Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Decomposição da palha de cana-de-açúcar em áreas de expansão de cultivo
no Brasil

Letícia Leal Varanda

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2018

Letícia Leal Varanda
Engenheira Agrônoma

Decomposição da palha de cana-de-açúcar em áreas de expansão de cultivo no Brasil
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Varanda, Letícia Leal

Decomposição da palha de cana-de-açúcar em áreas de expansão de cultivo no Brasil / Letícia Leal Varanda. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2018.

51 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Alterações do C e N 2. Etanol celulósico 3. Qualidade do solo 4.
MEV I. Título

DEDICATÓRIA

Dedico à minha família, meus pais e irmão, e ao meu namorado, que sempre me apoiaram e incentivaram a alcançar meus objetivos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a meus pais, pela vida e base sólida de princípios, amor, carinho e educação que me proporcionam todos os dias. Sem vocês, nada seria possível. Ao meu irmão, pela cumplicidade e amizade, assim como você faz por mim, torço sempre pela sua felicidade. Ao meu namorado, por estar sempre presente garantindo que todo o apoio e otimismo necessários para meu sucesso nunca falem, você é meu maior companheiro, meu amor. A vocês, o meu obrigada mais do que especial.

A minha família, em especial minhas queridas Avó Sebastiana e Tia Naná, pela torcida, orações e por estarem sempre presentes. Sou abençoada por contar com vocês.

Ao meu orientador Carlos Eduardo P. Cerri, obrigada por abrir as portas a uma das maiores oportunidades da minha vida. Sem a sua orientação, conhecimento e incentivo, o meu crescimento pessoal e profissional não seria o mesmo ao longo da Pós-Graduação. Ao Maurício Cherubin, obrigada pela paciência, dedicação e auxílio em todos os momentos necessários, especialmente nas dificuldades. Não tenho dúvidas que sua carreira acadêmica será tão promissora quanto dos nossos maiores exemplos, Professor Cerri (*in memoriam*) e Ado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ/USP, pela excelente estrutura física e acadêmica, garantindo uma formação de alto nível para seus alunos, bem como o desenvolvimento de projetos de pesquisa com resultados concretos.

A todos que contribuíram durante as viagens de coleta das amostras, em especial Bruno, Gabriel, Lana, Vinicius, Hendril, Nino e Priscila, o apoio e dedicação de vocês foi essencial para garantir o sucesso dos experimentos.

Aos companheiros do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental/CENA, Sandra, Guilherme, Jean, Zezinho, Marquinho, Dagmar, Ralf e Margato, obrigada pela companhia diária e contribuições durante as análises.

Ao Grupo Raízen e Programa Funtec/BNDES, agradeço pelo apoio financeiro ao projeto “*Tecnologia para o aproveitamento de palha da cana-de-açúcar no tripé geração de energia, produção de etanol de segunda geração e produtividade da cultura canavieira*” (Projeto #14.2.0773.1) no qual a presente dissertação é parte central para atingir os objetivos propostos.

As Usinas Jataí, Caarapó e Tarumã agradeço pela disponibilização das áreas experimentais e apoio técnico na implantação e coleta dos experimentos.

Ao CNPq, agradeço pela bolsa de estudos nos quatro meses iniciais do curso de mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, agradeço pela concessão da bolsa de estudos (Processo nº 2016/08214-8).

Enfim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADA!

EPÍGRAFE

“Pensem grande... o tempo para isto é o mesmo tempo de pensar pequeno e que não agrega valor. ”

(Anderson Varanda, ao ensinar para seus filhos como as possibilidades são infinitas e que para alcançá-las, antes de agir, você precisa querer)

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	9
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1. IMPORTÂNCIA DA CULTURA PARA O BRASIL	11
2.2. A PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR E O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO	12
2.3. ALTERAÇÕES VISUAIS DA PALHA APÓS O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO	15
3. MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1. DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO	17
3.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	20
3.3. COLETA DAS AMOSTRAS E ANÁLISES	22
3.4. MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA	22
3.5. ANÁLISE DOS DADOS	23
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1. DINÂMICA DA DECOMPOSIÇÃO DA PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR NA REGIÃO DE EXPANSÃO DE CULTIVO NO BRASIL	25
4.2. ALTERAÇÕES DO C E N NA DECOMPOSIÇÃO	31
4.3. ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO BIOQUÍMICA DO RESÍDUO SOBRE A SUPERFÍCIE DO SOLO	34
4.4. ALTERAÇÕES VISUAIS NA PALHA EM DECOMPOSIÇÃO	36
4.5. DECOMPOSIÇÃO DA PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR NA REGIÃO CENTRO-SUL DO BRASIL	39
5. CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS	45

RESUMO

Decomposição da palha de cana-de-açúcar em áreas de expansão de cultivo no Brasil

Compreender a dinâmica da decomposição da palha de cana-de-açúcar fora da região tradicional de cultivo no Brasil é primordial devido à crescente expansão da cultura englobando os estados de GO, MS e PR. Sendo assim, um experimento de campo foi conduzido nestas regiões de expansão de cultivo da cultura para avaliar a decomposição de quantidades iniciais de palha deixadas na superfície do solo (3, 6 e 12 Mg ha⁻¹) em função das condições edafoclimáticas. Estas quantidades de palha foram estudadas visando compreender os impactos do manejo de remoção da palha no processo de decomposição deste resíduo cultural. A perda de massa da matéria de seca foi quantificada após 1, 4, 8 e 10 meses, enquanto o conteúdo de carbono (C), nitrogênio (N) e composição bioquímica da palha (i.e. celulose, hemicelulose e lignina) foram avaliados no início e final do experimento para acompanhar as alterações ao longo de um ciclo da cultura. Do mesmo modo, alterações visuais na palha em decomposição foram avaliadas através da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). A perda de massa foi ajustada por um modelo exponencial, o qual foi capaz de representar acuradamente o padrão da decomposição da palha ao longo do tempo. Diferenças significativas entre os locais foram observadas para a perda de massa e C, diretamente ligadas a redução no conteúdo de celulose e hemicelulose. Na área experimental do MS houve uma redução na massa do resíduo 30% maior para as maiores quantidades de palha sobre o solo e uma liberação de C 35% maior quando comparado com as áreas em GO e PR. Após dez meses de decomposição, a relação C:N entre os tratamentos apresentou um decaimento linear, equivalente a 65:1 e 41:1 para a menor e maior quantidade de resíduo, sendo correlacionado com a menor (65%) e maior (76%) perda de massa, respectivamente. A redução da relação C:N está associada com o aumento relativo na concentração de N da palha ao final do estudo, variando de 4,5 a 9,4 g N kg⁻¹ com um aumento gradativo entre as quantidades crescentes de resíduo. Após um ciclo de cultivo, houve alterações visuais na palha em decomposição, possivelmente em função da perda dos componentes bioquímicos. Sendo assim, foi possível concluir que uma menor taxa de remoção da palha de cana-de-açúcar proporciona um aumento na taxa de decomposição (maior perda de massa ao longo do tempo), implicando em maiores contribuições para o estoque de C e qualidade do solo. De forma geral, a perda de massa após um ciclo de decomposição é semelhante entre a região brasileira tradicional e de expansão de cultivo da cana-de-açúcar, entretanto, é possível que fatores locais como umidade, microrganismos e textura do solo, favoreçam a decomposição ocasionando diferenças na perda de massa entre os locais.

Palavras-chave: Alterações do C e N; Manejo de resíduos; Qualidade do solo; MEV

ABSTRACT

Sugarcane straw decomposition in the expansion region of cultivation in Brazil

The comprehension of sugarcane straw decomposition dynamics outside the traditional cultivation region in Brazil is relevant due to the increasing culture expansion encompassing GO, MS and PR states. Thus, a field experiment was conducted in these crop expansion regions to evaluate the decomposition of different straw amounts left on soil surface (3, 6 and 12 Mg ha⁻¹) as a function of soil and climatic conditions. These amounts of straw were studied in order to understand the impacts of straw removal management in the decomposition process of this residue. The dry mass (DM) loss was quantified after 1, 4, 8 and 10 months, while the carbon content (C), nitrogen (N) and biochemical composition of the straw (i.e. cellulose, hemicellulose and lignin) were measured in the beginning and at the end of the experiment to follow the changes throughout a crop cycle. Likewise, visual changes in the decomposing straw were evaluated through Scanning Electron Microscopy (SEM). The DM loss was adjusted by an exponential model, which was able to accurately represent the pattern of straw decomposition over time. Significant differences between sites were observed for DM and C loss, directly linked to the reduction in cellulose and hemicellulose content. The MS site lost 30% more DM in the largest amounts of straw and 35% more C when compared to GO and PR sites. After 10 months of decomposition, the C:N ratio between treatments presented a linear decay, equivalent to 65:1 and 41:1 for the lowest and highest amount of straw, being correlated with the lowest (65%) and highest (76%) DM loss, respectively. The reduction in the C:N ratio was associated with the relative increase in the straw-N concentration at the end of the study, varying from 4.5 to 9.4 g N kg⁻¹ with a gradual increase between increasing amounts of straw. After a crop cycle the sugarcane straw change visually, possible due to loss of biochemical compounds. Thus, it was possible to conclude that a lower rate of sugarcane straw removal induces an increase in the decomposition rate (higher DM loss over time), implying higher contributions to C stock and soil quality. Generally, DM loss after a decomposition cycle is similar between Brazil's traditional and sugarcane-expansion cultivation regions, however, it is possible that local factors as moisture, microorganisms and soil texture favor decomposition causing differences in DM loss between sites.

Keywords: Straw C and N changes; Litter management; Soil quality; SEM

1. INTRODUÇÃO

A cana-de-açúcar caracteriza-se como uma das principais matérias-primas responsáveis pela produção de biocombustíveis. O etanol de primeira geração proveniente da cultura contribui largamente com a demanda mundial crescente dessa fonte de energia renovável em substituição aos combustíveis fósseis. Recentemente, a produção do etanol de segunda geração (2G), ou etanol celulósico, a partir dos restos culturais (palha e bagaço) está sendo aprimorada para complementar a produção de biocombustíveis. O Brasil encontra-se na liderança dessa produção e fomenta um dos mais eficientes sistemas de produção agroenergético a partir da cana-de-açúcar em nível global. Além disso, a sustentabilidade do sistema em função da redução na emissão dos gases do efeito estufa é um dos grandes destaques quando comparado com outras fontes de energia.

Com a expansão da cultura e do setor sucroenergético, o sistema de cultivo foi aprimorado e tecnificado. A palha, antes queimada no campo para facilitar a colheita manual, após a introdução da colheita mecanizada passou a ser disposta sobre a superfície do solo, ocasionando a disponibilidade de maiores quantidades em função da produção média entre as variedades de 7-30 Mg ha⁻¹ de matéria seca (MS). Devido ao novo cenário, esse resíduo tornou-se foco de pesquisas a fim de compreender suas funcionalidades e garantir seu melhor aproveitamento. Quando presente no solo, a palha confere impactos agronômicos positivos tais como, proteção física contra o impacto da gota de chuva, redução do processo erosivo, maior umidade e redução da temperatura na camada superficial do solo em função da menor evapotranspiração. Além disso, devido ao processo de decomposição, a palha proporciona a ciclagem de nutrientes e maior atividade microbiológica, contribuindo assim com a formação de matéria orgânica e aumento do estoque de carbono do solo.

A decomposição é controlada pela biomassa microbiana presente no solo e pelos fatores que favorecem o desenvolvimento desses microrganismos. Em escala global, as condições climáticas (temperatura média anual e precipitação pluviométrica) e a qualidade do resíduo (composição bioquímica e relação C:N) são os principais fatores que contribuem com a atividade microbiológica, entretanto, em escala regional/local, é possível adicionar ainda a umidade e textura do solo como importantes controladores desse processo. A palha da cana-de-açúcar apresenta relação C:N em torno de 80-100:1, caracterizando-se como um resíduo de baixa qualidade, e altos teores de celulose, hemicelulose e lignina, o que confere alto grau de recalcitrância e, consequentemente, decomposição relativamente lenta. Em função das diferenças edafoclimáticas, a palha da cana-de-açúcar apresenta diferentes taxas de decomposição, implicando em diferentes quantidades remanescentes desse resíduo ao longo de um ciclo de cultivo. Esse excedente não decomposto, pode ocasionar impactos negativos no solo como por exemplo, condições favoráveis para a ocorrência de pragas e elevada liberação de N₂O proveniente da alta atividade microbiológica.

A palha no campo confere qualidade ao solo, entretanto, torna-se necessário avaliar uma quantidade adequada de resíduo a ser deixado sobre a superfície em função da taxa de decomposição. Considerando que atualmente a demanda pela palha na indústria para fins energéticos é alta, garantir o melhor aproveitamento desse resíduo é primordial, uma vez que, o excedente não decomposto que é removido do campo contribui com a produção de biocombustíveis e/ou bioenergia e evita impactos agronômicos negativos. Diversos estudos já

foram conduzidos no estado de São Paulo com o objetivo de avaliar essa taxa de decomposição, entretanto, nenhum deles abrange os estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Paraná conjuntamente, regiões estas caracterizadas como de expansão de cultivo da cana-de-açúcar no Brasil.

Nesse sentido, o presente estudo baseia-se nas seguintes hipóteses:

i) regiões com condições edafoclimáticas distintas apresentam taxas de decomposição variadas, sendo que, regiões com altas temperaturas e precipitação pluviométrica possuem uma decomposição mais acelerada, implicando que quantidades superiores de palha sejam deixadas sobre a superfície do solo em comparação a regiões com baixas temperaturas e precipitações.

ii) a taxa de decomposição é diretamente proporcional a quantidade de palha sobre a superfície do solo.

A partir disso, o objetivo da presente dissertação foi determinar a taxa de decomposição de diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar depositadas sobre o solo na região de expansão de cultivo da cultura no país e, avaliar as alterações no conteúdo de C, N e composição bioquímica da palha ao longo de um ciclo de cultivo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Importância da cultura para o Brasil

A cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) foi inicialmente introduzida no país para a produção de açúcar nos engenhos e ganhou destaque na economia brasileira devido à comercialização dessa commodity e produção de etanol. A cultura evidenciou-se novamente a partir dos anos 2000 com a criação do PROINFA – Programa de Incentivo a Fontes Alternativas, devido à possibilidade de utilizar os restos culturais (palha e bagaço) para a geração de energia renovável de baixo custo (HASSUANI et al., 2005; HOFSETZ e SILVA, 2012), tanto para utilização das usinas de cana-de-açúcar quanto pelo excedente vendido para subestações de energia. Além disso, a preocupação global com a substituição dos combustíveis fósseis por fontes renováveis (SU et al., 2015), ocasionaram uma demanda crescente por biocombustíveis com grande destaque para o etanol proveniente da cultura (CERRI et al., 2010).

Atualmente, o país se encontra como líder na produção mundial de etanol de cana-de-açúcar, com uma estimativa de produção para a safra 2017/18 de 26,5 bilhões de litros, sendo o estado de São Paulo responsável por mais de 50% da área total de plantio (CONAB, 2017). Contudo, nos últimos anos, a cultura se expandiu principalmente para os estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Paraná, as quais representam juntas 24% da área plantada no Brasil (CONAB, 2017). Tal expansão contribui com a necessidade de maior produção de etanol em função do aumento no consumo dos biocombustíveis, o que representa um importante papel no combate as mudanças climáticas e mitigação do aumento da temperatura média global, conforme previsto no acordo da Conferência das Partes - COP 21 (2015), uma vez que, caracteriza-se como uma alternativa para reduzir a emissão de gases do efeito estufa.

Considerando a importância do Brasil para suprir a demanda global por biocombustíveis, o país possui três grandes frentes para aumentar sua produção de bioetanol. Inicialmente, o aumento da produtividade nos canaviais, devido ao melhoramento genético da cultura impulsionado a partir de 1972 com a criação do Planalsucar (Programa Nacional de Melhoramento da Cana-de-Açúcar) e a adoção de práticas adequadas de manejo como a manutenção da palha sobre o solo, que se consolida como uma ferramenta essencial para garantir impactos agrônômicos positivos ao solo; a agricultura de precisão e o cultivo mínimo (DINARDO-MIRANDA et al., 2008; FURTADO et al., 2011; SURENDRAN et al., 2016). Entretanto, o melhoramento genético é um processo lento, demorando em média 10 anos para o lançamento de uma nova variedade. E ainda, o tradicionalismo dos produtores aliado à qualidade genética de alguns materiais, faz com que grande parte da área cultivada com cana-de-açúcar no Brasil seja com variedades que possuem mais de 20 anos no mercado.

A segunda frente, ou seja, a expansão das áreas de cultivo de cana-de-açúcar, se caracteriza como uma alternativa viável e imediata para o aumento da produção de bioetanol através da mudança do uso da terra (MUT), especialmente de áreas de pastagens (LAPOLA et al., 2010; 2014; GOMDEMBERG et al., 2014), a fim de reduzir o desmatamento para implantação de novas áreas agrícolas (ALKIMIM et al., 2015). Segundo Goldemberg et al. (2014), a projeção para a demanda por etanol em 2021 pode se encaixar em três cenários: (i) 61,6 bilhões L, (ii) 96,4 bilhões L e (iii) 176,2 bilhões L e, para suprir tal demanda foi estimado a necessidade de

6,4; 12,8 e 27,5 Mha de terra adicionais, respectivamente. No Brasil, essa expansão pode ocorrer devido à abundante disponibilidade de áreas de pastagens (~196 Mha) manejada extensivamente e de baixa produtividade.

Estudos demonstram que a conversão de pastagens mal manejadas e/ou degradadas em cultivo de cana-de-açúcar melhora as propriedades químicas do solo, resultando em maior disponibilidade de nutrientes, redução da acidez e recuperação parcial da qualidade do solo em curto prazo (< 5 anos) devido à aplicação de calcário e fertilizantes (CHERUBIN et al., 2015; 2016a). Em contrapartida, as propriedades físicas e biológicas, bem como a estocagem de carbono do solo podem ser negativamente afetadas pelo uso intenso de maquinário, porém, a adoção de práticas que incrementam o teor de matéria orgânica do solo (MOS) e minimizam a compactação, podem aumentar a sustentabilidade do sistema (FRANCO et al., 2015; 2016; CHERUBIN et al., 2016b).

Atualmente, como terceira alternativa para aumentar a produção de bioetanol, muitas pesquisas com cana-de-açúcar estão voltadas para o aprimoramento de uma nova tecnologia que visa a produção do etanol celulósico ou etanol de segunda geração (2G) (SOCCOL et al., 2010). O combustível é gerado utilizando como matéria prima os resíduos culturais provenientes da cana-de-açúcar (bagaço e palha) e é produzido pela fermentação dos açúcares da biomassa lignocelulósica, incrementando a produção de etanol de forma sustentável uma vez que, utiliza um material residual sem a necessidade de aumentar a área de plantio e possivelmente competir com outras culturas de interesse econômico (SINDHU et al., 2016).

2.2. A palha de cana-de-açúcar e o processo de decomposição

O aumento na produção de palha nos canaviais ocorreu a partir da implantação da colheita mecanizada, em função da aprovação do Decreto de Lei Estadual nº 47.700 de 11 de março de 2003, que regulamenta a Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002 e dispõe sobre a eliminação gradativa da despalha a fogo (SÃO PAULO, 2003). Antes queimada previamente a colheita, atualmente a palha pode ser utilizada para três finalidades: manutenção da qualidade do solo, bioenergia na indústria e produção do etanol 2G. Apesar do elevado potencial energético das folhas secas (MENANDRO et al., 2017) e do complemento à produção de biocombustíveis, a manutenção da palha sobre a superfície do solo após a colheita promove diversos impactos agrônômicos positivos (CARVALHO et al., 2016; CHERUBIN et al., 2017), tais como, a proteção da superfície do solo contra o impacto direto da chuva (VALIM et al., 2016), menor erosão do solo (LEAL et al., 2013), maior infiltração de água no solo (DOS ANJOS et al., 2017), abundância microbológica (CARVALHO et al., 2016), manutenção da umidade e redução da variação de temperatura do solo (AWE et al., 2015). Além de tais benefícios, a decomposição da palha proporciona a ciclagem de nutrientes (FORTES et al., 2012) e eleva os teores de matéria orgânica na camada superficial do solo (CERRI et al., 2011), conferindo qualidade e sustentabilidade ao sistema de produção.

A ciclagem de nutrientes pela mineralização da palha pode ser caracterizada como um dos principais benefícios da presença desse resíduo sobre a superfície do solo. A decomposição dos resíduos em superfície caracteriza-se como a principal fonte de entrada de C, contribuindo em média, três vezes mais com o aumento

do estoque de C em comparação com o sistema radicular (CARVALHO et al., 2017). Fortes et al. (2012) encontraram uma transferência de nutrientes da palha para o sistema solo-planta, em kg ha⁻¹, de 12,7 N; 0,7 P; 43,1 K; 18,2 Ca; 8,0 Mg e 4,6 S após quatro ciclos da cana-de-açúcar. Em experimento de curto prazo, Souza et al. (2012) encontraram altos valores de P, K, Ca e Mg no solo em cana sem queima, atribuindo tal resultado a decomposição da palha deixada sobre o solo. Apesar das variadas taxas de transferência de nutrientes descritas por outros autores (DE OLIVEIRA et al., 2002; FORTES et al., 2013), o potencial de ciclagem de nutrientes da palha fica evidente a partir da análise elementar do material, a qual demonstra bons teores de N, K, P, Ca e Mg (FRANCO et al., 2013), resultando assim, em maior disponibilidade de nutrientes para o solo. Essa transferência para o solo ocorre via decomposição ou lavagem da palha e caracteriza-se como uma importante fonte nutricional da cultura a longo prazo, entretanto, tal contribuição não é considerada no manejo da fertilização (FORTES et al., 2012).

As variedades de cana-de-açúcar diferem em relação a produção de palha, sendo entre 7 e 30 Mg ha⁻¹ MS uma produção residual descrita na literatura (MANECHINI, 1997; PAES e OLIVEIRA, 2005; ROMERO et al., 2007; FRANCO et al., 2013). A decomposição da palha ocorre pela ação da biomassa microbiana através do processo denominado mineralização, no qual os componentes solúveis facilmente degradáveis são decompostos nos estágios iniciais, liberando grande parte dos elementos minerais (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, NH⁴⁺, SO₄²⁺, entre outros), enquanto os componentes orgânicos complexos (i.e. lignina e ceras) permanecem remanescentes ao final do processo (COÛTEAUX et al., 1995), uma vez que, apenas organismos específicos conseguem realizar a “quebra” desses componentes em compostos mais simples (açúcares, aminoácidos, entre outros) (AUSTIN e BALLARÉ, 2010). A velocidade na qual esta transformação se processa é conhecida como taxa de decomposição (*k*) e varia de acordo com as condições edafoclimáticas regionais (DAVIDSON e JANSSENS, 2006; WALL et al., 2008; BLAGODATSKAYA et al., 2016). Fatores como temperatura média anual, precipitação pluviométrica anual (HEIMANN e REICHSTEIN, 2008), qualidade do material e textura, umidade e estrutura do solo, implicam diretamente na taxa de decomposição da palha (BUTENSCHOEN et al., 2011; GARCÍA-PALACIOS et al., 2013) em função do favorecimento e/ou retardamento da atividade microbológica.

No Brasil, o processo de decomposição já foi avaliado em algumas regiões. No estado de São Paulo, Ramos et al. (2016) avaliaram a taxa de decomposição de diferentes quantidades remanescentes de palha e concluíram que não houve alterações na taxa de decomposição nem na mineralização do carbono, celulose, hemicelulose e lignina em função da maior ou menor remoção da palha após um ciclo de cana soca. Em condições não-limitantes de temperatura e umidade, Yamaguchi et al. (2016) também observaram que a quantidade inicial de palha sobre a superfície do solo não afeta a taxa de decomposição do resíduo. Em contrapartida, Pimentel et al. (2017), ao avaliar a decomposição de diferentes quantidades de palha por dois anos consecutivos, encontraram que a remoção de palha afetou significativamente a perda de MS no segundo ano de estudo. Sousa Jr et al. (2017), ao estudar a influência das quantidades 3,5; 7,0; 14,0 e 21,0 Mg ha⁻¹ MS palha sobre o solo, concluíram que após um ano de decomposição as maiores quantidades de resíduo apresentaram maior decomposição e perda de C e N.

O processo de decomposição apresenta duas fases, as quais correspondem a disponibilidade relativa de C e N (ROBERTSON e THORBURN, 2007a). Nas primeiras semanas após o aporte do resíduo, ocorre o

chamado “efeito priming” (LUO et al., 2016). Nessa fase, os componentes solúveis facilmente degradáveis são incorporados à biomassa microbiana em altas taxas, resultando em uma eficiente formação de matéria orgânica do solo (COTRUFO et al., 2015) ao mesmo tempo que parte do C mineralizado é liberado para a atmosfera na forma de CO₂ através da respiração microbiana. Devido à alta relação C:N (80-100:1) da palha de cana-de-açúcar, essa fase ainda é caracterizada pela mineralização do C e imobilização do N em função da alta demanda dos microrganismos por esse nutriente ao longo da decomposição (MEIER et al., 2006; FORTES et al., 2012). A segunda do processo de decomposição é caracterizada pela redução da relação C:N (<50:1) devido a perda de MS e C (ROBERTSON e THORBURN, 2007a) e, pela mineralização do N. Quando a concentração dos componentes ricos em N é reduzida e componentes recalcitrantes, como celulose, ceras e lignina permanecem no resíduo, a taxa de decomposição tende a reduzir (COÛTEAUX et al., 1995; JENSEN et al., 2005). A representação do processo de decomposição ocorre através de modelos exponenciais da perda de massa de MS ao longo do tempo. Olson (1963) propôs que após um ano de decaimento de massa através da atividade biológica e “quebra” física do material, a fração remanescente seria expressa pela equação $X_t = X_o \cdot e^{-kt}$. Esse modelo demonstra com clareza as duas fases da decomposição descritas anteriormente.

A dinâmica da decomposição ocorre principalmente em função da qualidade do material (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013), o que envolve a relação C:N e o conteúdo de celulose, hemicelulose e lignina presente no resíduo (SANTOS et al., 2012). A composição média desses carboidratos estruturais na palha de cana-de-açúcar é de 30-40% celulose, 25-29% hemicelulose e 18-24% lignina, com variações entre as diferentes variedades (SANTOS et al., 2012; MENANDRO et al., 2017). A celulose é o polímero natural de maior ocorrência no mundo e a lignina, depois da celulose, é a macromolécula mais abundante dentre os compostos lignocelulósicos (SANTOS et al., 2012). A decomposição da celulose e hemicelulose são o principal fator que explicam a variabilidade na mineralização do C, enquanto o conteúdo de lignina explica apenas uma pequena proporção dessa variabilidade (JENSEN et al., 2005). Com isso, as perdas de C ao longo da decomposição estão ligadas principalmente a descarboxilação do conteúdo celular e da hemicelulose (DE OLIVEIRA et al., 2002). A composição e organização dos constituintes da lignina variam de uma espécie para outra e atuam como uma barreira física que é recalcitrante a degradação enzimática, o que impede o acesso dos microrganismos a compostos lábeis de C (AUSTIN e BALLARÉ, 2010).

Considerando o clima e a qualidade do material como os maiores preditores globais da taxa de decomposição, torna-se necessário avaliar a quantidade ideal de palha a ser deixada sobre o solo em regiões contrastantes para que o excedente possa ser utilizado pela indústria, evitando assim, impactos negativos pela presença do resíduo não decomposto. Ao avaliar a influência de diferentes sistemas de manejo da palha na produtividade da cultura, Campos et al. (2010) observaram que, quando comparado com o tratamento de palha aleirada, o tratamento com palha em área total apresentou a menor produtividade e maior infestação de cigarrinha-da-cana (*Mahanarva fimbriolata*) no período de maior pluviosidade. Em estudo sobre o efeito do manejo agrícola nas emissões de N₂O, Fracetto et al. (2017) encontraram que a maior emissão desse gás do efeito estufa ocorre na presença da palha sobre a superfície do solo, uma vez que, a camada de resíduo promove condições favoráveis à comunidade microbiana denitrificante e, conseqüentemente, maior emissão de N₂O.

Apesar dos benefícios da utilização da palha de cana-de-açúcar para atingir a demanda mundial por biocombustíveis, ainda existem muitos questionamentos sobre o impacto da retirada da palha da superfície do solo e quanto deve ser destinado para a produção de etanol, bem como o quanto deixar sobre o solo para decomposição (CANTARELLA et al., 2013). O nível de incerteza diante das possibilidades de uso da palha (qualidade do solo, bioenergia e etanol 2G) é alto e impossibilita a avaliação de novas tecnologias apenas à curto prazo, considerando que muitas delas tornam-se economicamente competitivas apenas à médio e longo prazo (DANTAS et al., 2013). A palha apresenta alto potencial de ciclagem de nutrientes durante o processo de decomposição, caracterizando-se como uma importante fonte nutricional. Considerando que os estoques de fertilizantes mundiais são limitados, as fontes alternativas de adubação, tais como a vinhaça, torta de filtro e a palha, tornam-se essenciais para suprir a demanda por fertilizantes nos canaviais e contribuir para a sustentabilidade do sistema e redução dos custos de produção. Entretanto, estudos (ROBERTSON e THORBURN, 2007a; 2007b) demonstram que o N proveniente da fertilização mineral pode ser reduzido apenas em médio-longo prazo após a adoção do sistema de cobertura do solo com palha de cana-de-açúcar.

Desse modo, considerando que a decomposição é um processo que contribui com a qualidade do solo e depende das condições edafoclimáticas *in situ*, é de extrema importância conhecer/determinar a taxa de decomposição da palha em diferentes regiões para avaliar a quantidade remanescente que será efetivamente decomposta, proporcionando a transferência de nutrientes palha-solo e o uso eficiente desse material sem ocasionar impactos agronômicos negativos, além de garantir que o excedente não decomposto possa ser utilizado em outras atividades.

2.3. Alterações visuais da palha após o processo de decomposição

A microscopia eletrônica de varredura (MEV) é uma técnica amplamente utilizada para avaliar as alterações em uma amostra após determinado tratamento. Uma fina sonda de elétrons de até 40 keV é focada sobre o material, gerando diversos sinais como resultado do impacto desses elétrons (BOGNER et al., 2007). Esses sinais são coletados e formam a imagem, permitindo analisar a amostra (BOGNER et al., 2007). Adicionalmente, o equipamento de MEV pode conter um acessório para microanálise por espectrometria de energia dispersiva de raio-X (EDS), técnica analítica utilizada para análise elementar de uma amostra.

A avaliação visual da palha de cana-de-açúcar já é descrita na literatura (FERREIRA et al., 2005; JOYCE et al., 2006; MENDES et al., 2015). Mendes et al. (2015) utilizaram a técnica de MEV para avaliar a textura superficial de amostras de palha de cana-de-açúcar *in natura* e o carbono ativado derivado desse material. A palha *in natura* exibiu uma estrutura uniforme e fibrosa conforme esperado pelos autores. Em estudo sobre a caracterização de biochars derivados dos resíduos da cana-de-açúcar após os processos de pirólise e gasificação pressurizada, Joyce et al. (2006) observaram uma ampla gama de estruturas da palha a partir da técnica de MEV, onde ficou evidente os feixes vasculares e as partículas de solo aderidas no material.

Em estudo sobre a caracterização da superfície foliar de diferentes variedades da cultura a partir da MEV, Ferreira et al. (2005) concluíram que os cultivares não apresentam diferenças marcantes em sua micromorfologia, sendo muito semelhantes a partir das características anatômicas avaliadas. Dessa forma, fica

evidente a importância da técnica de MEV para compreender e avaliar a morfologia de materiais residuais, em especial, suas modificações após determinado tratamento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição das áreas de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas representativas das principais regiões de expansão da cana-de-açúcar no Brasil (Figura 1), localizadas em: i) JT: Jataí – GO, em área da Usina Jataí; ii) CA: Caarapó – MS, em área da Usina Caarapó; e iii) TR: Panema – PR, em área da Usina Tarumã.

Figura 1. Localização geográfica dos locais de estudo da região de expansão de cultivo da cana-de-açúcar no Brasil

A textura do solo de cada área foi determinada através de uma amostra de solo composta na profundidade 0-10cm, formada através de seis pontos amostrais coletados em zigue-zague no momento da implantação do experimento. Apesar dos solos serem classificados como Latossolos em todas as áreas, apresentaram características contrastantes em relação à textura (Tabela 1). A área em JT apresentou maior temperatura e precipitação pluviométrica média, enquanto TR apresentou as menores. Entretanto, TR é a área com maior teor de argila (59%) no solo.

Os dados climáticos ao longo do experimento foram coletados da estação meteorológica mais próxima de cada local de estudo. A temperatura média e precipitação pluviométrica diárias estão apresentadas na Figura 2. A precipitação pluviométrica acumulada em JT, CA e TR foi, respectivamente, 1366, 1231 e 1670 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano nos dois últimos locais, enquanto em JT, a primeira chuva após a instalação do experimento ocorreu apenas após 40 dias.

Tabela 1. Características de solo e clima histórico dos locais de estudo.

	Jataí (JT)	Caarapó (CA)	Panema (TR)
<i>Clima</i>			
Classificação Köppen-Geiger ¹	Aw	Aw	Cfa
Temperatura média anual (°C)	23,3	22,5	21,2
Precipitação pluviométrica média anual (mm)	1.600	1.500	1.200
Altitude (m)	749	467	484
<i>Solo (0-10 cm)</i>			
Classificação	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico	Latossolo Vermelho distrófico	Latossolo Vermelho eutroférico
Textura (areia, silte, argila)	Argilosa (43, 10, 47)	Franco argilo arenosa (70, 5, 25)	Argilosa (11, 30, 59)
pH (CaCl ₂)	5,4	4,5	5,2
MOS (g kg ⁻¹)	34	21	29

¹Aw: clima tropical com inverno seco; Cfa: clima subtropical húmido sem estação seca e verão quente (Alvares et al., 2013).

Figura 2. Temperatura média e precipitação pluviométrica diárias durante o experimento nos locais de estudo (A) Jataí – GO (INMET, 2017), (B) Caarapó – MS (EMBRAPA, 2017) e (C) Panema – PR (SIMEPAR, 2017).

3.2. Delineamento experimental

Os experimentos foram instalados no inverno (Julho/2016) considerado uma época seca nos locais de clima tropical tipo Aw, ao contrário das regiões de clima subtropical húmido tipo Cfa, que predominam um clima oceânico sem estação seca. A palha utilizada no estudo foi previamente coletada de um canavial recém colhido em Piracicaba-SP implantado com a variedade RB867515, a qual ocupa 25% da área de cultivo nacional (PMGCA, 2017) e caracteriza-se por alta adaptabilidade e estabilidade de produção em solos de baixa fertilidade natural. Essa palha foi utilizada nos três locais de estudo para homogeneizar a qualidade do resíduo e facilitar a quantificação do efeito das diferentes quantidades de palha na decomposição, bem como das diferenças edafoclimáticas. A composição elementar do material utilizado apresentou 456 g C kg⁻¹ MS, 4,3 g N kg⁻¹ MS e relação C:N de 106:1, enquanto a composição bioquímica apresentou 400 g kg⁻¹ MS de celulose, 323 g kg⁻¹ MS de hemicelulose e 61 g kg⁻¹ MS de lignina. Em função da produção média de palha para as diferentes variedades de cana-de-açúcar descrita na literatura (PAES e OLIVEIRA, 2005; ROMERO et al., 2007; FRANCO et al., 2013; LANDELL et al., 2013), a quantidade 12 Mg ha⁻¹ MS foi adotada como a quantidade média de palha que permanece no campo após a colheita. Baseado nessa quantidade total de palha, foram definidos os tratamentos, visando simular diferentes taxas de remoção de palha, como sendo: (1) 3 Mg ha⁻¹ de MS (remoção 75% palha), (2) 6 Mg ha⁻¹ de MS (remoção de 50% palha) e (3) 12 Mg ha⁻¹ de MS (sem remoção de palha).

O delineamento utilizado foi em blocos casualizados com quatro repetições e esquema de faixas com amostras destrutivas ao longo do tempo, totalizando 48 caixas por ensaio. Foram utilizadas caixas vazadas e sem fundo com dimensões 51,6 x 32 cm, presas ao solo com grampos metálicos para evitar sua movimentação e cobertura com tela de aço galvanizado, permitindo criar um ambiente controlado, evitando assim a perda e/ou entrada de materiais indesejados pela ação do vento, e maior contato com a fauna edáfica do local em estudo. As caixas foram instaladas em três entrelinhas da cultura dispostas lado a lado (Figura 3).

Figura 3. Exemplificação da instalação e coleta dos três experimentos, sendo: A) área com a variedade RB867515 recém-colhida; B) recolhimento da palha para utilização em todas as áreas experimentais; C) caixa plástica vazada e sem fundo inserida no solo descoberto e demarcação dos locais de fixação do grampo metálico; D) aporte da palha no interior das caixas; E) colocação da tela de aço galvanizado; F) esquema final de montagem de um bloco do experimento; G) primeira coleta realizada em Caarapó aos 30 dias após implantação do experimento; H) área do experimento em Jataí durante coleta dos 240 dias após implantação do experimento.

3.3. Coleta das amostras e análises

Os tempos de coleta corresponderam a 1, 4, 8 e 10 meses após a implantação do experimento. As amostras de palha coletadas foram secas em estufa a 65°C por 72h e posteriormente pesadas para determinação do peso da matéria seca remanescente. A quantificação da decomposição foi realizada através da diferença de massa de MS entre a quantidade aplicada inicialmente e a massa de MS remanescente em cada coleta. O resultado da decomposição em cada amostra foi corrigido pelo teor de cinzas a fim de excluir o efeito da contaminação da palha por solo no momento da coleta. Tal correção foi feita através da calcinação de uma alíquota de 1g MS em mufla a 550°C por 2 horas (Adaptado de THOMAS e ASAKAWA, 1993).

Os resultados obtidos foram ajustados ao modelo matemático exponencial descrito por Olson (1963) apresentado na Equação 1 e através da derivação dessa equação, foi determinado a constante de decomposição (k) (Equação 2). O tempo de meia vida ($t_{1/2}$, tempo requerido em meses para decompor 50% da MS inicial) também foi calculado conforme descrito por Olson (1963) (Equação 3).

$$X_t = X_o \cdot e^{-kt} \quad (\text{Equação 1})$$

$$k = -\frac{\ln(X_t/X_o)}{t} \quad (\text{Equação 2})$$

$$t_{1/2} = \frac{0,693}{k} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

X_t = quantidade de matéria seca ou nutriente remanescente (kg ha^{-1}) após um tempo t , em meses;

X_o = quantidade inicial de matéria seca ou nutriente remanescente (kg ha^{-1});

k = constante de decomposição (g g^{-1})

O conteúdo total de C e N foram quantificados no início do experimento em uma amostra composta da palha utilizada nas três áreas experimentais e ao final do experimento (10 meses) para todas as amostras coletadas através do método da combustão seca (NELSON e SOMMERS, 1996), no analisador elementar Leco® CN-2000® (St. Joseph, Michigan). A caracterização bioquímica foi realizada nos mesmos tempos do conteúdo de C e N (palha inicial e 10 meses), a fim de avaliar as alterações ao longo de aproximadamente um ano de decomposição. Foram quantificadas as concentrações de celulose e hemicelulose através do método da fibra detergente neutra (FDN) e fibra detergente ácida (FDA) e, a concentração de lignina em detergente ácido (LDA) com ácido sulfúrico a 72% (VAN SOEST et al., 1991). A partir dos resultados obtidos nessa caracterização, foi possível determinar o índice ligno-celulósico ($\text{ILC} = \text{lignina} / (\text{celulose} + \text{lignina})$) (MELILLO et al., 1989).

3.4. Microscopia Eletrônica de Varredura

Além da análise quantitativa dos componentes estruturais da palha, foram realizadas imagens transversais e longitudinais do material inicial e final em Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), a fim de analisar a estrutura do material e verificar as alterações morfológicas decorrentes da decomposição da palha. As

imagens foram obtidas utilizando o equipamento LEO 435VP (Figura 4B), com um feixe de elétrons de 20kV. Todas as amostras foram recobertas com ouro durante o preparo utilizando o equipamento Sputter SCD 050 Baltec (Figura 4A) e posteriormente avaliadas por MEV. Adicionalmente, como análise qualitativa dos elementos presentes na palha de cana-de-açúcar, foram realizadas imagens em MEV com acessório para microanálise por espectrometria de energia dispersiva de raio-X (EDS), técnica analítica utilizada para análise elementar de uma amostra. As amostras foram previamente recobertas com carbono no equipamento Balzers Union MED 010 (Figura 4C) e as imagens foram obtidas utilizando o equipamento JEOL JSM-IT300LV (Figura 4D).

Figura 4. Equipamentos utilizados no preparo da amostra e para análise estrutural e elementar da palha, respectivamente, do MEV (A-B) e MEV/EDS (C-D).

3.5. Análise dos dados

A fim de testar o efeito dos tratamentos (3, 6 e 12 Mg ha⁻¹) na perda de massa de MS em cada tempo de coleta e entre tratamentos para cada local, bem como o efeito entre tratamentos entre os locais de estudo, foi realizada uma análise de variância (ANOVA). Quando revelado um efeito significativo (F -test $P < 0,05$) pela ANOVA, os valores médios foram comparados utilizando o teste Tukey ($P < 0,05$). O mesmo procedimento foi adotado para avaliar os efeitos nos teores de C, N, C:N e componentes bioquímicos. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software SAS v.9.4 (SAS Institute, Cary, NC, USA). A perda de massa de MS da palha de cana-de-açúcar ao longo do tempo foi ajustada por um modelo matemático exponencial, sendo que, os

dados medidos em campo foram comparados com os dados simulados pelo modelo através de testes estatísticos propostos por Smith et al. (1997): (1) r , coeficiente de correlação; (2) EF, eficiência do modelo; (3) CD, coeficiente de determinação; (4) CRM, coeficiente de massa residual; (5) RMSE, erro quadrado médio e (6) M, diferença média.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Dinâmica da decomposição da palha de cana-de-açúcar na região de expansão de cultivo no Brasil

O comportamento da perda de massa da palha de cana-de-açúcar foi semelhante entre as áreas de estudo ao longo dos meses de decomposição, apresentando maior decomposição para a maior quantidade de palha sobre o solo (Figura 5). A perda de massa durante o processo de decomposição seguiu um padrão exponencial ao longo do período avaliado, com alto coeficiente de determinação em todos os locais (Figura 5). Este comportamento foi consistente com estudos prévios realizados com palha de cana-de-açúcar em outras regiões (THORBURN et al., 2001; BENEDETTI, 2014; PIMENTEL et al., 2017; SOUSA JR et al., 2017). Embora o padrão exponencial de decomposição seja semelhante entre os locais de estudo, ao final do período de avaliação foi observado que CA apresentou menor massa remanescente para as maiores quantidades de palha (6 e 12 Mg ha⁻¹ MS) quando comparado com JT e TR, apresentando em média, uma perda 30% maior e, consequentemente, maior taxa de decomposição (inclinação da curva).

Figura 5. Modelo da perda de massa de matéria seca (Mg ha^{-1}) de diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar sobre a superfície do solo durante o processo de decomposição nas regiões de expansão de cultivo da cultura no Brasil: (A) Jataí – GO, (B) Caarapó – MS e (C) Panema – PR. Dados apresentados como média $\pm$ desvio padrão.

O modelo matemático exponencial (Equação 1) adotado para descrever o comportamento da perda de massa ao longo do estudo foi ajustado em função dos tratamentos e representou com precisão o padrão da decomposição ao longo dos dez meses, conforme observado na Tabela 2. Corroborando com os estudos desenvolvidos no estado de SP por Sousa Jr et al. (2017) e Galdos et al. (2009), os valores da EF variaram de 0,79 a 0,97 e do r , foram maiores que 0,90 em todas as situações avaliadas. Apesar desses resultados indicarem alto grau de associação entre os dados simulados e medidos, não indicam necessariamente o grau de coincidência entre os mesmos (SMITH et al., 1997), tornando essencial o cálculo do coeficiente de determinação (CD) para medir efetivamente a proporção da variância total nos dados observados que é explicada pelos dados modelados. Os valores do $CD < 1$, conforme encontrado no presente estudo, indicam que o desvio das predições da observação média é maior do que observado nas medições em campo (SMITH et al., 1997). Os resultados não possuem grandes desvios ou erros consistentes uma vez que, os valores de M e CRM foram próximos de zero (SMITH et al., 1997).

Tabela 2. Resultados dos testes estatísticos realizados para avaliar a acurácia do modelo em relação aos valores medidos após dez meses de decomposição para 3, 6 e 12 Mg ha⁻¹ MS de palha de cana-de-açúcar deixada sobre a superfície do solo na região de expansão de cultivo da cultura no Brasil.

Local	Modelo			Testes estatísticos					
	QP ^a (Mg ha ⁻¹)	Equação ^b	R ²	r	EF (%)	CD	CRM	RMSE (%)	M (Mg ha ⁻¹)
JT	3	$y = 2,9867e^{-0,102x}$	0,97	0,94	0,89	0,98	<0,01	11,54	<0,1
	6	$y = 5,7719e^{-0,105x}$	0,99	0,95	0,90	1,03	-0,01	11,82	-0,04
	12	$y = 11,666e^{-0,134x}$	0,99	0,98	0,97	0,97	-0,01	6,73	-0,06
CA	3	$y = 2,837e^{-0,096x}$	0,96	0,90	0,79	0,92	-0,01	14,90	-0,03
	6	$y = 5,4693e^{-0,131x}$	0,98	0,96	0,88	0,77	-0,04	14,30	-0,11
	12	$y = 11,653e^{-0,158x}$	0,99	0,98	0,96	0,85	-0,01	9,10	-0,08
TR	3	$y = 2,8072e^{-0,1x}$	0,96	0,92	0,81	0,84	-0,02	14,13	-0,04
	6	$y = 5,5589e^{-0,103x}$	0,96	0,94	0,86	0,79	-0,02	12,04	-0,08
	12	$y = 11,247e^{-0,117x}$	0,97	0,95	0,87	0,77	-0,02	12,95	-0,15

^aQuantidade inicial de palha de cana-de-açúcar; ^bAs equações foram obtidas através do modelo $y = X_0e^{-kt}$ (OLSON, 1963), no qual y é a quantidade de MS remanescente após um tempo t (em meses), X_0 é quantidade inicial de MS e k é a constante de decomposição da MS.

A partir dos 4 meses de avaliação foi observado que, embora não significativo em todos os locais, a menor quantidade de palha sobre o solo apresentou menor perda de massa, portanto, uma decomposição mais lenta. Ao final dos 10 meses, os tratamentos mais contrastantes obtiveram uma diferença na perda de massa de 9% em JT, 18% em CA e 6% em TR (Tabela 3). Sousa Jr et al. (2017) observaram esse mesmo comportamento em tratamentos semelhantes de remoção de palha a partir de 1,5 meses de decomposição, porém, com uma diferença de 28,5% na perda de massa entre os tratamentos com 3,5 e 14 Mg ha⁻¹ MS ao final de 9,5 meses de decomposição. A diferença entre os tratamentos no presente estudo fica ainda mais evidente ao comparar a decomposição (inclinação da curva) no conjunto completo de dados (Figura 6). Foi verificado a perda de massa de 65, 69 e 76% para as quantidades 3, 6 e 12 Mg ha⁻¹ MS (Tabela 3), indicando que quanto maior a quantidade

de palha deixada sobre o solo, maior a decomposição do resíduo, corroborando com os resultados descritos por outros autores (PIMENTEL et al., 2017; SOUSA JR et al., 2017). O baixo desvio padrão encontrado na menor quantidade de resíduo sobre o solo corrobora com a ausência de diferença significativa entre os locais (Tabela 3), entretanto, com o aumento do aporte de resíduos, o desvio padrão entre os dados também aumenta, evidenciando as divergências na perda de massa da palha de cana-de-açúcar (Figura 6). A porcentagem de decomposição foi similar ao encontrado por Pimentel et al. (2017), os quais obtiveram uma perda de massa entre 64-71% no aporte de quantidades similares de palha de cana-de-açúcar em estudo no estado de SP. Por outro lado, ao estudar a decomposição da palha nas quantidades 2,8; 5,7; 8,5 e 11,3 Mg ha⁻¹ MS em cana de 3ª soca, Ramos et al. (2016) não encontraram diferença na perda de massa entre o maior e menor tratamento, ambos perderam 65% da massa inicial. Tal resultado foi atribuído às condições climáticas favoráveis e adubação de cobertura, a qual proporcionou alta disponibilidade de N em todos os tratamentos.

Tabela 3. Porcentagem de matéria seca (MS) remanescente de palha de cana-de-açúcar em função da quantidade inicial de resíduo sobre a superfície do solo na região de expansão de cultivo da cultura no Brasil.

Local	QP ¹ (Mg ha ⁻¹)	Tempo de decomposição (meses)				k ²	t _{1/2} ³
		1	4	8	10		
----- Média MS remanescente (%) -----							
JT	3	83,5 aA α	74,4 aA α	42,6 bA α	35,5 bA α	0,121 A α	6,65 A α
	6	86,5 aA α	59,5 bB α	41,6 cA α	34,7 cA α	0,124 A α	8,55 A α
	12	84,0 aA α	55,7 bB α	32,6 cA α	26,2 cB αβ	0,149 A α	4,74 A α
CA	3	77,3 aA α	70,4 aA α	41,4 bA α	37,3 bA α	0,140 A α	6,15 A α
	6	70,9 aA β	55,4 bB α	32,0 cA α	24,6 cB β	0,195 A α	4,17 B α
	12	77,0 aA β	54,0 bB α	29,0 cA α	19,0 dB β	0,184 A α	3,96 B α
TR	3	74,8 aA α	68,0 aA α	42,0 bA α	33,8 bA α	0,148 A α	6,23 A α
	6	74,5 aA β	65,4 bA α	39,0 cA α	34,0 cA α	0,180 A α	5,27 A α
	12	73,2 aA γ	63,5 bA α	38,2 cA α	28,0 dA α	0,172 A α	4,78 A α

¹Quantidade inicial de palha de cana-de-açúcar; ²Taxa de decomposição (meses⁻¹); ³Tempo de meia-vida (meses).

Entre colunas, dentro de uma mesma quantidade de palha em cada local, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente ($p < 0,05$). Entre linhas, dentro de um tempo em cada local, médias seguidas por mesma letra maiúscula não diferem significativamente ($p < 0,05$). Médias seguidas pela mesma letra grega não diferem significativamente ($p < 0,05$) entre locais para uma mesma quantidade inicial de palha e tempo.

A diferença encontrada na porcentagem de perda de massa da palha entre as quantidades aportadas pode estar ligada a atividade microbiológica. Rachid et al. (2016) demonstraram que a comunidade microbiana é afetada pelas diferentes quantidades de resíduo sobre o solo, o que está relacionado a capacidade de utilizar a palha de cana-de-açúcar como um substrato de crescimento através da decomposição do material. Além disso, a maior camada de resíduo sobre o solo favorece as condições ambientais que aceleram a decomposição

(DIETRICH et al., 2017) e é propício para o alojamento da micro-, meso- e macrofauna, favorecendo ainda mais esse processo (PIMENTEL et al., 2017).

Figura 6. Modelo da perda de massa (Mg ha⁻¹) de diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar para o conjunto de dados obtidos na região de expansão de cultivo da cultura no Brasil. Linhas pontilhadas indicam o desvio padrão superior e inferior dos dados.

Não houve diferença significativa nos valores médios de k nem entre os locais nem entre as quantidades de palha (Tabela 3). Dietrich et al. (2017) verificaram que, para cinco locais de estudo avaliados na região sul do Brasil, a quantidade inicial de resíduo não modifica a taxa de decomposição, corroborando com os resultados obtidos. Os autores atribuíram esse resultado ao efeito antagônico da quantidade crescente de palha, em que, se por um lado grandes quantidades de palha apresentam menor proporção de palha em contato com a superfície do solo, por outro lado, esta camada mais espessa de palha mantém um microclima com umidade e temperatura na interface solo-resíduo mais favoráveis para os microrganismos decompositores. Entre os locais de estudo, o tratamento com maior remoção de palha (3 Mg ha⁻¹ MS) não apresentou diferença significativa (Tabela 3). Em contrapartida, CA perdeu 75,4 e 81% da massa inicial enquanto JT e TR perderam, em média, 65,7 e 72,9% nas quantidades 6 e 12 Mg ha⁻¹ MS, respectivamente (Tabela 3). Da mesma forma que CA apresentou menor massa remanescente para as maiores quantidades de palha sobre o solo, esse comportamento também foi observado para o $t_{1/2}$ do resíduo neste local (Tabela 3), com uma diferença de aproximadamente 2 meses no tempo de decomposição entre a maior e menor quantidade. Embora não tenha sido significativo nos demais locais, ambos apresentaram o mesmo comportamento para o $t_{1/2}$ da palha.

A maior perda de massa observada em CA pode estar atribuída às condições climáticas favoráveis de alta precipitação pluviométrica acumulada (1231 mm) bem distribuídas e temperatura média anual de 23 °C. Entretanto, isoladamente, as características climáticas de cada local não explicam as diferenças observadas na decomposição, uma vez que, esse processo é controlado tanto por fatores abióticos como por fatores bióticos

(i.e. microrganismos) (COÛTEAUX et al., 1995). A baixa umidade do solo limita a atividade metabólica (COÛTREAX et al., 1995) reduzindo assim a decomposição, contudo, a palha de cana-de-açúcar contribui com a manutenção dessa umidade e atua como um isolamento térmico pois evita a troca de calor entre o solo e a atmosfera, reduzindo assim a temperatura da camada superficial do solo (AWE et al., 2015; CHERUBIN et al., 2017). Para uma quantidade de 21 Mg ha⁻¹ de resíduo sobre o solo, a umidade é elevada em aproximadamente 2% quando comparada com um solo descoberto (SOUSA JR et al., 2017). Em conjunto com o alto perfilhamento e tombamento dos colmos no canavial ao final do ciclo de cultivo em CA, é provável que a umidade do solo se manteve alta ao longo do experimento em função da redução na taxa de evapotranspiração, favorecendo a atividade microbiológica e consequentemente, maior decomposição do resíduo (COPPENS et al., 2006; IQBAL et al., 2015). Em estudo sobre a composição química de resíduos durante a decomposição, Wickings et al. (2012) encontraram que para um mesmo resíduo, a composição química diverge quando decomposta em um sistema de manejo com distintas comunidades decompositoras, proporcionando diferenças na decomposição a longo prazo. Embora, tal hipótese não possa ser afirmada devido à falta de dados sobre a biomassa microbiana presente no solo de cada local, foi observada a presença de hifas de fungos na palha em decomposição. Sendo assim, é possível que uma comunidade decompositora mais abundante e diversa induziu maior decomposição na área experimental de CA.

Outro fator ligado a decomposição de resíduos é a textura do solo, por estar relacionada à porosidade e aeração do solo. Esses parâmetros físicos estão ligados à capacidade de retenção de água do solo e atividade microbiológica, implicando diretamente no processo de decomposição e mineralização da matéria orgânica (AWE et al., 2015). Além disso, a textura também influencia na atividade de argila e adsorção de nutrientes, promovendo maior estoque de C e MOS. Com isso, a biomassa microbiana torna-se mais abundante e diversa, favorecendo a decomposição dos resíduos em superfície. Em solos argilosos, ocorre a estabilização física e química do C nas finas partículas de argila através da agregação e sorção nas superfícies minerais, enquanto em solos arenosos, a dinâmica da MOS é controlada pela proteção bioquímica da lignina (SIX et al., 2002). Se por um lado os solos de textura argilosa (JT e TR) favorecem a decomposição em função da maior retenção de água e nutrientes, proporcionando maior atividade microbiológica, por outro lado, solos de textura arenosa geralmente estão localizados em regiões mais quentes, como é o caso de CA, acelerando a taxa de decomposição dos resíduos culturais. De acordo com Epstein et al. (2002), o principal fator que controla a decomposição em solos arenosos é a temperatura média anual, enquanto em solos argilosos, o regime de precipitação pluviométrica, e consequentemente, a maior umidade do solo, são os fatores que ditam esse processo. A maior porcentagem de perda de massa ocorreu em CA, que apresenta textura franco argilo arenosa. Conforme discutido anteriormente, esse resultado pode ser atribuído ao tombamento e fechamento do canavial, em conjunto com a alta temperatura média anual (Figura 2), que promove um microclima no interior do experimento favorável a alta atividade microbiológica. Entretanto, isoladamente, o fator textura não pode ser associado as diferenças encontradas na taxa de decomposição da palha para o presente estudo.

O aporte de grandes quantidades de resíduos sobre o solo favorece a atividade microbiológica, uma vez que, uma fonte de C e N é disponibilizada ocasionando o chamado “efeito priming” nas primeiras semanas da decomposição (LUO et al., 2016). Nessa fase, os componentes não-estruturais do resíduo são degradados e

incorporados à biomassa microbiana em altas taxas, resultando em uma eficiente formação da matéria orgânica do solo (COTRUFO et al., 2015). Quando a concentração dos componentes ricos em N é reduzida e componentes recalcitrantes, como celulose, ceras e lignina, permanecem no resíduo, a taxa de decomposição tende a reduzir (COÛTEAUX et al., 1995; JENSEN et al., 2005). Conforme esperado, os modelos de decomposição indicaram maior decaimento nas quantidades iniciais de palha (acentuada inclinação da curva) no primeiro mês após a implantação dos experimentos (Figura 6), correspondendo aos maiores valores de k ao longo do estudo: 0,245; 0,295 e 0,249 meses^{-1} para as quantidades 3, 6 e 12 Mg ha^{-1} MS de palha (dados não mostrados), respectivamente, o que pode ser atribuído ao efeito priming. A perda de massa variou de 15 a 25% entre os locais no primeiro tempo de coleta (Tabela 3), sendo consistente com dados da literatura (JENSEN et al., 2005; FORTES et al., 2012; SOUSA JR. et al, 2017). O menor valor, encontrado em JT, foi atribuído à ausência de chuva nesse local nos primeiros 40 dias de decomposição, ocasionando menor umidade do solo e atividade microbiológica. De forma geral, os tempos de coleta apresentaram diferenças significativas em todos os tratamentos, corroborando com os resultados obtidos por Pimentel et al. (2017).

4.2. Alterações do C e N na decomposição

Após dez meses de decomposição a perda do C não apresentou diferenças significativas entre as quantidades iniciais de palha, representando o comportamento isolado de cada área experimental. Foi possível observar uma variação de 12 a 50% na liberação do C entre os locais de estudo (Tabela 4). Fortes et al. (2012) e Sousa Jr et al. (2017) relataram a diminuição de 15 a 16% do C após um ano de avaliação, consistente com os resultados obtidos em JT e TR. No entanto, em CA o decaimento médio de C para as quantidades iniciais de palha foi de 456 para 225 g kg^{-1} (Tabela 4), sendo 3-5 vezes maior do que é relatado na literatura (FORTES et al., 2012; PIMENTEL et al., 2017; SOUSA JR et al., 2017). Conforme descrito em outros estudos (PIMENTEL et al., 2017; YAMAGUCHI et al., 2017), a perda de C foi diretamente ligada à perda de massa do resíduo, sendo $\text{CA} > \text{JT} = \text{TR}$. Após 10 meses, assim como observado para a perda de massa, ocorreu uma diferença significativa na perda de C entre CA e os demais locais de estudo, liberando o equivalente a 1,2; 2,4 e 4,9 Mg C ha^{-1} em CA e 1,0; 1,9 e 4,3 Mg C ha^{-1} em JT e TR. Embora não controlada apenas pelo clima, esse fator está diretamente ligado a variação na taxa de perda de massa e decomposição do C (ROBERTSON e THORBURN, 2007a). Apesar disso, os microrganismos presentes no solo também representam um importante papel nesse processo (GARCÍA-PALACIOS et al, 2013). A diferença observada entre os locais na concentração de C da palha de cana-de-açúcar pode ser atribuída a esses fatores.

De forma geral, ao final da decomposição foram observadas diferenças significativas na concentração relativa de N entre os períodos de avaliação e quantidades iniciais de palha, porém, o mesmo não ocorreu entre os locais de estudo (Tabela 4). A concentração relativa inicial (4,3 g kg^{-1}) do N aumentou na palha remanescente e variou entre 4,5 - 9,4 g N kg^{-1} ao final da decomposição nos locais de estudo, representando um incremento de 16, 40 e 100% para 3, 6 e 12 Mg ha^{-1} de palha sobre o solo, respectivamente (Tabela 4). Ao estudar a dinâmica de decomposição de um resíduo com a mesma concentração inicial de N do presente estudo, Sousa Jr et al. (2017) observaram um incremento relativo de 126, 105, 123 e 146% para 3,5; 7,0; 14,0 e 21,0 Mg ha^{-1} MS após

um ano de decomposição. Esse enriquecimento relativo do N na palha em decomposição é descrito na literatura, variando em magnitude de local para local (MEIER et al., 2006; ROBERTSON e THORBURN, 2007a; FORTES et al., 2012; PIMENTEL et al., 2017). A qualidade do material (relação C:N e nutrientes totais) representa 70,2% da variação na taxa de decomposição dos resíduos (ZHANG et al., 2008). Considerando a alta relação C:N (106:1) do resíduo utilizado, era esperado uma alta demanda por N pelos microrganismos durante a decomposição, a qual geralmente é suprida pelo N presente no solo, ocasionando a imobilização e enriquecimento desse nutriente. Hifas de fungos e outras comunidades microbianas que exibem uma baixa relação C:N colonizaram a palha em decomposição, e provavelmente contribuem para este aumento na concentração relativa do N no resíduo (SOUSA JR et al., 2017). Além disso, o incremento na concentração relativa do N em resíduos sobre o solo pode estar associado ao desenvolvimento do sistema radicular da cana-de-açúcar na forma de microrraízes, devido às condições favoráveis proporcionadas pela palha (FRANCO et al., 2011). Essas microrraízes absorvem o N presente no solo e, ao aderirem a palha remanescente, aumentam o N acumulado na palha sobre a superfície (FRANCO et al., 2011), contribuindo assim com o enriquecimento relativo do N.

Tabela 4. Concentração média de C e N e relação C:N da palha de cana-de-açúcar no início do experimento e após a decomposição (10 meses) em função da quantidade inicial de resíduo sobre a superfície do solo na região de expansão de cultivo da cultura no Brasil.

Local	QP ¹ (Mg ha ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)		N (g kg ⁻¹)		C:N	
		Início	10 meses	Início	10 meses	Início	10 meses
JT	3	456 aA	360 bB α	4,3 aA	4,5 aB α	106 aA	82 aA α
	6	456 aA	394 bA α	4,3 aA	6,6 aAB α	106 aA	62 bAB $\alpha\beta$
	12	456 aA	387 bAB α	4,3 bA	9,4 aA α	106 aA	41 bB $\alpha\beta$
CA	3	456 aA	203 bA β	4,3 bA	5,4 aB α	106 aA	37 bA β
	6	456 aA	206 bA β	4,3 aA	5,8 aB α	106 aA	35 bA β
	12	456 aA	266 bA β	4,3 bA	8,7 aA α	106 aA	31 bA β
TR	3	456 aA	400 bA α	4,3 bA	5,3 aB α	106 aA	76 bA α
	6	456 aA	416 aA α	4,3 bA	5,7 aB α	106 aA	73 bA α
	12	456 aA	390 bA α	4,3 bA	7,7 aA α	106 aA	51 bB α

¹Quantidade inicial de palha de cana-de-açúcar. Entre colunas, dentro de uma mesma quantidade de palha em cada local, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente ($p < 0,05$). Entre linhas, dentro de um tempo em cada local, médias seguidas por mesma letra maiúscula não diferem significativamente ($p < 0,05$). Médias seguidas pela mesma letra grega não diferem significativamente ($p < 0,05$) entre locais para uma mesma quantidade inicial de palha e tempo.

Ao avaliar a dinâmica do C e N ao final da decomposição entre as quantidades de palha, foi possível observar um comportamento linear no enriquecimento do N, com maior concentração desse nutriente para a maior quantidade inicial de palha (Figura 7). Esse comportamento está diretamente ligado a maior atividade microbiológica proporcionada pelas condições favoráveis da camada mais espessa de resíduo sobre o solo, ocasionando uma maior concentração relativa do N em função da contabilização do N microbiano. Ramos et al.,

(2016) observaram a mesma redução linear na relação C:N da palha de cana-de-açúcar com o aumento na quantidade de resíduo remanescente. Apesar da modesta contribuição do N em curto prazo (2,8% do N total requerido pela cultura) (FERREIRA et al., 2016), a entrada de N no solo após sucessivos ciclos de deposição da palha demonstra um potencial aumento do estoque de N no solo a médio-longo prazo em escala regional (ROBERTSON e THORBURN, 2007a; FERREIRA et al., 2016; MEIER e THORBURN, 2016). Além disso, essa prática pode reduzir o requerimento de fertilizantes nitrogenados e contribuir para a mitigação dos gases do efeito estufa devido à menor emissão de N_2O (ROBERTSON e THORBURN, 2007b; MEIER e THORBURN, 2016).

Figura 7. Dinâmica do C, N e relação C:N em quantidades iniciais crescente de palha de cana-de-açúcar sobre a superfície do solo na região de expansão de cultivo da cultura no Brasil. Letras minúsculas diferem significativamente ($P < 0,05$) entre as quantidades iniciais.

O comportamento da relação C:N entre os tratamentos apresentou um decaimento linear, equivalente a 65:1 e 41:1 para a menor e maior quantidade de resíduo (Figura 7), respectivamente, atribuído a menor (65%) e maior (76%) perda de massa observada nesses tratamentos. Em média, a dinâmica do C não apresentou diferenças significativas entre as quantidades iniciais de palha (Figura 7), representando o comportamento isolado de cada local (Tabela 4). Os resíduos sobre a superfície do solo são a principal fonte de entrada de C, representando, em média, um potencial três vezes maior de contribuir com o aumento do estoque de C, quando comparado com o C proveniente do sistema radicular (CARVALHO et al., 2017). Em experimentos sobre o manejo dos resíduos da colheita da cana-de-açúcar, Robertson e Thorburn (2007b) encontraram que a atividade microbiológica do solo (produção de CO_2) e biomassa microbiana do solo aumentaram em sistema de colheita de cana crua, em consequência da maior disponibilidade de C. Nesse mesmo sistema, o C e N total do solo foram 21% maior na camada superficial (0,5 cm) quando comparados com o sistema de colheita de cana queimada. Ao mesmo tempo que o C residual é importante para elevar o estoque de C do solo, a manutenção de grandes quantidades de palha sobre a superfície pode contribuir negativamente com as emissões de N_2O na

atmosfera, uma vez que, a camada de resíduo promove condições favoráveis à comunidade microbiana denitrificante (FRACETTO et al., 2017). Assim como os fatores globais que favorecem a decomposição (i.e. clima e qualidade do material), os fatores locais (i.e. textura, umidade e biomassa microbiana do solo) devem ser inseridos na contabilidade da quantidade de resíduo a ser deixado sobre o solo para um determinado local (THORBURN et al., 2012). Em CA foi possível observar uma maior decomposição atribuída aos fatores locais, uma vez que os fatores globais não apresentaram grandes diferenças, permitindo assim, que maiores quantidades de palha sejam deixadas sobre o solo. Em contrapartida, em locais com uma menor taxa de decomposição, essa quantidade deve ser avaliada cuidadosamente a fim de evitar os efeitos negativos da palha que não será decomposta, permitindo que o excedente seja utilizado de forma sustentável na produção de etanol celulósico e bioeletricidade (CHERUBIN et al., 2017).

4.3. Alterações na composição bioquímica do resíduo sobre a superfície do solo

O teor dos componentes bioquímicos da palha de cana-de-açúcar variou após 10 meses de decomposição (Figura 8). De forma geral, ao comparar as quantidades iniciais de palha não foram observadas diferenças significativas no teor de nenhum componente bioquímico (Figura 8D). Em contraste aos resultados obtidos, Sousa Jr et al. (2017) encontraram maiores perdas de celulose e hemicelulose com o aumento da quantidade de palha sobre o solo. A palha utilizada nos experimentos apresentou um teor de 40% celulose, 32% hemicelulose e 6% de lignina, sendo que, o teor da lignina encontra-se abaixo da média descrita na literatura para a variedade RB867515. Tal diferença pode ser atribuída à diferentes metodologias utilizadas para a quantificação dos componentes bioquímicos da palha.

A área localizada em CA apresentou a maior perda de celulose (50%) e hemicelulose (38%), acompanhando os resultados obtidos na perda de massa da palha (Figura 8B). Esses componentes estruturais são mais suscetíveis a decomposição e influenciam a perda de massa do resíduo, apresentando maior degradação nos estágios iniciais desse processo (COÛTEAUX et al., 1995; SANTOS et al., 2012; RAMOS et al., 2016; SOUSA JR et al., 2017). Por ser um polissacarídeo amorfo, a hemicelulose apresenta maior suscetibilidade à hidrólise ácida quando comparada com a celulose (SANTOS et al., 2012), contudo, no presente estudo a celulose foi o componente bioquímico com maior taxa de mineralização, apresentando um decaimento de 33% seguido pela hemicelulose com 26%, enquanto a lignina, apresentou um enriquecimento proporcional de 114% ao final do estudo (Figura 8D). Sousa Jr et al. (2017) relataram uma perda similar de hemicelulose para as maiores quantidades de palha de cana-de-açúcar (14 e 21 Mg ha⁻¹ MS), sendo de 23%. Entretanto, essa similaridade não foi observada para a perda de celulose. Estudos prévios descrevem o aumento no teor de lignina (DE OLIVEIRA et al., 2002; PIMENTEL et al., 2017; SOUSA JR et al., 2017) devido a redução dos componentes lábeis ao final da decomposição, ocasionando maior proporção de componentes recalcitrantes e, consequentemente, a taxa de decomposição tende a reduzir (COÛTEAUX et al., 1995; JENSEN et al., 2005). A composição da lignina engloba um grupo de polímeros aromáticos complexos que é recalcitrante a degradação enzimática e atua como uma barreira estrutural impedindo o acesso dos microrganismos aos componentes

lábéis (AUSTIN e BALLARÉ, 2010). Devido a sua complexidade, a degradação da lignina ocorre apenas na presença de microrganismos especializados.

Figura 8. Teor de celulose, hemicelulose e lignina da palha de cana-de-açúcar e índice lignocelulósico no início e final (10 meses) da decomposição, em função da quantidade inicial de resíduo sobre o solo para (A) Jataí - GO; (B) Caarapó - MS; (C) Panema - PR e (D) conjunto completo de dados dos três locais de estudo. O índice lignocelulósico (ILC) foi calculado como: (lignina/(celulose + lignina)). Dados apresentados como média $\pm$ desvio padrão. Letras minúsculas diferem significativamente ($P < 0,05$) entre as quantidades iniciais dentro de um mesmo local. * diferem significativamente ($P < 0,05$) em comparação com os valores iniciais.

Os componentes bioquímicos dos resíduos não decompõem de forma independente devido às interações diretas e indiretas entre os mesmos, sendo possível citar a degradação lignocelulósica como a mais conhecida entre elas (MOORHEAD e SINSABAUGH, 2006). O aumento na concentração de lignina limita a decomposição da holocelulose (celulose e hemicelulose) através do índice lignocelulósico (ILC), no qual valores abaixo 0,4 indicam decomposição da holocelulose, entre 0,4 – 0,7 indicam declínio na decomposição da holocelulose e aumento na degradação da lignina e por fim, valores acima de 0,7 indicam um mesmo decaimento entre os componentes (MOORHEAD et al., 2013). O ILC inicial (0,13) do resíduo utilizado no presente estudo indica a quebra da celulose e hemicelulose conforme observado ao longo da decomposição (Figura 8), ocasionando a liberação do C como carbono orgânico dissolvido (SOONG et al., 2015). Ao final da

decomposição, os valores do ILC variaram entre 0,3-0,4 (Figura 8D), o que indica o início da degradação da lignina e maior custo energético dos microrganismos para a quebra desse componente recalcitrante, ocasionando a perda de C na forma de CO₂ (SOONG et al., 2015).

4.4. Alterações visuais na palha em decomposição

Conforme descrito acima, a perda de massa da palha de cana-de-açúcar nos estágios iniciais da decomposição está ligada a degradação dos componentes não-estruturais e parte dos carboidratos estruturais do resíduo (COTRUFO et al., 2015). A partir da técnica de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), a qual é amplamente utilizada para avaliar mudanças em uma amostra após determinado tratamento, foi possível visualizar a superfície foliar e estruturas morfológicas da palha de cana-de-açúcar utilizada inicialmente nos experimentos (Figura 9A-D) e após sua decomposição durante um ciclo de cultivo (Figura 9E-H). Assim como em toda célula vegetal, a parede celular da palha de cana-de-açúcar é composta principalmente por cadeias de celulose envoltas pela hemicelulose e lignina com uma íntima associação recalcitrante entre esses três componentes (SANTOS et al., 2012). Na Figura 9C-D é possível observar a epiderme compacta e estruturada, evidenciando a recalcitrância do material, bem como os feixes vasculares da palha, corroborando com os resultados obtidos por Mendes et al. (2015) e Joyce et al. (2006). Após 10 meses de decomposição, a palha apresentou perda de rigidez e modificações na estrutura morfológica do parênquima e esclerênquima (Figura 9G-H), atribuído à degradação dos compostos não-estruturais e redução do teor de celulose e hemicelulose (Figura 8), apesar de que a recalcitrância do material ainda é evidente pela presença das moléculas de lignina. Esse fato é o principal desafio da utilização da palha de cana-de-açúcar para a produção do etanol 2G. A complexa estrutura da parede celular da biomassa lignocelulósica é resistente a bioconversão e exige várias etapas para a produção do etanol celulósico, envolvendo um pré-tratamento, hidrólise e fermentação (SANTOS et al., 2012). Embora seja um processo complexo, a produção do etanol 2G caracteriza-se como peça chave para atingir a crescente demanda por biocombustíveis, uma vez que, incrementa a produção de etanol de forma sustentável, com baixo custo e sem a necessidade de aumentar a área de plantio (SINDHU et al., 2016).

Figura 9. Microscopia eletrônica de varredura da palha de cana-de-açúcar variedade RB867515 utilizada nos experimentos (A-D) e após 10 meses de decomposição sobre a superfície do solo (E-F), sendo: (A) e (E) superfície foliar, (B) e (F) visualização dos estômatos na superfície foliar e (C), (D), (G) e (H) corte longitudinal da palha com visualização dos tecidos internos e feixes vasculares.

O conteúdo elementar da palha de cana-de-açúcar já foi descrito em diversos estudos da literatura (DE OLIVEIRA et al., 2002; FORTES et al., 2013; FRANCO et al., 2013; MENANDRO et al., 2017). Carvalho et al. (2013) concluíram que os resíduos da cana-de-açúcar contribuem com uma incorporação potencial de 1,1 Mg C

ha⁻¹ para o carbono orgânico do solo, dos quais 67% são provenientes da palha, indicando que a decomposição dos resíduos sobre a superfície representa a principal fonte de entrada de C para o solo. Em estudo sobre o impacto da retirada da palha e o requerimento de fertilizantes, Trivelin et al. (2013) encontraram que, após atingir um equilíbrio no sistema (> 40 anos), a palha pode contribuir com o fornecimento de 40 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, resultando em menores requerimentos de fertilizantes. Outros autores (ROBERTSON e THORBURN, 2007a; 2007b) também descrevem a contribuição do N pela decomposição da palha em médio-longo prazo (> 15 anos). Em estudos sobre o conteúdo elementar da palha é comum a estratificação desse resíduo em dois compartimentos (folhas secas e ponteiros), uma vez que, apresentam variações na concentração dos elementos. Segundo os autores Franco et al. (2013) e Menandro et al. (2017), a variedade utilizada no presente estudo (RB867515) apresenta, em média, 8,5 g N kg⁻¹, 1 g P kg⁻¹, 12 g K kg⁻¹, 4 g Ca kg⁻¹, 2 g Mg kg⁻¹ e 1,5 g S kg⁻¹ nas folhas verdes e 3,5 g N kg⁻¹, 0,1 g P kg⁻¹, 2,5 g K kg⁻¹, 5 g Ca kg⁻¹, 1,5 g Mg kg⁻¹ e 1 g S kg⁻¹ nas folhas secas.

Com o objetivo de avaliar qualitativamente os elementos presentes na palha, foram realizadas imagens em MEV/EDS (Figura 10). O equipamento foi capaz de captar o raio-X dos elementos C, O, K, Ca, Mg, Al e Si na palha utilizada nos experimentos, ficando evidente a distribuição desses nutrientes em toda a superfície do resíduo (Figura 10B). Outros elementos como P, S e Cl também foram captados, entretanto, devido a baixa representatividade em massa, esses nutrientes não aparecem ilustrados na imagem. Após 10 meses de decomposição, foi possível verificar que em alguns pontos da palha o aparelho não capturou a presença de elementos, indicando uma possível liberação dos mesmos para o solo (Figura 10D). A partir da análise elementar do material, fica evidente o potencial de ciclagem de nutrientes da palha, a qual demonstra teores adequados de N, K, P, Ca e Mg (FRANCO et al., 2013), resultando assim, em maior estoque nutricional do solo.

Figura 10. Microscopia eletrônica de varredura com equipamento EDS da palha de cana-de-açúcar variedade RB867515 utilizada nos experimentos (A-B) e após 10 meses de decomposição sobre a superfície do solo (C-D).

4.5. Decomposição da palha de cana-de-açúcar na região centro-sul do Brasil

O comportamento da decomposição da palha de cana-de-açúcar na região de expansão de cultivo no Brasil ainda é pouco explorado. Compreender essa dinâmica é de extrema importância em função do destaque da cultura a nível global para atingir a crescente demanda mundial por biocombustíveis em substituição aos combustíveis fósseis (SU et al., 2015). Para tanto, comparou-se os resultados obtidos neste estudo com os dados previamente obtidos na região tradicional de produção de cana-de-açúcar no Brasil (DE OLIVEIRA et al., 1999; 2002; FORTES et al., 2012; RAMOS et al., 2016; PIMENTEL et al., 2017; SOUSA JR et al., 2017), o estado de São Paulo, para obter um resultado mais robusto da taxa de decomposição que possa ser utilizado como referência para a região centro-sul do Brasil. A partir da Figura 11 é possível concluir que a região centro-sul apresenta, em média, uma perda de massa da palha em torno de 60% e liberação de C de aproximadamente 70% após um ciclo de cultivo da cultura.

Figura 11. Comparação da (A) perda de massa (%) e (B) carbono liberado (%) da palha de cana-de-açúcar após um ciclo de cultivo da cultura nas principais regiões de cultivo no país: estado de SP caracteriza-se como maior produtor nacional (n=43), expansão representa os dados obtidos no presente estudo (n=9) e centro-sul engloba ambos locais (n=52). Dados apresentados como estatística descritiva $\pm$ desvio padrão.

As variações observadas tanto para a perda de massa quanto C liberado em nível regional, ilustram que a decomposição é um processo complexo controlado por diversos fatores, tais como, condições climáticas (ROBERTSON e THORBURN, 2007a); qualidade e quantidade do material; micro-, meso-, e macrofauna presente no solo; textura e umidade do solo (GARCÍA-PALACIOS et al, 2013), que atuam simultaneamente e complexamente inter-relacionados. Assim, isoladamente é pouco provável que se estabeleça correlação direta significativas entre estes fatores e a taxa de decomposição, conforme ilustrado na Figura 12.

Ao determinar a taxa de decomposição da palha de cana-de-açúcar num dado local, todos esses fatores devem ser contabilizados a fim de garantir uma quantidade adequada de resíduo que mantém a qualidade do solo e evitar impactos agrônômicos negativos (i.e. aumento da incidência de pragas e liberação de gases do efeito estufa). O excedente que não seria decomposto pode ser utilizado de forma eficiente na indústria para a produção do etanol 2G e geração de energia renovável, proporcionando assim, um sistema sucroenergético altamente sustentável.

Figura 12. Gráficos da correlação direta entre a perda de massa da palha (%) e os fatores que influenciam o processo de decomposição desse resíduo, sendo: (A) quantidade inicial de palha de cana-de-açúcar sobre a superfície do solo (Mg ha^{-1}), (B) teor de argila no solo (g kg^{-1}), (C) relação C:N, (D) concentração de lignina (g kg^{-1}), (E) precipitação pluviométrica acumulada (mm) e (F) temperatura média anual ($^{\circ}\text{C}$), ao longo de um ciclo de cultivo da cana-de-açúcar na região centro-sul do Brasil ($n=53$). Linhas pontilhadas indicam a linha de tendência dos dados.

5. CONCLUSÕES

Ao avaliar a decomposição de diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar sobre a superfície do solo na região de expansão de cultivo da cultura no Brasil, o principal objetivo do presente estudo era avaliar a sensibilidade desse processo aos fatores edafoclimáticos. O padrão da perda de massa foi similar entre os locais estudados, embora as condições edafoclimáticas tenham variado dentro dessa região de expansão da cultura. Quantitativamente, a maior perda de massa ocorreu em CA sob textura arenosa, alta temperatura média anual e condições locais da cultura que proporcionaram um microclima favorável a decomposição. A redução no conteúdo de celulose e hemicelulose, bem como da relação C:N, foram os principais indicadores das diferenças encontradas entre os locais.

A manutenção de maiores quantidades de palha acelerou o processo de decomposição, o que foi associado a condições ambientais favoráveis devido ao microclima formado pela espessa camada de resíduo, o qual favorece a atividade dos microrganismos decompositores. Se por um lado em termos agronômicos é uma condição favorável por estimular a ciclagem de nutrientes e estoque de C, a situação inversa de remoção parcial da palha pode representar uma oportunidade de utilizar parte da palha na indústria e o restante que permanece no solo, apresenta uma decomposição mais lenta sustentando os benefícios desse resíduo ao longo do ciclo da cultura.

O presente estudo contribui com o esclarecimento do processo de decomposição nas regiões de expansão de cultivo da cana-de-açúcar no Brasil, indicando uma semelhante porcentagem de perda de massa e liberação de C em comparação à principal região de cultivo (SP). Quando comparados à perda de massa isoladamente, os fatores que controlam a decomposição (i.e. temperatura média anual, precipitação pluviométrica acumulada, teor de argila, relação C:N, teor de lignina e quantidade do resíduo) não explicam esse processo, indicando uma interdependência entre os fatores e o decaimento do resíduo. Sendo assim, conhecer a taxa de decomposição de resíduos em superfície é essencial para contribuir com maior precisão na tomada de decisão em relação ao manejo de remoção da palha de cana-de-açúcar, uma vez que, a velocidade desse processo controla a dinâmica de ciclagem do C e N e garante os benefícios agronômicos provenientes da camada de resíduo sobre o solo, promovendo a qualidade do solo.

REFERÊNCIAS

- ALKIMIM, A.; SPAROVEK, G.; CLARKE, K.C. Converting Brazil's pastures to cropland: An alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. **Applied Geography**, v. 62, p. 75-84, 2015.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- AUSTIN, A.T.; BALLARÉ, C.L. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Proceedings of the Nacional Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, p. 4618-4622, 2010.
- AWE, G.O.; REICHERT, J.M.; WENDROTH, O.O. Temporal variability and covariance structures of soil temperature in a sugarcane field under different management practices in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 150, p. 93-106, 2015.
- BENEDETTI, M.M. Palhada de cana-de-açúcar em condição de cerrado: decomposição e disponibilidade de nutrientes. 2014. 66 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.
- BOGNER, A.; JOUNEAU, P.H.; THOLLET, G.; BASSET, D.; GAUTHIER, C. A history of scanning electron microscopy developments: towards "wet-STEM" imaging. **Micron**, v. 38, p. 390-401, 2007.
- BLAGODATSKAYA, M.K.E.; BLAGODATSKY, S.; KHOMYAKOV, N.; MYACHINA, O.; KUZYAKOV, Y. Temperature sensitivity and enzymatic mechanisms of soil organic matter decomposition along an altitudinal gradient on Mount Kilimanjaro. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1-11, 2016.
- BUTENSCHOEN, O.; SCHEU, S.; EISENHAUER, N. Interactive effects of warming, soil humidity and plant diversity on litter decomposition and microbial activity. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 43, p. 1902-1907, 2011.
- CAMPOS, L.H.F.; CARVALHO, S.J.P.; CHRISTOFFOLETI, P.J.; FORTES, C.; SILVA, J.S. Sistemas de manejo da palhada influenciam acúmulo de biomassa e produtividade da cana-de-açúcar (var. RB855453). **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 32, n. 2, p. 345-350, 2010.
- CANTARELLA, H.; CERRI, C.E.P.; CARVALHO, J.L.N.; MAGALHÃES, P.S.G. How much sugarcane trash should be left on the soil? [Editorial]. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, set/out, 2013.
- CARVALHO, J.L.N.; HUDIBURG, T.W.; FRANCO, H.C.J. DELUCIA, E.H. Contribution of above- and belowground bioenergy crop residues to soil carbon. **Global Change Biology Bioenergy**, 2017. In Press.
- CARVALHO, J.L.N.; NOGUEIROL, R.C.; MENANDRO, L.M.S.; BORDONAL, R.D.; BORGES, C.D.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H.C.J. Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 9, n. 7, p. 1181-1195, 2016.
- CARVALHO, J.L.N.; OTTO, R.; FRANCO, H.C.J.; TRIVELIN, P.C.O. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 336-344, 2013.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; MAIA, S.M.F.; CERRI, C.E.P.; JUNIOR, C.C.; FEIGL, B.J.; FRAZÃO, L.A.; MELLO, F.F.C.; GALDOS, M.V.; MOREIRA, C.S.; CARVALHO, J.L.N. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, n.1, p.102-116, 2010.

- CERRI, C.C.; GALDOS, M.V.; MAIA, S.M.F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; POWLSON, D.; CERRI, C.E.P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, v. 62, p. 23-28, 2011.
- CHERUBIN, M.R.; FRANCO, A.L.C.; CERRI, C.E.P.; KARLEN, D.L.; PAVINATO, P.S.; RODRIGUESA, M.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Phosphorus pools responses to land-use change for sugarcane expansion in weathered Brazilian soils. **Geoderma**, v. 265, p. 27–38, 2016a.
- CHERUBIN, M.R.; FRANCO, A.L.C.; CERRI, C.E.P.; OLIVEIRA, D.M.S.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Sugarcane expansion in Brazilian tropical soils—Effects of land use change on soil chemical attributes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 211, p. 173–184, 2015.
- CHERUBIN, M.R.; FRANCO, A.L.C.; TORMENA, C.A.; CERRI, C.E.P.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. **Geoderma**, v. 267, p. 156–168, 2016b.
- CHERUBIN, M.R.; OLIVEIRA, D.M.S.; FEIGL, B.J.; PIMENTEL, L.G.; LISBOA, I.P.; GMACH, M.R.; VARANDA, L.L.; MORAES, M.C.; SATIRO, L.S.; POPIN, G.V.; DE PAIVA, S.R.; DOS SANTOS, A.K.B.; DE VASCONCELOS, A.L.S.; DE MELO, P.L.A.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Crop residue harvest for bioenergy production and its implications on soil functioning and plant growth, **Scientia Agricola**, 2017. In press.
- CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento de safra brasileira de cana-de-açúcar. V. 4 - Safra 2017/2018 Nº 1 – Primeiro Levantamento, abril 2017.** 78p. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17_04_20_14_04_31_boletim_cana_portugues_-_1o_lev_-_17-18.pdf. Acesso em: 15 ago. 2017.
- CONFERÊNCIA DAS PARTES (COP 21), 2015, Paris. **Adoção do acordo de Paris.** Paris: Organização das Nações Unidas, 2015, 42 p.
- COPPENS, F.; GARNIER, P.; DE GRYZE, S.; MERCKX, R.; RECOUS, S. Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns. **European Journal of Soil Science**, v. 57, p. 894-905, 2006.
- COTRUFO, M.F.; SOONG, J.L.; HORTON, A.J.; CAMPBELL, E.E.; HADDIX, M.L.; WALL, D.H.; PARTON, W.J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 8, p. 776-779, 2015.
- COÛTEAUX, M.M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 63-66, 1995.
- DANTAS, G.A.; LEGEY, L.F.L.; MAZZONE, A. Energy from sugarcane bagasse in Brazil: An assessment of the productivity and cost of different technological routes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 21, p. 356–364, 2013.
- DAVIDSON, E.A.; JANSSENS, I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v. 440, p. 165-173, 2006.
- DE OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; KINGSTON, G.; BARBOSA, M.H.P.; VITTI, A.C. Decomposition and release of nutrients from sugarcane trash in two agricultural environments in Brazil. **Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists**, v. 24, p.1-10, 2002.

- DE OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; PENATTI, C.P.; PICCOLO, M.C. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n.12, p. 2359-2362, 1999.
- DIETHICH, G.; SAUVADET, M.; RECOUS, S.; REDIN, M.; PFEIFER, I.C.; GARLET, C.M.; BAZZO, H. Sugarcane mulch C and N dynamics decomposition under different rates of trash removal. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 243, p. 123-131, 2017.
- DINARDO-MIRANDA, L.L.; VASCONCELOS, A.C.M.; LANDELL, M.G.A. **Cana-de-açúcar**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2008. 882 p.
- DOS ANJOS, J.C.R.; JÚNIOR, A.S.A.; BASTOS, E.A.; NOLETO, D.H.; MELO, F.B.; DE BRITO, R.R. Armazenamento de água em Plintossolo Argilúvico cultivado com cana-de-açúcar sob níveis de palhada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, p. 464-473, 2017.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Guia Clima Dourados. Disponível em: <http://mob.cpao.embrapa.br/?lc=site/banco-dados/construtor-basico>. Acesso em: 15 jun. 2017.
- EPSTEIN, H.E.; BURKE, I.C.; LAUENROTH, W.K. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. Great Plains. **Ecology**, v. 83, n.2, p. 320-327, 2002.
- FERREIRA, D.A.; FRANCO, H.C.J.; OTTO, R.; VITTI, A.C.; FORTES, C.; FARONI, C.E.; GARSIDE, A.L.; TRIVELIN, P.C.O. Contribution of N from green harvest residues for sugarcane nutrition in Brazil. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 8, n. 5, p. 859-866, 2016.
- FERREIRA, E.A.; DEMUNER, A.J.; SILVA, A.A.; SANTOS, J.B.; VENTRELLA, M.C.; MARQUES, A.E.; PROCÓPIO, S.O. Composição química da cera epicuticular e caracterização da superfície foliar em genótipos de cana-de-açúcar. **Planta Daninha**, v. 23, n. 4, p. 611-619, 2005.
- FORTES, C.; TRIVELIN, P.C.O.; VITTI, A.C. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. **Biomass and bioenergy**, v. 42, p. 189-198, 2012.
- FORTES, C.; VITTI, A.C.; OTTO, R.; FERREIRA, D.A.; FRANCO, H.C.J.; TRIVELIN, P.C.O. Contribution of nitrogen from sugarcane harvest residues and urea for crop nutrition. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, p. 313-320, 2013.
- FRACETTO, F.J.C.; FRACETTO, G.G.M.; BERTINI, S.C.B.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J.; SIQUEIRA NETO, M. Effect of agricultural management on N₂O emissions in the Brazilian sugarcane yield. **Soil Biology & Biochemistry**, p. 1-9, 2017. In Press.
- FRANCO, A.L.C.; BARTZ, M.L.C.; CHERUBIN, M.R.; BARETTA, D.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; WALL, D.H.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Loss of soil (macro)fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Science of the Total Environment**, v. 563–564, p. 160–168, 2016.
- FRANCO, A.L.C.; CHERUBIN, M.R.; PAVINATO, P.S.; CERRI, C.E.P.; SIX, J.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 515–516, p. 30–38, 2015.
- FRANCO, H.C.J.; OTTO, R.; FARONI, C.D.; VITTI, A.C.; DE OLIVEIRA, E.C.A.; TRIVELIN, P.C.O. Nitrogen in sugarcane derived from fertilizer under Brazilian field conditions. **Field Crops Research**, v. 121, p. 29-41, 2011.
- FRANCO, H.C.J.; PIMENTA, M.T.B.; CARVALHO, J.L.N.; MAGALHÃES, P.S.G.; ROSSELL, C.E.V.; BRAUNBECK, O.A.; VITTI, A.C.; KÖLLN, O.T.; NETO, J.R. Assessment of sugarcane trash for agronomic and energy purposes in Brazil. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, p. 305-312, 2013.

- FURTADO, A.T.; SCANDIFFIO, M.I.G.; CORTEZ, L.A.B. The Brazilian sugarcane innovation system. **Energy Policy**, v. 39, p.156–166, 2011.
- GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; VAN ANTWERPEN, R. Simulation of soil carbon dynamics under sugarcane with the CENTURY model. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 802-811, 2009.
- GARCÍA-PALACIOS, P.; MAESTRE, F.T.; KATTGE, J.; WALL, D.H. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, v. 16, p. 1045–1053, 2013.
- GOLDEMBERG, J.; MELLO, F.F.C.; CERRI, C.E.P.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. **Energy Policy**, v. 69, p. 14–18, 2014.
- HASSUANI, S.J.; LEAL, M.R.L.V.; MACEDO, I.C. **Biomass power generation**. Sugar cane bagasse and trash. Piracicaba: PNUD-CTC, 2005. (Série Caminhos para Sustentabilidade).
- HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, v. 451, p. 289-292, 2008.
- HOFSETZ, K.; SILVA, M.A. Brazilian sugarcane bagasse: Energy and non-energy consumption. **Biomass and bioenergy**, v. 46, p. 564-573, 2012.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 15 ago. 2017.
- IQBAL, A.; ASLAM, S.; ALAVOINE, G.; BENOIT, P.; GARNIER, P.; RECOUS, S. Rain regime and soil type affect the C and N dynamics in soil columns that are covered with mixed-species mulches. **Plant Soil**, v. 393, p. 319-334, 2015.
- JENSEN, L.S.; SALO, T.; PALMASON, F.; BRELAND, T.A.; HENRIKSEN, T.M.; STENBERG, B.; PEDERSEN, A.; LUNDSTROM, C.; ESALA, M. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. **Plant Soil**, v. 273, p. 307-326, 2005.
- JOYCE, J.; DIXON, T.; DINIZ DA COSTA, J.C. Characterization of sugar cane waste biomass derived chars from pressurized gasification. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 84, p. 429-439, 2006.
- LANDELL, M.G.A.; SCARPARI, M.S.; XAVIER, M.A.; ANJOS, I.A.; BAPTISTA, A.S.; AGUIAR, C.L.; SILVA, D.N.; BIDÓIA, M.A.P.; BRANCALIÃO, S.R.; BRESSIANI, J.A.; CAMPOS, M.F.; MIGUEL, P.E.M.; SILVA, T.N.; SILVA, V.H.P.; ANJOS, L.O.S.; OGATA, B.H. Residual biomass potential of commercial and pre-commercial sugarcane cultivars. **Scientia Agricola**, v.70, n.5, p.299-304, 2013.
- LAPOLA, D.M.; MARTINELLI, L.A.; PERES, C.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERREIRA, M.E.; NOBRE, C.A.; AGUIAR, A.P.D.; BUSTAMANTE, M.M.C.; CARDOSO, M.F.; COSTA, M.H.; JOLY, C.A.; LEITE, C.C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B.B.N.; VIEIRA, I.C.G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 27-35, 2014.
- LAPOLA, D.M.; SCHALDACH, R.; ALCAMO, J.; BONDEAU, A.; KOCH, J.; KOELKING, C.; PRIESS, J.A. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **PNAS**, v. 107, p. 3388-3393, 2010.
- LEAL, M.R.L.V.; GALDOS, M.V.; SCARPARE, F.V.; SEABRA, J.E.A. WALTER, A.; OLIVEIRA, C.O.F. Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: A literature review. **Biomass and Bioenergy**, v. 53, p. 11-19, 2013.

- LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O.J. A meta-analysis of the temporal dynamics of priming soil carbon decomposition by fresh carbon inputs across ecosystems. **Soil biology & Biochemistry**, v. 101, p. 96-103, 2016.
- MANECHINI, C. Manejo da cana crua. In: SEMINÁRIO COPERSUCAR DE TECNOLOGIA AGRÔNOMICA, 7., Piracicaba, 1997. **Anais**. Piracicaba: Copersucar, p.309-327. 1997.
- MEIER, E.A.; THORBURN, P.J. Long Term Sugarcane Crop Residue Retention Offers Limited Potential to Reduce Nitrogen Fertilizer Rates in Australian Wet Tropical Environments. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1-14, 2016.
- MEIER E.A.; THORBURN, P.J.; WEGENER, M.K.; BASFORD, K.E. The availability of nitrogen from sugarcane trash on contrasting soils in the wet tropics of North Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 75, p. 101-114, 2006.
- MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; LINKINS, A.E.; RICCA, A.; FRY, B.; NADELHOFFER, K.J. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. **Plant and Soil**, v.115, p. 189-198, 1989.
- MENANDRO, L.M.S; CANTARELLA, H.; FRANCO, H.C.J; KÖLLN, O.T.; PIMENTA, M.T.B; SANCHES, G.M.; RABELO, S.C.; CARVALHO, JLN. Comprehensive assessment of sugarcane straw: implications for biomass and bioenergy production. **Biofuels, Bioproducts & Biorefining**, v. 11, p. 488-504, 2017.
- MENDES, F.M.T.; MARQUES, A.C.C.; MENDONÇA, D.L.; OLIVEIRA, M.S.; MOUTTA, R.O.; FERREIRA-LEITÃO, V.S. High surface área activated carbono from sugar cane straw. **Waste Biomass Valor**, v. 6, p. 433-440, 2015.
- MOORHEAD, D.L.; LASHERMES, G.; SINSABAUGH, R.L.; WEINTRAUB, M.N. Calculating co-metabolic costs of lignin decay and their impacts on carbon use efficiency. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 66, p. 17-19, 2013.
- MOORHEAD, D.L.; SINSABAUGH, R.L. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. **Ecological Monographs**, v. 76, n. 2. P. 151-174, 2006.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. **Total carbon, organic carbon and organic matter**. In: **Methods of soil analysis**. Part 3. Chemical methods. Madison, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. (Book Series, 5) p.961-1009, 1996.
- OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44 p. 322-331, 1963.
- PAES, L.A.D.; OLIVEIRA, M.A. Potential trash biomass of sugar cane plant. In: HASSUANI, S.J.; LEAL, M.R.L.V; MACEDO, I.C. **Biomass power generation**. Sugar cane bagasse and trash. Piracicaba: PNUD-CTC, 2005. (Série Caminhos para Sustentabilidade).
- PIMENTEL, L.G.; CHERUBIN, M.R.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Decomposition of sugarcane straw in the central-southern Brazil: basis for management decisions for bioenergy production. **Biomass and Bioenergy**, 2017. Submitted.
- PMGCA – Programa de Melhoramento Genético da Cana-de-açúcar. **Censo varietal 2016**. Disponível em: <http://www.pmgca.ufscar.br/arquivos/downloads/censo-varietal-2016.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2017.
- RACHID, C.T.C.C.; PIRES, C.A.; LEITE, D.C.A.; COUTINHO, H.L.C.; PEIXOTO, R.S.; ROSADO, A.S.; SALTON, J.; ZANATTA, J.A.; MERCANTE, F.M.; ANGELINI, G.A.R.; BALIEIRO, F.C. Sugarcane trash levels in soil affects the fungi but not bactéria in a short-term field experimete. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, p. 322-326, 2016.

- RAMOS, N.P.; YAMAGUCHI, C.S.; PIRES, A.M.M.; ROSSETTO, R.; POSSENTI, R.A.; PACKER, A.P.; CABRAL, O.M.R.; DE ANDRADE, C.A. Decomposição da palha de cana-de-açúcar recolhida em diferentes níveis após a colheita mecânica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1492-1500, 2016.
- ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Decomposition of sugarcane harvest residue in diferente climatic zones. **Australian Journal of Soil Research**, v.45, p. 1-11, 2007a.
- ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, v.45, p. 13-23, 2007b.
- ROMERO, E.R.; SCANDALIARIS, J.; DIGONZELLI, P.; ALONSO, L.; LEGGIO NEME, F.; GIARDINA, J.; CASEN, S.; TONATTO J.; DE ULLIVARRI, J.F. Sugarcane potential trash estimation: variety and cane yield effect. **Proceedings of the International Society of Sugar Cane Technologists**, v. 26, p. 421-425, 2007.
- SANTOS, F.A.; QUEIRÓZ, J.H.; COLODETTE, J.L.; FERNANDES, S.A.; GUIMARÃES, V.M.; REZENDE, S.T. Potencial da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol. **Química Nova**, v. 35, p. 1004-1010, 2012.
- SÃO PAULO (Estado). Leis, decretos, etc. Decreto nº 47.700, de 11 de março de 2003. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 12 mar. 2003. Seção I, v.113, n.46, p.1-2.
- SINDHU, R.; GNANSOUNOU, E.; BINOD, P. PANDEY, A. Bioconversion of sugarcane crop residue for value added products - An overview. **Renewable Energy**, p. 1-13, 2016. In press.
- SIMEPAR – Sistema Meteorológico do Paraná. **Solicitação de dados meteorológicos**. Disponível em: <http://www.simepar.br/>. Acesso em: 15 jun. 2017.
- SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002.
- SMITH, P.; SMITH, J.U.; POWLSON, D.S.; MCGILL, W.B.; ARAH, J.R.M; CHERTOV, O.G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D.S.; JENSEN, L.S.; KELLY, R.H.; KLEIN-GUNNEWIEK, H.; KOMAROV, A.S.; LI, C.; MOLINA, J.A.E.; MUELLER, T.; PARTON, W.J.; THORNLEY, J.H.M.; WHITMORE, A.P. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. **Geoderma**, v. 81, 153–225, 1997.
- SOCCOL, C.R.; VANDENBERGHE, L.P.S.; MEDEIROS, A.B.P.; KARP, S.G.; BUCKERIDGE, M.; RAMOS, L.P.; PITARELO, A.P.; FERREIRA-LEITÃO, V.; GOTTSCHALK, L.M.F.; FERRARA, M.A.; BOM, E.P.S.; MORAES, L.M.P.; ARAÚJO, J.A.; TORRES, F.A.G. Bioethanol from lignocelluloses: Status and perspectives in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4820–4825, 2010.
- SOONG, J.L.; PARTON, W.J.; CALDERON, F.; CAMPBELL, E.E.; COTRUFO, M.F. A new conceptual model on the fate and controls of fresh and pyrolyzed plant litter decomposition. **Biogeochemistry**, v. 124, p. 27-44, 2015.
- SOUZA JR, J.G.A.; CHERUBIN, M.R.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Sugar cane straw left in the field during harvest: decomposition dynamics and composition changes. **Soil Research**, 2017. In press.
- SOUZA, R.A.; TELLES, T.S.; MACHADO, W.; HUNGRIA, M.; FILHO, J.T.; GUIMARÃES, M.F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 155, p. 1–6, 2012.
- SU, Y; ZHANG, P.; SU, Y. An overview of biofuels policies and industrialization in the major biofuel producing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 991–1003, 2015.

- SURENDRAN, U.; RAMESH, V.; JAYAKUMAR, M.; MARIMUTHU, S.; SRIDEVI, G. Improved sugarcane productivity with tillage and trash management practices in semi arid tropical agro ecosystem in India. **Soil & Tillage Research**, v. 158, p. 10–21, 2016.
- THOMAS, R.J.; ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 1351-1361, 1993.
- THORBURN, P.J.; MEIER, E.A.; COLLINS, K.; ROBERTSON, F.A. Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. **Soil & Tillage Research**, v. 120, p. 99–111, 2012.
- THORBURN, P.J.; PROBERT, M.E.; ROBERTSON, F.A. Modeling decomposition of sugarcane surface residues with APSIM-Residue. **Field Crops Research**, v. 70, p. 223-232, 2001.
- TRIVELIN, P.C.O.; FRANCO, H.C.J.; OTTO, R.; FERREIRA, D.A.; VITTI, A.C.; FORTES, C.; FARONI, C.E.; OLIVEIRA, E.C.A.; CANTARELLA, H. Impact of sugarcane trash on fertilizer requirements for São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, p. 345-352, 2013.
- VALIM, W.C.; PANACHUKI, E.; PAVEI, D.S.; SOBRINHO, T.A.; ALMEIDA, W.S. Effect of sugarcane waste in the control of interrill erosion. **Ciências Agrárias**, v. 37, 1155-1164, 2016.
- VAN SOEST, P. J.; ROBERTSON, J. B.; LEWIS, B. A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. **Journal of Dairy Science**, v.74, p.3583-3597, 1991.
- WALL, D.H.; BRADFORD, M.A.; JOHN, M.G.S.T.; TROFYMOW, J.A.; BEHAN-PELLETIER, V.; BIGNELL, D.E.; DANGERFIELD, J.M.; PARTON, W.J.; RUSEK, J.; VOIGT, W.; WOLTERS, V.; GARDEL, H.Z.; AYUKE, F.O.; BASHFORD, R.; BELJAKOVA, O.I.; BOHLEN, P.J.; BRAUMAN, A.; FLEMMING, S.; HENSCHER, J.R.; JOHNSON, D.L.; JONES, T.H.; KOVAROVA, M.; KRANABETTER, J.M.; KUTNY, L.; LIN K-C.; MARYATI, M.; MASSE, D.; POKARZHEVSKII, A.; RAHMAN, H.; SABARÁ, M.G.; SALAMON, J-A.; SWIFT, M.J.S.; VARELA, A.; VASCONCELOS, H.L.; WHITE, D.; ZOU, X. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. **Global Change Biology**, v.14, p. 2661–2677, 2008.
- WICKINGS, K.; GRANDY, A.T.; REED, S.C.; CLEVELAND, C.C. The origin of litter chemical complexity during decomposition. **Ecology Letters**, v.15, p. 1180-1188, 2012.
- YAMAGUCHI, C.S.; RAMOS, N.P.; CARVALHO, C.S.; PIRES, A.M.M.; DE ANDRADE, C.A. Sugarcane straw decomposition and carbon balance as a function of initial biomass and vinasse addition to soil surface. **Bragantia**, v. 76, n. 1, p. 135-144, 2017.
- ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y.; ZHOU, G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, p. 85–93, 2008.