (SKINNER et al., 2014). Assim, faz-se necessário estudo das emissões de GEE do solo, principalmente em áreas manejadas com cana-de-açúcar, devido a importância da cultura na produção de bioetanol, que é um combustível não poluente com capacidade promissora de reduzir as emissões de GEE comparado aos combustíveis tradicionais.

**Uso da geoestatística na emissão de $CO_2$**

O uso de estatística clássica na interpretação de dados na área de ciências agrárias pressupõe estacionaridade e independência entre amostras, porém, a maioria dos atributos do solo

tem apresentado dependência espacial, sendo que essa dependência pode variar em escalas de poucos metros a quilômetros (CAMBARDELLA et al., 1994; VIEIRA, 2000; SILVA et al., 2004; MONTANARI et al., 2005; SOUZA et al., 2006). Assim, o comportamento diferenciado dos atributos do solo no segmento da paisagem pode ser entendido pela caracterização da variabilidade espacial dos solos por meio de técnicas de geoestatística, identificando locais específicos na paisagem.

A variabilidade espacial dos atributos do solo ocorre naturalmente devido a fatores pedogênicos diversos e pelo uso e manejo do solo (WESTERN et al., 2000). De acordo com Cerri (2001), a utilização da variabilidade espacial na interpretação de dados é útil por otimizar a produção da agricultura de precisão. Nesse sentido, a determinação da variabilidade espacial nos atributos físicos do solo, pode possibilitar maior controle dos fatores de produção das culturas e proteção ambiental (SOUZA et al., 2010).

O teor de água no solo e a temperatura, possivelmente relacionadas às emissões de $CO_2$, apresentaram dependência espacial, ou seja, a variável localizada num determinado local possui relação com uma mesma variável numa determinada distância (KANG et al., 2003; EPRON et al., 2004; EPRON et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2011).

O estudo da variabilidade espacial da emissão de $CO_2$ na agricultura é importante na manutenção da sustentabilidade de culturas, auxiliando na preservação do carbono do solo e redução da emissão de gases que causam o efeito estufa (PANOSSO et al., 2008), também fornece importantes informações em relação à dinâmica de $CO_2$ no solo (BRITO et al., 2009) e na tentativa de modelar a dependência espacial da emissão do gás no solo (PANOSSO et al., 2009). Porém, o custo da coleta e análise das amostras são fatores limitantes no mapeamento de locais específicos de manejo (MONTANARI et al., 2005).

A análise de variograma poderá indicar o tipo de variação espacial presente na área (BURROUGH; McDONNELL, 1998) e a estrutura do variograma podem indicar o grau de dependência espacial existente, ou seja, é considerada forte dependência espacial os variogramas que apresentam um efeito pepita menor ou igual a 25% do patamar, moderada quando está entre 25 e 75% e fraca quando for maior que 75% (CAMBARDELLA et al., 1994). Assim, há grande interesse científico no conhecimento das características da variação espacial da emissão de $CO_2$ no solo (BRITO et al., 2009), pois há carência de trabalhos que distinguem a variabilidade da

emissão de $CO_2$ de solos utilizando técnicas de semivariância (LA SCALA et al., 2000a; KOSUGI et al., 2007, OHASHI; GYOKUSEN, 2007).

Os variogramas viabilizam a utilização da técnica da krigagem, com a qual é possível estimar valores de um atributo em locais não amostrados no solo. Por meio da krigagem pode-se mapear os atributos do solo dentro de uma área, o que permite indicar alternativas de manejo que reduzam o efeito da variabilidade sobre as culturas (CARVALHO et al., 2002; SANTOS et al., 2012), auxiliando na agricultura de precisão para geração de mapas de aplicação de insumos a taxa variável (CARVALHO et al., 2002 e SOUZA et al., 2007).

Além do estudo da variabilidade espacial, a variabilidade temporal da emissão de $CO_2$, é também um importante fator na compreensão da dinâmica do gás com o tempo, isso porque o padrão de variabilidade espacial, nem sempre é o mesmo da temporal. A heterogeneidade espacial da respiração edáfica relacionada à biomassa das raízes e à biomassa microbiana pode ser influenciada pela quantidade de restos culturais sobre o solo, de carbono orgânico do solo e de nitrogênio, à capacidade de troca catiônica, à densidade do solo, à porosidade, à acidez, à posição topográfica, ou seja, de modo geral, aos fatores que afetam a movimentação do $CO_2$ no solo (EPRON et al., 2004; BRITO et al., 2009; TEIXEIRA et al., 2013). A variabilidade temporal pode ser atribuída às variações na temperatura ou umidade do solo (PANOSSO et al., 2008; CARVALHO et al., 2010; MAIER et al., 2010; GOUTAL et al., 2012).

**Uso de análise multivariada na agricultura**

Análises estatísticas clássicas nem sempre são suficientes para descrever os fenômenos que ocorrem no solo, bem como a interações entre diversos atributos. Além da geoestatística, outra alternativa de interpretação de dados é a estatística multivariada que possui maior capacidade de descrever as relações de inter e intradependência de variáveis nos sistemas agrícolas (MARQUES JÚNIOR, 2009; SIQUEIRA et al., 2010), cujo principal objetivo é simplificar a interpretação de um fenômeno pela análise simultânea de dados de todas as variáveis medidas (JOHNSON; WICHERN, 2002).

A análise multivariada divide-se em dois grupos: técnicas exploratórias de simplificação das quais fazem parte a análise de componentes principais (ACP), análise fatorial, análise de correlações canônicas (ACC), análise de agrupamentos, análise discriminante e análise de correspondência; técnicas de inferência estatística compostas pelos métodos de estimação de

parâmetros, testes de hipóteses e análise de variância, covariância e regressão multivariada (SIQUEIRA et al., 2010). Dentre estas, a análise de componentes principais têm sido mais utilizada na área de ciência do solo, cujo principal objetivo é indentificar, em um conjunto de dados, uma variável que seja capaz de explicar parte significativa da variância, por meio de correlações lineares (MINGOTI, 2005). De acordo com Ferreira (2008), a análise de componentes principais é capaz de separar a informação importante daquela redundante e aleatória.

Exemplo da aplicação da ACP em ciência do solo pode ser observado em estudo de Gomes et al. (2004), que avaliaram diferentes tipos de solo relacionando com as superfícies geomorfológicas no Cerrado brasileiro e os resultados mostraram que a ACP possibilitou melhor entendimento dos diferentes ambientes pedológicos. Estudo de Carvalho Júnior et al. (2008) utilizou a ACP para avaliar atributos físicos e químicos no perfil de Argissolo na faixa atlântica entre os estados de Bahia e São Paulo e concluíram que a ACP permitiu entender de forma mais clara as relações geomorfopedológicas dos Argissolos nos diferentes domínios estudados.

Em estudo de Siqueira et al. (2010), a ACP foi capaz de identificar um único atributo do solo com capacidade de estimar outros atributos, ou seja, a suscetibilidade magnética do solo explicou 10,69% da variância do conjunto de atributos do solo estudados, o que mostrou a possibilidade de uso da suscetibilidade magnética como função de pedotransferência para estimar outros atributos do solo. Em estudos sobre emissão de $CO_2$ do solo, Panosso et al. (2011), avaliou o fluxo de $CO_2$ e atributos físicos e químicos do solo em sistema de manejo de cana crua e queimada e detectaram que a ACP discriminou dois grupos, formados pelas amostras oriundas da área de cana crua, e outro para cana queimada e indicou que o grau de humificacão da matéria orgânica do solo e sua interação com a densidade do solo foi um importante fator na diferenciação da emissão de $CO_2$ entre os diferentes sistemas de manejo.

São poucos os estudos sobre emissão de $CO_2$ e demais atributos do solo interpretados por análise multivariada, cuja ferramenta poderá simplificar o entendimento da relação existente entre estes atributos, visando melhorias na qualidade do solo e minimizar as perdas de carbono do solo via $CO_2$.

## CAPÍTULO II

# VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DA EMISSÃO DE $CO_2$ DO SOLO SOB SISTEMA DE CANA-DE-AÇÚCAR


**Resumo**

O sistema de "cana crua" caracterizado pela colheita mecanizada e ausência de queimada prévia do canavial influencia na qualidade do solo, pelo aumento da palha residual depositada no solo após a colheita, contribuindo na melhoria dos atributos físicos, químicos e microbiológicos, influenciando no teor de carbono do solo e emissão de $CO_2$. Este trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade espacial e temporal da emissão de $CO_2$ em sistemas de cana crua com 5 e 10 anos após conversão do sistema de cana queimada, e sua relação com alguns atributos do solo. O experimento foi conduzido em duas áreas próximas de cana crua com solo classificado como Latossolo Vermelho, textura argilosa localizadas na região nordeste do estado de São Paulo, Brasil. A primeira área possui histórico mais recente do sistema de cana crua de 5 anos (CC-5) e a segunda com histórico mais antigo de 10 anos (CC-10) e em ambas as áreas foram instaladas malhas amostrais de 100 x 100 m com 81 pontos georreferenciados. Para o estudo da variabilidade temporal, a emissão de $CO_2$, temperatura e umidade do solo foram avaliadas em diferentes períodos (seco e úmido) e, para variabilidade espacial, foram avaliados além do $CO_2$ os atributos físicos e químicos do solo. Os resultados mostraram que o estudo da variabilidade temporal indicou maior estabilidade da emissão de $CO_2$ na área de cana crua por 10 anos, enquanto que na área de cana crua por 5 anos, houve um aumento de 33% nas emissões do período seco para o úmido, influenciada positivamente pela umidade do solo. E no estudo da variabilidade espacial, na área de CC-10, a emissão de $CO_2$ foi correlacionada com temperatura do solo (R = 0,23), porosidade livre de água (R = 0,28), porosidade total (R = 0,28), teores de Ca (R = 0,23) e Mg (R = 0,25) e umidade do solo (R = -0,29), enquanto que na área de CC-5, foi correlacionada com diâmetro médio ponderado (R = 0,26) e teor de enxofre (R = 0,30).



**Palavras-chave**: respiração do solo, palhada, colheita mecanizada, atributos físicos.

## Introdução

O sistema de manejo "cana crua" (caracterizado pela ausência de queima do canavial, colheita mecanizada e deposição de resíduos da colheita, basicamente folhas e colmos, sobre o solo) em substituição ao sistema de colheita baseado na queima do canavial intensificou-se no Brasil na década de 90, após a conscientização dos inúmeros impactos ambientais causados ao ambiente como o aumento nas emissões de gases que causam o efeito estufa. Segundo dados do IPCC (2007), a agricultura é responsável pela emissão de 20% do total de gases causadores do efeito estufa, desse total, a queima do canavial emite 4,81 Mg $CO_2$ $ha^{-1}$(MARQUES et al., 2009). Macedo et al. (2004) detectaram que para cada tonelada de cana queimada na colheita, são emitidos 0,004 Mg de material particulado, os quais são prejudiciais à saúde humana. Estudo de Sisenando et al. (2012) a presença de material particulado na atmosfera resultou em disfunção em células epiteliais bucais de crianças em idade escolar e, Arbex et al. (2012), verificaram o aumento em 50% de internações de pessoas com asma durante o período de colheita de cana queimada quando comparado ao período sem queima na mesma região onde foi conduzido este trabalho, nordeste do estado de São Paulo.

Além dos efeitos negativos no ambiente e na saúde humana, a queima do canavial afeta a qualidade do solo, ocasionando a volatilização de nutrientes como fósforo, enxofre e nitrogênio, essenciais no ciclo vegetativo (RIPOLI; RIPOLI, 2004). Historicamente, a eliminação de vegetação da área em sistemas com ou sem queima tem contribuído de forma significativa para o aumento da emissão de $CO_2$, onde além da perda de carbono, pode ocorrer um declínio em longo prazo no estoque de carbono orgânico (SONG et al., 2013).

Com as leis da eliminação gradual da queima no estado de São Paulo-Brasil, a mecanização do corte tornou-se uma tendência irreversível. O decreto de Lei Estadual 47.700, de 11 de março de 2003 regulamenta a Lei Estadual 11.241, de 19 de setembro de 2002, determinou prazos para a eliminação gradativa do emprego do fogo para despalha da cana-de-açúcar nos canaviais paulistas, sendo que deverá ser totalmente substituída no período de 30 anos, prazo que termina em 2031. Em 2006, porém, a União das indústrias de cana-de-açúcar (UNICA) estabeleceu metas para a eliminação total da queimada de cana até 2014 nas áreas mecanizáveis e 2017 nas não mecanizáveis (áreas com nível de declividade acima de 12%).

O sistema de cana crua favorece proteção ao solo pela permanência de grande quantidade de palhada (em média de 10 a 30 Mg $ha^{-1}$), além de propiciar maior acúmulo de carbono no solo,

o que torna o balanço de $CO_2$ positivo segundo Razafimbelo et al. (2006), uma vez que o carbono que seria emitido diretamente pela queimada, permanece no sistema e pode ser incorporado, favorecendo a microbiota do solo (PANOSSO et al., 2009). Estudo de Cerri et al. (2007), relatou que em área sob cana-de-açúcar, envolvendo processo industrial e agrícola canavieiro, o sequestro de $CO_2$ está na ordem de 18,5 Mt de carbono da atmosfera por ano, sendo que desse total, a conversão para sistema de cana crua é responsável pelo sequestro de 0,48 Mt de carbono ao ano. A capacidade de estoque de carbono no solo e mitigação da emissão de $CO_2$ é influenciada pelo tipo de vegetação sobre o solo, a cana-de-açúcar, por exemplo, de acordo com Paula et al. (2010), pode fixar $CO_2$ em torno de 100 mg de $CO_2$ por $dm^2$ de área foliar por hora.

Nesse sentido, o sistema de cana crua tem sido adotado pelo setor canavieiro como medida mitigadora das emissões de $CO_2$, o que tem sido corroborado por estudo de Panosso et al. (2009), onde foi observado que o sistema de cana queimada liberou 39% a mais de $CO_2$ que o sistema de cana crua, um adicional de 155,2 g $CO_2$ $m^{-2}$ em 70 dias após colheita. Luca et al. (2008) estimaram que o potencial de sequestro de carbono pelo sistema de cana crua no Brasil está aproximadamente na ordem de 2,61 Tg $ano^{-1}$.

Quando se considera as emissões mundiais, a atividade agrícola é a segunda maior fonte de emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera, porém, no Brasil, tal atividade está relacionada com 75% das emissões, especialmente quando se inclui a mudança no uso da terra induzida pelas atividades agrícolas (CGMC, 2013). Dentre estas atividades, o cultivo de cana-de-açúcar está diretamente ligado às emissões de gases de efeito estufa, principalmente pelo sistema de queima da cana e uso de diesel nas operações agrícolas (IPCC, 2007).

Estudos que visem a mitigação da emissão de $CO_2$ para atmosfera são de fundamental importância no equilíbrio de ecossistemas, sendo que a caracterização das fontes de emissão de $CO_2$ e os demais fatores envolvidos são necessários nesse processo. Os atributos físicos do solo, como umidade e temperatura são fatores que influenciam a emissão de $CO_2$ do solo (LA SCALA et al., 2000a). Além desses, a densidade do solo, macroporosidade, agregação e resistência do solo à penetração explicaram as variações da emissão de $CO_2$ em sistema de cultivo de cana-de-açúcar (BRITO et al., 2009).

Aspectos da variabilidade espacial e temporal são importantes no estudo da emissão de $CO_2$ do solo, porque o fluxo de $CO_2$ varia no tempo e no espaço dependendo das condições edafoclimáticas e das práticas de manejo agrícola (PANOSSO et al., 2009). Nesse sentido, a

determinação da emissão de $CO_2$ por meio da geoestatística fornece importantes informações em relação à dinâmica de $CO_2$ no solo (LA SCALA et al., 2000a), sendo de grande relevância distinguir a variação espacial da temporal, visto que nem sempre apresentam o mesmo padrão de emissão de $CO_2$, além dos fatores envolvidos neste processo que podem influenciar o $CO_2$ do solo no espaço ou tempo (XU; QI, 2001; KOSUGI et al., 2007).

A emissão de $CO_2$ do solo sob cana-de-açúcar foi abordada em estudos de Brito et al. (2009) que levou em consideração a topografia da área; Cerri et al. (2007), com revisão sobre a emissão de $CO_2$ no processo de conversão de cana queimada para crua; Panosso et al. (2009) que compararam a emissão de $CO_2$ do solo em sistema de cana queimada e cana crua com histórico de 7 anos neste sistema. Em continuidade a estes estudos, este trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade espacial e temporal da emissão de $CO_2$ em sistemas de cana crua com 5 e 10 anos após conversão do sistema cana queimada e sua relação com alguns atributos do solo.

## Material e Métodos

O estudo foi conduzido em duas áreas de cana-de-açúcar pertencentes a usina "São Martinho" (açúcar e álcool) localizada no nordeste do estado de SP, sudeste do Brasil, próximo as coordenadas de 21°19'8" de latitude sul e 48°7'24" de longitude oeste (Figura 2.1). O clima na região é classificado como B2rB'4a' pelo critério de classificação climática de Thornthwaite e a área de topografia plana e ondulada.

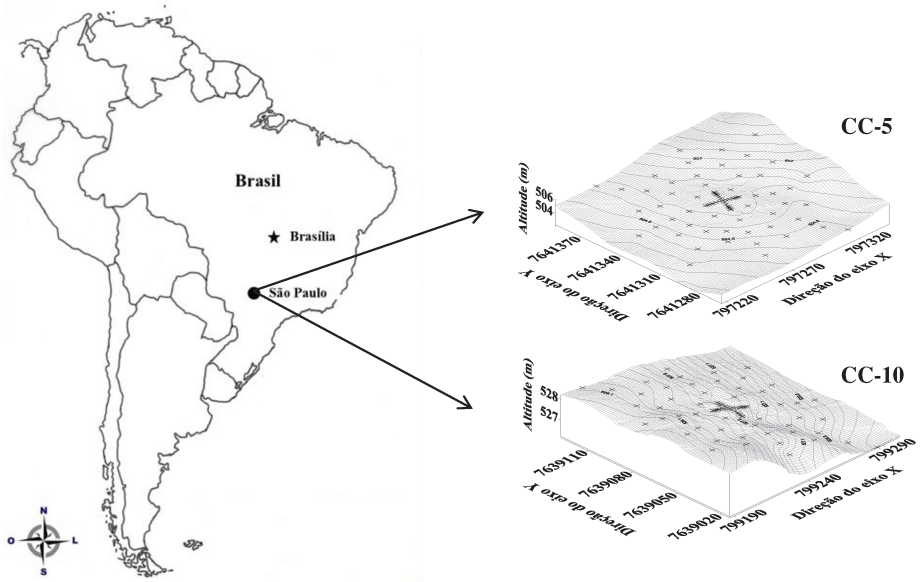


**Figura 2.1.** Localização do experimento e de relevo das áreas com a malha amostral posicionada sobre as áreas. Cana crua com 5 anos (área 1) e Cana crua com 10 anos (área 2).

***Descrição das áreas experimentais***

As áreas avaliadas foram manejadas no sistema de cana crua com diferentes históricos de implantação, a primeira possui histórico de cana crua de 5 anos (CC-5), um ciclo com este sistema, com variedade plantada RB85 5453 e, a segunda com 10 anos (CC-10), dois ciclo com este sistema com variedade CTC 20, sendo que ambas as áreas foram convertidas do cenário de queima prévia do canavial antes da colheita, com solo classificado como Latossolo Vermelho eutroférrico, textura argilosa.

A área de cana crua por 5 anos possui declividade média de 3,7% e a cana-de-açúcar passou a ser colhida pelo sistema mecanizado a partir de 2006, e em 2011, estava na 4° cana soca e apresentou produtividade média de 80 t $ha^{-1}$. Enquanto que a área de cana crua por 10 anos, a declividade média é de 4,1% e o sistema de colheita mecanizada teve início em 2001, e em 2011, estava na 5° cana soca com produtividade média de 75 t $ha^{-1}$.

O preparo da área de CC-10, ocorrido em 2007 foi composto inicialmente pela eliminação mecânica da soqueira da lavoura anteriormente instalada e subsolagem na profundidade de 0,45 m nos sulcos de plantio. Logo após, foram aplicadas 2 t $ha^{-1}$ de calcário dolomítico. Na adubação de plantio foram utilizados 480 kg $ha^{-1}$ de NPK na formulação 10-25-20. Ao longo dos anos (com exceção do período 2011-2012), foram aplicados nas áreas, em média, 100 $m^{-3}$ $ha^{-1}$ de vinhaça e 300 kg $ha^{-1}$ de uréia ou 200 kg $ha^{-1}$ de nitrato de amônia.

Em cada área experimental foi demarcado 01 ha de área onde foi instalada uma malha amostral contendo 81 pontos amostrais espaçados em intervalos de 1, 2 e 10 m, em formato de estrela com pontos direcionados em diferentes ângulos para auxiliar no estudo da anisotropia da variabilidade espacial (Figura 2.2). Os pontos foram georreferenciados com auxílio de uma estação total (modelo TC 305 Leica®) e DGPS (L1/L2 Hiper Lite Plus).

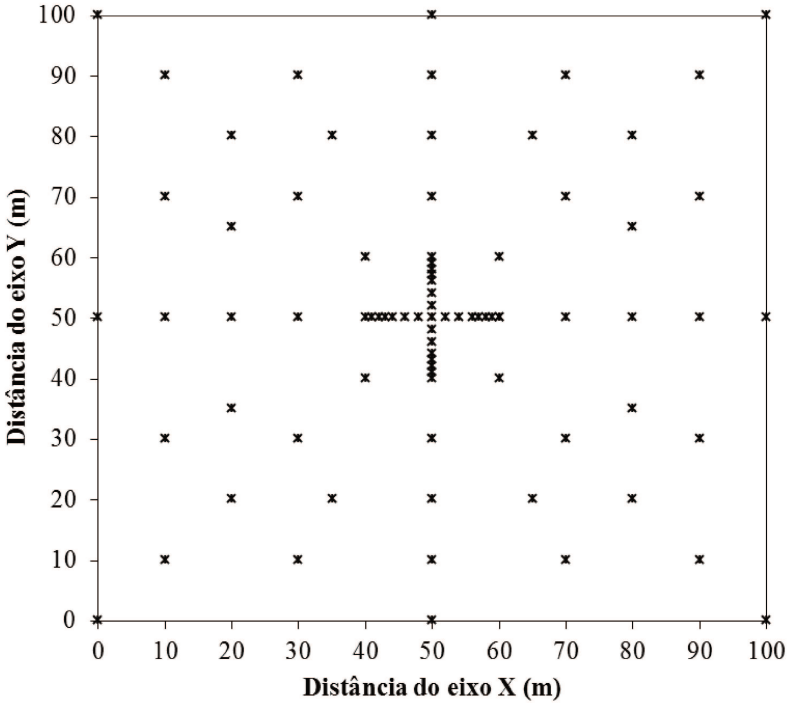


**Figura 2.2.** Representação esquemática da malha amostral com os pontos de avaliação.

***Dados climáticos***

Os dados de temperatura do ar, precipitação e umidade do ar durante a condução dos experimentos são apresentados na Figura 2.3A e temperatura do solo na 2.3B, e mostra ausência de chuvas no período do estudo.

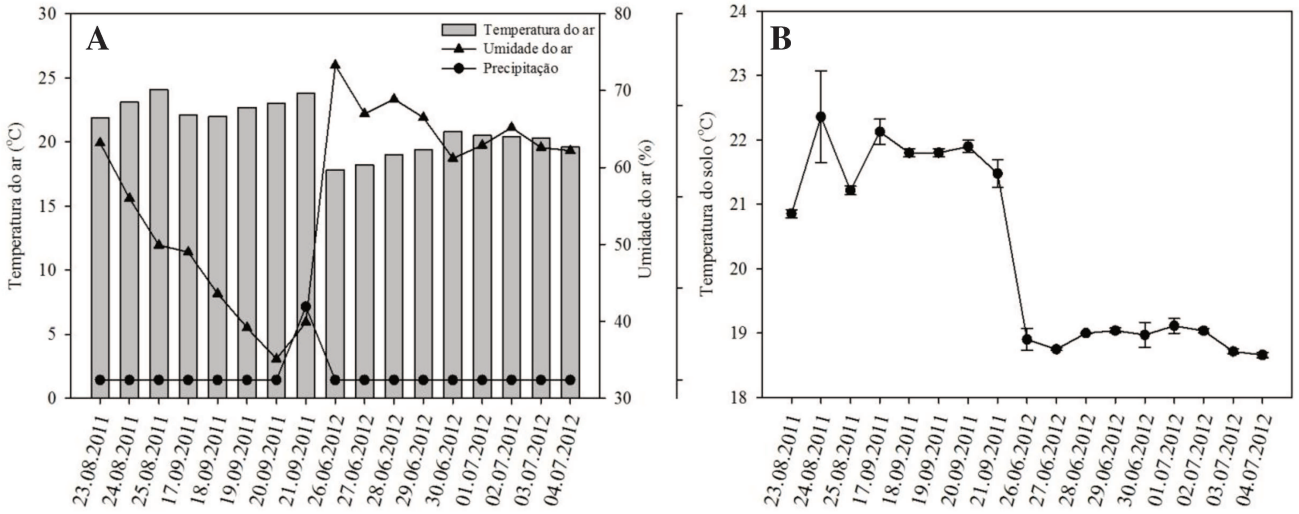


**Figura 2.3.** Temperatura do ar, umidade do ar e precipitação no período de estudo (A) e temperatura do solo (B).

***Avaliação da emissão $CO_2$ do solo***

A avaliação de $CO_2$ foi realizada nos pontos da malha amostral de forma simultânea nas duas áreas de estudo no período seco de 2011 e úmido de 2012 pelas manhãs (7:00 as 11:00 horas). A avaliação foi conduzida com auxílio de câmaras de solo fabricadas pela companhia LI-COR, Nebraska, EUA, modelo LI-8100. O equipamento é um sistema fechado com volume interno de 991 $cm^3$, com área de contato com o solo de 71,6 $cm^2$ e colocado sobre colares de PVC previamente inseridos no solo na profundidade de 3 cm. A temperatura e umidade do solo foram avaliadas simultaneamente com a medição da concentração de $CO_2$ por meio de sensor de temperatura acoplado ao sistema LI-8100 e para teor de água no solo o aparelho TDR-Campbell®.

***Avaliação de Atributos do solo***

O teste de resistência do solo à penetração e as amostragem do solo para análise foram feitas nos pontos da malha amostral. Para o teste de resistência do solo à penetração foi utilizado um penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar com ângulo de cone de 30°. Amostras deformadas do solo foram coletadas na camada superficial do solo (0,00-0,10 m) para avaliação dos atributos químicos do solo (C, pH, P, S, Ca, Mg e Fe), granulometria e diâmetro médio ponderado (DMP) e, amostras indeformadas para as análise de porosidade e densidade do solo. As amostras ficaram expostas ao ar por 24h, mantendo-as úmidas para não destruição dos agregados, e posteriormente foram colocadas em conjunto de peneiras de 6,35 mm e 2 mm, sendo que os agregados foram obtidos pelas amostras retidas na peneira de 2 mm, enquanto que as amostras que passaram foram novamente expostas ao ar livre para perda de umidade até peso constante para as demais análises.

O carbono orgânico foi determinado seguindo metodologia Walkey-Black (NELSON; SOMMERS, 1982), as análises químicas de acordo com Raij et al. (2001). As análises físicas foram conduzidas segundo o manual de análises físicas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997), sendo que para granulometria do solo, foi utilizado NaOH como agente dispersante, onde a argila foi obtida com auxílio de pipeta. A densidade e porosidade do solo foram obtidas pelas amostras de solo contidas nos anéis e a porosidade livre de água pela relação entre umidade do solo e porosidade total. O DMP foi calculado pelo método descrito por kemper e Chepil (1965), para peneiramento dos agregados em água com peneiras de

diâmetros 4,76, 2,0, 1,0, 0,5 e 0,25 mm, separando os agregados nas seguintes classes: C1 (9,52-4,76 mm), C2 (4,76-2,0 mm), C3 (2,0-1,0 mm), C4 (1,0-0,5 mm), C5 (0,5-0,25 mm) e C6 (< 0,25 mm).

***Análises estatísticas***

A análise dos dados foi feita por meio da estatística descritiva, onde foram calculados a média, desvio padrão, valores máximos e mínimos e coeficiente de variação. Para comparação entre médias, foi utilizado o teste t a 5% de probabilidade. A hipótese de normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, por meio do programa computacional SAS (SCHLOTZHAVER; LITTELL, 1997). A análise de variância (medidas repetidas no tempo) e a análise de regressão linear foram utilizadas para análise da variabilidade temporal. A dependência espacial foi analisada por meio de ajustes de variogramas (VIEIRA, 2000), com base na pressuposição de estacionariedade da hipótese intrínseca, a qual é estimada por:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \left[ Z(x_i) - Z(x_i + h) \right]^2 \quad (1)$$

em que N (h) é o número de pares de pontos de observação Z(xi) e Z (xi + h) separados por uma distância h. O variograma é representado pelo gráfico $\hat{\gamma}(h)$ versus h. Do ajuste de um modelo matemático aos valores calculados de $\hat{\gamma}(h)$, foram estimados os coeficientes do modelo teórico para o variograma (efeito pepita, $\mathbf{C_0}$; patamar, $\mathbf{C_0+C_1}$; e o alcance, **a**). Para analisar o grau da dependência espacial dos atributos em estudo, foi utilizada a classificação de Cambardella et al. (1994), em que são considerados de dependência espacial forte os variogramas que têm efeito pepita < 25% do patamar, moderada quando está entre 25 e 75% e fraca, > 75%.

## Resultados e Discussão

***Variabilidade Temporal***

As maiores emissões de $CO_2$ do solo ($FCO_2$) foram observadas no período úmido, entre 2,33 e 2,89 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$ nas áreas de CC-5 e CC-10, respectivamente, quando comparado com o período seco, de 1,19 e 2,62 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$, sendo que diferença significativa ($p$<0,05) foi observada somente na CC-5, com aumento de 33% no período úmido (Tabela 2.1).

Outros estudos têm observado maiores emissões de $CO_2$ do solo no período úmido (XU; QI, 2001; EPRON et al., 2004; KOSUGI et al., 2007; SONG et al., 2013), relacionado principalmente à maior atividade microbiana estimulada pela umidade do solo e/ou atividade das

raízes que estão no período de crescimento e desenvolvimento. Por outro lado, a emissão de $CO_2$ do solo da área CC-10 mostrou-se mais constante ao longo do tempo, não sendo observado o mesmo aumento associado ao período úmido como observado na área de CC-5 (Figura 2.4).

**Tabela 2.1.** Estatística descritiva da emissão de $CO_2$, umidade do solo e porosidade livre de água nas áreas de cana crua por 5 (CC-5) e 10 anos (CC-10) nos períodos seco e úmido, e temperatura do solo nos períodos seco e úmido (n=81).

| Atributos | Período Seco | | | | | Período Úmido | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Média | DP | Min | Max | CV | Média | DP | Min | Max | CV |
| ***CC-5*** | | | | | | | | | | |
| $FCO_2$ | 1,19 bB | 0,90 | -0,56 | 4,59 | 75,94 | 2,33 aA | 0,77 | 1,25 | 5,80 | 33,31 |
| Us | 11,16 aB | 1,85 | 9,00 | 17 | 16,62 | 38,41 aA | 2,46 | 32,33 | 44,78 | 6,40 |
| PLA | 44,40 aA | 9,66 | 35,06 | 86,68 | 21,76 | 17,07 bB | 9,17 | 5,86 | 54,88 | 53,73 |
| ***CC-10*** | | | | | | | | | | |
| $FCO_2$ | 2,62 aA | 1,01 | 1,21 | 8,26 | 38,42 | 2,89 aA | 1,42 | 0,93 | 8,06 | 49,42 |
| Us | 10,17 bB | 1,42 | 8,00 | 14 | 13,96 | 29,71 aA | 2,58 | 24 | 35 | 8,69 |
| PLA | 43,24 aA | 4,81 | 33,30 | 57,47 | 11,20 | 26,07 aB | 9,20 | 13,90 | 65,26 | 35,28 |
| Ts | 18,90 b | 0,42 | 17,20 | 19,71 | 2,25 | 23,39a | 5,67 | 19,37 | 46,25 | 24,26 |

$FCO_2$ = Emissão de $CO_2$ ($\mu$mol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$); Us = Umidade do solo (%); PLA = porosidade livre de água (%); Ts = temperatura do solo (° C). DP = desvio padrão; Min = mínimo; Mas = máximo; CV = coeficiente de variação. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna, e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste t a 5% de probabilidade.

A umidade do solo foi maior no período úmido que no seco na CC-5 (38,41 e 11,16%), quanto na CC-10 (29,71 e 10,17%) e, em ambas as áreas a diferença entre períodos foi significativa ($p$<0,05), porém, a diferença de umidade do solo entre áreas não foi significativa ($p$>0,05) (Tabela 2.1). A porosidade livre de água (PLA), calculada a partir dos dados de umidade, foi maior no período seco de 44,40 e 43,24% nas áreas de CC-5 e CC-10, respectivamente, decorrente da menor disponibilidade de água nesse período e, no período úmido, com ocorrência de precipitação, os poros são preenchidos com água, apresentando menor PLA de 17,07 e 26,07% para CC-5 e CC-10.

A temperatura do solo apresentou mesma tendência da umidade do solo e PLA (Tabela 2.1), sendo significativamente ($p$<0,05) maior no período úmido (23,39 °C) que no seco (18,90 °C), isto porque o verão nessa região é caracterizado pela maior frequência de chuvas e temperatura mais elevada, e isto estimula a atividade microbiana no solo, visto que as condições ideais para o processo de decomposição estão em torno de 30 °C e umidade do solo de 60-80% (KONONOVA, 1975), o que reflete nas emissões de $CO_2$.

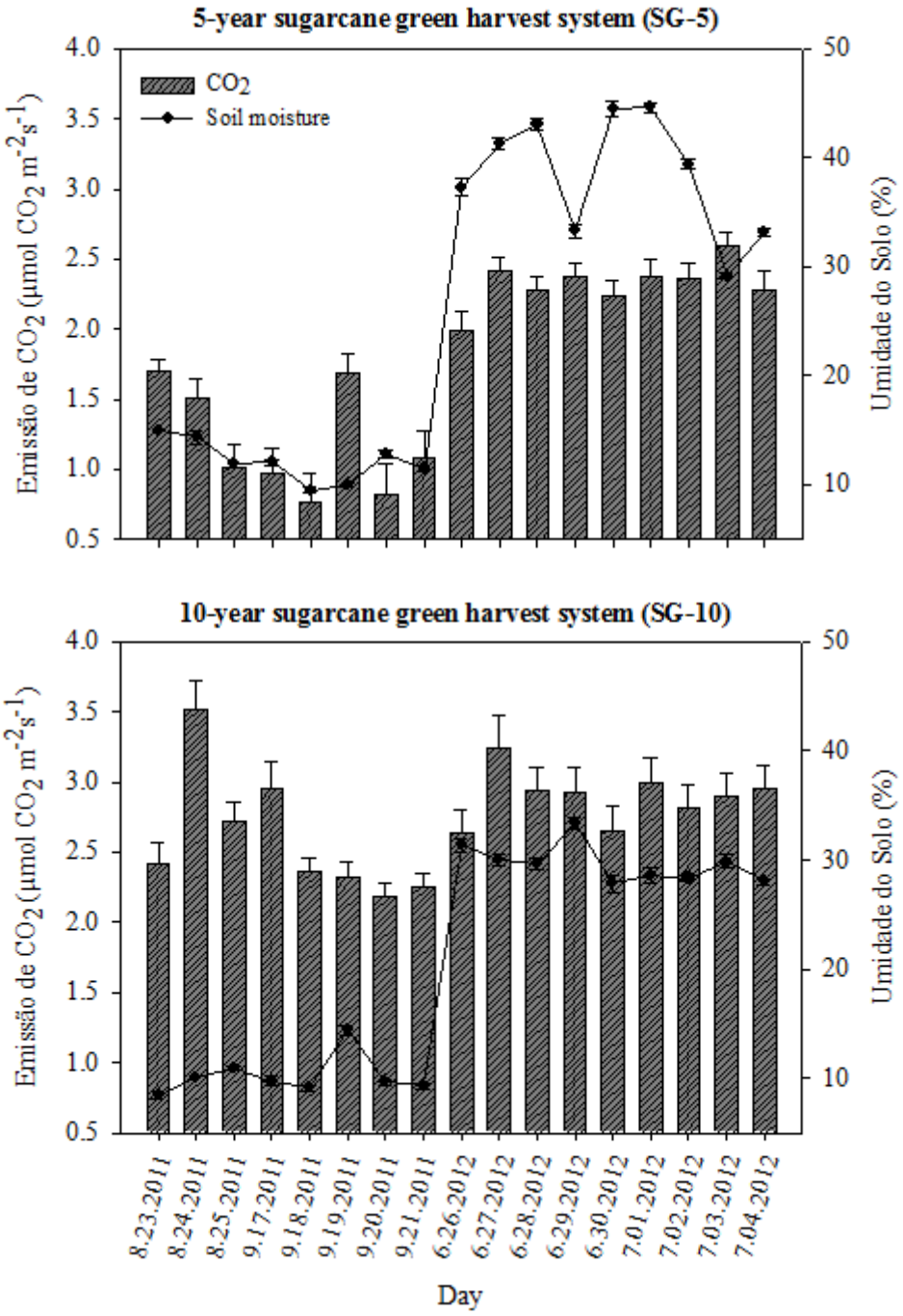


**Figura 2.4.** Emissão de $CO_2$ e umidade do solo sob sistema de cana crua por 5 e 10 anos no período de 2011/2012 na região nordeste do estado de São Paulo/Brasil.

Assim, na área de CC-5 o aumento da emissão de $CO_2$ no período úmido comparado a seco (Figura 2.4) foi acompanhado pela variação da umidade do solo, indicando a influência direta da umidade do solo na emissão de $CO_2$, e isto pode ser confirmado pela análise do coeficiente de determinação entre os dois fatores ($CO_2$ e Us) de $R^2$ = 0,73 (Figura 2.5-D). Outros estudos

também identificaram a emissão de $CO_2$ sendo influenciada pela umidade do solo (KOSUGI et al., 2007; PANOSSO et al., 2009; LIU et al., 2011).

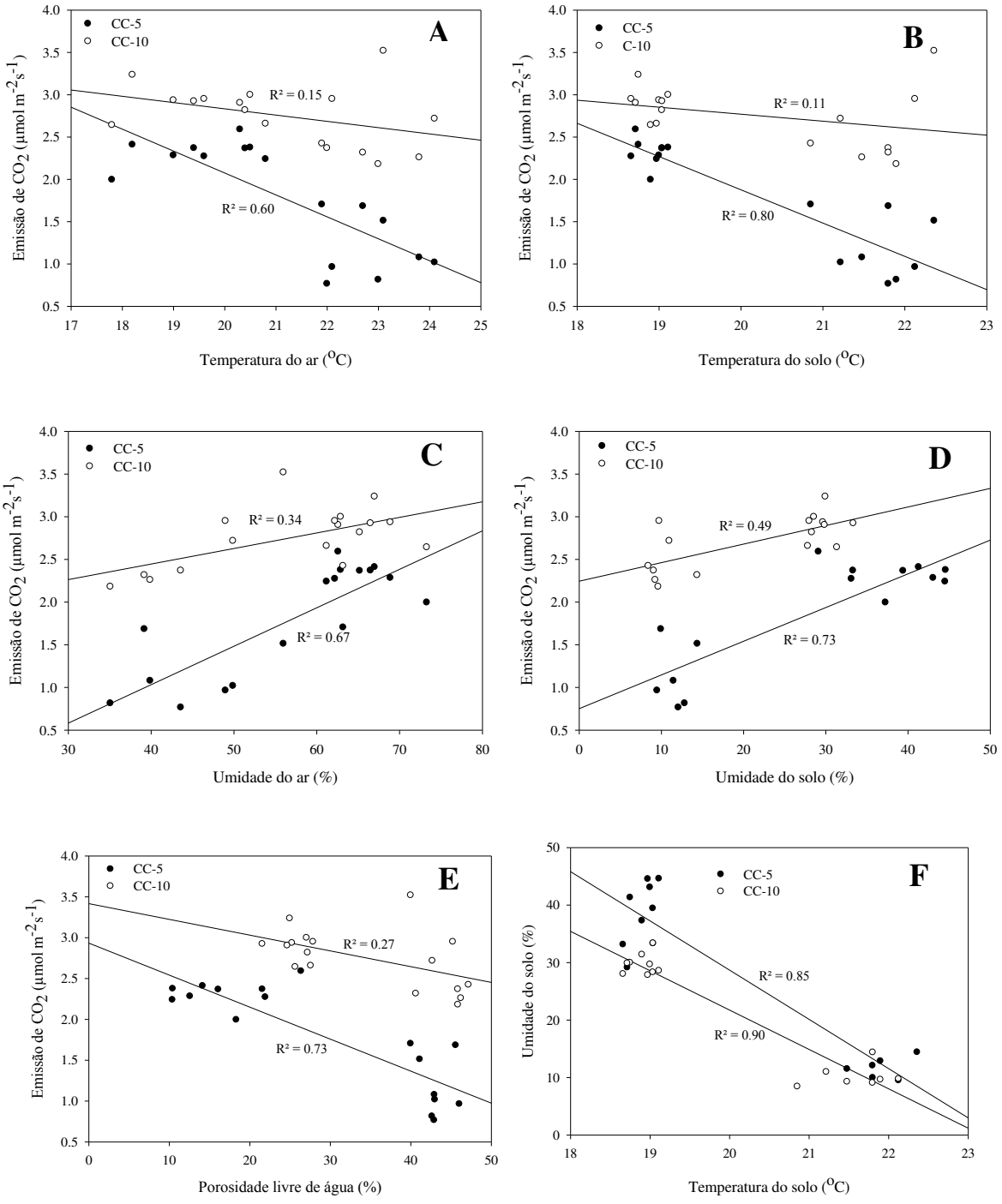


**Figura 2.5.** Análise de regressão da emissão de $CO_2$ em função da temperatura do ar (A) e do solo (B), da umidade do ar (C) e do solo (D), da porosidade livre de água (E) e da relação entre umidade e temperatura do solo (F).

A temperatura do solo é outro fator que apresentou correlação significativa com a emissão de $CO_2$ na área de CC-5 com $R^2$= 0,80 (Figura 2.5-B). Apesar disso, a avaliação da temperatura do solo deve ser analisada com cautela, uma vez que a mesma apresentou influência da umidade do solo tanto na área de CC-5 ($R^2$ = 0,85), quanto na CC-10 ($R^2$ = 0,90) (Figura 2.5-F). Em estudo de Epron et al. (2004) sobre emissão de $CO_2$ em solo sob eucalipto, concluíram que o modelo bivariável incluindo temperatura e umidade do solo não explicaram a variação temporal da emissão de $CO_2$, sendo mais eficiente a utilização do modelo univariável com a utilização da umidade do solo.

Além da umidade e temperatura do solo, a emissão de $CO_2$ na CC-5 apresentou relação indireta com a porosidade livre de água ($R^2$ = 0,73) (Figura 2.5-E). Isto pode estar relacionado ao estímulo à atividade microbiana proporcionada pela maior umidade do solo, influenciando em maior emissão de $CO_2$, principalmente no período úmido, onde a PLA foi menor que no período seco.

Em relação à CC-10 anos, a variabilidade temporal da emissão de $CO_2$ não foi significativa ($p$>0,05) (Tabela 2.1 e Figura 2.4). Além disso, foi possível observar que os fatores sazonais obtidos neste estudo como temperatura, umidade do solo/ar e porosidade livre de água não tiveram interferência na emissão de $CO_2$ na área de CC-10. Estes resultados indicam que a emissão de $CO_2$ na área de CC-10 foi mais estável que na CC-5 e sem influência da temperatura e umidade do solo, que são considerados como principais fatores que influenciam a variabilidade temporal da emissão de $CO_2$ conforme alguns estudos (LA SCALA et al., 2000a; XU e QI, 2001; EPRON et al., 2004; PANOSSO et al., 2009).

Possivelmente a maior quantidade e período de permanência da palhada na CC-10 tenha propiciado maior estabilidade na emissão de $CO_2$ do solo durante o período avaliado, apesar de ter apresentado maior emissão de $CO_2$, isso porque a palhada além de melhorar o aspecto físico do solo estimula a atividade microbiana do solo pela maior oferta de substrato, emitindo maior emissão de $CO_2$ e liberando compostos orgânicos para o solo.

***Variabilidade Espacial***

A emissão de $CO_2$ do solo nos sistemas de CC-5 e CC-10 variou de 1,19-2,89 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$(Tabela 2.1), valores estes similares ao estudo de Panosso et al. (2009) que detectaram emissão de 1,81-2,67 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$em solo sob cana crua com histórico de 7 anos na mesma região de estudo. La Scala et al. (2000a) obtiveram emissão de 1,46-2,80 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$em Latossolo Vermelho desprovidos de vegetação.

A estatística descritiva da emissão de $CO_2$ do solo revelou maior emissão ($p$<0,05) na área de CC-10 (2,33 e 2,89 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$ no período seco e úmido, respectivamente), quando comparado com a área de CC-5 (1,19 e 2,62 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$). Possivelmente, a quantidade de palha no sistema de CC-10 tenha influenciado a emissão de $CO_2$. Isso porque a presença de resíduo na superfície do solo mantém a temperatura e condições de umidade ideais para o processo de decomposição (MEDEIROS et al., 2011), além de melhorar a estrutura física do solo promovendo maior fluxo de gases no solo e estimulando a atividade microbiana (CARBONELL-BOJOLLO et al., 2012).

A área de CC-10 por apresentar um histórico mais antigo com o sistema de cana crua possui maior quantidade de palhada sobre o solo, o que representa maior oferta de substrato e energia para os microrganismos e consequentemente em maior liberação de $CO_2$. Em outros estudos, a palhada foi fator determinante na emissão de $CO_2$ em solo sob plantação de pinus (FANG et al., 1998) e eucalipto (EPRON et al., 2004), onde maior emissão de $CO_2$ foi detectada em regiões com maior concentração de resíduo vegetal sobre o solo. Medeiros et al. (2011) também detectaram maior emissão de $CO_2$ do solo com palhada (plantio direto) quando comparado com solo sob manejo convencional e atribuíram esse efeito ao maior estoque de carbono orgânico no solo sob plantio direto. Lenka e Lal (2013) também detectaram maior emissão de $CO_2$ em solo com maior quantidade de palhada de trigo (16 t $ha^{-1}$) quando comparado com áreas que tiveram adição de 8 t $ha^{-1}$ e 0 t $ha^{-1}$.

A porosidade do solo é um atributo físico relacionado ao transporte de gases, sendo que alta porosidade viabiliza o fluxo de $O_2$ (XU; QI, 2001; KOSUGI et al., 2007; BRITO et al., 2009), maior atividade microbiana e consequentemente em maior emissão de $CO_2$ do solo (FANG et al., 1998). E neste estudo, apesar da porosidade total do solo nas áreas de CC-5 e CC-10 serem similares ($p$>0,05), a macroporosidade foi maior ($p$<0,05) na área de CC-10 (23,48 $m^3$ $m^{-3}$) que na CC-5 (18,42 $m^3$ $m^{-3}$) (Tabela 2.2) indicando melhor transporte de gases na CC-10, e isto pode

ser confirmado pelos valores de resistência do solo à penetração, que na área de CC-10 foi menor (3,45 MPa) que na CC-5 (5,04 MPa) (Tabela 2.2). Resultado semelhante foi encontrado por Brito et al. (2009) em estudo sobre emissão de $CO_2$ do solo sob cana-de-açúcar em diferentes posições topográficas que detectaram maior emissão de $CO_2$ nas áreas que apresentaram maior macroporosidade do solo.

**Tabela 2.2.** Estatística descritiva dos atributos químicos e físicos avaliados nas áreas de cana crua por 5 e 10 anos de implantação.

| Atributos | Cana crua por 5 anos | | | | | Cana crua por 10 anos | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Média | SD | Min | Max | CV | Média | SD | Min | Max | CV |
| C org | 3,24 a | 0,89 | 2,11 | 6,24 | 27,63 | 2,50 b | 0,29 | 1,65 | 3,08 | 11,86 |
| Pt | 54,45 a | 6,76 | 46,45 | 85,57 | 12,41 | 53,38 a | 4,16 | 46,45 | 66,89 | 7,79 |
| Macro | 18,42 b | 4,76 | 3,58 | 36,87 | 25,87 | 23,48 a | 4,96 | 11,29 | 43,84 | 21,15 |
| Ds | 1,27 b | 0,13 | 0,86 | 1,59 | 10,71 | 1,37 a | 0,14 | 1,07 | 1,72 | 10,18 |
| RP | 5,04 a | 1,38 | 2,15 | 10,21 | 27,36 | 3,45 b | 1,30 | 0,56 | 7,45 | 37,73 |
| DMP | 1,39 b | 0,46 | 0,67 | 2,50 | 33,47 | 1,74 a | 0,49 | 0,71 | 3,06 | 28,31 |
| Argila | 522 a | 59,45 | 397 | 620 | 11,37 | 431 b | 31,29 | 350 | 541 | 7,25 |
| pH | 4,82 a | 0,11 | 4,60 | 5,20 | 2,34 | 4,82 a | 0,25 | 4,20 | 5,60 | 5,34 |
| P | 35,50 a | 18,19 | 9,00 | 95 | 51,25 | 31,35 b | 18,28 | 10,0 | 90 | 58,30 |
| S | 7,84 a | 4,42 | 2,00 | 19,60 | 65,35 | 0,48 b | 0,26 | 0,15 | 1,40 | 55,49 |
| Ca | 4,17 a | 0,94 | 2,50 | 7,30 | 22,63 | 3,07 b | 0,73 | 1,60 | 5,00 | 23,82 |
| Mg | 1,28 a | 0,22 | 0,90 | 1,80 | 17,30 | 0,92 b | 0,24 | 0,50 | 1,90 | 26,16 |
| Fe | 39,91 b | 9,40 | 23,50 | 76,50 | 23,55 | 129,45 a | 19,93 | 71,50 | 184 | 15,40 |

C org = carbono orgânico (g $kg^{-1}$); Pt = porosidade total ($m^3$ $m^{-3}$); Macro = macroporosidade ($m^3$ $m^{-3}$); Ds = densidade do solo (kg $m^{-3}$); RP = resistência do solo à penetração (MPa); DMP = diâmetro médio ponderado (mm); Argila (g $kg^{-1}$); P = fósforo (mg $dm^3$); S = enxofre (mg $dm^3$); Ca = cálcio ($cmol_c$ $dm^3$); Mg = magnésio ($cmol_c$ $dm^3$); Fe = ferro (mg $dm^3$). DP: desvio padrão, Min = mínimo, Mas = máximo, CV = coeficiente de variação. Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na área de CC-10, as emissão de $CO_2$ nos períodos seco e úmido apresentaram correlação significativa ($p$<0,05) com os atributos avaliados, sendo que no período seco, a emissão de $CO_2$ apresentou correlação positiva com temperatura do solo (0,29) e negativa com umidade do solo (-0,29) (Tabela 2.3). A correlação entre $CO_2$ e Ts também foi encontrada em estudo de Lenka e Lal (2013).

No período úmido, a emissão de $CO_2$ na área de CC-10 apresentou correlação significativa e positiva com a porosidade livre de água, porosidade total e teor de Ca e Mg (Tabela 2.3). Xu e Qi (2011) também encontraram correlação positiva da emissão de $CO_2$ com Mg, o que segundo os autores esteja relacionado à atividade microbiana. Os teores de Mg e Ca apresentaram correlação positiva com $CO_2$ na CC-10, o quais influenciam o pH do solo, melhorando, assim, o desempenho dos microrganismos durante o processo de decomposição.

A análise de correlação da emissão de $CO_2$ e atributos do solo na área de CC-5 foi significativa somente no período seco (Tabela 2.3), sendo positiva com DMP (0,26) e S (0,30). Esta correlação foi encontrada em estudo de Mangalassery et al. (2013), que detectaram maior emissão de $CO_2$ em solo com maior quantidade de macroagregados. Resultado semelhante foi obtido em estudos de Brito et al. (2009) e Lenka e Lal (2013), que concluíram que o carbono presente nos agregados do solo estariam disponíveis ao ataque microbiano, emitindo $CO_2$. Enquanto que da relação entre $CO_2$ e enxofre, é possível que esteja relacionado a um grupo específico de microrganismos do solo, denominados quimioautotróficos que utilizam o $CO_2$ como fonte de energia no processo de oxidação do enxofre (ALEXANDER, 1999).

**Tabela 2.3.** Coeficientes de correlação linear entre a emissão de $CO_2$ e atributos do solo nas áreas de cana crua por 5 e 10 anos de implantação nos períodos seco e úmido.

| Atributos | **Cana crua por 5 anos** | | **Cana crua por 10 anos** | |
|---|---|---|---|---|
| | $FCO_2$ (P. Seco) | $FCO_2$ (P. Úmido) | $FCO_2$ (P. Seco) | $FCO_2$(P. Úmido) |
| $FCO_2$ (P. Seco) | - | - | - | - |
| $FCO_2$ (P. Úmido) | 0,008 | - | 0,26 | - |
| Ts (P. Seco) | 0,001 | -0,15 | 0,23 | 0,09 |
| Ts (P. Úmido) | -0,09 | -0,14 | 0,26 | 0,10 |
| Us (P. Seco) | -0,09 | -0,16 | -0,29 | 0,04 |
| Us (P. Úmido) | -0,09 | 0,05 | -0,12 | -0,17 |
| PLA (P. Seco) | -0,01 | 0,06 | 0,08 | 0,28 |
| PLA (P. Úmido) | -0,01 | 0,02 | 0,23 | 0,28 |
| C org | -0,02 | 0,06 | -0,06 | 0,14 |
| Pt | -0,03 | 0,02 | 0,04 | 0,28* |
| Macro | 0,02 | -0,02 | -0,07 | -0,09 |
| Ds | 0,0005 | -0,02 | 0,01 | 0,03 |
| RP | -0,02 | 0,05 | 0,03 | 0,04 |
| DMP | 0,26 | 0,0008 | 0,01 | -0,01 |
| Argila | -0,001 | -0,05 | 0,05 | 0,09 |
| pH | 0,09 | -0,09 | -0,04 | 0,12 |
| P | -0,09 | -0,03 | 0,21 | 0,17 |
| S | 0,30 | -0,05 | -0,03 | -0,06 |
| Ca | -0,03 | 0,02 | -0,01 | 0,23 |
| Mg | -0,06 | 0,12 | 0,05 | 0,25 |
| Fe | -0,09 | -0,16 | 0,16 | 0,14 |

$FCO_2$ = emissão de $CO_2$ (µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$); Ts = temperatura do solo (° C); Us = umidade do solo (%); PLA = porosidade livre de água (%);C org = carbono orgânico (g $kg^{-1}$); Pt = porosidade total ($m^3$ $m^{-3}$); Macro = macroporosidade ($m^3$ $m^{-3}$); Ds = densidade do solo (kg $m^{-3}$); RP = resistência do solo à penetração (MPa); DMP = diâmetro médio ponderado (mm); Argila = (g $kg^{-1}$); P = fósforo (mg $dm^3$); S = enxofre (mg $dm^3$); Ca = cálcio ($cmol_c$ $dm^3$); Mg = magnésio ($cmol_c$ $dm^3$); Fe = ferro (mg $dm^3$).

Na área de CC-5, a concentração de enxofre foi significativamente ($p$<0,05) maior (7,84 mg $dm^{-3}$) que na área de CC-10 (0,48 mg $dm^{-3}$), o que possivelmente explique a correlação entre $CO_2$ e enxofre na CC-5.

A relação da emissão de $CO_2$ com demais atributos do solo no estudo da variabilidade espacial foi diferente da temporal, o que segundo Xu e Qi (2001), nem sempre a variabilidade espacial apresenta o mesmo padrão da temporal. Ou seja, neste estudo, alguns atributos como umidade e temperatura do solo e do ar explicaram a variabilidade temporal da emissão de $CO_2$ na área de CC-5, e não apresentaram influência sobre a emissão de $CO_2$ na CC-10, porém, no estudo da variabilidade espacial, a temperatura e umidade do solo influenciaram a emissão de $CO_2$ somente na área de CC-10.

Em alguns estudos, a emissão de $CO_2$ do solo foi positivamente correlacionada com o teor de carbono orgânico (LA SCALA et al., 2000b; MEDEIROS et al., 2011; LENKA; LAL, 2013). Neste estudo, porém, a área de CC-10 apresentou menor teor de Corg e maior emissão de $CO_2$. É possível que a alta atividade microbiana na área de CC-10 tenha reduzido o teor de Corg, pois o aumento de ciclos de decomposição da matéria orgânica do solo pelos microrganismos resulta em baixo teor de C orgânico que estão mais protegidos e estabilizados dentro de microagregados (LENKA; LAL, 2013). Além disso, corroborando com o resultado deste estudo, Fang et al. (1998) detectaram maio emissão de $CO_2$ nas regiões com menor teor de Corg em solo sob plantio de pinus.

Nos variogramas experimentais é possível observar o padrão de dependência espacial da emissão de $CO_2$ nas duas áreas (Figura 2.6). Na área de CC-5 foi ajustado o modelo esférico aos variogramas tanto no período seco, quanto no úmido, cujo modelo está indicando alta continuidade espacial da emissão de $CO_2$ (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). Modelo esférico para emissão de $CO_2$ também foi ajustado aos variogramas em estudos de La Scala et al. (2000a) e Kosugi et al. (2007). Além disso, o grau de dependência espacial foi moderado e isto foi encontrado nos estudos de La Scala et al (2000b) e Panosso et al. (2009). Apesar de estudos terem reportado a diferença de alcance da variabilidade espacial de $CO_2$ de período seco e úmido (KOSUGI et al., 2007; OHASHI; GYOKUSEN, 2007), neste estudo o alcance foi de 25 m nos dois períodos. Enquanto que na área de CC-10 foi observado ausência de dependência espacial, possivelmente relacionado à maior estabilidade do carbono do solo na área influenciado

principalmente pela permanência de palha, cuja emissão de $CO_2$ foi homogênea no espaço analisado e com variações não significativas ($p$>0,05) no tempo avaliado.

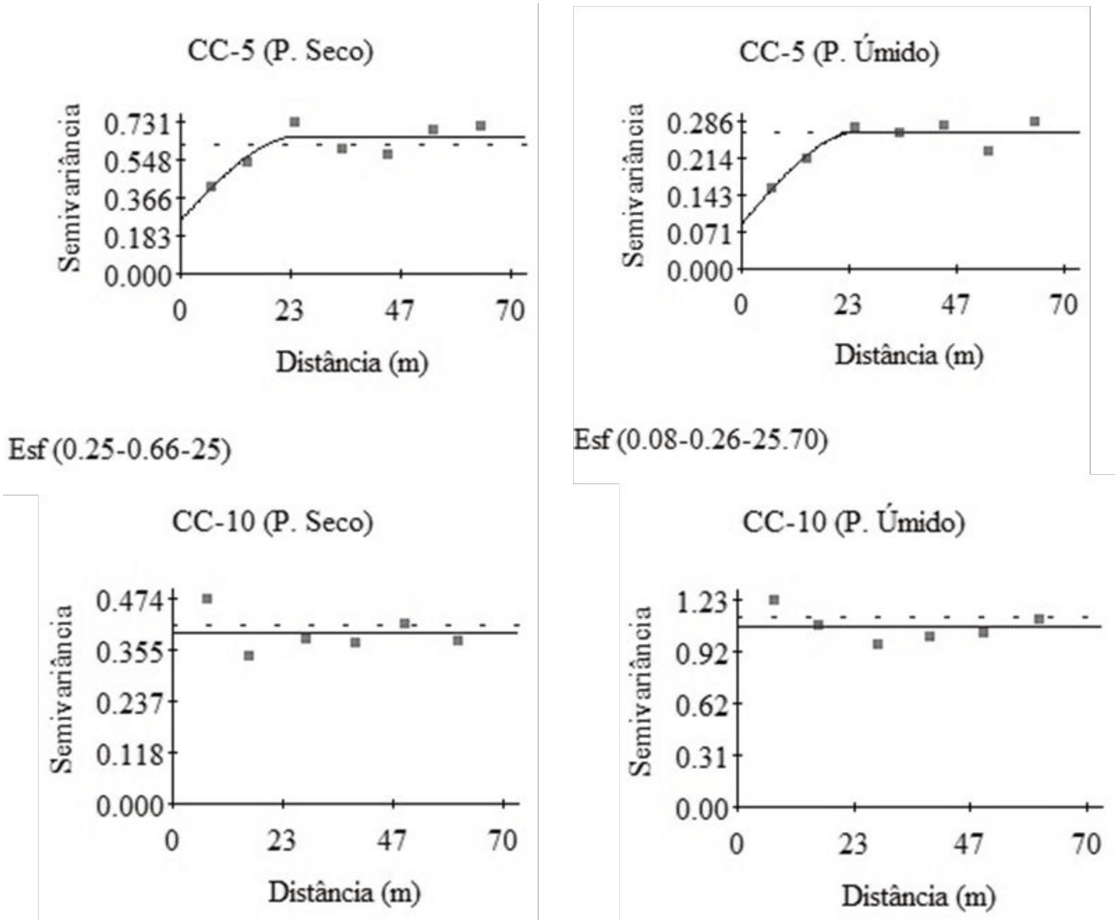


**Figura 2.6.** Variogramas experimentais da emissão de $CO_2$ do solo nas áreas de cana crua por 5 e 10 anos de implantação durante o período seco e úmido. Modelo ($C_0$-$C_0$+$C_1$-a). $C_0$ = efeito pepita; $C_0$ +$C_1$ = patamar; a = alcance.

## Conclusão

No estudo da variabilidade temporal, a área de cana crua por 10 anos apresentou maior emissão de $CO_2$ do solo que a área convertida a 5 anos, porém, a emissão foi mais estável no período avaliado, enquanto que na área de 5 anos, a emissão de $CO_2$ variou do período seco ao úmido, sendo influenciada principalmente pela umidade do solo.

No estudo da variabilidade espacial, na área de cana crua por 10, a emissão de $CO_2$ foi correlacionada positivamente com temperatura do solo, porosidade livre de água, porosidade total e teores de Ca e Mg, e negativamente com umidade do solo, enquanto que na área de cana crua por 5, foi positivamente com diâmetro médio ponderado e teor de enxofre.

# CAPÍTULO III

## FATORES DE INFLUÊNCIA DA EMISSÃO DE $CO_2$ DO SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO DE CANA-DE-AÇÚCAR

**Resumo**

Os diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar influenciam de forma significativa os atributos do solo, principalmente o ciclo do carbono e as emissões de $CO_2$ do solo para atmosfera, isso têm estimulado o setor sucroalcoleiro a aperfeiçoar o sistema de produção de cana, substituindo o processo de queima do canavial com corte manual pela colheita mecanizada com deposição de resíduos sobre o solo, com objetivo de melhorar as condições de solo e clima. Este trabalho teve como objetivo avaliar alguns atributos do solo com influência na emissão de $CO_2$ em diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar. Para isto, foram avaliadas três áreas de cana-de-açúcar sob Latossolo Vermelho, textura argilosa: a) cana queimada, b) cana crua com histórico de 5 anos de implantação neste sistema e c) cana crua com histórico de 10 anos, e em cada área foi instalada uma malha amostral, em que a emissão de $CO_2$ e a amostragem de solo para análises físicas, químicas e microbiológicas foram efetuadas em 30 pontos da malha. A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para explicar a estrutura da variância dos dados de solos por meio de correlações lineares das variáveis avaliadas com os componentes principais. Os resultados indicaram que a emissão de $CO_2$ foi 36% maior na área de cana crua por 10 anos com relação à cana queimada. A densidade e porosidade do solo foram os fatores mais afetados pelos diferentes sistemas de manejo da cana, influenciando de forma significativa as emissões de $CO_2$ do solo. E a ACP mostrou que a emissão de $CO_2$ do solo foi influenciada pela V% em 17,76% e pH em 14,25% principalmente na área de cana queimada. Pelo carbono em 18,86% e macroporosidade em 18,33% principalmente na área de cana crua por 5 e 10 anos, respectivamente.

**Palavras-chave:** *Sacharum officinarum*, análise de componentes principais, biomassa microbiana, atributos químicos e físicos do solo.

**Introdução**

O cultivo sem queima da cana-de-açúcar influencia de forma positiva na qualidade do solo, pelo aumento da palha residual depositada no solo após colheita, contribuindo na melhoria dos atributos físicos e microbiológicos do solo e de forma, indireta, na emissão de $CO_2$ para atmosfera. O plantio de cana-de-açúcar pode fixar em torno de 100 mg de $CO_2$ por $dm^2$ de área foliar por hora (PAULA et al., 2010). Cerri et al. (2007), relataram que em área sob cana, envolvendo processo industrial e agrícola canavieiro, o sequestro de $CO_2$ está na ordem de 18,5 Mt de carbono da atmosfera por ano, sendo que desse total, a conversão para sistema de cana crua é responsável pelo sequestro de 0,48 Mt de carbono por ano.

Anterior ao sistema de cana crua, as áreas de cana-de-açúcar eram queimadas antes da colheita visando facilitar a colheita manual, cuja prática ainda é adotada em algumas regiões de produção de cana-de-açúcar, sendo que para o estado de São Paulo, esta prática está sendo eliminada por lei devido aos diversos problemas ambientais e à saúde humana que causa, principalmente problemas respiratórios (ARBEX et al., 2012) causados pela liberação de material particulado na atmosfera, onde são emitidos 0,004 Mg de material particulado durante a queima do canavial (MACEDO et al., 2004) e emissão de 4,81 Mg $CO_2$ $ha^{-1}$ (MARQUES et al., 2009).

Práticas agrícolas que visem melhorar a qualidade solo devem ser utilizadas com critérios uma vez que pode comprometer o balanço negativo de carbono no solo. Em alguns estudos, o uso de resíduos vegetais sobre a superfície do solo aumentou a emissão de $CO_2$ em solo sob plantação de pinus (FANG et al., 1998) e eucalipto (EPRON et al., 2004), cujos resultados atribuíram maior emissão de $CO_2$ em regiões com maior concentração de resíduo vegetal pinus ou eucalipto. Medeiros et al. (2011) também detectaram maior emissão de $CO_2$ do solo com palha (plantio direto) quando comparado com solo sob manejo convencional devido ao maior estoque de carbono orgânico no solo sob plantio direto e pela palha manter condições de temperatura e umidade favoráveis ao desenvolvimento microbiano. Lenka e Lal (2013) também detectaram maior emissão de $CO_2$ em solo com maior quantidade de palhada de trigo (16 t $ha^{-1}$) quando comparado com áreas que tiveram adição de 8 t $ha^{-1}$ e 0 t $ha^{-1}$.

Diversos atributos do solo têm sido avaliados visando detectar alguma relação com a emissão de $CO_2$, por exemplo, o teor matéria orgânica têm sido reportado na literatura com correlação significativa positiva (LA SCALA et al., 2000a) relacionado principalmente à oferta de substrato à atividade microbiana, porém, correlação negativa entre $CO_2$ e matéria orgânica foi

detectado em estudo de Fang et al. (1998) o que pode estar relacionado à limitação do processo de decomposição causado por situações adversas de solo e clima, e relação não significativa entre os dois atributos foi encontrada por Epron et al. (2004). Segundo Carbonell-Bojollo et al. (2012) a emissão de $CO_2$ nem sempre está correlacionada com o carbono orgânico do solo e Song et al. (2013) afirmaram que o aumento da emissão de $CO_2$ associado ao estoque de carbono do solo é complexo, o que pode envolver feedbacks positivos e negativos, o que requer mais estudos entre o fluxo de $CO_2$ e a dinâmica do carbono do solo.

A temperatura e umidade do solo são os fatores que mais influenciam a emissão de $CO_2$ e, no geral, a umidade do solo é correlacionada negativamente com a emissão de $CO_2$ no estudo da variabilidade espacial e positivamente na variabilidade temporal (XU; QI, 2001; EPRON et al., 2004 e 2006; KOSUGI et al., 2007; LA SACALA et al., 2010). Além deste, outros atributos físicos também foram avaliados em estudos sobre emissão de $CO_2$ do solo. Brito et al. (2009), relataram que a emissão de $CO_2$ do solo foi maior na área que apresentou menor densidade do solo e resistência do solo à penetração, maior quantidade de agregados e macroporosidade do solo, onde a macroporosidade viabiliza o fluxo de $O_2$ e $CO_2$ do solo. Em pesquisa de Denmead et al. (2010), a emissão de 21% de $CO_2$ pela cana-de-açúcar na Austrália resultou da combinação de fatores como alta porosidade do solo e elevado teor de carbono orgânico, associados a chuvas frequentes e alagamentos periódicos do terreno, condicionando elevada quantidade de poros preenchidos por água e culminando em maior emissão de gases.

Além de fatores físicos do solo, os microbiológicos são de grande importância em estudos sobre $CO_2$ do solo, visto que a biomassa microbiana representa o destino inicial do processo de transformação do carbono no solo, sendo influenciada principalmente pela disponibilidade de carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre, teor de água no solo, aeração, pH e granulometria do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). De acordo com Jenkinson e Ladd (1981), a atividade microbiana é a principal responsável pela decomposição de resíduos orgânicos no solo, pela ciclagem de nutrientes e fluxo de energia no solo, exercendo influência na estocagem de carbono, disponibilização de nutrientes para as plantas e emissão de $CO_2$. Em estudo de Xu e Qi (2001), a emissão de $CO_2$ apresentou correlação significativa e positiva com a biomassa microbiana, biomassa das raízes, nitrogênio, matéria orgânica e teor de magnésio.

Práticas de manejo que resultam em modificações na matéria orgânica do solo e influenciam os atributos físicos e químicos do solo afetam diretamente a atividade microbiana e

consequentemente a emissão de $CO_2$. Apesar de todos os esforços, ainda é necessário estudos a respeito das mudanças nos atributos do solo quando consideramos a conversão do sistema de cana queimada para cana crua e, como este processo poderá afetar as perdas de carbono do solo por meio da emissão de $CO_2$ do solo. Nesse sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar as variáveis do solo que mais influenciam a emissão de $CO_2$ em diferentes tipos de manejo de cana-de-açúcar.

## Material e Métodos

### *Localização do Experimento*

O estudo foi conduzido em áreas de cana-de-açúcar pertencentes a Usina "São Martinho" (açúcar e álcool) localizada no norte do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, próximo as coordenadas de 21°19'8" de latitude sul e 48°7'24" de longitude oeste. O clima na região é $B_2$rB'4a' segundo o sistema de classificação de Thornthwaite e área de topografia plana e ondulada.

### *Descrição das áreas experimentais*

As áreas avaliadas foram manejadas no sistema de cana queimada (CQ) e cana crua com diferentes históricos de implantação, uma com histórico de cana crua de 5 anos (CC-5), um ciclo com este sistema e outra com histórico de 10 anos (CC-10), dois ciclo com este sistema, sendo que ambas as áreas de cana crua foram convertidas do cenário de queima prévia do canavial antes da colheita. O solo das áreas foi classificado como Latossolo Vermelho eutróférrico, textura argilosa.

A área de cana queimada apresentou declividade média de 4,0% e vem sendo manejada com o sistema de queima do canavial desde a década de 80, e em 2011-2012, período de avaliação do experimento, a variedade de cana plantada era CTC4 que estava na 5° cana soca com produtividade média de 67 t $ha^{-1}$. A área de cana crua por 5 anos apresentou declividade média de 3,7% e a cana passou a ser colhida pelo sistema mecanizado a partir de 2006, e em 2011, estava na 4° cana soca com a variedade RB85 5453 e apresentou produtividade média de 80 t $ha^{-1}$. Enquanto que a área de cana crua por 10 anos, a declividade média foi de 4,1% e o sistema de colheita mecanizada teve início em 2001, e em 2011, estava na 5° cana soca com a variedade de cana CTC 20 e produtividade média de 75 t $ha^{-1}$.

Na reforma do canavial, ocorrida nas áreas de cana queimada (a cada 6 socas) e cana crua por 10 anos (ocorrida em 2007), foi feito a eliminação mecânica da soqueira da lavoura anteriormente instalada e subsolagem na profundidade de 0,45 m nos sulcos de plantio. Logo após, foram aplicadas 2 t $ha^{-1}$ de calcário dolomítico. Na adubação de plantio foram utilizados 480 kg $ha^{-1}$ de NPK na formulação 10-25-20. Ao longo dos anos (com exceção do período 2011-2012), foram aplicados nas áreas, em média, 100 $m^{-3}$ $ha^{-1}$ de vinhaça e 300 kg $ha^{-1}$ de uréia ou 200 kg $ha^{-1}$ de nitrato de amônia.

Em cada área foi instalada uma malha amostral contendo 81 pontos amostrais espaçados em intervalos de 1, 2 e 10 m, totalizando uma área de 01 ha (Figura 3.1).

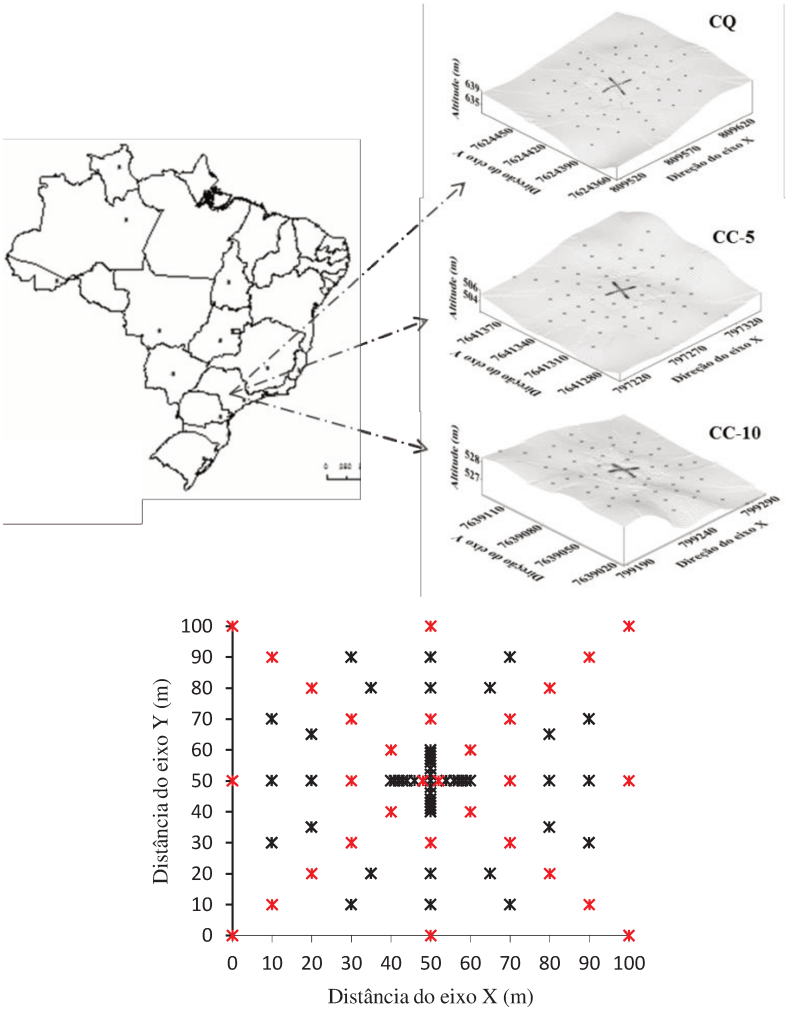


**Figura 3.1.** Localização das áreas experimentais e mapas de relevo. CQ = cana queimada; CC-5 = cana crua com 5 anos de implantação; CC-10 = cana crua por 10 anos. Detalhe da malha amostral, destacando os pontos em vermelho (n = 30) utilizados neste trabalho.

Os pontos da malha amostral foram georreferenciados com auxílio de uma estação total (modelo TC 305 Leica®) e DGPS (L1/L2 Hiper Lite Plus). Para este estudo, porém, foram utilizados 30 pontos distribuídos na área. As avaliações da emissão de $CO_2$ em campo foram efetuadas no período seco de 2011 e no período úmido de 2012. A amostragem do solo para análises de microbiologia foi realizada no mesmo período de avaliação da emissão de $CO_2$, enquanto que a amostragem de solo para análises físicas e químicas foi feita no período seco de 2011.

***Avaliação da emissão $CO_2$ do solo***

A avaliação de $CO_2$ foi realizada nos pontos da malha amostral com auxílio de câmaras de solo fabricadas pela companhia LI-COR, Nebraska, EUA, modelo LI-8100. O equipamento é um sistema fechado com volume interno de 991 $cm^3$, com área de contato com o solo de 71,6 $cm^2$ e colocado sobre colares de PVC previamente inseridos no solo na profundidade de 3 cm. A temperatura e umidade do solo foram avaliadas simultaneamente com a medição da concentração de $CO_2$ por meio de sensor de temperatura acoplado ao sistema LI-8100 e para teor de água no solo o aparelho TDR-Campbell®.

***Avaliação de atributos do solo***

Amostras deformadas do solo foram coletadas na camada superficial do solo (0,00-0,20 m) para avaliação dos atributos químicos do solo (carbono orgânico, pH e fósforo), microbiológicos (respiração basal e biomassa microbiana), granulometria e diâmetro médio ponderado (DMP) e, amostras indeformadas para as análise de macroporosidade, microporosidade e densidade do solo. Parte das amostras foram mantidas úmidas para análises microbiológicas por um período de até 30 dias, e parte foram expostas ao ar por 24h, mantendo-as úmidas para não destruição dos agregados e, posteriormente foram colocadas em um conjunto de peneiras de 6,35 mm e 2,0 mm, sendo que os agregados foram obtidos pelas amostras retidas na peneira de 2,0 mm, enquanto que as amostras que passaram foram novamente expostas ao ar para perda de umidade até peso constante para avaliação dos demais atributos do solo.

O carbono orgânico foi determinado seguindo metodologia Walkey-Black (NELSON; SOMMERS, 1982), as análises químicas de acordo com Raij et al. (2001), e a saturação de bases foi calculada pela fórmula V% = (100 x S) / T, onde S é a soma de bases e T é a capacidade de

troca de cátions a pH 7. A análise de carbono da biomassa microbiana do solo foi realizada segundo o método de fumigação-extração proposto por Jenkinson e Powlson (1976) e a respiração basal segundo o método da respirometria-titulação de Alef e Nanni Pieri (1995). O quociente microbiano (qMIC) foi calculado pela relação entre biomassa microbiana e o carbono orgânico total segundo Anderson e Damsch (1990).

As análises físicas foram conduzidas segundo o manual de análises físicas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997), sendo que para granulometria do solo, foi utilizado NaOH como agente dispersante, onde a argila foi obtida com auxílio de pipeta. A densidade e porosidade do solo foram obtidas pelas amostras de solo contidas nos anéis. O diâmetro médio ponderado (DMP) foi calculado pelo método descrito por kemper e Chepil (1965), através de peneiramento dos agregados em água com peneiras de diâmetros 4,76, 2,0, 1,0, 0,5 e 0,25 mm, separando os agregados nas seguintes classes: C1 (9,52-4,76 mm), C2 (4,76-2,0 mm), C3 (2,0-1,0 mm), C4 (1,0-0,5 mm), C5 (0,5-0,25 mm) e C6 (< 0,25 mm).

***Análises estatísticas***

Para interpretação dos dados foi utilizada estatística descritiva (média e desvio padrão) e a diferença de médias dos atributos entre os diferentes sistemas de manejo foram testadas pelo teste t ($p<0,05$), utilizando-se para isto o programa SAS (SCHLOTZHAVER; LITTELL, 1997). A análise multivariada foi aplicada padronizando-se as unidades dos atributos com média igual a 0 e variância igual a 1 (KAISER, 1958). A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para explicar a estrutura da variância dos dados de solos por meio de correlações lineares das variáveis avaliadas com os componentes principais (CP) (JOHNSON; WICHERN, 2002; HAIR et al., 2005), cujo objetivo é identificar, em um conjunto de dados, uma variável que seja a capaz de explicar parte significativa da variância, por meio de correlações lineares (MINGOTI, 2005; FERREIRA, 2008). Para análise multivariada foram utilizados todos os dados obtidos dos atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo que apresentaram relação com a emissão de $CO_2$ do solo em estudos prévios. Os resultados das porcentagens de contribuição das variáveis analisadas para explicar os tipos de manejo estudado, foram comparados com os valores médios do fluxo de $CO_2$ e respiração basal.

**Resultados e Discussão**

Os maiores valores de $FCO_2$ foram observados nas áreas de cana crua, com valores médios de 1,93 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$ e 2,71 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$ para CC-5 e CC-10, respectivamente. Para CQ, foi observada emissão média de 1,58 µmol $CO_2$ $m^{-2}$ $s^{-1}$, mostrando aumento significativo ($p$<0,05) de $FCO_2$ com a evolução do sistema de manejo, porém, diferença significativa ($p$<0,05) foi encontrada somente entre CC-10 quando comparada às demais áreas, indicando a fase de transição da área de CC-5 que possui um histórico de eliminação da queima mais recente (Tabela 3.1).

**Tabela 3.1**. Estatística descritiva de atributos microbiológicos, físicos e químicos do solo em áreas sob cana queimada (CQ), cana crua por 5 anos (CC-5) e cana crua por 10 anos (CC-10).

| Atributos | CQ | | CC-5 | | CC-10 | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Média | CV | Média | CV | Média | CV |
| | | | Microbiológica | | | |
| $FCO_2$ | 1,58 b | 28,48 | 1,93 b | 30,05 | 2,71 a | 35,05 |
| B | 240,9 b | 26,65 | 319,80 a | 39,39 | 336,00 a | 19,43 |
| qMIC | 8,32 b | 32,21 | 10,63 a | 43,74 | 13,18 a | 16,84 |
| | | | Física | | | |
| Us | 11,53 c | 8,67 | 24,50 a | 7,06 | 20,03 b | 7,48 |
| Ts | 24,25 a | 1,77 | 18,89 c | 2,43 | 23,72 b | 26,81 |
| DMP | 1,60 a | 32,50 | 1,40 a | 30,71 | 1,67 a | 28,74 |
| Ds | 1,19 b | 10,08 | 1,31 a | 10,68 | 1,35 a | 11,11 |
| Arg | 561,0 a | 8,89 | 517,50 a | 10,31 | 428,0 b | 8,87 |
| Ma | 0,19 b | 13,15 | 0,20 b | 40 | 0,24 a | 25 |
| Mi | 0,37 a | 7,56 | 0,34 b | 14,70 | 0,25 c | 32 |
| | | | Química | | | |
| C | 2,94 a | 10,88 | 3,15 a | 23,17 | 2,59 b | 17,37 |
| V | 75,92 a | 4,76 | 59,04 b | 8,01 | 58,56 b | 17,96 |
| pH | 5,21 a | 3,07 | 4,80 b | 2,29 | 4,90 b | 5,71 |
| P | 17,00 b | 39,82 | 36,30 a | 54,98 | 35,04 a | 60,81 |

$FCO_2$ = fluxo de $CO_2$ (µmol CO2 $m^{-2}$ $s^{-1}$); RB = respiração Basal (µg$CO_2$ $g^{-1}$ $dia^{-1}$); B = biomassa microbiana (µgC $g^{-1}$ $dia^{-1}$); qMIC = quociente microbiano (µg C µg C-BMS $dia^{-1}$); Us = umidade do solo (%); Ts = temperatura do solo (°C); DMP = diâmetro médio ponderado (mm); Ds = densidade do solo (kg $m^{-3}$); Arg = argila (g $kg^{-1}$), Ma = macroporosidade ($m^3$ $m^{-3}$); Mi = microporosidade ($m^3$ $m^{-3}$); C = carbono orgânico (g $kg^{-1}$); V = saturação por bases (%); P = fósforo (mg $dm^{-3}$); CV = coeficiente de variação. Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de t de *Student* ao nível de 5% de probabilidade.

Os maiores valores de $FCO_2$ em CC-10 pode estar associado à maior atividade microbiana nas áreas com maior deposição de resíduos vegetais sobre a superfície do solo (Tabela 3.1), o que segundo Carbonell-Bojollo et al. (2012), em condições ideais de umidade e temperatura do solo, a atividade microbiana é estimulada a emitir mais $CO_2$. Isto é sustentado pela maior quantidade de biomassa microbiana que apresentou tendência similar com 240,9 µg C $g^{-1}$ $dia^{-1}$, 319,8 µg C $g^{-}$

$^{1}$ dia$^{-1}$ e 336,6 µg C g$^{-1}$ dia$^{-1}$ para CQ, CC-5 e CC-10 respectivamente, com maior atividade microbiana na área de maior deposição de palhada de cana-de-açúcar ao longo do tempo. Além disso, o quociente microbiano (qMIC) que avalia a disponibilidade de carbono orgânico para a atividade microbiana, foi maior na área de CC-10 ($p$<0,05), indicando uma matéria orgânica ativa e menos recalcitrante (HART et al., 1989), ou seja, a maior emissão de $CO_2$ na área de CC-10 comparada às demais áreas, pode ser indício de alta atividade microbiana e eficiência na decomposição da matéria orgânica.

A densidade do solo foi maior ($p$<0,05) nas áreas de cana crua (Tabela 3.1), ocasionada pelo maior tempo de tráfego de maquinário na área, que é bastante característico nesse sistema (FLOWERS; LAL, 1998). A macroporosidade foi maior ($p$<0,05) na área de cana crua por 10 anos, e mesma tendência foi observada para as emissões de $CO_2$ do solo, reforçando a ideia da influência da macroporosidade na emissão de $CO_2$, fato este relacionado à linearidade do caminho dos gases no solo, de acordo com a Lei de Fick, onde a macroporosidade proporciona um caminho menos tortuoso para a molécula de $CO_2$ no solo (ALVENÄS; JANSSON, 1997; BRITO et al., 2009). Por sua vez, a microporosidade do solo proporciona menor linearidade do espaço poroso, com caminhos mais tortuosos, dificultando o processo de transporte do gás $CO_2$ do solo para a atmosfera. Assim, menores valores de microporosidade do solo refletiram em maiores emissões de $CO_2$, devido aos diferentes sistemas de manejo, onde é possível observar que a microporosidade diminuiu significativamente ($p$<0,05) com a evolução dos sistemas de manejo avaliados (Tabela 3.1). Devido à maior frequência de operações utilizando máquinas e implementos, ocorre o maior adensamento do solo nas áreas de cana crua, ocasionando deformação da estrutura física deste, promovendo outro arranjo de partículas (CARVALHO et al., 1991).

Foram observados maiores valores de carbono orgânico na área de CC-5 ($p$<0,05), quando comparadas aos demais manejos (Tabela 3.1). É possível que a alta atividade microbiana na área de CC-10 tenha reduzido o teor de Corg, pois o aumento de ciclos de decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos resulta em baixo teor de carbono orgânico que estão mais protegidos e estabilizados dentro de microagregados (LENKA; LAL, 2013). Corroborando estes resultados, outras pesquisas observaram maior teor de matéria orgânica do solo em sistema de cana queimada que em cana crua, em Latossolo Vermelho em São Paulo/Brasil (PANOSSO et al., 2008) e em Luvissolo crómico na Austrália (BLAIR, 2000).

A saturação de bases foi maior na área de CQ quando comparada às demais (Tabela 3.1), possivelmente, devido a grande quantidade de cinzas depositadas sobre a superfície do solo, oriunda da queima prévia do canavial, o que contribui para a fertilização do solo com imediata adição de nutrientes minerais como K, Ca e Mg, aumentando, assim, a saturação de bases do solo (SCHEUNER et al., 2004; NIEMEYER et al., 2005). O teor de fósforo, porém, foi maior nas áreas de cana crua devido ao acúmulo de biomassa vegetal que contêm compostos orgânicos responsáveis pela liberação de fósforo, resultado semelhante foi obtido por Canellas et al. (2003) em áreas de cana crua e queimada sob Cambissolo Háplico no Rio de Janeiro/Brasil.

Para estudar a estrutura multivariada contida no conjunto inicial dos dados de atributos do solo, alguns autores têm trabalhado com a análise de componentes principais (ACP), que condensa as variáveis originais medidas (atribudos do solo) em novas variáveis não medidas, na tentativa de avaliar o poder discriminatório das variáveis originais (CARVALHO JÚNIOR et al., 2008). Foram considerados os componentes principais cujos autovalores foram superiores à unidade (KAISER, 1958), assim, foram utilizados os quatro primeiros componenetes principais: CP1, CP2, CP3 e CP4 que juntos explicaram 65,71% da variância dos atributos (Figura 3). Os dois primeiros componentes principais CP1 e CP2 que juntos explicaram 46,53% da variância total dos dados, sendo que o CP1 foi capaz de explicar 30,43% da variância e o CP2, 16,10%. Em estudo de Panosso et al. (2011) sobre $FCO_2$ em solo de cana crua e queimada, o CP1 e CP2 explicaram, respectivamente, 52,1 e 18,5% da variância.

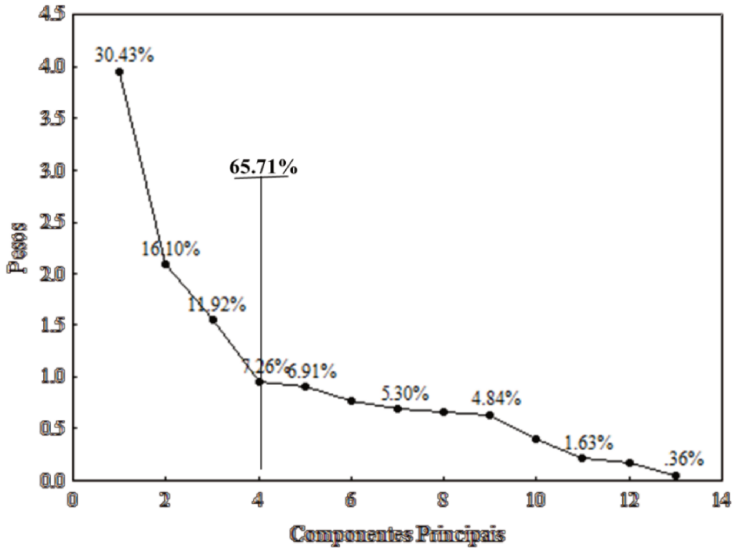


**Figura 3.3.** Gráfico da variância explicada do conjunto de variáveis para cada componente principal (CP), com destaque para os cinco primeiros CP que somaram 75%.

Em CP1, e por ordem de importância, os atributos do solo que apresentaram maiores coeficientes de correlação foram: V% (-0,83), Us (0,82), pH (-0,75), Ds (0,58) e Arg (-0,56). Em estudo de Panosso et al. (2011) sobre emissão de $CO_2$ do solo em cana-de-açúcar, também foi detectada a influência de atributos físicos e químicos no poder discriminatório de PC1. Em CP2, e por ordem de importância, foram: C (-0,62), Ma (0,61), DMP (0,54), Mi (-0,54) e $FCO_2$ (0,48). E no CP3 e CP4, foram respectivamente, Ds (-0,56) e Ts (0,54) (Tabela 3.2).

**Tabela 3.2.** Coeficientes de correlação entre as variáveis analisadas e os componentes principais (CP1-CP4) e ranking de importância das variáveis microbiológicas, físicas e químicas do solo.

| | **CP1 (%)** | | **CP 2 (%)** | | **CP 3 (%)** | | **CP 4 (%)** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Total | | 30,42 | | 16,09 | | 11,91 | | 7,26 |
| Acumulativa | | 30.42 | | 46,52 | | 58,43 | | 65,70 |
| **Variável** | **R** | **Ranking** | **R** | **Ranking** | **R** | **Ranking** | **R** | **Ranking** |
| Microbiológica | | | | | | | | |
| FCO2 | 0,45 | 10° (5,12%) | 0,48 | **5° (11,27%)** | 0,03 | 13° (0,074%) | -0,31 | 4° (10,43%) |
| B | 0,52 | 7° (6,89%) | -0,001 | 13° (0,001%) | 0,40 | 3° (10,68%) | 0,12 | 9° (1,54%) |
| Física | | | | | | | | |
| Us | 0,82 | **2° (17,26%)** | -0,26 | 9° (3,46%) | 0,19 | 10° (2,55%) | -0,14 | 8° (2,22%) |
| Ts | -0,51 | 8° (6,71%) | 0,34 | 7° (5,72%) | -0,15 | 11° (1,55%) | 0,54 | **1° (31,33%)** |
| DMP | -0,06 | 12° (0,10%) | 0,54 | **3° (14,20%)** | 0,41 | 2° (11,26%) | 0,35 | 3° (13,70%) |
| Ds | 0,58 | **4° (8,58%)** | 0,09 | 12° (0,46%) | -0,56 | **1° (20,79%)** | 0,002 | 13° (0,0001%) |
| Arg | -0,56 | **5° (8,21%)** | -0,30 | 8° (4,55%) | -0,30 | 4° (6,01%) | -0,37 | 2° (15,03%) |
| Ma | 0,31 | 11° (2,45%) | 0,61 | **2° (18,33%)** | 0,08 | 12° (0,43%) | -0,30 | 5° (9,66%) |
| Mi | -0,54 | **6° (7,47%)** | -0,54 | **4° (13,82%)** | 0,27 | 7° (4,96%) | 0,03 | 12° (0,14%) |
| C | 0,003 | 13° (0,001%) | -0,62 | **1° (18,86%)** | 0,25 | 8° (4,27%) | 0,04 | 11° (0,19%) |
| Química | | | | | | | | |
| V% | -0,83 | **1° (17,76%)** | 0,18 | 10° (1,71%) | 0,29 | 5° (5,56%) | -0,23 | 7° (5,84%) |
| pH | -0,75 | **3° (14,25%)** | 0,38 | 6° (6,90%) | 0,27 | 6° (4,99%) | -0,30 | 6° (9,60%) |
| P | 0,45 | 9° (5,16%) | -0,11 | 11° (0,67%) | 0,64 | 9° (2,68%) | -0,05 | 10° (0,27%) |

R = Correlação; B = biomassa microbiana; Us = umidade do solo; Ts = temperatura do solo; DMP = diâmetro médio ponderado; Ds = densidade do solo; Arg = argila; Ma = macroporosidade; Mi = microporosidade; C = carbono orgânico; V% = saturação por bases; P = fósforo.

Cada par de componentes principais (CPs) gerou uma representação bidimensional do espaço amostral original, denominado biplot (Figura 3.4), onde foi possível explicar a estrutura de variáveis direcionando feixes de variáveis nas regiões de máxima variabilidade. O gráfico biplot indica a formação de, pelo menos, dois grupos bastante distintos. O primeiro grupo, localizado no lado esquerdo do gráfico biplot, formado por amostras provenientes da área de cana queimada; e um segundo agrupamento de pontos posicionados à direita do primeiro componente

principal, constituído pelas amostras provenientes das áreas de cana crua. Em análise mais apurada, entretanto, é possível observar a subdivisão do grupo dois, indicando a posição dos atributos em três diferentes grupos distintos (CQ, CC-5 e C-10). O grupo CQ apresentou menor dispersão de pontos e constituído das amostras provenientes da área de cana queimada, enquanto que os grupos CC-5 e CC-10 representam, respectivamente, amostras das áreas de cana crua por 5 e 10 anos, demonstrando maior dispersão dos pontos, maior variabilidade dos atributos avaliados. Resultado contrastante foi obtido por Panosso et al. (2011) onde a ACP indicou maior dispersão de pontos provindos da área de cana queimada, enquanto que da cana crua apresentaram-se com menor dispersão e, portanto, variabilidade.

As correlações são apresentadas na Figura 3.4 e representadas pelas setas de cada atributo, e a sua projeção no gráfico, avaliando-se o CP1, no grupo CQ, ocorre um agrupamento de atributos físicos e químicos do solo, com destaque para V% e pH que foram os que apresentaram maior correlação com CP1 (Figura 3.4), portanto, foram aqueles com maior poder discriminatório. Assim, os resultados indicam que o $FCO_2$ na área de CQ foi influenciado principalmente pelo V% e pH que são os atributos relacionados à atividade microbiana do solo. As correlações entre V% e pH com CP1 foram negativas, e por sua vez, $FCO_2$ apresentou correlação positiva com esse componente, portanto o agrupamento formado por pontos oriundos da área de cana queimada apresentaram menores valores de $FCO_2$ quando comparados às ponto oriundos das às áreas de cana crua. Concordando com os resultados obtidos, Panosso et al. (2011), que detectaram que a soma de bases (SB) foi o atributo que apresentou maior correlação com CP1 (0,93) com grande poder discriminatório no agrupamento das amostras provenientes da área de cana queimada.

O agrupamento de pontos formados, principalmente, por amostras oriundas da área de CC-5, foi influenciado principalmente pela Us que foi o segundo atributo no CP1 com maior poder discriminatório (grupo CC-5 - Figura 3.4), sendo a umidade do solo uma variável que está diretamente relacionada ao fluxo de $CO_2$ do solo segundo diversos estudos (LA SCALA et al., 2000b; EPRON et al., 2004; KOSUGI et al., 2007; SONG et al., 2013). Enquanto que na área de CC-10 (grupo CC-10), o fator que mais influenciou foi a densidade do solo com correlação positiva com PC1 (Tabela 3.2).

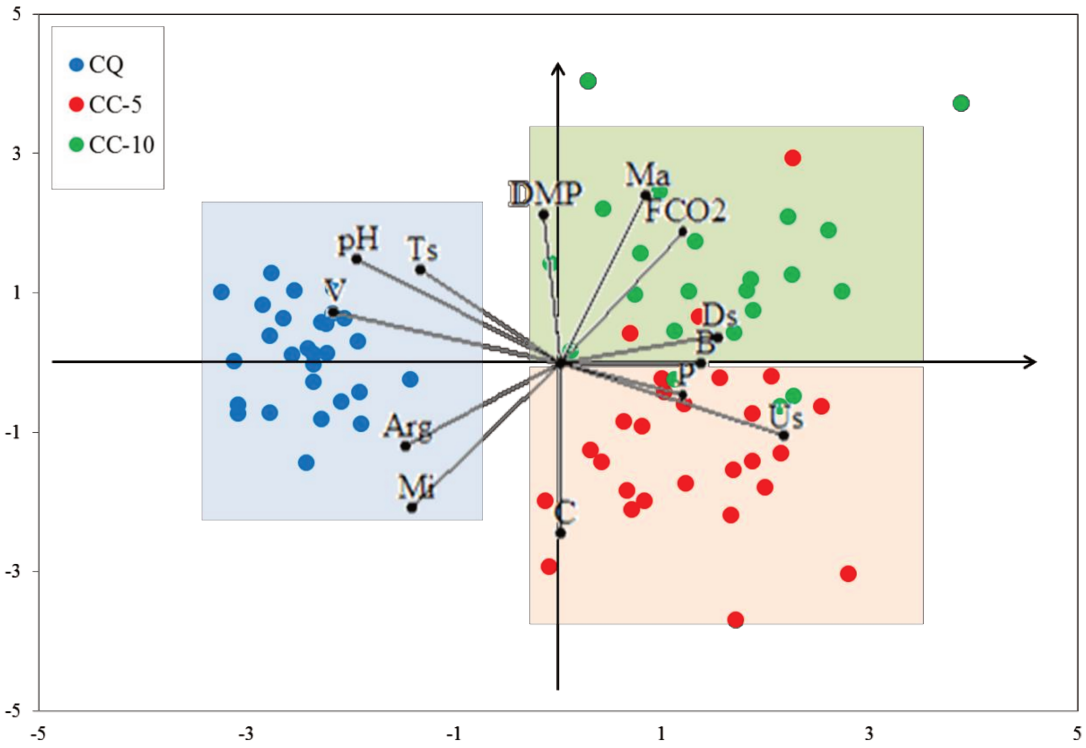


**Figura 3.4.** Representação bidimensional dos componentes principais 1 e 2 (biplot) da análise de componentes principais. CQ = cana queimada; CC-5 = cana crua por 5 anos; CC-10 = cana crua por 10 anos; B = biomassa microbiana; Us = umidade do solo; Ts = temperatura do solo; DMP = diâmetro médio ponderado; Ds = densidade do solo; Arg = argila; Ma = macroporosidade; Micro = microporosidade; C = carbono orgânico; V% = saturação por bases; P = fósforo.

No CP2, o $FCO_2$ e a Ma fizeram parte dos atributos mais importante na explicação da variância com correlação positiva e ambos posicionados no grupo das amostras provenientes da área de CC-10, além de apresentarem feixes de correlação posicionados na mesma direção (Figura 3.4), isso demonstra a relação direta existente entre os dois atributos, cuja principal função da macroporosidade no solo é proporcionar o fluxo de material, água e gases no solo, interferindo de forma direta no $FCO_2$ do solo (FANG et al., 1998; BRITO et al., 2009).

O carbono orgânico responsável pela discriminação do grupo de amostras provenientes da CC-5 conseguiu explicar 18,68% da variância dos dados no CP2 (Tabela 3.2), com correlação negativa e, no gráfico biplot apresentou feixe de direção oposta ao do $FCO_2$, indicando relação indireta entre os dois, ou seja, maior perda de carbono via $CO_2$ pode representar em menores quantidades de carbono no solo (CERRI et al., 2007). A microporosidade do solo, responsável também pela discriminação do grupo CQ foi o atributo que foi relevante nos dois primeiros

componentes principais apresentando correlações negativas, isso pode ser atribuído ao fato de que a microporosidade apresenta comportamento antagônico à macroporosidade, e quando comparando-se com o $FCO_2$, pelo gráfico biplot, é possível observar direcionamentos opostos, indicando relação indireta entre os dois atributos.

**Conclusão**

O fluxo de $CO_2$ foi maior nas áreas de cana crua que na queimada.

A densidade e porosidade do solo foram os fatores mais afetados pelos diferentes sistemas de manejo da cana, influenciando de forma significativa as emissões de $CO_2$ do solo.

A variabilidade da emissão de $CO_2$ foi influenciada pela V% em 17,76% e pH em 14,25% principalmente na área de cana queimada. Pelo carbono em 18,86% e macroporosidade em 18,33% principalmente na área de cana crua por 5 e 10 anos, respectivamente.

# CAPÍTULO IV

## INTERACTION OF LANDSCAPE POSITION AND SUGARCANE RESIDUE MANAGEMENT ON SOIL GREENHOUSE GAS PRODUCTION POTENTIALS


### Abstract

In response to the harmful human health effects and environmental impacts of burning sugarcane residues, a process known as green cane harvest is replacing this management practice. The objective of this study was to determine the variability in soil greenhouse gas (GHG) emissions from 3 fields in Brazil- one which burned residues prior to harvest (B) and two implementing green cane harvest over 5 (G-5) and 10 yr (G-10) time periods. The influence of topography on emissions was also analyzed within each field, as was GHG production at different soil depths. Incubation experiments were used to measure carbon dioxide ($CO_2$), nitrous oxide ($N_2O$), and methane ($CH_4$) from soil samples by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) system over a 3-d incubation period. The results from this study suggest that the conventional burning and green harvest practices have significantly different $CO_2$ and $N_2O$ soil emissions. Topography was found to significantly influence $CO_2$ in B and G-10 area. $N_2O$ and $CH_4$ soil emission concentrations in the three sugarcane areas were generally low.



**Key-words**: *Sacharium officinarium*, topography, $CO_2$, $N_2O$, $CH_4$.


### Introduction

The management of sugarcane crop residues has significant implications on the agronomic, cultural, and economic productivity of sugarcane. The technique of burning residues prior to harvest (to facilitate cutting) was popularized in the 1940s (REZENDE et al., 2006). The temperature during cane burning is around 160-200 °C at the soil surface, causing loss by volatilization of nutrients such as phosphorus, sulfur and nitrogen. According Macedo et al. (2004), each ton of burned cane plant issues 0.004 Mg black carbon aerosols and emits environmental contaminants into the atmosphere. This can lead to harmful human health impacts in surrounding populations (CANÇADO et al., 2006; ARBEX et al., 2012) and potentially impact global climates (LARA et al., 2005; GALDOS et al., 2013). In response to these detrimental effects, there has been a shift toward what is known as ‘green cane’ harvesting, which leaves

unburned residues on the field. Currently burning management methods are practiced on only a limited fraction (<25%) of the total area of sugarcane production. However, due to the negative environmental consequences, Brazil has scheduled the complete phase out of sugarcane burning by 2017 (MACEDO and NOGUEIRA, 2005).

In addition to the direct health and climate impacts, burning also reduces the amount of plant nutrients that are returned to the soil. Not only are large quantities of organic C are lost in the burning process (MAIA and RIBEIRO, 2004), it also leads to lower soil N content, reduced microbial biomass, and decreased yields compared to the direct incorporation of the organic residues (GALDOS et al., 2009). Furthermore, burning residue also results in greater weed abundance and reduced quantities of soil macro-organisms compared to other management options (TOLEDO et al., 2005). The main impetus for altering sugarcane residue management goes beyond the increased economic gains (TOLEDO et al., 2005), to include agricultural and environmental benefits such as the decreased greenhouse gas (GHG) footprint of alternative management systems (BORDONAL et al., 2012).

The influence of management practices on GHG emissions associated with sugarcane production has been the focus of numerous studies comparing conventional to reduced tillage (MARLAND et al., 2003), managing SOM in agricultural (OLIVEIRA et al., 2013), fertilizer applications (SIGNOR et al., 2013), crop rotations (BORDONAL et al., 2013), and in the case of this study, burning versus green harvest. Figueiredo and La Scala (2011) found that converting sugarcane areas from burned to green harvest could reduce GHG emissions by 310.7 (not considering soil carbon sequestration) to 1484.0 kg $CO_2$ equiv. $ha^{-1}$ $y^{-1}$ (considering sequestration). A study by Bordonal et al. (2013) also reports that the conversion to green harvest would have significant GHG mitigation potential (from 2012 to 2050) ranging from 50.5 to 54.4 Mt $CO_2$eq, and up to 70.9 Mt $CO_2$eq when using green harvest coupled with reduced tillage and a crop rotation.

There are many factors to consider when assessing the mitigation potential of the transition to green harvest practices including the emissions released during the burning of the residues, diesel consumption, fertilizer usage, and soil carbon accumulation. To accurately predict the total GHG emissions derived from burning versus green harvest practices, the soil GHG potential is an important variable. Soil carbon stocks, for example, have been shown to be affected by the sugarcane residues on fields after green harvest; however climate, soil texture, and time since

switching to green harvest are also known to influence a soil's carbon storage capacity (GALDOS et al., 2009).

Several authors have discussed the important influence of topography on soil GHG potentials, specifically $CO_2$, $N_2O$ and $CH_4$ (PENNOCK et al., 1992; CORRE et al., 2002). A study by Braun et al. (2013) on GHG fluxes in Canadian temperate grasslands reported higher concentrations of gases ($CO_2$, $N_2O$ and $CH_4$) in depression landscapes than in uplands, which the authors attributed to favorable water conditions. Topographically low areas (those with a convex structure) are likely to collect run-off and thereby increase the amount of available moisture to the soil microbial population, resulting in higher rates of carbon mineralization and $CO_2$ emissions (BRITO et al., 2010).

Greater $N_2O$ emissions observed in the topographically low positions have primarily been linked to higher soil moisture such that an increase in anaerobic sites and denitrification rates is directly related to higher $N_2O$ production (VILAIN et al., 2010; KLEMEDTSSON et al., 1988). Topographically high regions are thought to have higher rates of methane oxidation, and the footslopes (low regions) are generally regions of reduced oxidation and increased $CH_4$ production, again due to the increased soil moisture content (PARÉ and BEDARD-HAUGHN, 2012; BALL, 2013); however there has been limited research on $CH_4$ emissions as a function of topography. Although the majority of these studies were conducted in ecosystems other than sugarcane fields, the overall relationship is still valid. In addition, topography can influence the distribution of soil nutrients during soil erosion events. The rates of soil erosion associated with the burning of sugarcane residues are assumed to be significantly higher than with the incorporation of the residues due to the lack of debris to aid in constraining soil movement.

With the phase out of sugarcane burning already underway, the objective of this study was to determine the interaction of landscape position and sugarcane residue management on soil greenhouse gas production potentials. Additionally, the influence of topography on GHG emissions was evaluated and production at different soil depths examined.

## Materials and Methods

### *Treatments*

This study was conducted on a sugarcane (*Saccharum spp.*) plantation, located at São Martinho mill in the city of Pradóplis, São Paulo, Brazil. The geographical coordinates for the

site were 212143S and 480418W. The soil is classified as a Red Latosol (Haplustox, USDA Soil Taxonomy). The regional climate is classified as $B_2rB'4a'$ by the Thornthwaite system (ROLIM et al., 2007), indicating a mesothermal region with rainy summers and dry winters. The mean precipitation is approximately 1425 mm and is concentrated between October and March; the region has a mean annual temperature of 22.2 °C.

This study focused on three areas of sugarcane cultivation to compare burn vs. green harvest management practices. Figure 4.1 illustrates maps of the three areas indicating the high and low topography along with the direction of water flow on each landscape (assuming an impermeable surface).

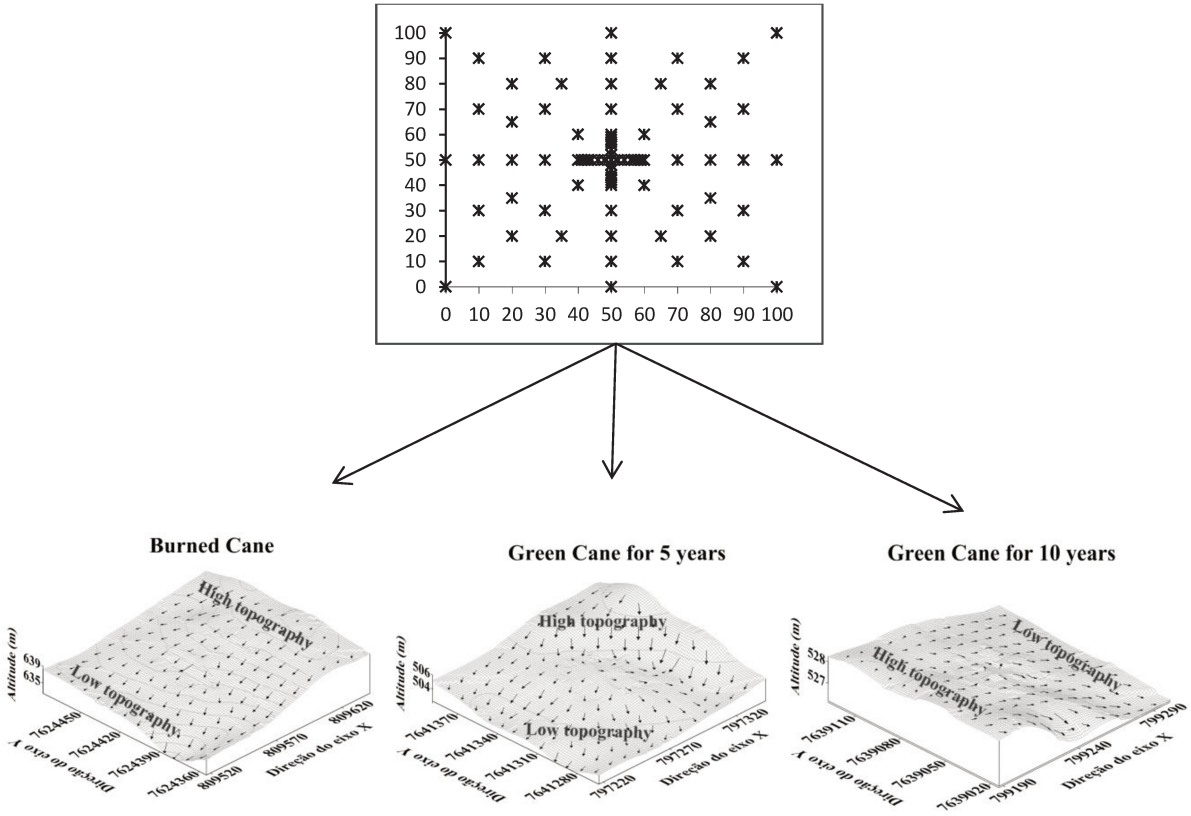


**Figure 4.1.** 81 point grid (100m x 100m) and digital terrain model (DTM) of the studied areas and the direction of water flow (→) at Burned cane, Green cane 5 years and Green cane 10 years.

The 'high topography' label represents points greater than 642 m above sea level at site B, 507 m at G-5, and 528 m at G-10. 'Low topography' represents points below 638 m at B, 503 m at G-5, and 525 m at G-10 m.

The areas are characterized as follows. A burned cane site (B) (slope = 4%), where plants were burned prior to harvest, was selected along with two green cane harvest (without burn) sites; one cultivated green cane for 5 years (G-5) (slope = 3.7%) and the other cultivated green cane for 10 years (G-10) (slope = 4.1%). Both G-5 and G-10 had previously used the traditional burning management practices.

The sugarcane varieties used were CTC-4, RB85 5453 and CTC 20 for the B, G-5 and G-10 sites, respectively. To characterize spatial variability, an 81-point 100 m x 100 m grid with a minimum separation distance of 1 m was installed over each area of study (Figure 4.1).

***Soil incubation***

Soil samples were collected at 0-10, 10-20 and 20-30 cm soil depths for all points on the grid to give a total of 729 samples (81 points x 3 soil depth x 3 area). These samples were air dried outside for 1 week and stored in plastic bags. The samples were then shipped to the USDA-ARS labs in Saint Paul, Minnesota (USA) for soil gas emission analysis. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane emissions were assessed through laboratory incubations. The incubation consisted of 1 g soil with 1 mL $H_2O$ in an oven-sterilized 25 mL serum vial (Wheaton Glass, Millville, NJ, USA) that was allowed to pre-incubate (unsealed) for a period of 24h. The vials were then sealed with red butyl rubber septa (Grace, Deerfield, IL, USA) and gas samples were analyzed on a gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) system to quantify gas production over a 3-d incubation period.

***Analysis***

The gas chromatograph FID-ECD system is described elsewhere (SPOKAS et al., 2009). Briefly, the GC system consisted of a headspace sampler (Agilent, Foster City, CA, model 7694) that was modified with the addition of a 10-port diaphragm sample valve (Valco, Houston, TX, model DV22-2116). In this fashion the sampler was capable of injecting three independent sample loops onto three different analytical columns that are contained in a single gas chromatograph oven (Perkin Elmer, Waltham, Massachusetts, model Calrus 600). The first column (60 µL loop) is a RT-Molesieve 5A (0.32mm x 30 m, Restek, Bellefonte, PA) with a 2 mL $min^{-1}$ He flow rate. The second column (120 µL loop) is a RT-QSPLOT (0.32mm x 30 m, Restek Bellefonte, PA), also with a 2 ml $min^{-1}$ He flow rate. These two columns are connected to

the mass spectrometer (Perkin Elmer, Waltham, MA, model 600T) through a diaphragm valve (Valco, Houston, TX, model DV22-2116) that permitted the selection of which effluent stream was sent to the detector. The third column (1.0 mL loop) is a CTR-1 (Grace, Deerfield, IL) with a 45 mL $min^{-1}$ He flow rate that is connected to a thermal conductivity detector (TCD) and flame ionization detector (FID) in series.

The microbial biomass was measured using the fumigation-extraction method by Vance et al. (1987), where soil moistures were adjusted to 60% field capacity and samples were incubated 24h at a controlled temperature. Total carbon analysis was performed according to the Walkey-Black method by Nelson and Sommers (1982).

***Statistics***

Descriptive statistics of $CO_2$, $N_2O$ and $CH_4$ emissions were obtained with the SAS program, version 9.4. The kriging was used as an interpolation method for sugarcane yield and soil samples. Spatial variability models were derived using GS+ 9 software, version 9.0 of "Gamma Design" and kriging maps were obtained with Surfer software, version 9.0 of "Golden Software". The studied properties were submitted to one-way analysis of variance and mean separation procedure by SAS program.

## Results and Discussion

### $CO_2$ emission

The $CO_2$ production rates from the different management treatments were tightly clustered, within one order of magnitude of one another. The average production potentials of $CO_2$ for B, G-5, and G-10 were 100.90, 105.10 and 148.44 $\mu gC\text{-}CO_2\ g\ soil^{-1} day^{-1}$, respectively (Figure 4.2). Our results are of the same order of magnitude as the control results (100 $mgC\text{-}CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$) from a study conducted by Oliveira et al. (2013), which examined the effect of vinasse (a waste product of the sugarcane fuel industry) on greenhouse gas production from sugarcane soils.

Interestingly, the average $CO_2$ production rates in this study were significantly higher in G-10, influenced mainly by more cane trash in the soil which stimulates microbiology activity during the decomposition process and increases the soil $CO_2$ emissions. Panosso et al. (2009) conducted a similar experiment comparing conventional burned cane agriculture to green cane in the same region as the present study (Sao Paulo State). The $CO_2$ emissions for their green cane

treatment of seven years was lower than the burned treatment, 2.06 and 2.86 µmol $CO_2$ $m^{-2}s^{-1}$ (590 and 819 µg $CO_2$ $m^{-2}s^{-1}$), respectively. However, it is important to note that Panosso et al. (2009) measured $CO_2$ emissions in-field, where emissions could be influenced by microbial activity, plant roots, precipitation, etc.

These influences can be seen by comparing $CO_2$ emissions data obtained by dynamic field camera - LICOR (455, 647 and 791 µg $CO_2$ $m^{-2}s^{-1}$ to B, G-5 and G-10, respectively) with the potential production values recorded in the lab (100.90, 105.10 and 148.44 µgC-$CO_2$ g $soil^{-1}day^{-1}$). Chavez et al. (2009) found good agreement in $CO_2$ emission by Licor and static cameras in tillage and no-till in southern Brazil.

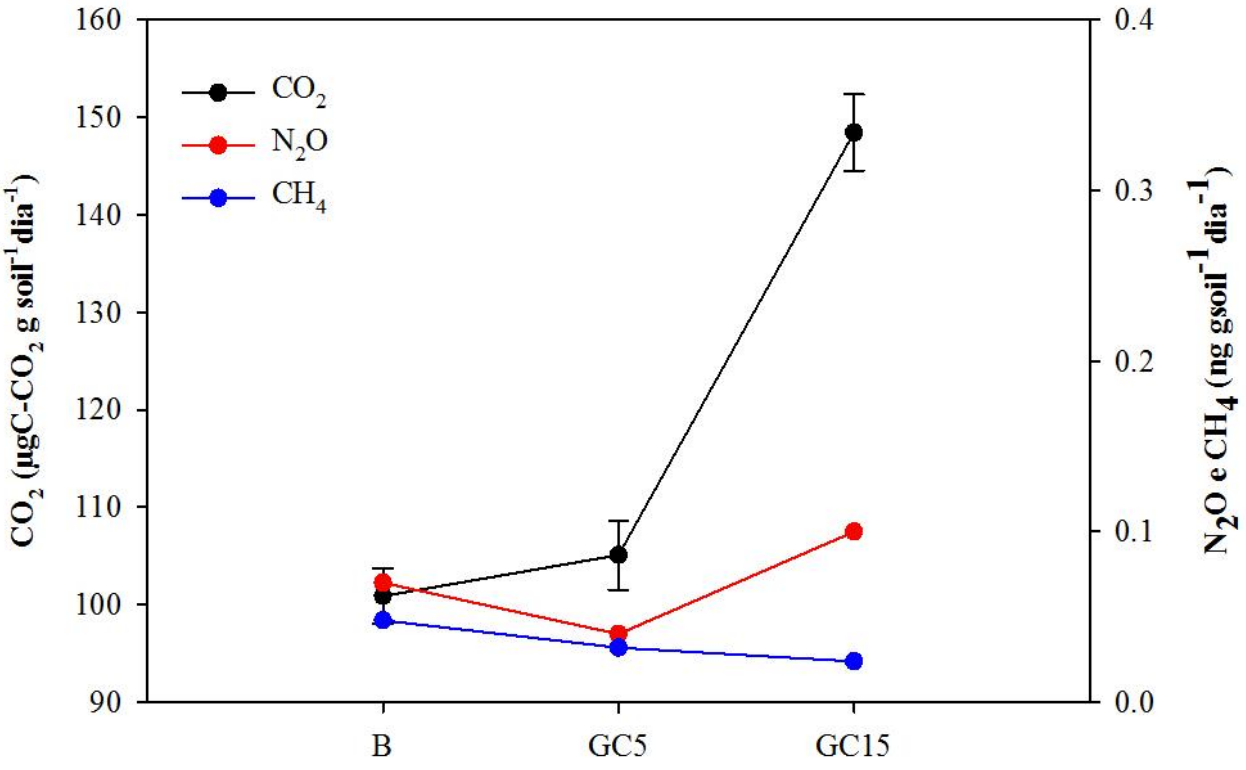


**Figure 4.2**. Total $CO_2$, $N_2O$, $CH_4$ potential production in the burned cane (B), green cane for 5 years (GC5) and green cane for 10 years (GC10) (n = 81).

Since the field sites were not identical, i.e. not paired blocks, the results from the fields were compared based on local topography (high vs. low regions) within each area (Table 4.1).

**Table 4.1.** Descriptive statistics of soil $CO_2$ (μgC-$CO_2$ gsoil$^{-1}$ day$^{-1}$), $N_2O$ (ngN gsoil$^{-1}$ day$^{-1}$) and $CH_4$ (ngC gsoil$^{-1}$ day$^{-1}$) emissions from burned cane, green cane for 5 years and green cane for 10 years sites at high and low topography in 0-10, 10-20 and 20-30 cm soil depth.

| | **$CO_2$** | | | | **$N_2O$** | | | | **$CH_4$** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **0-10** | **10-20** | **20-30** | **0-30** | **0-10** | **10-20** | **20-30** | **0-30** | **0-10** | **10-20** | **20-30** | **0-30** |
| Burned cane (High topography) (n = 13) | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 35.37 | 20.72 | 27.82 | 83.91 | 42.40 | 4.12 | 3.11 | 49.43 | 16.75 | 25.41 | 15.95 | 58.11 |
| SD | 6.78 | 5.94 | 6.40 | - | 42.85 | 9.87 | 3.29 | - | 0.85 | 2.43 | 1.25 | - |
| SE | 1.88 | 1.65 | 1.85 | - | 11.88 | 2.97 | 0.91 | - | 0.23 | 0.67 | 0.38 | - |
| Mín | 23.97 | 13.57 | 16.50 | - | 1.48 | -3.17 | 0.69 | - | 14.32 | 20.49 | 14.25 | - |
| Máx | 46.51 | 33.59 | 38.41 | - | 117.79 | 29.26 | 12.74 | - | 17.70 | 28.95 | 17.44 | - |
| CI | 31-39 | 17-24 | 23-31 | - | 16-68 | 0-10 | 1-5 | - | 16-17 | 23-26 | 15-16 | - |
| Green cane 5 years (High topography) (n = 13) | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 39.85 | 26.74 | 20.91 | 87.50 | 10.23 | 3.53 | 0.08 | 13.84 | 17.04 | 16.76 | 13.85 | 47.65 |
| SD | 11.41 | 7.08 | 14.53 | - | 6.98 | 5.29 | 2.62 | - | 0.38 | 1.00 | 1.28 | - |
| SE | 3.17 | 1.96 | 4.03 | - | 1.93 | 1.47 | 0.76 | - | 0.10 | 0.28 | 0.40 | - |
| Mín | 24.31 | 17.38 | -1.36 | - | 2.07 | 0.92 | -4.37 | - | 16.46 | 15.47 | 10.95 | - |
| Máx | 68.73 | 44.49 | 44.46 | - | 25.27 | 20.81 | 4.90 | - | 17.78 | 18.57 | 15.86 | - |
| CI | 32-46 | 22-31 | 12-29 | - | 6-14 | 0.3-6 | -1.5-1.7 | - | 16-17 | 16-17 | 12-14 | - |
| Green cane 10 years (High topography) (n = 11) | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 94.75 | 57.77 | 52.00 | 204.5 | 29.85 | 21.72 | 96.17 | 147.74 | 17.67 | 16.02 | 4.27 | 37.96 |
| SD | 23.02 | 15.83 | 15.47 | - | 34.48 | 23.53 | 92.06 | - | 0.52 | 1.23 | 0.84 | - |
| SE | 7.28 | 4.77 | 5.47 | - | 10.40 | 7.09 | 32.55 | - | 0.16 | 0.39 | 0.30 | - |
| Mín | 46.50 | 40.09 | 35.31 | - | 2.05 | 1.59 | -0.82 | - | 16.98 | 14.04 | 2.67 | - |
| Máx | 122.13 | 93.05 | 75.37 | - | 98.76 | 76.85 | 281.54 | - | 18.85 | 17.44 | 5.13 | - |
| CI | 78-111 | 47-68 | 39-64 | - | 6-53 | 5-37 | 19-173 | - | 17-18 | 15-16.5 | 3-4.9 | - |
| Burned cane (Low topography) (n = 10) | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 61.50 | 29.76 | 56.71 | 147.97 | 127.31 | 38.72 | 39.42 | 205.45 | 15.97 | 6.48 | 15.64 | 38.09 |
| SD | 13.09 | 9.35 | 10.44 | - | 229.38 | 32.93 | 26.62 | - | 2.13 | 0.78 | 1.09 | - |
| SE | 4.14 | 3.12 | 4.26 | - | 72.54 | 11.64 | 9.41 | - | 0.67 | 0.26 | 0.41 | - |
| Mín | 37.14 | 19.59 | 43.45 | - | 1.59 | 14.96 | -5.39 | - | 11.17 | 5.54 | 14.06 | - |
| Máx | 82.80 | 48.09 | 71.15 | - | 737.46 | 116.78 | 87.33 | - | 17.73 | 7.42 | 16.54 | - |
| CI | 52-70 | 22-36 | 45-67 | - | 0-290 | 11-66 | 17-61 | - | 14-17 | 5-7 | 14-16 | - |
| Green cane 5 years (Low topography) (n = 21) | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 48.23 | 30.68 | 36.26 | 115.17 | 52.30 | 4.05 | 8.05 | 64.40 | 16.51 | 15.91 | 13.17 | 45.59 |
| SD | 20.49 | 10.65 | 21.02 | - | 89.41 | 7.41 | 19.25 | - | 0.82 | 1.19 | 2.57 | - |
| SE | 4.47 | 2.32 | 4.82 | - | 19.51 | 1.62 | 4.30 | - | 0.18 | 0.27 | 0.59 | - |
| Mín | 23.49 | 8.35 | 14.43 | - | -2.04 | -1.07 | -3.14 | - | 15.67 | 12.33 | 4.24 | - |
| Máx | 106.18 | 49.08 | 100.71 | - | 325.52 | 29.84 | 70.96 | - | 19.42 | 17.49 | 15.63 | - |
| CI | 38-57 | 25-35 | 26-46 | - | 11-92 | 0.6-7 | -0.9-17 | - | 16-16.8 | 15-16 | 11-14 | - |
| Green cane 10 years (Low topography) (n = 38) | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 63.88 | 46.29 | 34.20 | 144.37 | 12.96 | 16.44 | 71.74 | 101.14 | 17.12 | 15.80 | 3.79 | 36.71 |
| SD | 14.42 | 16.66 | 8.66 | - | 15.05 | 29.51 | 125.79 | - | 1.69 | 2.15 | 0.92 | - |
| SE | 1.79 | 2.05 | 1.05 | - | 1.82 | 3.61 | 15.48 | - | 0.21 | 0.27 | 0.11 | - |
| Mín | 20.99 | 24.52 | 19.36 | - | 1.09 | -6.72 | -1.65 | - | 5.81 | 5.60 | 0.42 | - |
| Máx | 113.58 | 119.52 | 52.16 | - | 75.25 | 183.37 | 747.64 | - | 23.54 | 18.08 | 4.78 | - |
| CI | 60-67 | 42-50 | 32-36 | - | 9-16 | 9-23 | 40-102 | - | 16-17.5 | 15-16 | 3-4 | - |

SD = standard deviation; SE = standard error; Mín = minimum; Max = maximum, CI = confidence interval.

When analyzing the results from high and low topographic terrains of all treatments and at all soil depths (0-30cm) the results are – high terrain B, 83.91; G-5, 87.50; G-10, 204.52 μgC-$CO_2$ $gsoil^{-1}day^{-1}$ – and low terrain: B, 147.97; G-5, 115.17; G-10, 144.37 μgC-$CO_2$ $gsoil^{-1}day^{-1}$(Table 4.1). In general, the high topography values are different from the low topography values within each treatment area, except in G-5, where the confidence intervals (CI) overlap, resulting same value statistically; production is greater in the low terrain for B and G-5, while conversely production is greater in the high terrain for G-10. Brito et al. (2010) also reported differences in gas production with topographic position in Brazil on green cane soil (10yr); higher $CO_2$ emissions were observed in concave-shaped forms when compared to the linear-shaped ones. The $CO_2$ production values at the high and low landscape positions in this study can also be compared across treatments. Comparing the topographically high data, G-10 showed a significantly higher rate of $CO_2$ production than the other two sites (confidence intervals did not overlap) and among the low topography data, B area had the greatest $CO_2$ emissions.

One potential explanation for the observed variation in $CO_2$ production with topography and management relates to the microbial activity (MA) in the soils. In the G-10 treatment both $CO_2$ production and MA were higher at the high topographical position compared to the low, whereas these values were higher at the low regions (compared to the high) with the B treatment (Table 4.2, Figure 4.3). C-mineralization in G-10 may be influenced by the crop residues left from previous harvests, which stimulate microbial activity and in turn increase microbial respiration (i.e. $CO_2$ production) (VARELLA et al., 2004). Because the B treatment effectively removes these residues, the soil in this field has greater erosivity, which means that water and nutrients will pool in low regions more quickly than with green cane management (residues hinder erosion and water flow).

The higher $CO_2$ production with the B treatment in the low topographic position, may be related to the higher soil moisture content (XU; QI, 2001; LA SCALA JR., 2000) and soil erosion from the topographic high regions (SOUZA et al., 2010). Soil moisture is known to increase $CO_2$ production by improving the growing conditions for plant roots (SIQUEIRA NETO et al., 2011; McCULLEY et al., 2005) and enhancing soil fertility, which stimulates microbial activity. Not only is soil moisture a driver, but the availability of soil resources as modified by soil erosion is also a controlling factor in GHG production, both of which are influenced by the presence of residues (BRAUN et al., 2013).

**Table 4.2**. Soil Microbial Activity soil for burned cane (B), green cane for 5 years (G-5) and 10 years (G-10). Values are the average of the 3 depths (0-30 cm).

| | Soil Microbial Activity (µg C $g^{-1}$ $day^{-1}$) | | |
|---|---|---|---|
| | **B** | **G-5** | **G-10** |
| | High topography | | |
| Mean | 197.65 | 187.83 | 212.82 |
| SD | 53.50 | 123.89 | 58.47 |
| SE | 14.84 | 34.36 | 17.63 |
| Min | 126.55 | 42.28 | 131.13 |
| Max | 274.86 | 478.69 | 301.15 |
| | Low topography | | |
| Mean | 237.09 | 181.90 | 179.25 |
| SD | 56.40 | 67.84 | 126.10 |
| SE | 17.84 | 14.80 | 15.29 |
| Min | 162.25 | 85.52 | 20.70 |
| Max | 330.63 | 311.29 | 616.11 |

SD = standard deviation; SE = standard error; Min = minimum; Max = maximum.

Soil $CO_2$ gas production evaluated at different soil depths presents appreciable differences in emissions (Table 4.2). The highest observed $CO_2$ emissions were from the 0-10 cm depth for both the high and low topography data from all three treatments. This is likely due to microbial activity being greatest at shallow depths.

**$N_2O$ emission**

The average $N_2O$ production for treatments B, G-5, and G-10 in 0-30 cm depth was approximately 49.43, 13.84 and 147.74 ngN-$N_2O$ $gsoil^{-1}$ $day^{-1}$, respectively in high topography and 205.45, 64.40 and 101.14 ngN-$N_2O$ $gsoil^{-1}$ $day^{-1}$ in low topography; emissions for these areas were all very low (Table 4.1). Oliveira et al. (2013) reported negative values for $N_2O$ emissions from soil with green (7 yr) and burned cane treatments (controls-before vinasse application); values below zero similarly occurred in B, G-5 and G-10 areas (Figure 4.2). These low values can likely be explained by the good aeration conditions of the soil; aerobic conditions decrease the denitrification process. The soil total porosity is around 50% in the 3 experimental areas, and soil bulk density is approximately 1.19-1.25 kg $m^{-3}$ in B, 1.27-1.32 kg $m^{-3}$ in G-5 and 1.38-1.45 kg $m^{-}$

$^3$ in G-10. According Carvalho et al. (2010), bulk density affects porosity and consequently the diffusion of gases into soil.

The formation of $N_2O$ in the soil by denitrification increases when approximately 80% of the pores are filled with water (BOCKMAN; OLFS, 1998). The influence of soil moisture and porosity on $N_2O$ emission can be better understood when $N_2O$ is evaluated in field, however in this study $N_2O$ emissions from soil were evaluated under lab conditions using incubations with controlled temperature and moisture. There are many theories that can explain the low production of $N_2O$ from soils in this study. It is important to note that in this experiment no manure was applied between the years 2010 and 2011. This may have influenced the low emissions measured because the input of N into the soil from applications of organic or synthetic fertilizer has been found to stimulate the denitrification process (DRAMBREVILLE et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2013).

It has been reported that $N_2O$ emissions from soil are related to the C:N ratio of residues. Residues with a C:N ratio less than 25 are less stable in soil, meaning they are mineralized more quickly (ALEXANDER, 1977). Sugarcane crop residues, on average, have a C:N ratio close to 100 (TRIVELIN; VITTI, 2002); however this value can fluctuate depending on the sugarcane variety, age, and growth conditions. Given the relatively high C:N ratios of sugarcane residues, an immobilization of soil N is expected (SMITH and DOUGLAS, 1971; WHITE, 1988; KHAN et al., 2008), which consequently leads to lower $N_2O$ emissions (MUHAMMAD et al., 2010). The chemical composition of sugarcane straw can influence the $N_2O$ in the soil, because the amount of N and lignin in sugarcane plant residues affects mineralization kinetics in soil (CONSTANTINIDES and FOWNES, 1994) and the flux of N. The $N_2O$ production from soil therefore tends be higher when the sugarcane residues have low C:N ratios (HUANG et al., 2004; FIGUEIREDO and LA SCALA, 2011). However, some studies have indicated that the N contained in sugarcane residues is retained in the field for a period of 1 year after harvest and is not completely available for soil nitrification and denitrification processes (FIGUEIREDO and LA SCALA, 2011; BORDONAL et al., 2012).

Several studies have suggested that it is only possible to detect $N_2O$ emission from sugarcane soils in Brazil that have received applications of organic or nitrogen fertilizer (DO CARMO et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2013; JANTALIA et al., 2008; SIGNOR et al., 2013). This relates to the soil type, mainly Ferralsols (used in this work), which according to IUSS

(2006), are classified as free-draining. These soils are characterized by fast percolation together with high evapotranspiration (mainly in summer) that drastically reduces the time the soil maintains over 50% of its pore space filled with water, consequently limiting $N_2O$ production (SMITH et al., 2003).

The $N_2O$ emissions, like $CO_2$, are related to topography such that greater concentrations were found in the high (147.74 ngN $gsoil^{-1}day^{-1}$) versus the low topography (101.14 ngN $gsoil^{-1}day^{-1}$) in G-10 and the reverse at B, where production was lower at the high topography (49.43 ngN $gsoil^{-1}day^{-1}$) compared to the low areas (205.45 ngN $gsoil^{-1}day^{-1}$). These results reinforce the idea that erosive processes in B compared to G-10 may play a role in GHG production (Figure 4.4). $N_2O$ emissions data from G-5, like B, differed such that emissions were higher at the low topography (64.49 ngN $gsoil^{-1}day^{-1}$) and low at high topography (13.84 49 ngN $gsoil^{-1}day^{-1}$), which may be because it is still transitioning from a burning to green system.

The direct conversion to green harvest takes time, with results typically taking 2-5 years to be seen in soil chemistry data (BLAIR et al., 1998). Corroborating the results from the B treatment, where higher production occurred in the low topographical regions with high soil moisture, Ma et al. (2007) showed that the greatest potential for $N_2O$ production occurred in the wettest area of the landscape in arctic soil. And Paré and Bedard-Haughn (2012) found no significant $N_2O$ production in a study of GHG at Canadian Cryosol and topography had no significant impact on $N_2O$ flux, most likely because net flux was extremely low throughout the landscape. $N_2O$ emissions from B and G-5 at both the high and low topographies were highest at the 0-10 cm depth, while G-10 in contrast was highest at the 20-30 cm depth. G-10 compared to G-5 has had a longer period of time for the nitrogen rich sugarcane residues to be incorporated deeper into the soil profile.

**$CH_4$ emission**

Overall, $CH_4$ emissions were not statistically different between treatments and soil depths with 58.11, 47.64 and 37.96 ng C g $soil^{-1}day^{-1}$ to B, G-5 and G-10, respectively in high topography and 38.09, 45.59 and 36.71 ng C g $soil^{-1}day^{-1}$ in low topography (Table 4.1). Similar to $N_2O$, $CH_4$ emissions were very low from the three sites (Figure 4.2). One explanation for the low $CH_4$ concentrations observed and the similarity of data among the three sites may be related to the natural tendency of soil to absorb $CH_4$ (OLIVEIRA et al., 2013). This process has been

reported by Weier (1999) in soil under sugarcane production in Australia, where the soil absorbed on average 0.8 kg CH4 $ha^{-1}$ $day^{-1}$. Furthermore, the sugarcane soils in Brazil are infrequently plowed (only plow in the renovation process around 5-7 years), and according Wang and Bettany (1995), undisturbed soils tend to consume $CH_4$ more so than producing it.

No significant trends between low and high topography with $CH_4$ production were observed, consistent with the results obtained in a study by Pare and Haughn (2013). This is most likely because low net emissions of $CH_4$ were measured on all landforms. Soil $CH_4$ emissions are reportedly more evident in flooding areas (anaerobic conditions) because the gas is produced by the methanogenic microorganisms during anaerobic decomposition of organic substances (THANGARAJAN et al., 2013). The free-draining Ferrasols of this study do not provide these anaerobic conditions to a great extent. Despite the overall low $CH_4$ emissions, the highest concentrations were found in the low topography in the area of B and high topography in the area of G-10 (Figure 4.5), reinforcing the maybe idea of soil erosivity in the sugarcane site without residues on the soil.

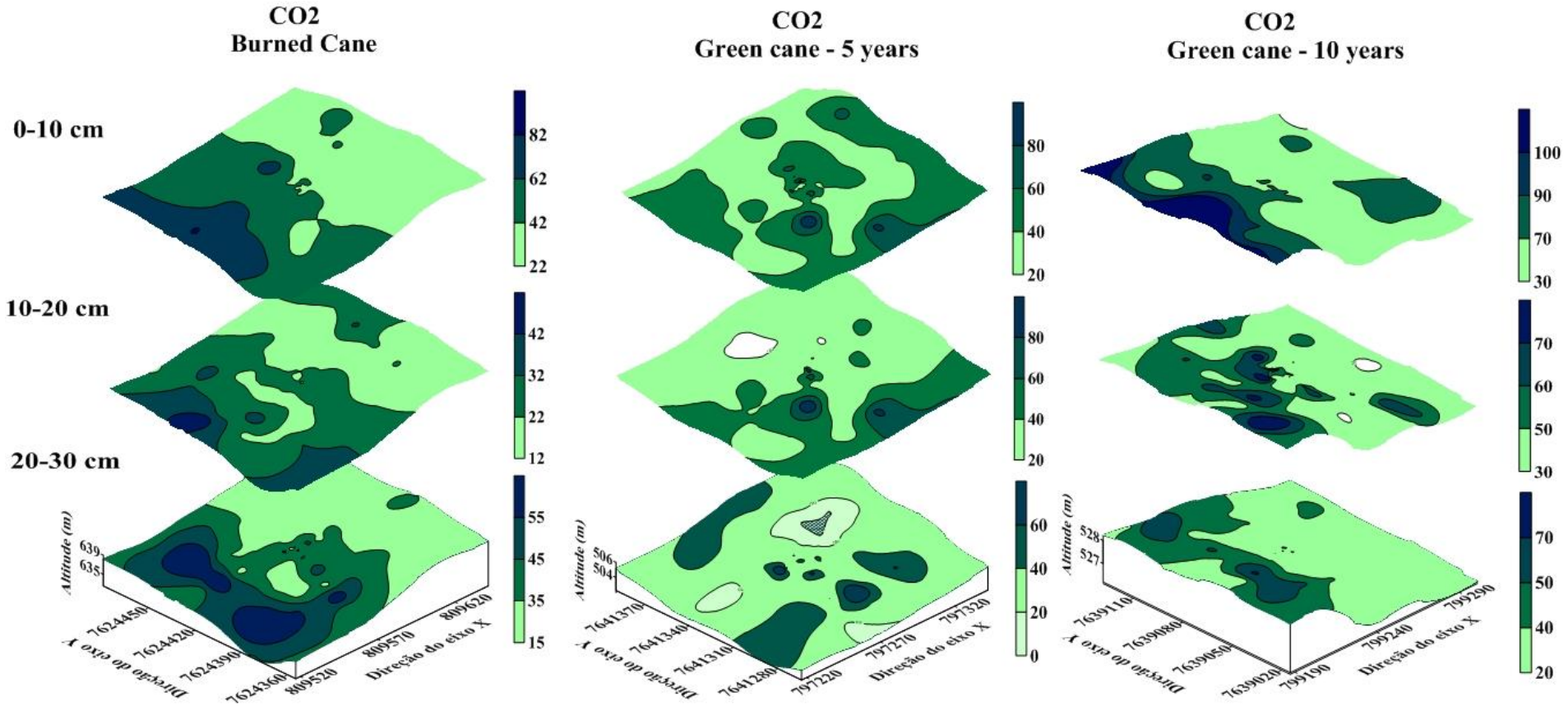


**Figure 4.3.** Maps of spatial distribution of soil $CO_2$ emission ($\mu gC\text{-}CO_2\ gsoil^{-1}\ day^{-1}$) in green cane 5 years, green cane 10 years and burned cane in 0.00-0.10, 0.10-0.20 and 0.20-0.30 m soil depth.

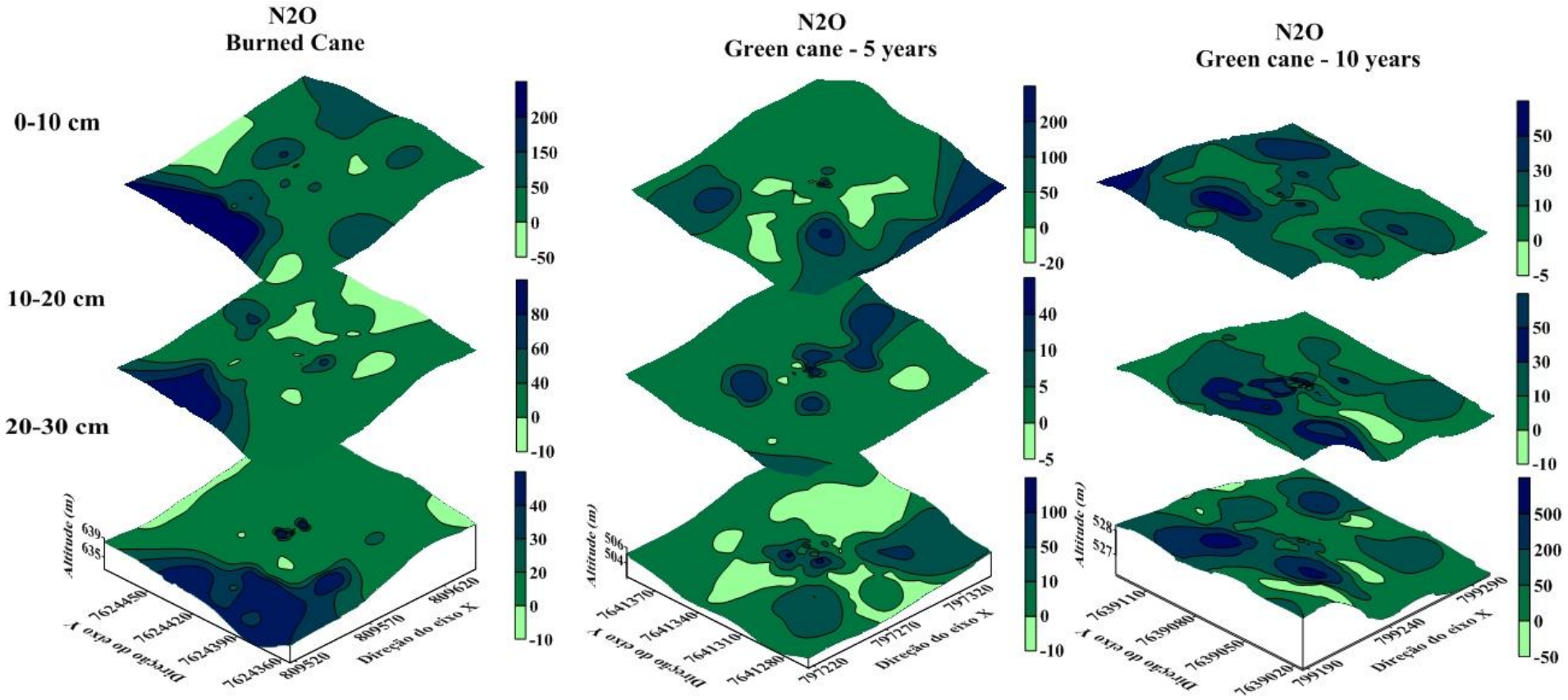


**Figure 4.4.** Maps of spatial distribution of soil $N_2O$ emission(ngN $gsoil^{-1}$ $day^{-1}$) in green cane 5 years, green cane 10 years and burned cane in 0.00-0.10, 0.10-0.20 and 0.20-0.30 m soil depth.

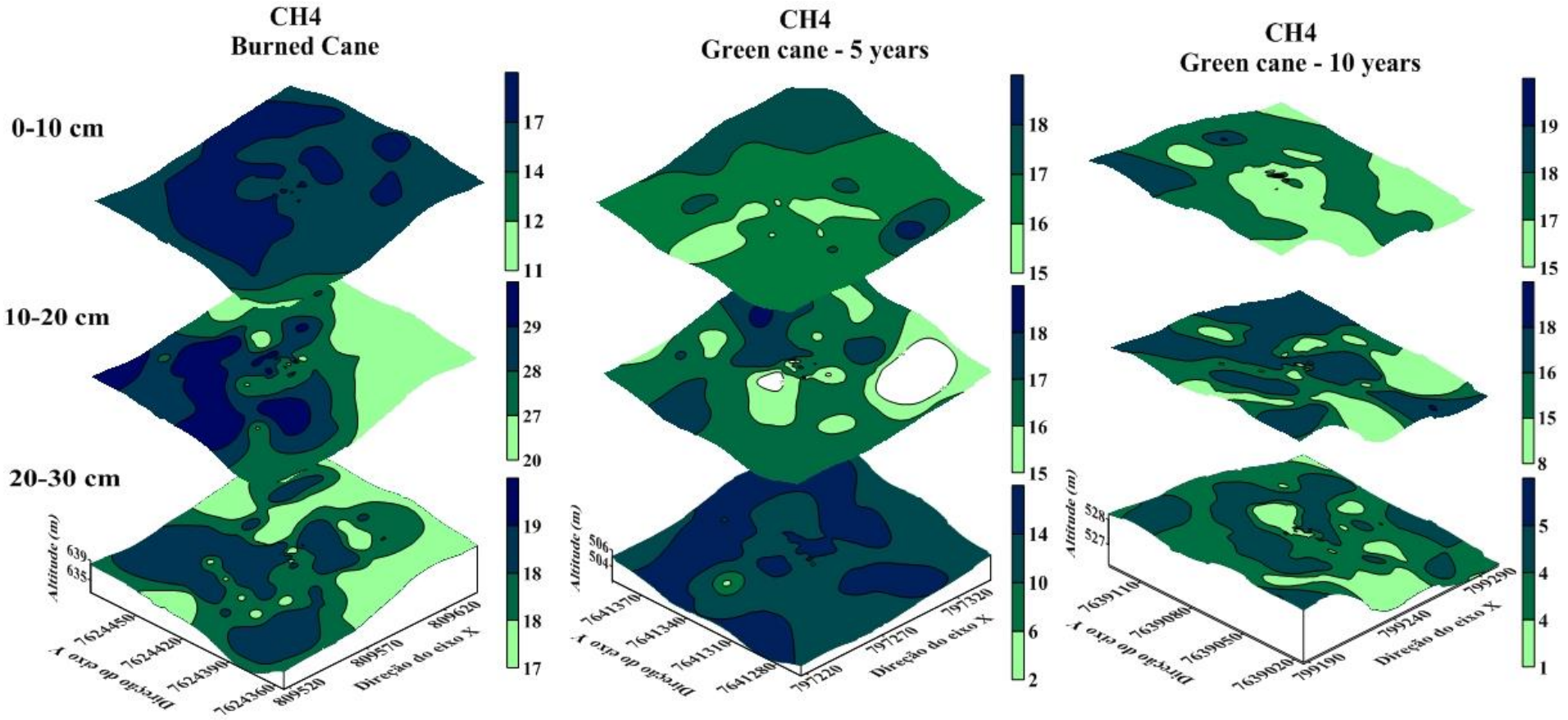


**Figure 4.5.** Maps of spatial distribution of soil $CH_4$ emission(ngC gsoil$^{-1}$ day$^{-1}$) in green cane 5 years, green cane 10 years and burned cane in 0.00-0.10, 0.10-0.20 and 0.20-0.30 m soil depth.

**Conclusion**

- The conventional burning and green harvest practices have significantly different $CO_2$ soil emissions.
- Topography was found to significantly influence $CO_2$ soil emissions in B and G-10 and no significantly to G-5.
- Higher $CO_2$ emissions were presumably related to higher soil microbial biomass.
- $N_2O$ and $CH_4$ soil emission showed low concentrations in the three sugarcane areas.
- $CO_2$, $N_2O$ and $CH_4$ emissions were, in general, higher for G-10 at high topography and for B at low topography.

## CONCLUSÕES

A emissão de $CO_2$ do solo foi maior no sistema de "cana crua" quando comparado ao de cana queimada, devido a presença de palhada sobre o solo no primeiro sistema. A palhada permanece no solo após a colheita mecanizada e é fonte de substrato à atividade microbiana do solo, refletindo em maior emissão de $CO_2$, que é o produto final da respiração dos organismos (macro e microrganismos) responsáveis pela decomposição de resíduos vegetais no solo. De fato, maior quantidade de microrganismos do solo foi detectada nas áreas de cana crua em relação a queimada, reforçando a ideia de interação entre biomassa microbiana e $CO_2$ do solo.

Apesar de maior emissão de $CO_2$ do solo na área de cana crua com 10 anos, o quociente microbiano, índice que avalia a eficiência da atividade microbiana no solo, foi maior nesta área experimental, indicando melhor conversão do carbono presente nos resíduos vegetais e no solo, assim, a maior emissão de $CO_2$ do solo não deve ser interpretada somente no sentido de perda de carbono no solo, mas como reflexo da alta atividade microbiana no processo de decomposição de resíduos no solo, que proporciona a síntese de inúmeras substâncias essenciais ao desenvolvimento das plantas.

Além disso, as diferentes épocas de avaliação da emissão de $CO_2$ (inverno e verão) não apresentaram oscilações significativas na área de cana crua por 10 anos, ao contrário do que ocorreu na área de cana crua com 5 anos, onde a emissão de $CO_2$ foi maior no período úmido. Isso pode ser indício de que a emissão de $CO_2$ em áreas de cana crua tende a se estabilizar em longo prazo com o a presença contínua de palhada e menor revolvimento do solo.

Os diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar avaliados evidenciaram maior densidade do solo nas áreas de "cana crua" devido o maior tráfego de máquinas agrícolas, apesar disso, os valores de densidade não configuraram situação prejudicial ao solo, o que foi confirmado pela avaliação de outros atributos como porosidade, agregados e resistência do solo à penetração que foram favoráveis nas áreas de cana crua, evidenciando os benefícios da palhada na estruturação do solo. E dentre os atributos físicos, a macroporosidade do solo mostrou forte interação com a emissão de $CO_2$, visto que a macroporosidade é responsável pela movimentação de gases no solo.

Os atributos químicos do solo apresentaram maiores valores nas áreas de cana crua devido proporcionado pela maior oferta de substratos, com exceção da saturação de bases e V% que foram maiores na área de cana queimada devido a grande quantidade de cinzas depositadas sobre

a superfície do solo, oriunda da queima prévia do canavial, o que contribui para a fertilização do solo com imediata adição de nutrientes minerais como K, Ca e Mg, aumentando, assim, a saturação de bases do solo.

Os resultados deste estudo evidenciaram a evolução que o sistema de manejo de "cana crua" representou no setor de cultivo de cana, principalmente pela deposição de resíduos sobre o solo, o que proporciona proteção e melhoria na qualidade física, química e microbiológica do solo. E com destaque para maior emissão de $CO_2$ do solo no sistema de cana crua, contrastando assim, com alguns resultados da literatura, e com a hipótese formulada.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS


ALEF, K.; NANNIPIERI, P. Estimation of microbial activities. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p.193-270.

ALEXANDER, D. B. Bacteria and Archaea. In: SYLVIA, D. M.; FUHRMANN, J. J.; HARTEL, P. G.; ZUBERER, D. A. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1999, p.44-71.

ALEXANDER, M. Mineralization and immobilization of nitrogen. In: **Introduction to Soil Microbiology** (ed. Alexander M), p.136-247. Wiley: New York. 1977.

ALVENÄS, G.; JANSSON, P.E. Model for evaporation, moisture and temperature of bare soil: calibration and sensitivity analysis. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.88, p.47-56, 1997.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients (q $CO_2$ and qMIC) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, p.251-255, 1990.

ARBEX, M. A.; SANTOS, U. P.; MARTINS, L. C.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Air pollution and the respiratory system. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v.38, p.643-655, 2012.

BALL, B. C. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. **European Journal of Soil Science**, v.64, p.357-373, 2013.

BLAIR, G. J., CHAPMAN, L., WHITBREAD, A. M., BALL-COELHO, B., LARSEN, P., TIESSEN, H. Soil carbon changes resulting from sugarcane trash management at two locations in Queensland, Australia, and in North-East Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, v.36, p.873-881, 1998.

BLAIR, N. Impact of cultivation and sugar-cane green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. **Soil and Tillage Research**, v.55, p.183-191, 2000.

BENEDINI, M. S.; DONZELLI, J. L. Desmistificando a colheita mecanizada da cana-de-açúcar. **Revista Coplana**, nov 2007, 3p. Disponível em http://www.coplana.com/gxpfiles/ws001/design/RevistaCoplana/2007/Outubro/pag26-28.pdf

BOCKMAN, O. C.; OLFS, H. W. Fertilizers, agronomy and $N_2O$. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.52, p.165-170, 1998.

BORDONAL, R. de O.; FIGUEIREDO, E. B.; AGUIAR, D. A.; ADAMI, M.; RUDORFF, B. F. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Greenhouse gas mitigation potential from green harvested sugarcane scenarios in São Paulo State, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v.59, p.195-207, 2013.

BORDONAL, R. de O.; FIGUEIREDO, E. D.; LA SCALA JÚNIOR, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest, considering other conservationist management practices. **Global Change Biology Bioenergy**, v.4, p.846-858, 2012.

BRAUN, M.; BAI, Y.; MCCONKEY, B.; FARRELL, R.; ROMO, J. T.; PENNOCK, D. Greenhouse gas flux in a temperate grassland as affected by landform and disturbance. **Landscape Ecology**, v.4, p.709-723, 2013.

BRITO, L. F.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Spatial variability of soil $CO_2$ emission in different topographic positions. **Bragantia**, v.69, p.19-27, 2010.

BRITO, L. F.; MARQUE JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; SOUZA, Z. M. Soil $CO_2$ emission of sugarcane fields as affected by topography. **Scientia Agricola**, v.66, p.77-83, 2009.

BURGIN, A. J.; GROFFMAN, P. M. Soil $O_2$ controls denitrification rates and $N_2O$ yield in a riparian wetland. **Journal of Geophysical Research**, v.117, G01010, 2012.

BURROUGH, P. A.; McDONNELL, R. A. **Principles of Geographical Information Systems**. New York: Oxford University Press, 1998. 333 p.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.1501-1511, 1994.

CAMPOS, D. C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima de cana-de-açúcar para o sequestro de carbono**. 2003. 103 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agrícola) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

CANELLAS, L. P.; VELOSSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhiço e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.935-944, 2003.

CANÇADO, J. E. D.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; LARA, L. B. L. S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; ARBEX, M. A.; ZANOBETTI, A.; BRAGA, A. L. F. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental Health Perspectives**, v.114, p.725-729, 2006.

CARBONELL-BOJOLLO, R.; TORRES, M. A. R. R de; RODRIGUEZ-LIZANA, A.; ORDÓNEZ-FERNÁNDEZ, R. Influence of soil and climate conditions on $CO_2$ emissions from agricultural soils. **Water Air Soil Pollution**, v.223, p.3425-3435, 2012.

CARMO, J. B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; SOUSA NETO, E. R. de; PITOMBO, L M.; DUARTE-NETO, P. J.; VARGAS, V. P.; ANDRADE, C. A.; GAVA, G. J. C; ROSSETTO, R.; CANTARELLA, H.; NETO, A. E.; MARTINELLI, L. A. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **Bioenergy**, v.5, p.267-280, 2013.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R. DE; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.277-289, 2010.

CARVALHO JÚNIOR, W.; SCHAEFER, C. E. G. R.; CHAGAS, C. S. Y. F. F.; ELPÍDIO, I. Análise multivariada de Argissolos da faixa atlântica brasileira. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, v.32, p.2081-2090, 2008.

CARVALHO, M. DE P. E.; SORATTO, R. P.; FREDDI, O. DA S. Variabilidade espacial de atributos físicos em um Latossolo Vermelho distrófico sob preparo convencional em Selvíria, estado de Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum**, v.24, p.1353-1361, 2002.

CARVALHO, S. R.; BRUAND, A.; HARDY, M.; LEPRUM, J. C.; JAMAGNE, M. Tassement des sols ferrallitiques Podzólico Vermelho Amarelo sous culture de canne à sucre (état de Rio de Janeiro, Brézil): apport d'une analyse de la porosité associée a une connaissance détaillée de la phase minérale. **Série Pedologie**, v.26, p.195-212, 1991.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEKI, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v.64, p.83-99, 2007.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin American. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J. D.; CERRI, C. E. P. (Eds.). **Carbon sequestration in soils of Latin American**. New York: The Haworth Press, 2006. v.1, p.41-47.

CERRI, D. G. P. **Desenvolvimento de um sistema de aplicação localizada de calcário a taxas variáveis**. 2001. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

CGMC - Coordenação Geral de Mudanças Globais de Clima no Brasil (2013) - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação-Brasil. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil.** Disponível em http://gvces.com.br/arquivos/177/EstimativasClima.pdf. Acesso em 04/10/2013.

CHAVEZ, L. F.; AMADO, T. . C.; BAYER, C.; LA SCALA, N.; ESCOBAR, L. F.; FIORIN, J. E.; CAMPOS, B-H. C. de. Carbon dioxide efflux in a Rhodic Hapludox as affected by tillage systems in southern brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.325-334, 2009.

CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Nitrogen mineralization from leaves and liter of tropical plants-relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p.49-55, 1994.

CORRADI, M. M.; PANOSSO, A. R.; MARTINS-FILHO, M. V.; LA SCALA JUNIOR, N. Crop residues on short-term $CO_2$ emissions in sugarcane production areas. **Engenharia Agrícola**, v.33, p.699-708, 2013.

CORRE, M. D.; SCHNABEL, R. R.; STOUT, W. L. Spatial and seasonal variation of gross nitrogen transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland. **Soil Biological and Biochemistry**, v.34, p.445-457, 2002.

DAMBREVILLE, C.; HALLET, S.; NGUYEN, C. MORVAN. T; GERMON, J. C.; PHILIPPOT, L. Structure and activity of the denitrifying communityin a maize-croppedȼeld fertilized with composted pig manure or ammonium nitrate. **FEMS Microbiology Ecology**, v.56, p.119-131, 2006.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxide. **BioScience**, v.50, p.667-680, 2000.

DAVIDSON, E. A.; SWANK, W. T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification. **Applied and Environmental Microbiology**, v.52, p.1287-1292, 1986.

DENMEAD, O. T.; MACDONALD, B. C. T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D. W. T.; WANGD, W. J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.150, p.748-756, 2010.

DUBEY, S. Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: a review. **Applied Ecology and Environmental Research**, v.3, p.1-27, 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997. 212p.

EPRON, D.; BOSC, A.; BONAL, D.; FREYCON, V. Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v.22, p.565-574, 2006.

EPRON, D.; NOUVELLON, Y.; ROUPSARD, O.; MOUVONDY, W.; MABIALA, A.; SAINT-ANDRE, L.; JOFFRE, R.; JOURDAN, J.; BONNEFOND, J. M.; BERBIGIER, P.; HAMEL, O. Spatial and temporal variations of soil respiration in a eucalyptus plantation in Congo. **Forest, Ecology and Management**, v.202, p.149-160, 2004.

FANG, C.; MONCRIEFF, J. B.; GHOLZ, H. L.; CLARK, K. L. Soil $CO_2$ efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. **Plant and Soil**, v.205, p.135-146, 1998.

FERREIRA, D. F. **Estatística Multivariada**. Lavras: Editora UFLA, 1 ed., 662p., 2008.

FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA JÚNIOR, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agricultural, Ecosystems and Environment**, v.141, p.77-85, 2011.

FLOWERS, M. D.; LAL, R. Axle load and tillage effects on soil physical properties and soybean grain yield on a mollic ochraqualf in northwest Ohio. **Soil and Tillage Research**, v.48, n.1-2, p.21-35, 1998.

GALDOS, M., CAVALETT, O., SEABRA, J. E. A., NOGUEIRA, L. A. H., BONOMI, A. Trends in global warming and human health impacts related to Brazilian sugarcane ethanol production considering black carbon emissions. **Applied Energy**, v.104, p.576-582, 2013.

GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, v.153, p.347-352, 2009.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA; L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p.159-170.

GARCIA, J. C. C.; SPERLING, E. V. Emissão de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol: estimativa nas fases de agricultura e industrialização em Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, p.217-222, 2010.

GOMES, J. B. V.; CURI, N.; MOTTA, P. E. F.; KER, J. C.; MARQUES, J. J. G. S. M.; SCHULZE, D. G. Análise de componentes principais de atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos do bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 137-153, 2004.

GOUTAL, N.; PARENT, F.; BONNAUD, P.; DEMAISON, J.; NOURISSON, G.; EPRON, D.; RANGER, J. Soil $CO_2$ concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. **European Journal of Soil Science**, v.63, p.261-271, 2012.

GUO, M.;WANG, X. F.; LI, J.; YI, K. P.; ZHONG, G. S.; WANG, H. M.; TANI, H. Spatial distribution of greenhouse gas concentrations in arid and semi-arid regions: A case study in East Asia. **Journal of Arid Environments**, v.91, p.119-128, 2013.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. **Análise multivariada de dados**. Porto Alegre: Bookman, 2005, 593 p.

HART, P. B. S.; AUGUST, J. A.; WEST, A. W. Long-term consequences of topsoil mining on select biological and physical characteristics of two New Zealand loessial soils under grazed pasture. **Land Degradation**, v.1, p.77-88, 1989.

HUANG, Y.; ZOU, J. W.; ZHENG, X. H.; WANG, Y. S.; XU, X. K. Nitrous oxid emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, v.36, p.973-981, 2004.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate. **Climate change 2007: technical summary: a report accepted by working group of the intergovernmental: panel on climate change**. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/>. Acesso em 17/08/2010.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **An introduction to applied geoestatistics**. New York: Oxford University Press, 1989. 561p.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycle and Agroecosystems**, v.82, p 161-173, 2008.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. **Soil biology and Biochemistry**, v.5, p.415-471, 1981.

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

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 5 ed. Upper Saddle River, Prentice Hall, 2002, 767 p.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v.23, p.178-200, 1958.

KANG, S.; DOH, S.; LEE, D.; LEE, D.; JIN, V. L.; KIMBALL, J. S. Topographic and climatic controls on soil respiration in six temperate mixed-hardwood forest slopes, Korea. **Global Change Biology**, v.9, p.1427-1437, 2003.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. et al. (Eds.). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling**. Part 1. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.499-510.

KHAN, K. S.; GATTINGER, A.; BUEGGER, F.; SCHLOTER, M.; JOERGENSEN, R. G. Microbial use of organic amendments in saline soils monitored by changes in the 13C/12C ratio. **Soil Biology and Biochemistry**, v.40, p.1217-1224, 2008.

KLEMEDTSSON, L., SVENSSON, B. H., ROSSWALL, T. Relationships between soil moisture content and nitrous oxide production during nitrification and denitrification. **Biology and Fertility of Soils**, v.6, p.106-111, 1988.

KONONOVA, M. M. **Humus of virgin and cultivated soils**. In J. E. Gieseking (Ed.), Soil components, v.1, p.475-526, 1975.

KOSUGI, Y.; MITANI, T.; ITOH, M.; NOGUCHI, S.; TANI, M.; MATSUO, N.; TAKANASHI, S.; OHKUBO, S.; NIK, A. R. Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.147, p.35-47, 2007.

LA SCALA JÚNIOR, N.; MENDONÇA, E. S.; SOUZA, J. J; PANOSSO, A. R.; SIMAS, F. N. B.; SCHAEFER, C. E. G. R. Spatial and temporal variability in soil $CO_2$ e C emissions and relation to soil temperature at King George Island, Maritime Antarctica. **National Institute of Polar research**, v.4, p.479-487, 2010.

LA SCALA JÚNIOR, N.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; CORÁ, J. E. Short-term temporal changes in the spatial variability model of $CO_2$ emissions from a Brazilian bare soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.1459-1462, 2000a.

LA SCALA JÚNIOR, N.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; CORÁ, J. E. Carbon dioxide emission related to chemical properties of a tropical bare soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.1469-1473, 2000b.

LAL, R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. **Advances in Agronomy**, v.71, p.145-191, 2000.

LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by $CO_2$ enrichment. **Soil and Tillage Research**, v.43, p.81-107, 1997.

LARA, L. L.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; VICTORIA, R. L.; FERRAZ, E. S. B. Properties of aerosols from sugar-cane burning emissions in southeastern Brazil. **Atmospheric Environment**, v.39, p.4627-4637, 2005.

LENKA, N. K.; LAL, R. Soil aggregation and greenhouse gas flux after 15 years of wheat straw and fertilizer management in a no-till system. **Soil and Tillage Research**, v.126, p.78-89, 2013.

LIMA, M. A. L.; LIGO, M. A. V.; CABRAL, O. M. R.; BOEIRA, R. C.; PESSOA, M. C. P. Y.; NEVES, M. C. **Emissão de gases de efeito estufa provenientes da queima de resíduos agrícolas no Brasil**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 60p. (Documento, 07).

LIN, Y. M.; TAY, J. H.; LIU, Y.; HUNG, Y. T. **Biological nitrification and denitrification processes**. In: WANG, L. K.; PEREIRA, N. C.; HUNG, Y. T. (Eds.). Biological treatment processes. New Jersey: Humana Press Inc.; 2009. p.539-588.

LIU, J.; JIANG, P.; WANG, H.; ZHOU, G.; WU, J; YANG, F.; QIAN, X. Seasonal soil $CO_2$ efflux dynamics after land use change from a natural forest to Moso bamboo plantations in sub-tropical China. **Forest Ecology and Management**, v.262, p.1131-1137, 2011.

LUCA, E. F.; FELLER, C.; CERRI, C. C.; BARTHES, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D. C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.789-800, 2008.

MA, W. K.; SCHAUTZ, A.; FISHBACK, L. E. E.; BEDARD-HAUGHN, A.; FARRELL, R. E.; SICILIANO, S. D. Assessing the potential of ammonia oxidizing bacteria to produce nitrous oxide in soils of a high arctic lowland ecosystem on Devon Island, Canada. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, p.2001-2013, 2007.

MACEDO, I. C.; NOGUEIRA, L. A. H. **Biocombustíveis**. Cadernos NAE 02-2005, Núcleo de Assuntos Estratégicos, PR, Brasília, Brasil, 2005. 233 p.

MACEDO, I. C.; LEAL, M. R. L. V.; SILVA, J. E. A. R. **Balanço das emissões de gases do efeito estufa na produção e no uso do etanol no Brasil**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2004. 37 p.

MAIA, J. L. T., RIBEIRO, M. R. Continuous sugarcane cropping and chemical modifications of a Fragiudult. Cultivo contínuo da cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo Amarelo fragipânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.1127-1132, 2004.

MAIER, M.; SCHACK-KIRCHNER, H.; HILDEBRAND, E. E.; HOLST, J. Pore-space $CO_2$ dynamics in a deep, well-aerated soil. **European Journal of Soil Science**, v.61, p.877-887, 2010.

MALHI, S. S., LEMKE, R. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. **Soil and Tillage Research**, v.96, p.269-283, 2007.

MANGALASSERY, S.; JOGERSTEN, S.; SPARKES, D. L.; STURROCK, C. J.; MOONEY, S. J. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. **Soil and Tillage Research**, v.132, p.39-46, 2013.

MARLAND, G.; WEST, T. O.; SCHLAMADINGER, B.; CANELLA, L. Managing soil organic carbon in agriculture: the net effect on greenhouse gas emissions. **Tellus**, v.55B, p.613-621, 2003.

MARQUES JÚNIOR, J. **Caracterização de áreas de manejo específico no contexto das relações solo-relevo**. 2009. 113 f. Tese (Livre-Docência) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

MARQUES, T. A.; SASSO, C. G.; SATO, A. M.; SOUZA, G. M. Queima do canavial: aspectos sobre a biomassa vegetal, fertilidade do solo e emissão de $CO_2$ para atmosfera. **Bioscience Journal**, v.25, p.83-89, 2009.

McCULLEY, R. L.; BURKE, I. C.; NELSON, J. A.; LAUENROTH, W. K.; KNAPP, A. K.; KELLY, E. F. Regional patterns in carbon cycling across the Great Plains of North America. **Ecosystems**, v.8, p.106-121, 2005.

MEDEIROS, J. C.; SILVA, A. P.; CERRI, C. E. P.; FRACETTO, F. J. C. Linking physical quality and $CO_2$ emission under long-term no-till and conventional-till in a subtropical soil in Brazil. **Plant and Soil**, v.338, p.5-15, 2011.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 295 p.

MONTANARI, R.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; SOUZA, Z. M. Forma da paisagem como critério para otimização amostral de latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.69-77, 2005.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2 ed. atual. Lavras: Editora UFLA, 2006, 729 p.

MUHAMMAD, W.; VAUGHAN, S. M.; DALAL, R. C.; MENZIES, N. W. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. **Biology and Fertility of Soils**, v.47, p.15-23, 2010.

NELSON, D. W.; SOMMER, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In R. H. Page D. R. Kenny (Eds.).**Methods of soil analysis**, II. Chemical and Microbiological properties (2 ed). Soil Science Society of America, Madison.

NIEMEYER, T.; NIEMEYER, M.; MOHAMED, A.; FOTTNER, S.; HARDTLE, W. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. **Applied Vegetation Science**, v.8, p.183-192, 2005.

NOBLE, A. D.; MOODY, P.; BERTHELSEN, S. Influence of changed management of sugarcane on some chemical properties in the humid wet tropics of north Qeensland. **Australian Journal of Soil Research**, v.41, p.1133-1144, 2003.

OHASHI, M.; GYOKUSEN, K. Temporal change in spatial variability of soil respiration on a slope of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, p.1130-1138, 2007.

OLIVEIRA, B. G.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, v.200-201, p.77-84, 2013.

PANOSSO, A. R.; MARQUES JÚNIOR, J.; MILORI, D. M. B. P.; FERRAUDO, A. S.; BARBIERI, D. M.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Soil $CO_2$ emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under Slash-and-burn and Green harvest. **Soil and Tillage Research**, v.111, p.190-196, 2011.

PANOSSO, A. R.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Spatial and temporal variability of soil $CO_2$ emission in a sugarcane area under green and slash-and-burn managements. **Soil and Tillage Research**, v.105, p.275-282, 2009.

PANOSSO, A. R.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; LA SCALA JÚNIOR, N. Variabilidade espacial da emissão de $CO_2$ em Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo. **Engenharia Agrícola**, v.28, p.227-236, 2008.

PARÉ, M. C.; BEDARD-HAUGHN, A. Landscape-scale N mineralization and greenhouse gas emissions in Canadian Cryosols. **Geoderma**, v.189-190, p.469-479, 2012.

PAULA, M.; PEREIRA, F. A. R.; ARIAS, E. R. A.; SCHEEREN, B. R.; SOUZA, C. C.; MATA, D. S. Fixação de carbono e a emissão dos gases de efeito estufa na exploração da cana-de-açúcar. **Ciência e Agrotecnologia**, v.34, p.633-640, 2010.

PENNOCK, D. J.; VAN KESSEL, C.; FARRELL, R. E.; SUTHERLAND, R. A. Landscape-scale variations in denitrification. **Soil Science Society American Journal**, v.56, p.770-776, 1992.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 284p.

RAZAFIMBELO, T.; BARTHÈS. B.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; DE LUCA, E. F.; LAURENT, J. Y.; CERRI, C. C.; FELLER, C. Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey Oxisol from southern Brazil. **Agriculture Ecosystem and Environment**, v.115, p.285-289, 2006.

RESENDE, A. S. de; SANTOS, A.; XAVIER, R. P.; COELHO, C. H.; GONDIM, A.; OLIVEIRA, O. C.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Efeito da queima da palhada da cana-de-açúcar e de aplicações de vinhaça e adubo nitrogenado em características tecnológicas da cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.937-941, 2006.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, Planta e Atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 1. ed. Barueri: Editora Manole, 2004. 478 p.

RIPOLI, T. C. C.; RIPOLI, M. L. C. **Biomassa de cana-de-açúcar: colheita, energia e ambiente**. Piracicaba: Barros Marques Editoração Eletrônica, 2004. 302 p.

ROLIM, J. S.; CAMARGO, M. P. B.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. F. Classificação climática de köppen e de thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, v.66, p.711-720, 2007.

SANTOS, D.; SOUZA, E. G. DE; NÓBREGA, L. H. P.; BAZZI, C. L.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. Variabilidade espacial de atributos físicos de um Latossolo Vermelho após cultivo de soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.843-848, 2012.

SCHEUNER, E. T.; MAKESCHIN, F.; WELLS, E. D.; CARTER, P. Q. Short-term impacts of harvesting and burning disturbance on physical and chemical characteristics for forest soil in western Newfoundland, Canada. **European Journal Forest Research**, v.123, p.321-330, 2004.

SCHLOTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J. C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.98, p.255-262, 2003.

SCHLOTZHAVER, S. D.; LITTELL, R. C. SAS: **system for elementary statistical analysis**. 2. ed. Cary, 1997. 905 p.

SHELTON, D. R.; SADEGHI, A. M.; McCARTY, G. W. Effect of soil water content on denitrification during cover crop decomposition. **Soil Science**, v.71, p.165-365, 2000.

SHRESTHA, R. K.; LAL, R.; RIMAL, B. Soil carbon fluxes and balances and soil properties of organically amended no-till corn production systems, **Geoderma**, v.197-198, p.117-185, 2013.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. $N_2O$ emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, v.8, p.015013, 2013.

SILVA-OLAYA, A. M.; CERRI, C. E. P.; LA SCALA JR., N.; DIAS, C. T. S.; CERRI, C. C. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, v.8, 015014, 2013.

SILVA, V. R.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Variabilidade espacial da resistência do solo à penetração em plantio direto. **Ciência Rural**, v.34, p.399-406, 2004.

SILVA, L. L. **Álcool e a nova ordem econômica mundial: frente parlamentar sucroalcooleira**. São Paulo: Segmento, 1996. p.60-63.

SKINNER, C.; GATTINGER, A.; MULLER, A.; MÄDER, P.; FLIE, A.; BACH; STOLZE, M.; RUSER, R.; NIGGLI, U. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management - A global meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v.468-469, p.553-563, 2014.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, v.54, p.779-791, 2003.

SMITH, J. H.; DOUGLAS, C. L. Wheat Straw Decomposition in the Field. **Soil Science Society of America**, v.35, p.269-272, 1971.

SIQUEIRA, D. S.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. The use of landforms to predict the variability of soil and orange attributes. **Geoderma**, v.155, p.55-66, 2010.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. D. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.63-76, 2011.

SISENANDO, H. A.; MEDEIROS, S. R. B.; ARTAX, P.; SALDIVA, P. H. N.; HACON, S. S. Micronucleus frequency in children exposed to biomass burning in the Brazilian Legal Amazon region: a control case study. **BMC Oral Health**, v.12, p.6-13, 2012.

SONG, Z.; YUAN, H.; KIMBERLEY, M. O.; JIANG, H.; ZHOU, G.; WANG, H. Soil $CO_2$ flux dynamics in the two main plantation forest types in subtropical China. **Science of the Total Environment**, v.444, p.363-368, 2013.

SOUZA, Z. M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Geoestatística e atributos do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Ciência Rural**, v.40, p.48-56, 2010.

SOUZA, Z. M.; BARBIERI, D.; MARQUES JR., J.; PEREIRA, G. T.; CAMPOS, M. C. C. Influência da variabilidade espacial de atributos químicos de um latossolo na aplicação de insumos para cultura de cana-de-açúcar. **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, p.371-377, 2007.

SOUZA, Z. M.; CAMPOS, M. C. C.; CAVALCANTE, I. H. L.; MARQUES JÚNIOR, J.; CESARIN, L. G.; SOUZA, S. R. Dependência espacial da resistência do solo à penetração e teor de água do solo sob cultivo de cana-de-açúcar. **Ciência Rural**, v.36, p.128-134, 2006.

SOUZA, Z. M.; PRADO, R. M.; PAIXÃO, A. C. S.; CESARIN, L. G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.271-278, 2005.

SPOKAS, K. A.; KOSKINEN, W. C.; BAKER, J. M.; REICOSKY, D. C. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. **Chemosphere**, v.77, p.574-581, 2009.

THANGARAJAN, R.; BOLAN, N. S.; TIAN, G.; NAIDU, R.; KUNHIKRISHNAN, A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of the Total Environment**, v.465, p.72-96, 2013.

TEIXEIRA, D. D. B.; BICALHO, E. S.; PANOSSO, A. R.; CERRI, C. E. P.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Spatial variability of soil $CO_2$ emission in a sugarcane area characterized by secondary information. **Scientia Agricola**, v.70, p.195-203, 2013.

TEIXEIRA, D. B.; PANOSSO, A. R.; CERRI, C. E. P.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Soil $CO_2$ emissions estimated by different interpolation techniques. **Plant and Soil**, v.345, p.187-194, 2011.

TOLEDO, T.; POHLAN, H. A. J.; GEHRKE, V.; LEYVA, G. Green sugarcane versus burned sugarcaneresults of six years in the Soconusco region of Chiapas, Mexico. **Sugar Cane International**, v.23, p.20-27, 2005.

TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, M. W.; VITTI, A. C.; GAVA, G. J. C.; BENDASSOLL, J. A. Perdas do nitrogênio da uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p.193-201, 2002.

UNICA – União das Indústrias de Cana-de-açúcar. **Relatório de acompanhamento de safra 2013/2014**. Disponível em http://www.unicadata.com.br. Acesso em 24/06/2010 e 25/10/2013.

VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soil fluxes of $CO_2$, CO, NO and $N_2O$ from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecology Applied**, v.14, p.221-231, 2004.

VIEIRA, S. R. **Geoestatística em estudos de variabilidade especial do solo**. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). Tópicos em ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.1-53, 2000.

VILAIN, G., GARNIER, J., TALLEC, G., CELLIER, P. Effect of slope position and land use on nitrous oxide ($N_2O$) emissions (Seine Basin, France). **Agriculture and Forest Meteorology**, v.150, p.1192-1202, 2010.

XU, M.; QI, Y. Soil surface $CO_2$ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. **Global Change Biology**, v.7, p.667-677, 2001.

WANG, F. L.; BETTANY, J. R. Methane emissions from a usually well-drained prairie soil after snowmelt and precipitation. **Canadian Journal Soil Science**, v.75, p.239-241, 1995.

WEIER, K. L. $N_2O$ and $CH_4$ consumption in sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p.1931-1941, 1999.

WESTERN, A. W.; GRAYSON, R. B.; BLÖSCHL, G.; WILLGOOSE, G. R.; MCMAHON T.A. Observed spatial organization of soil moisture and its relation to terrain indices. **Water Resources Research**, v.35, p.797-810, 1999.

WHITE, C. S.; MOORE, D. I.; HORNER, J. D.; GOSZ, J. R. Nitrogen mineralization-immobilization response to field N or C perturbations: an evaluation of a theoretical model. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, p.101-105, 1988.

# ANEXOS

**Tabela 5.1.** Estatística descritiva da emissão de $CO_2$ e umidade do solo em um Latossolo Vermelho com sistema de queima da cana-de-açúcar (N = 81).

| | **Emissão de $CO_2$ (µmol $CO_2$ $m^{-2}s^{-2}$)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ----------**2011** (dia juliano)---------- | | | | | | | | | ----------**2012** (dia juliano)---------- | | | | | | | | | |
| | 235 | 236 | 237 | 259 | 260 | 261 | 262 | 263 | **M** | 234 | 235 | 236 | 237 | 238 | 240 | 241 | 242 | 243 | **M** |
| Média | 1,30 | 1,45 | 1,58 | 1,75 | 1,52 | 1,61 | 1,53 | 2,70 | 1,68 | 1,29 | 1,49 | 1,46 | 1,36 | 1,41 | 1,50 | 1,75 | 1,65 | 1,61 | 1,50 |
| Mediana | 1,31 | 1,34 | 1,55 | 1,51 | 1,40 | 1,60 | 1,36 | 1,49 | 1,45 | 1,08 | 1,46 | 1,45 | 1,11 | 1,40 | 1,53 | 1,71 | 1,64 | 1,62 | 1,44 |
| Desvio padrão | 0,97 | 0,62 | 0,57 | 1,09 | 0,87 | 0,75 | 0,92 | 0,70 | - | 1,10 | 0,57 | 0,60 | 1,20 | 0,56 | 0,56 | 0,65 | 0,58 | 0,67 | - |
| Curtose | 13,59 | 3,10 | -0,48 | 32,06 | 13,46 | 4,70 | 9,29 | 0,07 | - | 32,63 | 1,03 | 0,18 | 8,89 | 0,69 | 0,94 | 11,32 | 3,21 | 7,84 | - |
| Assimetria | -1,99 | 1,22 | 0,33 | 4,66 | 2,57 | 1,38 | 2,51 | 0,68 | - | 4,81 | 0,69 | 0,24 | 2,49 | 0,58 | 0,01 | 1,95 | 0,96 | 1,59 | - |
| Mínimo | -4,31 | 0,33 | 0,34 | 0,28 | 0,20 | 0,32 | 0,24 | 0,35 | - | 0,08 | 0,32 | 0,06 | -0,46 | 0,34 | -0,25 | -0,27 | 0,42 | 0,22 | - |
| Máximo | 4,17 | 4,04 | 2,96 | 9,54 | 6,63 | 5,07 | 5,82 | 3,46 | - | 9,18 | 3,45 | 3,02 | 7,50 | 3,01 | 3,04 | 5,30 | 4,12 | 5,06 | - |
| CV (%) | 74,95 | 42,54 | 35,74 | 62,45 | 57,43 | 46,40 | 60,17 | 25,00 | - | 85,11 | 38,13 | 41,02 | 87,51 | 38,99 | 36,81 | 37,03 | 34,98 | 41,32 | - |
| P | $0,15^{ns}$ | 0,09 | $0,12^{ns}$ | $0,17^{ns}$ | $0,10^{ns}$ | 0,07 | $0,16^{ns}$ | $0,45^{ns}$ | - | $0,18^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | 0,06* | $0,19^{ns}$ | 0,09* | 0,07* | $0,16^{ns}$ | 0,07* | $0,11^{ns}$ | - |
| | **Umidade (%)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Média | 8,42 | 8,42 | 8,42 | 9,67 | 13,32 | 13,36 | 12,26 | 11,43 | 10,66 | 12,65 | 12,67 | 12,04 | 12,05 | 11,89 | 11,12 | 11,09 | 9,70 | 8,84 | 11,34 |
| Mediana | 8,00 | 8,00 | 8,00 | 10,00 | 13,00 | 13,00 | 12,00 | 11,00 | 10,38 | 12,00 | 12,00 | 12,00 | 12,00 | 12,00 | 11,00 | 11,00 | 10,00 | 9,00 | 11,22 |
| Desvio padrão | 1,46 | 1,46 | 1,46 | 1,44 | 2,31 | 1,73 | 1,88 | 1,55 | - | 1,84 | 1,96 | 1,23 | 1,72 | 1,08 | 0,83 | 1,85 | 1,66 | 1,30 | - |
| Curtose | -0,09 | -0,09 | -0,09 | 4,37 | 0,58 | 0,99 | 0,02 | 0,96 | - | 0,83 | 1,45 | 0,65 | -0,13 | 0,30 | -0,20 | 11,96 | 0,31 | -0,36 | - |
| Assimetria | 0,47 | 0,47 | 0,47 | 1,51 | 0,68 | 0,49 | 0,48 | 0,46 | - | 0,99 | 1,01 | 1,05 | 0,64 | 0,77 | 0,44 | -0,99 | 0,03 | 0,31 | - |
| Mínimo | 6,00 | 6,00 | 6,00 | 7,00 | 10,00 | 10,00 | 9,00 | 8,00 | - | 10,00 | 10,00 | 10,00 | 10,00 | 10,00 | 10,00 | 1,00 | 6,00 | 6,00 | - |
| Máximo | 12,00 | 12,00 | 12,00 | 16,00 | 21,00 | 19,00 | 18,00 | 16,00 | - | 19,00 | 20,00 | 16,00 | 17,00 | 15,00 | 13,00 | 17,00 | 14,00 | 12,00 | - |
| CV (%) | 17,30 | 17,30 | 17,30 | 14,90 | 17,36 | 12,98 | 15,36 | 13,55 | - | 14,48 | 15,34 | 10,14 | 14,22 | 9,06 | 7,39 | 16,60 | 17,01 | 14,60 | - |
| P | $0,16^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,22^{ns}$ | $0,12^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | - | $0,20^{ns}$ | $0,18^{ns}$ | $0,24^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,23^{ns}$ | $0,27^{ns}$ | $0,26^{ns}$ | $0,13^{ns}$ | $0,17^{ns}$ | - |

CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo que $^{ns}$ = não significativo a 5% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

**Tabela 5.2.** Estatística descritiva da emissão de $CO_2$ e umidade do solo em um Latossolo Vermelho com 5 anos de colheita mecanizada (N = 81).

| **Emissão de $CO_2$ (µmol $CO_2$ $m^{-2}s^{-2}$)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **----------2011** (dia juliano)---------- | | | | | | | | | **----------2012** (dia juliano)---------- | | | | | | | | | |
| | **235** | **236** | **237** | **259** | **260** | **261** | **262** | **263** | **M** | **178** | **179** | **180** | **181** | **182** | **183** | **184** | **185** | **186** | **M** |
| Média | 1,97 | 2,49 | 2,36 | 2,37 | 2,24 | 2,31 | 2,37 | 2,59 | 2,21 | 1,97 | 2,49 | 2,36 | 2,37 | 2,24 | 2,31 | 2,37 | 2,59 | 2,21 | 2,32 |
| Mediana | 1,68 | 2,16 | 2,01 | 2,12 | 2,01 | 2,15 | 2,19 | 2,38 | 2,18 | 1,68 | 2,16 | 2,01 | 2,12 | 2,01 | 2,15 | 2,19 | 2,38 | 2,18 | 2,10 |
| Desvio padrão | 1,22 | 1,16 | 1,21 | 0,86 | 0,96 | 0,91 | 0,97 | 0,95 | - | 1,22 | 1,16 | 1,21 | 0,86 | 0,96 | 0,91 | 0,97 | 0,95 | 1,22 | - |
| Curtose | 3,66 | 10,42 | 5,40 | 3,37 | 3,25 | 3,78 | 2,20 | 2,39 | - | 3,66 | 10,42 | 5,40 | 3,37 | 3,25 | 3,78 | 2,20 | 2,39 | 2,91 | - |
| Assimetria | 1,64 | 2,50 | 1,67 | 1,48 | 1,43 | 1,66 | 1,22 | 1,37 | - | 1,64 | 2,50 | 1,67 | 1,48 | 1,43 | 1,66 | 1,22 | 1,37 | -0,95 | - |
| Mínimo | -0,06 | 0,14 | -0,96 | 1,21 | 0,37 | 1,14 | 0,26 | 1,27 | - | -0,06 | 0,14 | -0,96 | 1,21 | 0,37 | 1,14 | 0,26 | 1,27 | -2,30 | - |
| Máximo | 7,03 | 8,72 | 7,43 | 6,04 | 6,08 | 5,80 | 5,68 | 6,18 | - | 7,03 | 8,72 | 7,43 | 6,04 | 6,08 | 5,80 | 5,68 | 6,18 | 5,55 | - |
| CV (%) | 55,67 | 89,82 | 105,63 | 74,38 | 245,88 | 68,68 | 152,87 | 168,37 | - | 63,03 | 47,96 | 52,31 | 36,24 | 42,57 | 40,71 | 40,93 | 36,57 | 56,54 | - |
| P | 0,11$^{ns}$ | 0,21$^{ns}$ | 0,12$^{ns}$ | 0,05 | 0,31$^{ns}$ | 0,18$^{ns}$ | 0,21$^{ns}$ | 0,22$^{ns}$ | - | 0,15$^{ns}$ | 0,15$^{ns}$ | 0,18$^{ns}$ | 0,15$^{ns}$ | 0,14$^{ns}$ | 0,11$^{ns}$ | 0,09$^{ns}$ | 0,12$^{ns}$ | 0,15$^{ns}$ | - |
| **Umidade (%)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Média | 14,40 | 14,40 | 14,40 | 9,49 | 12,07 | 10,93 | 12,85 | 11,48 | 12,50 | 37,27 | 41,31 | 43,33 | 33,32 | 44,53 | 44,59 | 39,42 | 29,12 | 33,12 | 38,45 |
| Mediana | 13,00 | 13,00 | 13,00 | 9,00 | 11,00 | 10,00 | 12,00 | 10,00 | 11,38 | 37,00 | 41,00 | 43,00 | 33,00 | 44,00 | 44,00 | 40,00 | 29,00 | 34,00 | 38,33 |
| Desvio padrão | 5,55 | 5,55 | 5,55 | 2,30 | 2,53 | 8,82 | 3,23 | 2,75 | - | 7,40 | 5,43 | 5,12 | 5,64 | 6,20 | 4,59 | 4,22 | 2,24 | 3,20 | - |
| Curtose | 0,30 | 0,30 | 0,30 | 0,31 | 2,42 | 75,60 | 7,03 | 5,28 | - | -0,75 | 0,07 | 2,31 | -0,45 | 1,62 | -0,27 | -0,03 | 0,03 | -1,27 | - |
| Assimetria | 0,88 | 0,88 | 0,88 | 1,01 | 1,39 | 8,56 | 2,07 | 2,17 | - | 0,15 | 0,49 | 0,66 | 0,43 | -0,52 | 0,06 | -0,28 | 0,15 | -0,05 | - |
| Mínimo | 7,00 | 7,00 | 7,00 | 7,00 | 8,00 | 6,00 | 9,00 | 9,00 | - | 21,00 | 30,00 | 32,00 | 23,00 | 21,00 | 32,00 | 29,00 | 25,00 | 27,00 | - |
| Máximo | 33,00 | 33,00 | 33,00 | 16,00 | 22,00 | 88,00 | 29,00 | 23,00 | - | 54,00 | 56,00 | 64,00 | 48,00 | 56,00 | 54,00 | 50,00 | 35,00 | 39,00 | - |
| CV (%) | 38,58 | 38,58 | 38,58 | 24,20 | 20,98 | 80,69 | 25,16 | 23,98 | - | 19,73 | 13,07 | 11,73 | 16,81 | 13,83 | 10,22 | 10,64 | 7,63 | 9,58 | - |
| P | 0,16$^{ns}$ | 0,16$^{ns}$ | 0,16$^{ns}$ | 0,20$^{ns}$ | 0,19$^{ns}$ | 0,36$^{ns}$ | 0,20$^{ns}$ | 0,23$^{ns}$ | - | 0,09* | 0,08* | 0,09* | 0,08* | 0,10$^{ns}$ | 0,06* | 0,09* | 0,12$^{ns}$ | 0,14$^{ns}$ | - |

CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo $^{ns}$ = não significativo a 1% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

**Tabela 5.3.** Estatística descritiva da emissão de $CO_2$ e umidade do solo em um Latossolo Vermelho com 10 anos de colheita mecanizada (N = 81).

| **Emissão de CO2 (µmol $CO_2$ $m^{-2}s^{-2}$)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **----------2011** (dia juliano)---------- | | | | | | | | | **----------2012** (dia juliano)---------- | | | | | | | | | |
| | **235** | **236** | **237** | **259** | **260** | **261** | **262** | **263** | **M** | **178** | **179** | **180** | **181** | **182** | **183** | **184** | **185** | **186** | **M** |
| Média | 2,54 | 3,51 | 2,72 | 2,95 | 2,45 | 2,32 | 2,25 | 2,32 | 2,63 | 2,79 | 3,06 | 2,93 | 2,92 | 2,66 | 3,00 | 2,82 | 2,90 | 2,95 | 2,89 |
| Mediana | 2,25 | 2,87 | 2,33 | 2,73 | 2,25 | 2,13 | 2,05 | 2,02 | 2,33 | 2,08 | 2,45 | 2,48 | 2,38 | 2,16 | 2,51 | 2,36 | 2,51 | 2,42 | 2,37 |
| Desvio padrão | 1,70 | 1,99 | 1,32 | 1,79 | 1,12 | 1,00 | 1,02 | 1,00 | - | 1,48 | 1,26 | 2,06 | 2,31 | 2,35 | 2,25 | 2,22 | 2,24 | 1,11 | - |
| Curtose | 10,59 | 3,67 | 3,55 | 19,91 | 14,66 | 12,53 | 6,25 | 6,23 | - | 11,93 | 5,95 | 2,66 | 2,66 | 2,79 | 2,48 | 2,20 | 1,41 | 4,45 | - |
| Assimetria | 2,62 | 1,92 | 1,75 | 3,85 | 2,84 | 2,74 | 2,10 | 2,11 | - | 2,73 | 2,09 | 1,62 | 1,60 | 1,62 | 1,61 | 1,42 | 1,31 | 1,89 | - |
| Mínimo | 0,06 | 1,36 | 1,06 | 0,69 | 0,76 | 0,93 | 0,87 | 0,90 | - | 0,42 | 0,80 | 0,96 | 0,00 | 0,43 | 0,88 | -0,06 | 0,75 | 0,96 | - |
| Máximo | 11,79 | 11,22 | 7,54 | 13,93 | 9,10 | 7,94 | 7,02 | 6,93 | - | 13,67 | 11,66 | 8,42 | 8,71 | 8,43 | 8,27 | 7,58 | 7,31 | 8,90 | - |
| CV (%) | 67,15 | 56,54 | 48,45 | 60,57 | 45,84 | 43,10 | 45,45 | 42,96 | - | 66,51 | 58,89 | 52,41 | 57,44 | 58,30 | 51,58 | 50,97 | 47,79 | 52,34 | - |
| P | 0,19$^{ns}$ | 0,22$^{ns}$ | 0,15$^{ns}$ | 0,20$^{ns}$ | 0,11$^{ns}$ | 0,12$^{ns}$ | 0,16$^{ns}$ | 0,16$^{ns}$ | - | 0,14$^{ns}$ | 0,14$^{ns}$ | 0,18$^{ns}$ | 0,18$^{ns}$ | 0,19$^{ns}$ | 0,17$^{ns}$ | 0,18$^{ns}$ | 0,14$^{ns}$ | 0,16$^{ns}$ | - |
| **Umidade (%)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Média | 8,43 | 8,43 | 10,98 | 9,75 | 9,07 | 14,41 | 9,63 | 10,51 | 10,15 | 31,37 | 29,96 | 29,67 | 33,36 | 27,83 | 28,57 | 28,31 | 29,86 | 28,15 | 29,68 |
| Mediana | 8,00 | 8,00 | 11,00 | 9,00 | 8,00 | 14,00 | 9,00 | 9,00 | 9,50 | 32,00 | 30,00 | 30,00 | 33,00 | 27,00 | 28,00 | 28,00 | 30,00 | 28,00 | 29,56 |
| Desvio padrão | 2,82 | 2,82 | 1,80 | 3,59 | 2,81 | 3,33 | 2,86 | 11,61 | - | 5,38 | 5,08 | 4,34 | 4,77 | 6,95 | 5,85 | 2,50 | 5,60 | 2,88 | - |
| Curtose | 0,01 | 0,01 | 1,42 | 1,45 | 1,81 | -0,78 | 0,59 | 72,61 | - | -0,70 | -0,49 | 2,38 | -0,03 | -0,77 | -0,24 | -0,50 | 0,45 | 2,32 | - |
| Assimetria | 0,70 | 0,70 | 1,13 | 1,24 | 1,23 | 0,44 | 0,40 | 8,30 | - | -0,17 | 0,30 | -0,65 | -0,15 | 0,22 | -0,11 | 0,30 | 0,64 | 0,94 | - |
| Mínimo | 3,00 | 3,00 | 8,00 | 5,00 | 5,00 | 9,00 | 1,00 | 0,00 | - | 20,00 | 21,00 | 14,00 | 20,00 | 15,00 | 15,00 | 23,00 | 20,00 | 23,00 | - |
| Máximo | 16,00 | 16,00 | 17,00 | 22,00 | 19,00 | 22,00 | 17,00 | 111,00 | - | 41,00 | 43,00 | 40,00 | 45,00 | 42,00 | 42,00 | 35,00 | 45,00 | 40,00 | - |
| CV (%) | 33,44 | 33,44 | 16,36 | 36,84 | 31,01 | 23,14 | 29,67 | 110,48 | - | 33,36 | 16,85 | 14,54 | 14,21 | 24,83 | 20,35 | 8,77 | 18,63 | 10,15 | - |
| P | 0,1 $^{ns}$ | 0,15$^{ns}$ | 0,19$^{ns}$ | 0,16$^{ns}$ | 0,17$^{ns}$ | 0,14$^{ns}$ | 0,15$^{ns}$ | 0,34$^{ns}$ | - | 0,17$^{ns}$ | 0,09* | 0,10$^{ns}$ | 0,06* | 0,08* | 0,06* | 0,13$^{ns}$ | 0,10$^{ns}$ | 0,09$^{ns}$ | - |

CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo $^{ns}$ = não significativo a 1% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

**Tabela 5.4.** Estatística descritiva da macro, micro e porosidade total de um Latossolo Vermelho nos sistemas de cana queimada (CQ), cana crua por 5 anos (CC-5) e cana crua por 10 anos (CC-10) nas profundidades de coleta do solo de 0,00-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-30 m (N = 81).

| | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Macroporosidade ($m^3$ $m^3$) | | | Microporosidade ($m^3$ $m^{-3}$) | | | Porosidade total ($m^3$ $m^3$) | | |
| | | | | **0,00-0,10 m** | | | | | |
| Média | 0,20 | 0,20 | 0,23 | 0,37 | 0,36 | 0,26 | 0,57 | 0,56 | 0,50 |
| Mediana | 0,20 | 0,19 | 0,23 | 0,37 | 0,34 | 0,27 | 0,57 | 0,53 | 0,50 |
| Desvio padrão | 0,03 | 0,08 | 0,05 | 0,02 | 0,06 | 0,06 | 0,03 | 0,09 | 0,06 |
| Curtose | 0,13 | 11,93 | 3,51 | -0,12 | 2,87 | 5,65 | -0,12 | 9,51 | 0,46 |
| Assimetria | 0,57 | 2,74 | 0,97 | 0,33 | 1,66 | -0,50 | -0,10 | 2,91 | -0,22 |
| Mínimo | 0,15 | 0,04 | 0,11 | -0,63 | 0,28 | 0,03 | 0,49 | 0,46 | 0,32 |
| Máximo | 0,28 | 0,63 | 0,44 | 0,43 | 0,56 | 0,50 | 0,64 | 0,97 | 0,63 |
| CV (%) | 15,00 | 41,72 | 21,74 | 4,23 | 16,33 | 23,61 | 6,05 | 17,09 | 11,99 |
| P | $0,11^{ns}$ | $0,24^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | $0,14^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,10^{ns}$ | $0,24^{ns}$ | 0,09 |
| | | | | **0,10-0,20 m** | | | | | |
| Média | 0,18 | 0,19 | 0,23 | 0,36 | 0,34 | 0,25 | 0,55 | 0,53 | 0,48 |
| Mediana | 0,19 | 0,19 | 0,22 | 0,37 | 0,33 | 0,25 | 0,54 | 0,52 | 0,48 |
| Desvio padrão | 0,02 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | 0,04 | 0,06 |
| Curtose | 0,25 | 2,25 | -0,02 | 2,07 | 6,43 | 4,30 | -0,80 | 0,46 | 4,71 |
| Assimetria | 0,19 | 0,38 | -0,04 | -0,58 | -0,34 | 0,78 | 0,39 | 0,79 | 0,94 |
| Mínimo | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,26 | 0,14 | 0,11 | 0,49 | 0,45 | 0,31 |
| Máximo | 0,25 | 0,34 | 0,31 | 0,43 | 0,47 | 0,42 | 0,62 | 0,66 | 0,73 |
| CV (%) | 15,13 | 21,49 | 19,05 | 7,00 | 12,47 | 16,87 | 5,41 | 8,19 | 11,74 |
| P | $0,14^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | 0,08 | $0,14^{ns}$ | $0,17^{ns}$ | $0,14^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,14^{ns}$ | 0,09 |
| | | | | **0,20-0,30 m** | | | | | |
| Média | 0,18 | 0,19 | 0,22 | 0,36 | 0,33 | 0,25 | 0,54 | 0,52 | 0,47 |
| Mediana | 0,18 | 0,19 | 0,22 | 0,36 | 0,33 | 0,24 | 0,54 | 0,51 | 0,47 |
| Desvio padrão | 0,03 | 0,06 | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,06 | 0,06 |
| Curtose | 1,39 | 5,23 | -0,20 | 2,42 | 7,66 | 4,45 | 2,11 | 6,32 | 1,96 |
| Assimetria | -0,06 | 0,88 | -0,14 | 0,33 | -0,15 | 1,65 | -0,54 | 1,37 | 1,03 |
| Mínimo | 0,09 | 0,03 | 0,13 | 0,29 | 0,12 | 0,18 | 0,39 | 0,35 | 0,39 |
| Máximo | 0,25 | 0,48 | 0,30 | 0,46 | 0,48 | 0,43 | 0,63 | 0,82 | 0,70 |
| CV (%) | 14,91 | 33,42 | 13,50 | 7,21 | 13,58 | 16,15 | 6,97 | 11,71 | 12,08 |
| P | $0,10^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | 0,09 | $0,12^{ns}$ | $0,17^{ns}$ | $0,12^{ns}$ | $0,10^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | 0,10 |

CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo $^{ns}$ = não significativo a 1% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

**Tabela 5.5.** Estatística descritiva de atributos físicos de um Latossolo Vermelho nos sistemas de cana queimada (CQ), cana crua por 5 anos (CC-5) e cana crua por 10 anos (CC-10) nas profundidades de coleta do solo de 0,00-0,10 m (N = 81).

| | **Atributos Físicos (0.0-0.10 m)** | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** |
| | **DMP** | | | **Ds** | | | **RP** | | | **Areia** | | | **Argila** | | | **Silte** | | |
| | **---------- mm --------** | | | **------- kg $m^{-3}$ -------** | | | **------- Mpa -------** | | | **---------- g $kg^{-1}$ ----------** | | | | | | | | |
| Média | 1,64 | 1,40 | 1,75 | 1,19 | 1,27 | 1,38 | 2,81 | 5,05 | 3,24 | 75,9 | 225,01 | 330,92 | 552,1 | 522,57 | 531,57 | 371,9 | 252,28 | 133,19 |
| Mediana | 1,63 | 1,28 | 1,70 | 1,19 | 1,27 | 1,37 | 2,63 | 4,69 | 3,32 | 73,0 | 207,50 | 343,50 | 556,0 | 531,25 | 532,00 | 368,2 | 249,00 | 125,00 |
| Desvio padrão | 0,46 | 0,47 | 0,50 | 0,12 | 0,14 | 0,14 | 0,96 | 1,39 | 1,18 | 14,3 | 62,87 | 62,41 | 39,2 | 59,86 | 31,50 | 34,7 | 36,33 | 29,55 |
| Curtose | -0,23 | -0,65 | 0,23 | -0,25 | 0,06 | -0,14 | 2,61 | 2,37 | 1,17 | 8,8 | 1,95 | 30,41 | 1,2 | -0,90 | 2,53 | 0,6 | 1,87 | 5,05 |
| Assimetria | 0,42 | 0,50 | 0,64 | 0,23 | -0,07 | 0,12 | 1,17 | 0,94 | 0,60 | 2,3 | 1,39 | -4,84 | -0,8 | -0,40 | 0,42 | 0,6 | -0,16 | 2,21 |
| Mínimo | 0,79 | 0,67 | 0,71 | 0,94 | 0,86 | 1,07 | 1,25 | 2,15 | 0,56 | 47,0 | 145,00 | 0,00 | 431,5 | 396,50 | 350,00 | 305,5 | 136,00 | 101,50 |
| Máximo | 2,68 | 2,50 | 3,06 | 1,50 | 1,59 | 1,72 | 6,76 | 10,21 | 7,45 | 149,0 | 452,00 | 495,00 | 626,0 | 620,50 | 541,00 | 477,0 | 352,00 | 243,50 |
| CV (%) | 27,75 | 33,86 | 28,50 | 10,08 | 11,01 | 10,29 | 34,30 | 27,57 | 36,50 | 18,77 | 27,76 | 8,73 | 7,06 | 11,37 | 7,25 | 9,28 | 14,31 | 22,04 |
| P | 0,07 | $0,12^{ns}$ | $0,09^{ns}$ | 0,06 | 0,04 | 0,04 | $0,16^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,12^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,14^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | $0,12^{ns}$ | $0,10^{ns}$ | $0,12^{ns}$ | $0,09^{*}$ | $0,10^{ns}$ | $0,24^{ns}$ |

DMP= diâmetro médio ponderado; Ds= densidade do solo; RP= resistência do solo à penetração; CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo $^{ns}$ = não significativo a 1% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

**Tabela 5.6.** Estatística descritiva de atributos microbiológicos de um Latossolo Vermelho nos sistemas de cana queimada (CQ), cana crua por 5 anos (CC-5) e cana crua por 10 anos (CC-10) na profundidade de coleta do solo de 0,00-0,20 m (N = 81).

| | **Atributos Microbiológicos (0.0-0.20 m)** | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** | **CQ** | **CC5** | **CC10** |
| | **Carbono orgânico** | | | **Respiração Basal** | | | **Biomassa microbiana** | | | **$qCO_2$** | | | **qMIC** | | |
| | **------- g $Kg^{-1}$ -------** | | | **$\mu gCO_2\, g^{-1}\, dia^{-1}$** | | | **$\mu gC\, g^{-1}\, dia^{-1}$** | | | **$\mu gC\text{-}CO_2$ µg C-Biomas $dia^{-1}$** | | | **µgC µg C-Biomas $dia^{-1}$** | | |
| Média | 2,95 | 3,24 | 2,53 | 165,45 | 58,20 | 37,44 | 103,46 | 181,94 | 189,05 | 0,86 | 0,37 | 0,28 | 6,90 | 5,84 | 7,391 |
| Mediana | 3,01 | 3,01 | 2,48 | 163,35 | 51,65 | 32,60 | 100,35 | 176,43 | 166.19 | 0,85 | 0,28 | 0,22 | 6,98 | 5,58 | 6,229 |
| Desvio padrão | 0,32 | 0,90 | 0,36 | 88,95 | 30,06 | 17,58 | 88,95 | 91,44 | 91.21 | 0,49 | 0,22 | 0,21 | 2,20 | 3,22 | 5,019 |
| Curtose | -0,31 | 1,41 | 7,30 | 0,10 | 0,82 | 3,50 | 0,45 | 2,81 | 1,33 | 0,30 | 0,41 | 4,38 | 1,08 | 4,58 | 3,080 |
| Assimetria | 0,06 | 1,28 | 1,62 | 0,79 | 0,99 | 1,74 | 0,23 | 1,25 | 1,07 | 0,83 | 1,01 | 1,83 | 0,36 | 1,52 | 1,486 |
| Mínimo | 2,18 | 2,11 | 1,65 | 47,49 | 10,30 | 16,70 | 18,85 | 42,28 | 20,70 | 0,16 | 0,05 | 0,04 | 0,66 | 1,41 | 0,834 |
| Máximo | 3,76 | 6,24 | 4,36 | 411,63 | 148,30 | 101,70 | 371,90 | 534,57 | 616,11 | 2,32 | 0,98 | 1,17 | 13,74 | 20,54 | 28,256 |
| CV (%) | 10,59 | 27,63 | 14,20 | 53,76 | 51,66 | 46,95 | 31,65 | 50,26 | 62,57 | 56,96 | 59,78 | 75,37 | 31,73 | 54,71 | 67,48 |
| p | $0,12^{ns}$ | $0,20^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,09^{*}$ | $0,14^{ns}$ | $0,14^{ns}$ | $0,08^{*}$ | $0,10^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | $0,18^{ns}$ | $0,14^{ns}$ | $0,05^{*}$ | $0,10^{*}$ | $0,13^{ns}$ |

$qCO_2$= quociente metabólico; qMIC= quociente microbiano; CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo $^{ns}$ = não significativo a 1% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

**Tabela 5.7.** Estatística descritiva de atributos químicos de um Latossolo Vermelho nos sistemas de cana queimada (CQ), cana crua por 5 anos (CC-5) e cana crua por 10 anos (CC-10) na profundidade de coleta do solo de 0,00-0,20 m (N = 81).

**Atributos Químicos (0.0-0.20 m)**

| | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 | CQ | CC5 | CC10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **MO** | | | **CTC** | | | **pH** | | | **P** | | | **S** | | | **K** | |
| Média | 3,93 | 4,31 | 3,37 | 15,00 | 8,23 | 8,23 | 5,22 | 4,82 | 4,82 | 15,89 | 32,34 | 32,34 | 0,78 | 0,48 | 0,48 | 7,34 | 7,26 | 7,26 |
| Mediana | 4,00 | 4,00 | 3,30 | 14,80 | 8,09 | 8,09 | 5,20 | 2,80 | 2,80 | 15,00 | 24,00 | 24,00 | 0,66 | 0,40 | 0,40 | 5,90 | 5,40 | 5,40 |
| Desvio padrão | 0,42 | 1,20 | 0,48 | 1,35 | 1,14 | 1,14 | 0,13 | 0,26 | 0,26 | 5,54 | 20,29 | 20,29 | 0,36 | 0,27 | 0,27 | 4,75 | 4,86 | 4,86 |
| Curtose | -0,31 | 1,41 | 7,30 | 0,97 | 16,88 | 16,88 | 2,88 | 0,58 | 0,58 | 7,70 | 2,59 | 2,59 | 0,51 | 2,34 | 2,34 | 0,58 | 0,31 | 0,31 |
| Assimetria | 0,06 | 1,28 | 1,62 | 0,75 | 2,90 | 2,90 | 0,76 | 0,51 | 0,51 | 2,02 | 1,61 | 1,61 | 0,95 | 1,56 | 1,56 | 1,25 | 1,15 | 1,15 |
| Mínimo | 2,90 | 2,80 | 2,20 | 12,38 | 6,30 | 6,30 | 4,90 | 4,20 | 4,20 | 5,00 | 10,00 | 10,00 | 0,23 | 0,15 | 0,15 | 2,00 | 2,00 | 2,00 |
| Máximo | 5,00 | 8,30 | 5,80 | 19,50 | 15,20 | 15,20 | 5,70 | 5,60 | 5,60 | 44,00 | 110,00 | 110,00 | 2,00 | 1,40 | 1,40 | 19,60 | 19,60 | 19,60 |
| CV (%) | 10,63 | 27,65 | 14,20 | 8,96 | 13,72 | 13,72 | 2,47 | 5,34 | 5,34 | 34,67 | 62,34 | 62,34 | 45,24 | 55,49 | 55,49 | 64,27 | 66,51 | 66,51 |
| P | $0,11^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,10^{ns}$ | $0,08^{*}$ | $0,08^{*}$ | $0,21^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,17^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | $0,15^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,16^{ns}$ |
| | | **Ca** | | | **B** | | | **Cu** | | | **Fe** | | | **Mn** | | | **Zn** | |
| Média | 8,93 | 4,17 | 3,13 | 0,26 | 0,30 | 0,28 | 6,49 | 10,94 | 10,53 | 40,63 | 40,62 | 129,46 | 30,98 | 20,45 | 12,54 | 4,02 | 2,46 | 8,06 |
| Mediana | 9,00 | 4,10 | 3,10 | 0,30 | 0,30 | 0,30 | 6,40 | 10,00 | 6,50 | 38,00 | 38,00 | 130,00 | 29,10 | 20,00 | 11,75 | 4,00 | 2,30 | 6,00 |
| Desvio padrão | 1,02 | 0,95 | 0,92 | 0,09 | 0,12 | 0,09 | 1,38 | 2,45 | 14,90 | 12,29 | 11,31 | 20,06 | 10,20 | 4,54 | 3,88 | 0,74 | 1,23 | 5,44 |
| Curtose | 0,30 | 0,54 | 8,97 | 0,04 | -0,13 | 0,20 | -0,22 | 4,83 | 21,04 | 3,60 | 7,65 | 0,72 | 1,57 | 0,40 | 4,40 | 0,74 | 19,07 | 4,51 |
| Assimetria | 0,28 | 0,69 | 1,89 | 0,42 | 0,46 | 0,67 | 0,11 | 1,71 | 4,49 | 1,40 | 2,22 | 0,00 | 1,10 | 0,52 | 1,48 | 0,43 | 3,95 | 2,09 |
| Mínimo | 6,80 | 2,50 | 1,60 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 3,50 | 6,00 | 3,20 | 21,50 | 23,50 | 71,50 | 14,00 | 10,00 | 5,00 | 2,00 | 1,00 | 3,00 |
| Máximo | 11,50 | 7,30 | 8,00 | 0,50 | 0,60 | 0,50 | 10,00 | 21,00 | 95,00 | 94,50 | 96,50 | 184,00 | 68,00 | 34,50 | 30,00 | 6,20 | 9,50 | 30,00 |
| CV (%) | 11,35 | 56,35 | 29,05 | 35,58 | 22,63 | 32,04 | 21,20 | 17,30 | 140,57 | 30,05 | 37,81 | 15,40 | 32,72 | 22,22 | 30,77 | 18,23 | 27,67 | 67,10 |
| P | $0,08^{*}$ | $0,12^{ns}$ | $0,12^{ns}$ | $0,22^{ns}$ | $0,09^{*}$ | $0,23^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | $0,10^{ns}$ | $0,34^{ns}$ | $0,13^{ns}$ | $0,19^{ns}$ | $0,07^{*}$ | $0,11^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | $0,11^{ns}$ | $0,16^{ns}$ | $0,23^{ns}$ |

MO= matéria orgânica (%); CTC= capacidade de troca catiônica (cmolc $dm^{-3}$); p= fósforo (mg/$dm^{-3}$); S= enxofre (mg/$dm^{-3}$); K=potássio (cmolc $dm^{-3}$); Ca= cálcio (cmolc $dm^{-3}$); B= boro (mg $dm^{-3}$); Cu= cobre (mg $dm^{-3}$); Fe= ferro (mg $dm^{-3}$); Mn= manganês (mg $dm^{-3}$); Zn= zinco (mg $dm^{-3}$); CV = coeficiente de variação; p = estatística do teste Kolmogorov-Smirnov, sendo $^{ns}$ = não significativo a 1% de probabilidade e * = significativo ao nível de 1% de probabilidade.