

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**CULTURAS BIOENERGÉTICAS: PRODUÇÃO DE
BIOMASSA, DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE
NITROGÊNIO DOS RESÍDUOS CULTURAIS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Jucieli Simon

Santa Maria, RS, Brasil

2009

CULTURAS BIOENERGÉTICAS: PRODUÇÃO DE BIOMASSA, DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DOS RESÍDUOS CULTURAIS

por

Jucieli Simon

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de

Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS, Brasil

2009

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**CULTURAS BIOENERGÉTICAS: PRODUÇÃO DE
BIOMASSA, DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE
NITROGÊNIO DOS RESÍDUOS CULTURAIS**

elaborada por
Jucieli Simon

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Sandro José Giacomini, Dr.
(Presidente/Orientador)

Clenio Nailto Pillon, Dr. (Embrapa-CPACT)

Celso Aita, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 21 de agosto de 2009

Ao decidir realizar o trabalho de sua vida, você deve avançar com fé inabalável e perseverança até à meta. Gotas de água que caem constantemente sobre uma rocha, com o tempo, acabam furando-a. Com constância, avance rumo ao seu objetivo. Complete cada etapa com empenho e siga em frente. (Preceito Diário-Seicho-No-Ie)

A DEUS o grande criador.
A VIDA o maior dom recebido
A FELICIDADE o sentimento mais supremo
Dedico

Aos meus pais Onário e Maria de Lurdes,
que abriram as portas do meu futuro,
dando-me amor, sabedoria e apoio.
Dedico este trabalho.

Agradecimentos

A Deus por estar sempre ao meu lado, dando-me força para enfrentar os desafios que a vida nos impõe.

Aos meus pais Onario e Maria de Lurdes que sempre torceram por mim. Por sempre terem ensinado a valorizar o conhecimento e a nunca desistir.

A Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela possibilidade de realização do curso de mestrado.

Aos professores Sandro Giacomini e Celso Aita pela orientação, ajuda, compreensão e apoio.

Aos funcionários do Departamento de Solos, em especial ao Finamor, sempre bem humorado e disposto a nos ajudar, esclarecimentos, empréstimo de material, opiniões e incentivo ao trabalho.

À CNPq pelo auxílio financeiro para a realização desse projeto.

Aos colegas do PPGCS à Fabiana T., Fabiana D., Eduardo, Genuir, Gabriel, Vera e Elisandra. E a todos os bolsistas do Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente que participaram no desenvolvimento deste trabalho.

Às minhas amigas Letícia, Ana Paula, Andressa, Marina, Madalosso, Elisandra pela amizade, apoio e companheirismo. Impossível descrever todo bem que me fazem. Só tenho a agradecer por tudo.

Ao Marcelo (in memória) pelo incentivo inicial dessa idéia, a qual infelizmente não viu se concretizar e a sua família a qual considero hoje minha segunda família, o seu Marco Aurélio, Dona Ceris e a bela Marcela. A Maristela e a Mariana pela amizade.

A minhas priminhas, Elisa, Ana Laura, Luisa e a minha afilhada Emanuela e ao meu afilhado Arnaldo pelo carinho e ingenuidade nas palavras. E toda minha família que de uma forma ou outra me incentivaram na realização dessa qualificação.

Aos ensinamentos da Seicho-No-Ie que me deram forças para prosseguir nessa experiência maravilhosa que é a vida.

As pessoas especiais que conheci no Mato Grosso, Alexandre, Débora, Everando, Luis, Gabriel, Marcio e tantos outros. Muito obrigada por ajudar na minha adaptação. A amizade de todos que torna a minha vida mais feliz.

À todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADA!

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

CULTURAS BIOENERGÉTICAS: PRODUÇÃO DE BIOMASSA, DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DOS RESÍDUOS CULTURAIS

AUTOR: JUCIELI SIMON

ORIENTADOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 21 de agosto de 2009

A busca por fontes renováveis de energia gerou um aumento na produção de biodiesel a partir de óleos vegetais extraídos de grãos de culturas como girassol, soja e mamona. Além de produzirem matéria-prima para a obtenção de energia renovável, essas culturas acumulam em sua biomassa o carbono que poderá ser incorporado à matéria orgânica do solo durante a decomposição dos resíduos culturais. Com o objetivo de avaliar a produção de biomassa e a decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas bioenergéticas, conduziu-se um experimento no ano agrícola de 2006/07, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria – RS, em um Argissolo Vermelho distrófico arênico. Os tratamentos avaliados foram: T1 – Girassol (*Helianthus annuus* L., var. AGUARÁ-3); T2 – Soja (*Glycine max*); T3 – Mamona híbrido lira (*Ricinus communis* L. var. Lira); T4 – Mamona variedade AL Guarany 2002 (*Ricinus communis* L. var. AL Guarany 2002). Avaliou-se o acúmulo de matéria seca e carbono, decomposição e liberação de C e N dos resíduos culturais e produtividade de grãos das culturas. Na mamona, 41% do C acumulado na parte aérea durante o ciclo da cultura encontram-se nas folhas, sendo a quantificação desse compartimento de biomassa essencial para avaliar a contribuição da mamoneira para o aporte de C ao solo. Os resíduos culturais de colheita que apresentaram menor decomposição e liberação de N foram àqueles oriundos da soja. A cultura da soja, por produzir matéria-prima para a produção de biodiesel e adicionar elevadas quantidades de C ao solo, sem a necessidade de aplicação de N, apresenta grande potencial para a mitigação do efeito estufa entre as culturas bioenergéticas avaliadas.

Palavras-chaves: mineralização, carbono, biodiesel, resíduos culturais.

ABSTRACT

Master Dissertaition in Soil Science
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

BIOENERGY CROP: BIOMASS PRODUCTION, CROP RESIDUES DECOMPOSITION AND NITROGEN RELEASE

AUTHOR: JUCIELI SIMON
ADVISER: SANDRO JOSÉ GIACOMINI
Santa Maria, August 21, 2009.

The searching of renewable energy sources is growing the interest in the biofuels obtaining from vegetable oils, and stand out crop as sunflower, soy and castor bean. Besides the production of raw material to obtaining of renewable energy, those cultures accumulate in the biomass the carbon that can be incorporate to the organic matter in the soil during the crop residue decomposition. A field experiment was carried out on a typic Hapludalf in an experimental area of the Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, state of Rio Grande do Sul, in the agricultural year of 2006/07. The aim was to evaluate the biomass production, decomposition and nitrogen release of crop residue of the bioenergy crop. The treatments were: T1 - Sunflower (*Helianthus annus* L., var. AGUARÁ-3); T2 - Soy (*Glycine max* L.); T3 – Hybrid of the castor beans (*Ricinus communis* L. var. Lira); T4 - Variety of the castor beans (*Ricinus communis* L. var. AL Guarany 2002). It was evaluated de dry matter and carbon accumulated, decomposition and nitrogen release of the crop residues and grain yield were evaluated. In the castor beans, 41% of C accumulated in the aerial part during the cycle of the culture are in the leaves, being the quantification of that compartment of essential biomass to evaluate the contribution of the castor beans for the contribution of C soil. The soy crop residues presented lower decomposition and nitrogen release. The soy crop, for to produce raw material to biodiesel production and to add high amounts of C in the soil, without the need of N application, it shows high potential for the mitigation of the greenhouse effect among the bioenergy crop evaluated.

Keywords: mineralization, carbon, biodiesel, crop residues

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição química e quantidades de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) adicionadas com os resíduos culturais colocados nos sacos de decomposição em cada tratamento.....	22
Tabela 2. Concentração de carbono (C), nitrogênio (N) e quantidades de MS, C e N adicionadas com os diferentes componentes dos resíduos culturais colocados nos sacos de decomposição em cada tratamento.....	23
Tabela 3. Calendário de coletas, precipitação pluvial e temperatura média do ar em cada intervalo de coleta dos sacos de decomposição durante o período em que permaneceram no campo.....	24
Tabela 4 - Massa seca e carbono acumulado, produtividade média e rendimento de óleo.....	30
Tabela 5 - Parâmetros dos modelos ajustados aos valores medidos de matéria seca e carbono remanescentes, tempo de meia vida ($T_{1/2}$) de cada compartimento e valores de R^2 em cada tratamento.....	37
Tabela 6. Parâmetros dos modelos ajustados aos valores medidos de N remanescente, tempo de meia vida ($T_{1/2}$) de cada compartimento e valores de R^2 em cada tratamento.....	41

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Vista geral do dispositivo usado para a coleta das folhas na cultura da mamona.....	19
Figura 2. Resíduos culturais de girassol (a), mamona (b) e soja (c) usados no estudo da decomposição e detalhe dos sacos de decomposição durante a avaliação da decomposição das folhas de soja (d).....	20
Figura 3. Produção de matéria seca pelas folhas produzidas pela mamoneira 90 DAE até a colheita da cultura. AL Gua= AL Guarany 2002.....	27
Figura 4. Acúmulo de C (a) e N (b) pelas folhas produzidas pela mamoneira 90 DAE até a colheita da cultura. AL Gua= AL Guarany 2002.....	28
Figura 5. Quantidade de carbono contribuída pelos diferentes órgãos da planta.....	30
Figura 6. Matéria seca (a) e carbono (b) remanescente dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja adicionados nas bolsas de decomposição.....	33
Figura 7. Nitrogênio remanescente dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja adicionados nos sacos de decomposição na superfície do solo.....	39
Figura 8. Liberação acumulada de nitrogênio dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja adicionados nos sacos de decomposição na superfície do solo.....	42

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 Biodiesel.....	4
2.2 Culturas para a produção de biodiesel.....	5
2.2.1 Girassol.....	5
2.2.2 Mamona.....	6
2.2.3 Soja.....	7
2.3 Decomposição dos resíduos culturais.....	8
2.3.1 Fatores que afetam a decomposição e a liberação de nutrientes.....	9
2.3.1.1 Umidade e temperatura.....	9
2.3.1.2 Qualidade dos resíduos culturais.....	11
2.3.1.3 Contato solo-resíduo.....	13
2.4 Metodologias usadas na avaliação da decomposição.....	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1 Localização e solo.....	17
3.2 Delineamento experimental e tratamentos.....	17
3.3 Avaliações.....	18
3.3.1 Produção de folhas pela mamona.....	18
3.3.2 Produção de matéria seca das culturas.....	19
3.3.3 Avaliação da decomposição.....	20
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Produção de matéria seca e acúmulo de C e N nas folhas da mamona.....	27
4.2 Produção de biomassa e adição de carbono por culturas bioenergéticas.....	29
4.3 Decomposição dos resíduos culturais.....	32
4.4 Liberação de nitrogênio.....	38
5 CONCLUSÕES	44
6 REFERÊNCIAS.....	45

1 INTRODUÇÃO

A atual matriz energética mundial é baseada principalmente em fontes não renováveis, tendo como principal matéria-prima o petróleo. Atualmente as reservas comprovadas de petróleo do mundo somam 1,14 trilhões de barris, 78% dos quais no subsolo dos países do cartel OPEP. Mantido o atual nível de consumo, tais reservas permitem suprir a demanda mundial por somente 40 anos. Aliado a isso, a emissão de gases de efeito estufa (CO₂, NO_x, N₂O) ocasionada pelo uso das fontes não renováveis pode provocar mudanças climáticas globais causando grande impacto ambiental. Desta forma, a busca de fontes de energia alternativas, principalmente aquelas renováveis, é de fundamental importância para a preservação do planeta.

Uma alternativa para a geração de energia renovável, e que apresenta grande potencial, consiste na produção de biodiesel a partir de óleo vegetal extraído principalmente de grãos de oleaginosas. Considerando que a matéria-prima para a produção de biodiesel é gerada pela agricultura, verifica-se que esta apresenta papel importante na geração de energia. O Brasil é o país do mundo que reúne o maior número de vantagens para liderar a agricultura de energia, com destaque para a perspectiva de incorporação de áreas voltadas à produção de matéria-prima para a produção de biocombustíveis, sem competição com a agricultura de alimentos. Em muitos países, principalmente aqueles desenvolvidos, esse pode ser um problema sem solução. Tais aspectos indicam que agricultura de energia poderá ser um importante componente do agronegócio brasileiro.

Em 13 de janeiro de 2005 foi lançado no Brasil o Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPUB) o qual tem por objetivo implementar de forma sustentável, tanto técnica como economicamente, a produção e o uso de biodiesel, com enfoque na inclusão social e no desenvolvimento regional, via geração de emprego e renda. Atualmente o uso de biodiesel misturado ao diesel está autorizado em 2% (B2), sendo que esse percentual passará a ser obrigatório no período de 2008 a 2012, aumentando para 5% (B5) a partir de 2013 (NAE, 2004).

Entre as culturas produtoras de biodiesel a soja e o girassol, com destaque para a soja, são aquelas que apresentam um grande número de informações técnicas geradas pela pesquisa envolvendo os sistemas de produção. O mesmo não é observado para o amendoim, a canola e a mamona. Para estas culturas é necessário intensificar os estudos em diversas áreas da agronomia (melhoramento genético, zoneamento agroecológico, práticas culturais, manejo do solo, adubação, rotação de culturas, etc.) visando aumentar a produtividade e a produção de biodiesel e, conseqüentemente, a rentabilidade do produtor rural. Em função da necessidade crescente na produção de biodiesel para suprir a demanda deste combustível, é necessário diversificar os sistemas de culturas para este fim. Nesses sistemas, é importante conhecer a ciclagem de nutrientes via decomposição dos resíduos culturais das espécies a fim de adequar as doses de nutrientes a aplicar em conformidade com a demanda das culturas. É necessário também avaliar os impactos ambientais decorrentes do uso destas espécies como a emissão de gases de efeito estufa e lixiviação de NO_3^- .

O uso de biodiesel é uma prática que poderá contribuir para a mitigação da emissão de gases de efeito estufa por reduzirem o consumo de fontes de energia não renováveis. Além disso, a adição de C em sistema plantio direto pelas culturas produtoras de matéria-prima para biodiesel pode promover o aumento no estoque de carbono e nitrogênio no solo contribuindo para a melhoria na produtividade do mesmo. O seqüestro de C no solo também deve contribuir para reduzir o impacto ambiental negativo ocasionado normalmente pela agricultura. Nesse sentido é importante a obtenção de informações referentes à produção de biomassa pelas culturas a fim de selecionar aquelas que promovam maior aporte de C ao solo.

A quantidade de C que irá permanecer no solo para contribuir para o estoque de matéria orgânica do solo vai depender da quantidade de C que é mineralizada a partir dos resíduos durante o processo de decomposição. Esse processo biológico, realizado principalmente por microrganismos do solo é controlado por diversos atributos intrínsecos aos resíduos como, por exemplo, as concentrações em fração solúvel em água, de nitrogênio, de lignina e de polifenóis além das relações C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N (REINERTSEN et al., 1984; TRINSOUTROT et al., 2000a). A velocidade de liberação de nutrientes dos resíduos culturais durante o processo de decomposição depende da localização e da forma em que os mesmos se encontram no tecido vegetal. No caso do N, em que a maior parte encontra-se na

planta, associado a componentes orgânicos do tecido vegetal (MARSCHNER, 1995), a sua liberação está intimamente ligada ao processo de decomposição pelos microrganismos do solo.

Nas duas últimas décadas, foram realizados diversos trabalhos, tanto no Brasil como em outros países, procurando-se caracterizar a decomposição e a liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura (WAGGER, 1989; RANNELS; WAGGER, 1996; AITA & GIACOMINI, 2003). Poucos são os estudos realizados até o momento com a finalidade de caracterizar a decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais das culturas comerciais e principalmente daquelas utilizadas na produção de biodiesel (AJAWA; TABATABAI, 1994; CRUZ, 2009). Para a inclusão destas culturas em sistemas para a produção de biodiesel, é necessário avaliar tais aspectos, visando maximizar a ciclagem de nutrientes e minimizar os impactos ao ambiente. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou avaliar a produção de biomassa e a decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas bioenergéticas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Biodiesel

O biodiesel é um biocombustível derivado de biomassa renovável para uso em motores de combustão interna com ignição por compressão, para geração de energia, que substitui parcial ou totalmente a utilização de combustíveis de origem fóssil (LEI nº 11.097 de 13/01/2005). No Brasil, a utilização de biodiesel foi regulamentada por meio da Lei 11.097/2005, a qual estabelece percentuais mínimos de misturas de biodiesel ao diesel comum e o monitoramento da introdução do novo combustível no mercado pela referida lei.

A demanda atual do Brasil em biodiesel para substituir 2% do diesel é de 14,4 bilhões de litros, o que demandaria uma área cultivada com culturas produtoras de óleo vegetal de aproximadamente 1,17 milhões de hectares. Considerando a necessidade de 5% de substituição do diesel por biodiesel em 2013 a área ocupada pelas culturas aumentaria para 2,92 milhões de hectares. Atualmente as culturas potenciais fornecedoras de matéria-prima para a produção de biodiesel são: soja, dendê, babaçu, girassol, canola, mamona, amendoim e nabo. A soja, o girassol, o amendoim e a canola são consideradas culturas potenciais para a região Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Para a região Norte e Nordeste as culturas mais promissoras são a mamona e o dendê. Verifica-se, desta forma, que o Brasil pode produzir biodiesel a partir de diversas matérias-primas, passíveis de produção nas diversas regiões do Brasil, o que reduz o efeito da sazonalidade sobre a produção e a oferta de biodiesel. Isso não é observado nos programas de biodiesel da União Européia e dos Estados Unidos, onde a produção do biodiesel está baseada principalmente na colza e na soja, respectivamente.

O Brasil é um dos países do mundo que reúne o maior quantitativo de vantagens comparativas para liderar a agricultura de energia. A primeira vantagem comparativa que se destaca à perspectiva de incorporação de áreas à agricultura de energia, sem competição com a agricultura de alimentos, e com impactos ambientais

circunscritos ao socialmente aceito. O segundo aspecto a considerar é a possibilidade de múltiplos cultivos dentro do ano calendário.

2.2 Culturas para a produção de biodiesel

Segundo o Núcleo de Assuntos Estratégicos da Presidência da República (NAE, 2004) as culturas potenciais para a produção de biodiesel são as seguintes: soja, girassol, canola, amendoim, mamona, dendê e babaçu. A seguir são apresentadas algumas informações referentes às culturas girassol, mamona e soja.

2.2.1 Girassol

O girassol (*Helianthus annuus*) é uma cultura que se adapta a diferentes condições edafoclimáticas, podendo ser cultivado desde o Rio Grande do Sul até o Estado de Roraima, no hemisfério norte. Em função da disponibilidade hídrica e da temperatura características de cada região, pode ser cultivado como primeira cultura, aproveitando o início das chuvas (inverno-primavera), ou como segunda cultura (verão-outono), aproveitando o final das chuvas (LEITE, 2007). A cultura do girassol ocupa o quarto lugar na participação mundial de oleaginosas para produção de óleos, com crescimento de 33,3 % entre as safras de 2002/03 e 2006/07 (CASTRO, 2007).

O girassol tem despertado interesse entre os produtores brasileiros, pois a possibilidade de sua utilização na produção de biodiesel está incentivando a produção. A produção de óleo por esta cultura gira em torno de 800 L ha⁻¹. O ciclo vegetativo do girassol varia entre 90 a 130 dias, dependendo do cultivar, da data de semeadura e das condições ambientais características de cada região e ano. O cultivo intercalar do girassol com a cultura da mamona é uma prática que deve ser avaliada a fim de promover uma maior produtividade de óleo por unidade de área.

A Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) relata que na safra 2006/07 foram cultivados 113,9 mil hectares de girassol no Brasil, obtendo uma

produção de 149,3 mil toneladas, com uma produtividade média nacional de 1,31 Mg ha⁻¹. O estado do Rio Grande do Sul teve participação com 18,4 mil hectares na área cultivada, 28,5 mil toneladas na produção e atingiu uma produtividade média de 1,55 Mg ha⁻¹.

Ao avaliar a produção de matéria seca (MS) da parte aérea de girassol em diferentes níveis de irrigação durante os anos de 2001, 2002 e 2003 Gomes (2005) encontrou valores que variaram entre 2,91 Mg ha⁻¹ e 10,02 Mg ha⁻¹. A contribuição de caules, capítulos e folhas na matéria seca total foi de 1,05, 1,44 e 0,41 Mg ha⁻¹, respectivamente, no tratamento com menor acúmulo de matéria seca (MS) e de 3,91, 3,73 e 2,38 Mg ha⁻¹ nos tratamentos com maior produção de MS. Em estudo realizado para avaliar o potencial de cultivares de girassol para ensilagem, Tomich et al. (2003) obteve produção média de MS de 5,9 Mg ha⁻¹, que variou de 3,6 a 7,7 Mg ha⁻¹. Nesse estudo a contribuição média do caule, do capítulo e das folhas, e para a MS total foi respectivamente de 33,7%, 46,7% e 19,7%.

2.2.2 Mamona

A mamoneira (*Ricinus communis*) é uma planta rústica, resistente à seca, disseminada por diversas regiões do globo terrestre e cultivada comercialmente entre os paralelos 40° N e 40° S. A mamona tem sido cultivada principalmente no nordeste Brasileiro e em condições de sequeiro. O sistema de preparo do solo adotado para o cultivo desta cultura é o preparo convencional (aração + gradagem). Em 2002 a produção nacional chegou a 100 mil Mg em uma área plantada de aproximadamente 130 mil ha. Em condições de sequeiro, a mamona produz 1,20 Mg ha⁻¹ de bagas, com um teor de óleo de 47%. Em estudo realizado por Ferro et al. (2006), a fertilização da mamoneira com diferentes doses de fósforo influenciou a produção de MS, que variou de 2,6 Mg ha⁻¹ nas plantas que não receberam adubação, até 4,1 Mg ha⁻¹ na maior dose do fertilizante. A mamona é uma cultura bastante versátil, pois, além de produzir o óleo, ela pode ser consorciada com outras culturas, como feijão, amendoim ou milho.

Estudos realizados pelo Pesquisador Dr. Sergio Delmar dos Anjos e Silva do CPACT-Embrapa de Pelotas-RS têm demonstrado que a mamona apresenta

elevado potencial de produtividade também na região Sul do Brasil (EMBRAPA, 2005). Em ensaio realizado na safra de 2003/04 a produtividade alcançada com a mamona foi de $2,8 \text{ Mg ha}^{-1}$, superando em duas vezes a produtividade obtida na região Nordeste do País e evidenciando o potencial do Rio Grande do Sul para esta cultura. Na produção de biodiesel a mamona apresenta grande importância, já que a produção de óleo pode atingir cerca de 1.200 L ha^{-1} . Além disso, a torta resultante do esmagamento na extração de óleo pode ser uma alternativa de adubo orgânico para utilização na agricultura com vistas à ciclagem de nutrientes. Desta forma, é necessário intensificar os estudos envolvendo a avaliação de sistemas de culturas adaptados a região Sul com a inclusão da mamona a fim de buscar diversificação de matéria-prima para a produção de biodiesel.

2.2.3 Soja

A cultura da soja (*Glycine Max*) é originária do leste da China, onde com o passar dos anos sofreu domesticação e se disseminou pelo mundo, chegando até o Brasil por volta de 1882. Atualmente constitui-se em uma importante *commoditie* agrícola para o país, já que é amplamente exportada para outros países, o que garante uma balança comercial favorável. É uma das principais fontes de proteína e óleo vegetal sendo utilizada mundialmente, na alimentação humana e animal. Na safra de 2008/09 a soja ocupou 21,7 milhões de hectares de área plantada, produzindo 57 milhões de Mg, com uma produção média nacional de $2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ (CONAB, 2009). De acordo com a Embrapa-CNPSO, em 2006, do total da produção de soja brasileira, 42,2 % (22,3 milhões de Mg) foi destinada a exportação e 56% (29,7 milhões de toneladas) destinada ao esmagamento, sendo produzidos aproximadamente 5,7 milhões de litros de óleo, dos quais 45% designado a exportação e 54% para o consumo interno.

Um fator que poderá promover o incremento na demanda por óleos vegetais é a perspectiva de aumento no consumo per capita em países emergentes, visto que a média mundial é de $20 \text{ litros}^{-1} \text{ pessoa}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e a média de países desenvolvidos é de $50 \text{ L}^{-1} \text{ pessoa}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Além disso, a utilização para a produção de biodiesel pressionará a obtenção de óleos vegetais, alavancando o consumo de óleo no

Brasil, onde 90 % da produção nacional deve-se a soja (DALL'AGNOL; HIRAKURI, 2008). O teor de óleo é de 18 a 20% do peso dos grãos, sendo que é a cultura responsável por 90% da produção de óleo em nível nacional, com um rendimento de óleo de aproximadamente 400 L ha⁻¹. A soja pode ser considerada uma das grandes opções para estimular o início de um programa de obtenção de biodiesel. Além da extensão de área e da escala de produção, a cadeia produtiva da soja é altamente organizada.

Ao avaliar a eficiência da soja na interceptação e conversão da radiação fotossinteticamente ativa para a produção de biomassa, Shöffel e Volpe (2001), verificaram acúmulos máximos de 1.092 g, 1.559 g e 1.747 g m⁻² em três variedades de soja, totalizando valores de MS (folíolo, caule, pecíolo, legumes e grãos) que variaram de 10,9 Mg ha⁻¹ a 17,47 Mg ha⁻¹. Bataglia et al. (1976) observou que a maior produção de matéria seca para a cultivar Santa Rosa foi observado aos 90 dias, coincidindo com o maior crescimento vegetativo e início da formação de vagens, onde o acúmulo de matéria seca observado foi de 5.632 kg ha⁻¹. Após esse período somente foi observado acúmulo de matéria seca das partes reprodutivas da planta. O autor relata também que entre o período de 90 e 130 dias ocorreu considerável queda na matéria seca em detrimento da abscisão foliar.

2.3 Decomposição dos resíduos culturais

Os resíduos culturais, compostos pela parte aérea e raízes das plantas, são as principais fontes de carbono, nutrientes e energia à comunidade microbiana do solo e, devido a sua natureza variada e complexa, sofrem alterações distintas no solo, permitindo entre outros a ciclagem de nutrientes no solo. Segundo Chagas et al. (2007), a maximização da ciclagem de nutrientes, pelo adequado manejo dos resíduos vegetais produzidos num cultivo, é uma opção para aumentar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, otimizando seus recursos internos.

O processo geral de decomposição geralmente envolve uma grande diversidade de organismos com funções complementares, os quais agem em conjunto sobre um substrato, diferindo quanto ao tipo de enzimas produzidas para degradar o conjunto de compostos orgânicos presentes (SYLVIA et al., 1998). A

decomposição inicia-se pela ação de enzimas extracelulares sobre polímeros transformando-os em monômeros possibilitando a entrada nos mesmos nas células microbianas. Parte do C presentes nos monômeros será transformado em biomassa microbiana e energia, e em condições aeróbicas será mineralizado até CO_2 (SYLVIA et al., 1998; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

Dessa forma, o processo de decomposição de resíduos culturais é dirigido pela necessidade em carbono e energia por parte da população heterotrófica do solo. Durante a decomposição, parte dos nutrientes ligados ao carbono, como por exemplo, o N e o S, é assimilada pelos organismos decompositores e parte é mineralizada e liberada como NH_3 e SO_4^{2-} , respectivamente, como subprodutos deste processo (AITA; GIACOMINI, 2007). Portanto, a decomposição constitui processo fundamental em sistemas agrícolas, garantindo a ciclagem desses nutrientes e favorecendo o aumento na biodiversidade do sistema (RICE, 2005).

2.3.1 Fatores que afetam a decomposição e a liberação de nutrientes

A decomposição dos resíduos culturais é um processo complexo e controlado por muitos fatores incluindo: condições climáticas, representadas principalmente pelo regime de chuvas e temperatura, que influenciam a atividade microbiana do solo (SYLVIA et al., 1998), natureza física e bioquímica dos resíduos (SWIFT et al., 1979), o contato entre o resíduo e o solo (ANGERS; RECOUS, 1997).

2.3.1.1 Umidade e temperatura

Por se tratar de um processo essencialmente biológico (SYLVIA et al., 1998), a decomposição dos resíduos culturais é controlada por vários fatores e entre eles o teor de umidade e a temperatura afetam largamente a taxa de decomposição dos resíduos vegetais quando adicionados ao solo, pois são eles que regem o tipo de decomposição (aeróbica e anaeróbica) bem como a intensidade do processo (rápido

ou lento). A velocidade de decomposição dobra quando a temperatura é elevada em 10°C na faixa de 5 a 35°C (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

A presença de palha na superfície do solo como ocorre no sistema de plantio direto atua como uma barreira que reduz a evaporação da água e modera as flutuações de temperatura, a qual exerce um efeito dominante sobre a atividade biológica do solo e, portanto, sobre a taxa de decomposição dos materiais orgânicos. Na maioria dos casos, a influência da umidade sobre a decomposição tem sido estudada isoladamente ou em interação com a temperatura e principalmente em condições de laboratório.

Em estudo realizado por Quemada e Cabrera (1997), que avaliaram o efeito do potencial da água e da temperatura na mineralização do C e do N de resíduos de trevo (*Trifolium incarnatum* L.) aplicados na superfície do solo, foi constatado que houve efeito positivo na mineralização do C e do N com o aumento da temperatura. Nesse mesmo estudo ainda foi verificado que o potencial da água no solo influenciou na liberação de CO₂ no solo mostrando dessa forma claramente o efeito da umidade do solo na decomposição dos resíduos culturais. Alguns estudos, relacionando a persistência de resíduos vegetais na superfície do solo com a temperatura e a umidade, têm mostrado que essa relação é exponencial negativa (HUNT, 1977; WIEDER; LANG, 1982), com pequena influência dessas variáveis sobre a decomposição de resíduos. Em outros trabalhos, tem-se observado relação exponencial negativa entre as quantidades de resíduos vegetais sobre a superfície e o tempo de exposição desses resíduos no solo (STROO et al., 1989; BERTOL et al., 1998) e, ainda em outros, como por exemplo, Douglas Jr. et al. (1980) tem-se observado relação linear negativa com grande influência da variável tempo sobre a decomposição de resíduos.

Ao estudar a decomposição de resíduos de milho, Bertol et al. (2004) constataram efeito positivo da temperatura sobre a decomposição. Nesse estudo, os autores verificaram que os resíduos de milho criaram condições para o aumento da armazenagem de água no solo, em 13 %, na média dos tratamentos de solo com resíduo de milho e solo com resíduo de milho com 100 kg ha⁻¹ de N, aplicado na forma de uréia, em cobertura, em relação à ausência do resíduo. A amplitude de variação mensal da umidade do solo, na profundidade de 0,03 m, foi de 17 g g⁻¹ no solo sem resíduo e, no de solo com resíduo de milho e solo com resíduo de milho com 100 kg ha⁻¹ de N, aplicado na forma de uréia, em cobertura, foi de 12 e 14 g g⁻¹,

respectivamente. Esses resultados indicam que a umidade do solo pode ter contribuído para o aumento da decomposição dos resíduos nos tratamentos de solo com resíduo de milho e solo com resíduo de milho com 100 kg ha^{-1} de N.

2.3.1.2 Qualidade dos resíduos culturais

Os resíduos culturais são compostos basicamente dos mesmos componentes, porém em proporções diferentes. A proporção de compostos orgânicos como a celulose, hemicelulose, lignina e polifenóis dependem da espécie vegetal e do estágio fenológico em que a planta se encontra. O grau de maturação das espécies pode condicionar as taxas de decomposição destas, pois permite que ocorra maior estocagem de compostos ricos em carbono, como a lignina, aumentando sua resistência à decomposição (GILMOUR et al., 1998).

Diversos trabalhos evidenciam que a relação C/N dos resíduos orgânicos presentes no solo é um dos principais fatores controladores da velocidade do processo de decomposição (HEAL et al., 1997). Resíduos orgânicos de baixa relação C/N decompõem-se mais rapidamente no solo do que os de relação C/N alta. A baixa velocidade de decomposição dos resíduos de alta relação C/N tem sido atribuída à deficiência de N e à presença de constituintes recalcitrantes. Os microrganismos decompositores possuem menor relação C/N do que as fontes por eles exploradas. Dessa forma, o N é reconhecido como um fator limitante para o crescimento e atividade microbiana durante a decomposição de resíduos (RECOUS et al., 1995).

Em trabalho conduzido por Chagas et al. (2007) que avaliou a velocidade de decomposição de resíduos de feijão (folhas, talos e vagens) em condição de campo com a utilização de sacos de decomposição (*litter bags*) foram observadas baixas taxas de decomposição para talos e vagens. A relativamente lenta decomposição desse tipo de resíduo pode ser associada à sua alta relação C/N que era acima de 60 para esses componentes da planta. Segundo Tian et al. (1992) materiais com relação acima de 30 geralmente apresentam decomposição mais lenta. No entanto, segundo Trinsoutrot et al. (2000a) a relação C/N, como fator isolado, não permite caracterizar adequadamente a biodegradabilidade dos resíduos vegetais e devem ser

levadas em consideração outras características, como os componentes bioquímicos dos resíduos vegetais.

A fração solúvel apresenta em sua constituição, diferentes compostos orgânicos, como açúcares, aminoácidos, polissacarídeos, proteínas e compostos fenólicos. Os compostos lábeis e solúveis são rapidamente degradados nos estágios iniciais de decomposição gerando um rápido crescimento da população microbiana, que pode demandar elevados teores de nitrogênio (SWIFT et al., 1979). A facilidade com que a população microbiana utiliza a fração solúvel em água, especialmente carboidratos, irá determinar a velocidade inicial de decomposição dos resíduos culturais (REINERTSEN, 1984; CHRISTENSEN, 1985). Além disso, os compostos carbonados e nitrogenados solúveis em água podem ser lixiviados dos resíduos culturais, aumentando sua decomposição inicial (SWIFT et al., 1979).

Parte da fração solúvel é composta por C orgânico (Csa) e N total (Nsa) solúveis em água e geralmente estão relacionadas diretamente com a relação C/N do material em estudo. Em trabalho de Aita e Giacomini (2003) em condição de campo utilizando sacos de decomposição, a dinâmica de decomposição e liberação de N de resíduos culturais provenientes de plantas de cobertura de solo, esteve de acordo com a relação C/N dos resíduos. Da quantidade total de N liberada durante todo o experimento, a maior parte ocorreu nos primeiros 15 dias e a quantidade de N remanescente nos tecidos foi diretamente proporcional à concentração de celulose e às relações C/N e Lignina/N e inversamente proporcional às concentrações de N total e Nsa do tecido vegetal das plantas.

Durante a decomposição de resíduos culturais da cultura da canola, Trinsoutrot et al. (2000b) observaram que a fase inicial da decomposição é controlada pelo conteúdo inicial de C, mas após 28 dias existe grande relação entre o teor de lignina e a mineralização do C. Os autores verificaram ainda que, devido ao maior teor de lignina, as raízes foram mais lentamente decompostas que os talos e as vagens da canola. Esse mesmo efeito foi observado por Abiven et al. (2005) onde resíduos com altos teores de lignina, como as raízes, apresentaram baixa taxa de decomposição. Ao avaliar a decomposição de resíduos culturais de ervilhaca, Puget e Drinkwater (2001) observaram que a parte aérea desta cultura, além de conter maior quantidade de carboidratos não estruturais, apresentou quantidade de lignina aproximadamente três vezes inferior que as raízes e, por isso, o C da parte aérea foi mais rapidamente mineralizado.

Ao comparar a decomposição dos resíduos culturais de canola e folhas jovens de centeio, Coppens et al. (2007), verificaram correlação negativa entre os teores de lignina e a quantidade de C decomposto durante 63 dias. Já em estudo realizado por Aita e Giacomini (2003) ao avaliar a decomposição de resíduos de ervilhaca e aveia, os autores verificaram que a palha de aveia, mesmo apresentando menor teor de lignina, foi mais lentamente decomposta em relação à ervilhaca. Com base nesse resultado, outros componentes podem estar interagindo com a decomposição destes resíduos como os compostos fenólicos.

Em estudo sobre a decomposição de plantas de cobertura em sacos de decomposição, Gama-Rodrigues et al. (2007) constataram que o feijão-de-porco e o amendoim forrageiro apresentaram as maiores taxas de decomposição de matéria seca, com aproximadamente 50 % de perda da matéria seca dessas duas leguminosas em um período de 60 dias. Nesse mesmo estudo os autores ainda relatam que os valores das taxas de liberação de C, nutrientes e polifenóis solúveis variaram significativamente entre as coberturas vegetais utilizadas, sendo o feijão-de-porco e o amendoim forrageiro os que apresentaram as maiores taxas de liberação de C.

2.3.1.3 Contato solo-resíduo

O manejo dos resíduos em solos agricultáveis tem recebido muita atenção para o controle da erosão além de estudos envolvendo seqüestro de C no solo. Adaptações de práticas de cultivo também determinam a localização e a distribuição dos resíduos no solo o que afeta diretamente as propriedades físicas como as características da água e propriedades estruturais (FRANZLUEBBERS, 2002). Além disso, a localização e a distribuição dos resíduos, pré-determina gradientes no conteúdo de matéria orgânica do solo influenciando a atividade microbiana do solo (DOMINY; HAYNES, 2002).

A limitada disponibilidade de N para as comunidades decompositoras tem sido o principal argumento para a baixa decomposição dos resíduos vegetais que apresentam contato limitado com o solo. De acordo com Angers e Recous (1997); Magid et al., (2006) a distância do solo (tamanho do resíduo ou distribuição) e o

baixo conteúdo N são os principais fatores que explicam a baixa decomposição de resíduos culturais pobres em N. Em condições de campo, o efeito combinado do contato limitado do resíduo com o solo e a limitação de N geralmente resulta em menores taxas de decomposição para resíduos em superfície do que para resíduos incorporados (DOUGLAS et al., 1980). No entanto, o efeito da localização do resíduo interage com a qualidade do resíduo e a dinâmica da água no solo (SCHOMBERG et al., 1994).

De forma geral na maioria dos trabalhos realizados existe um consenso entre os resultados de pesquisa em afirmar que os resíduos incorporados ao solo são decompostos mais rapidamente do que quando deixados na superfície do solo. No entanto, estes resultados não são válidos para a totalidade dos casos. Segundo Abiven e Recous (2007) em trabalho conduzido em condições controladas comparando o efeito de resíduos da colheita de arroz, soja, sorgo, brachiaria e trigo, incorporados e mantidos em superfície do solo, na mineralização do C e N por 55 dias não foi observado nenhum efeito significativo na cinética do C. Esse resultado pode ser devido que nesse estudo os resíduos eram finamente moídos e a quantidade adicionada não foi suficiente para formar um mulch e, com isso, mesmo em superfície o contato com o solo era elevado. A decomposição dos resíduos na superfície do solo aumentou ligeiramente somente a mineralização líquida de N para resíduos de menor relação de C/N. Este efeito também não foi observado no trabalho de Bremer et al. (1991) que mostrou que a incorporação dos resíduos não acelerou em todos os casos a decomposição, principalmente para aqueles ricos em N.

Em trabalho conduzido em condições controladas de laboratório, Jin et al. (2008) estudaram a dinâmica da mineralização o C e N de resíduos de palha de trigo e amendoim incorporados ou mantidos em superfície do solo. A incorporação dos resíduos ao solo teve maior efeito na decomposição dos resíduos culturais do trigo do que daqueles do amendoim. Os resíduos de trigo mostraram uma imobilização mais forte que resíduos de amendoim durante o período de incubação, sem qualquer taxa de liberação de N. Carvalho (2008) estudando a decomposição de diferentes resíduos de culturas em sacos de composição no campo durante 240 dias verificou que incorporação ao solo resultou na decomposição mais acentuada dos resíduos vegetais.

Da mesma forma que a incorporação dos resíduos ao solo propicia maiores taxas de decomposição do que os deixados em superfície, na maioria dos casos, o fracionamento dos resíduos tem o mesmo comportamento. No entanto, de acordo com trabalho de Jensen (1994) efeito oposto foi observado, principalmente naqueles resíduos ricos em N. Angers e Recous (1997) em condições de laboratório avaliaram o efeito do tamanho dos resíduos culturais de trigo sobre a mineralização do C dos mesmos. Com partículas de resíduos culturais de trigo com tamanhos de partícula compreendida entre 0,03 cm a 10 cm os autores verificaram efeito sobre a decomposição de palha de trigo (C/N= 270). Ao final dos 112 dias de incubação, as partículas finas ($\leq 0,1$ cm) de resíduos de trigo mostraram maiores taxas de C mineralizado se comparados com as classes intermediárias (0,5 e 1 cm) do resíduo. O efeito inverso foi observado para o centeio. Ainda de acordo com estes autores a maior disponibilidade e acessibilidade do N pelos microrganismos foram responsáveis pelas maiores taxas de decomposição dos resíduos finamente moídos.

2.4 Metodologias usadas na avaliação da decomposição

Diversas metodologias são utilizadas para avaliar a decomposição, dentre elas destacam-se aquelas que permitem uma avaliação direta ou quantitativa, sobre o próprio resíduo orgânico. Entre os métodos quantitativos pode-se destacar a avaliação da perda de massa dos resíduos através da coleta dos resíduos do solo ao longo do tempo (DA ROS, 1993) ou com auxílio de sacos de decomposição (*litter bags*) com tamanho de malha variável (AITA; GIACOMINI, 2003). Outra forma de avaliar a mineralização do carbono é através da emissão de CO₂, o qual pode ser capturado por substâncias químicas (AITA et al., 2006), principalmente NaOH e KOH, ou medido por cromatografia gasosa (YANG et al., 2002).

Os sacos de decomposição são indicados para experimentos de campo, pois representam melhor as condições naturais (fatores bióticos e abióticos), enquanto que experimentos em condições de laboratório são conduzidos para acessar os mecanismos fisiológicos de produção de CO₂, para determinar a cinética de decomposição de materiais específicos e para avaliar o efeito das condições abióticas sobre a atividade microbiana. O formato dos sacos de decomposição evita

a compressão das folhas dentro dos sacos e permite o acesso da maioria dos organismos decompositores (TIAN et al., 1992). Em contrapartida, os sacos de decomposição diminuem o contato do resíduo com o solo e com a fauna do solo, o que poderia contribuir para auxiliar na decomposição dos resíduos em questão. A avaliação da evolução de CO₂ ou o consumo de oxigênio são os mais geralmente empregados devido à conveniência, rapidez e precisão.

Esse método é comumente empregado para avaliar a decomposição de resíduos culturais a campo e consiste no confinamento destes resíduos em sacos telados, cuja porosidade varia, normalmente, de 53 µm a 1 mm. Segundo Vanlauwe et al. (1997), esta técnica apresenta como vantagens a sua simplicidade, boa repetibilidade, e a não descaracterização dos resíduos. Porém, esses autores enfatizam que o confinamento dos resíduos em sacos pode alterar o micro clima, o contato solo-resíduo e, dependendo da malha utilizada, pode excluir algumas classes da fauna decompositora. Mesmo assim, o método permite comparar os efeitos da localização e do manejo dos resíduos sobre a perda de massa, ajudando na parametrização e validação de modelos de simulação da decomposição.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e solo

O experimento foi realizado no período de outubro de 2006 a setembro de 2007 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS, localizada a 29° 45' Latitude Sul, Longitude 53° 42' W GrW e altitude de 95 m. O clima da região, segundo Köppen, é classificado como subtropical úmido, tipo Cfa2. O solo da área pertence à unidade de mapeamento São Pedro (Brasil, 1973), e é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Hapludalf) (Embrapa, 2006).

As características do solo, na camada de 0-0,1 m, no início do experimento foram as seguintes: 155 g kg⁻¹ de argila; pH_{H2O}= 5,3; índice SMP= 6,1; 20,45 mg L⁻¹ de P (Mehlich); 64 mg L⁻¹ de K; 0,15 cmol_c L⁻¹ de Al³⁺; 3,1 mg L⁻¹ de Ca²⁺; 1,25 mg L⁻¹ de Mg²⁺; 4,15 cmol_c L⁻¹ de H + Al³⁺; 4,7 cmol_c L⁻¹ de CTC efetiva; saturação por Al= 3%; saturação por bases (V%)= 52%; e 16 g kg⁻¹ de matéria orgânica (MO). Em maio de 2006 a área foi submetida à calagem (3 Mg ha⁻¹ de calcário tipo “filler” PRNT 100%) seguida de escarificação. Após, realizou-se uma aração e duas gradagens. A cultura de cobertura utilizada no outono/inverno foi o nabo forrageiro.

3.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições em parcelas de 6,25 x 8,0 m (50 m²). Os tratamentos avaliados foram os seguintes: T1 – Girassol (*Helianthus annuus* L., var. AGUARÁ-3); T2 – Soja (*Glycine max*); T3 – Mamona híbrido lira (*Ricinus communis* L. var. Lira); T4 – Mamona variedade AL Guarany 2002 (*Ricinus communis* L. var. AL Guarany 2002).

A semeadura do girassol, da soja e da mamona foi realizada em 25/10/2006, 22/11/2006 e 23/11/2006, respectivamente, em sistema de plantio direto sobre resíduos culturais de nabo forrageiro. O espaçamento entre linhas utilizado foi de 0,75 m para o girassol, 0,40 m para a soja e de 1,25 m para a mamona. A população final de plantas por metro linear foi de 6, 18, 2 e 1 para o girassol, soja, mamona híbrido lira (Lyra) e mamona variedade AL Guarany 2002 (AL Gua), respectivamente.

A adubação mineral utilizada para o girassol e a soja foi determinada com base nas recomendações da Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC (2005) e para a mamona, utilizou-se a recomendação da Embrapa (2008). Na semeadura da soja foram utilizados 70 kg de P_2O_5 e 70 kg de K_2O . No girassol, a quantidade de N, P_2O_5 e K_2O utilizada na semeadura foi de 60, 70 e 70 kg ha^{-1} , respectivamente. A adubação de base na mamona foi realizada na linha, com 10 kg ha^{-1} de N, 45 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 29 kg ha^{-1} de K_2O . A adubação nitrogenada de cobertura no girassol foi realizada em 06/12/06 e na mamona em 13/01/07, sendo que para as duas culturas a quantidade de N aplicada na forma de uréia foi de 40 kg ha^{-1} . No início da floração do girassol realizou-se a aplicação de 0,23 kg ha^{-1} de Boro.

Em 18/12/06 na cultura da mamona foi realizado o desbaste, permanecendo apenas uma planta por cova. Na soja o controle de ervas daninhas foi realizado com auxílio de herbicidas. Já no girassol e na mamona o controle de ervas daninhas foi realizado manualmente com auxílio de enxada até aos 40 dias após a semeadura.

3.3 Avaliações

3.3.1 Produção de folhas pela mamona

Para avaliar a produção de matéria seca (MS) de folhas durante o ciclo da cultura da mamona, foi instalado no dia 04/02/07, anteriormente ao início da queda das folhas, uma rede de fios de nylon a fim de interceptar as folhas impedindo que

as mesmas atingissem o solo (Figura 1). A coleta de folhas foi realizada em quatro (5 m²) e cinco (3,12 m²) plantas de AL Gua e Lyra, respectivamente. A coleta das folhas foi realizada entre o período de 94 dias após a emergência (DAE) até o final da colheita de grãos. As folhas coletadas, em cada data de avaliação, foram secas à 65°C até peso constante, pesadas para determinação da matéria seca (MS) e posteriormente moídas em moinho Willey equipado com peneira de 40 mesh. No material moído foram determinados os teores de N total e de C orgânico conforme Tedesco et. al. (1995).



Figura 1 – Vista geral do dispositivo usado para a coleta das folhas na cultura da mamona.

3.3.2 Produção de matéria seca das culturas

A avaliação da MS foi realizada coletando-se amostras das plantas na área útil de cada parcela nos diferentes tratamentos. No girassol foram coletadas cinco plantas no estágio de maturação fisiológica. Na soja a coleta de plantas foi realizada em duas épocas. A primeira no estágio R2 (máxima produção de folhas) e a segunda no estágio R6 (máxima produção de talos e vagens) coletando-se em cada avaliação dois segmentos de 0,5 m lineares. Na mamona e somente na Lyra, além da coleta de duas plantas após a colheita da cultura, foi avaliada a produção de folhas que caíram durante o ciclo da mesma.

Após a coleta, o girassol foi separado em talos, folhas e capítulos; a soja em talos + vagens e folhas; a mamona em talos, pecíolos e limbos foliares. Todos os

componentes das plantas foram secos a 65 °C até peso constante, pesados para determinação da MS, moídos em um triturador de forragens e novamente em moinho Willey equipado com peneira de 40 mesh. Após a digestão úmida das amostras, foram determinados os teores de C orgânico no tecido vegetal conforme Tedesco et al. (1995).

3.3.3 Avaliação da decomposição

A coleta das plantas de girassol, soja e mamona foi realizada quando estas culturas se encontravam no estágio de maturação fisiológica. Após a coleta, o girassol foi separado em talos, folhas e capítulos; a mamona em talos, pecíolos e limbos foliares e a soja em talos + vagens e folhas (Figura 2). Todos os constituintes foram submetidos à secagem ao ar até massa constante.

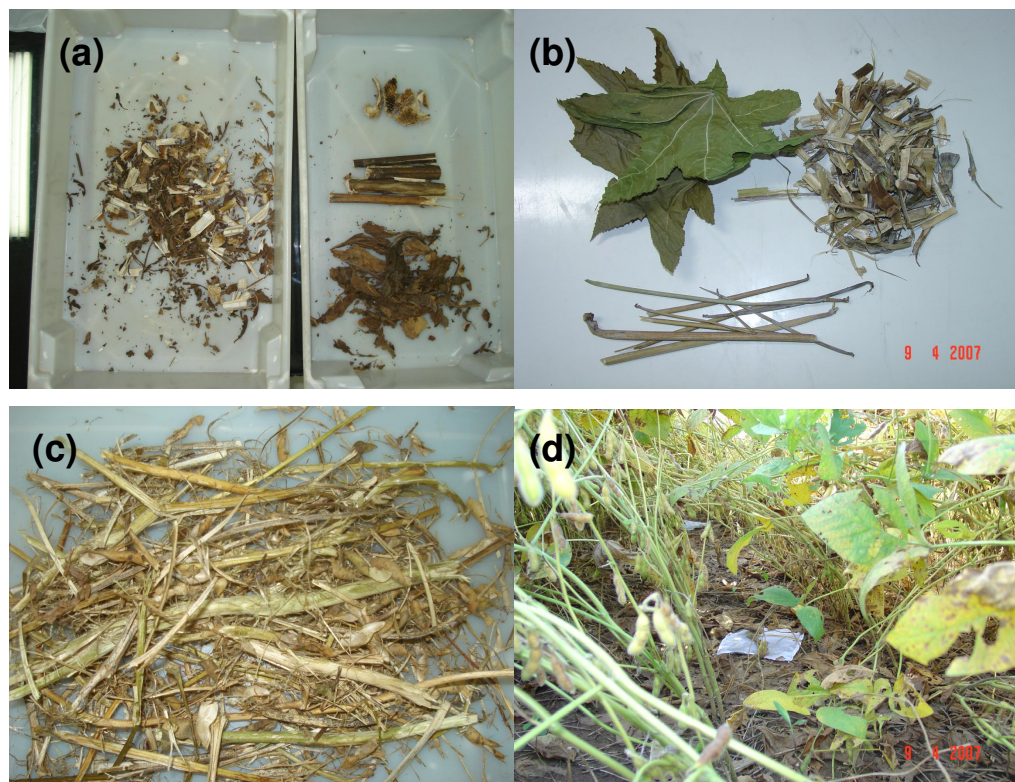


Figura 2 – Resíduos culturais de girassol (a), mamona (b) e soja (c) usados no estudo da decomposição e detalhe dos sacos de decomposição durante a avaliação da decomposição das folhas de soja (d).

Para a avaliação da decomposição e liberação de N dos resíduos culturais foram utilizadas bolsas de nylon (bolsas de decomposição) com dimensões de 0,2 x 0,2 m e malha de 0,5 mm. Cada bolsa, contendo os resíduos culturais, foi considerada como sendo a unidade experimental. As bolsas foram dispostas em delineamento experimental de blocos ao acaso, com quatro repetições.

A quantidade de MS colocada no interior das bolsas de decomposição foi estimada a partir da produção de matéria seca (MS) de cada espécie, levando-se em consideração a produção individual de MS de cada componente das plantas. Para cada um destes componentes foram determinadas as concentrações de C orgânico e N total conforme Tedesco et al. (2005).

A qualidade bioquímica dos resíduos foi mensurada usando o método adaptado de Van Soest (1963). As amostras pré-secas á 40°C foram trituradas em moinho estacionário do tipo *Wiley* equipado com peneira com malha de 1 mm e, posteriormente, submetidas às análises laboratoriais, em duplicata, para determinação dos teores de fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e lignina em detergente ácido (LDA). Uma subamostra dos resíduos foi seca a 105°C para uniformização dos resultados. A FDN foi obtida através de fervura em tubos de digestão acondicionados em bloco digestor a 150°C por 60 minutos de 0,3 g de resíduo juntamente com 30 ml de solução detergente neutra. Posteriormente, feita filtração e lavagem da amostra três vezes com água destilada quente (90°C) e duas com acetona (30-40 ml) em cadinhos filtrantes de 50 ml com porosidade nº 2 previamente pesados por sucção a vácuo. Os cadinhos filtrantes com a FDN foram secos em estufa a 105°C durante 8 horas, acondicionados em dessecador até temperatura ambiente e posteriormente pesados. O teor de FDN, expresso como livre de cinzas, foi calculada pela diferença de peso entre as pesagens e a fração solúvel, subtraindo de 100 a percentagem encontrada para FDN. A FDA foi obtida semelhante à FDN, porém com a utilização de 0,6 g de resíduo e com 60 ml de solução detergente ácida. O teor de hemicelulose dos resíduos foi quantificado pela diferença do teor de FDN do encontrado na FDA. Os cadinhos filtrantes com a FDA foram submetidos à ação de ácido sulfúrico concentrado (12M) por 3 horas e posteriormente filtrados, lavados, secos e pesados conforme descritos anteriormente. O teor de celulose foi obtido pela diferença entre a perda de peso da FDA e após o tratamento com o ácido. O material não extraído resultante da sucessiva extração seletiva foi colocado em mufla a 500°C por 3 horas,

esfriados em dessecador, pesados e calculado os teores de lignina (LDA) e cinzas dos resíduos. Todos os resultados foram expressos em percentagem ou g kg^{-1} de matéria seca a 105°C . Nas tabelas 1 e 2 são apresentadas as quantidades de MS adicionadas nas bolsas de decomposição e a composição química dos resíduos culturais utilizados.

Tabela 1 – Composição química e quantidades de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) adicionadas com os resíduos culturais colocados nos sacos de decomposição em cada tratamento.

Cultura	MS	C	N	FS	HEM	CEL	LIG	C/N
	g kg^{-1}							
Girassol	—	385,1	8,8	414	49	433	88	43,7
Mamona	—	399,8	11,4	359	135	410	88	35,2
Soja-folha	—	424,0	29,3	486	198	224	73	14,5
Soja-colheita	—	422,9	6,9	195	161	484	149	61,2
	kg ha^{-1}							
Girassol	7.917	3.049	70	3.277	385	3.429	699	—
Mamona	3.617	1.446	41	1.300	490	1.484	317	—
Soja-folha	1.900	806	56	923	376	426	138	—
Soja- colheita	6.243	2.640	43	1.219	1.008	3.020	928	—

FS= Fração solúvel; HEM= Hemicelulose; CEL= Celulose; LIG= Lignina

Em 02/03/07, 09/04/07 e 05/04/07 os sacos de decomposição contendo os resíduos culturais de girassol, mamona e soja foram colocados na superfície do solo. Foram utilizados 28 sacos de decomposição para cada tratamento sendo que em cada data de avaliação foram coletados quatro sacos de decomposição. As coletas foram realizadas aos 7, 14, 21, 35, 70, 105 e 140 dias após a colocação dos sacos de decomposição no campo. As datas de coleta e as condições climáticas (precipitação e temperatura do ar) durante o período de avaliação da decomposição dos resíduos culturais são mostradas na tabela 3.

Tabela 2 – Concentração de carbono (C), nitrogênio (N) e quantidades de MS, C e N adicionadas com os diferentes componentes dos resíduos culturais colocados nos sacos de decomposição em cada tratamento.

Cultura	Talo	Folha	Capítulo/Vagem	Total
Carbono (g kg⁻¹)				
Girassol	404,9	370,5	315,4	—
Mamona	387,2	366,8	—	—
Soja-folha	—	392,0	—	—
Soja-colheita	416,0	—	376,7	—
Nitrogênio (g kg⁻¹)				
Girassol	2,9	14,4	12,4	—
Mamona	6,0	28,1	—	—
Soja-folha	—	28,8	—	—
Soja-colheita	6,2	—	11,0	—
Matéria seca (kg ha⁻¹)				
Girassol ¹	3.705	2.663	1549	7.917
Mamona	2.820	797	—	3.617
Soja-folha	—	1.900	—	1.900
Soja-colheita	4.800	—	1.443	6.243
Carbono (kg ha⁻¹)				
Girassol ¹	1.500	987	488	2.975
Mamona	1.092	292	—	1.384
Soja-folha	—	745	—	745
Soja-colheita	1.997	—	544	2.540
Nitrogênio (kg ha⁻¹)				
Girassol	11	38	19	68
Mamona	17	22	—	39
Soja-folha	—	55	—	55
Soja-colheita	30	—	16	46
C/N				
Girassol	140,5	25,8	25,4	43,6
Mamona	64,4	13,1	—	35,2
Soja-folha	—	13,6	—	13,6
Soja-colheita	67,0	—	34,1	55,5

¹ As quantidades totais de carbono e nitrogênio e os valores da relação C/N diferem daqueles apresentados na tabela 1 em função de terem sido calculados a partir da concentração de carbono e nitrogênio determinados separadamente em cada componente da planta.

Tabela 3 – Calendário de coletas, precipitação pluvial e temperatura média do ar em cada intervalo de coleta dos sacos de decomposição durante o período em que permaneceram no campo¹.

Coleta	Datas	T	Precipitação	Datas	T	Precipitação
		°C	mm		°C	mm
		Girassol			Soja-folha	
	02/03/07			05/04/07		
1 ^a	09/03/07	22,2	71,9	12/04/07	21,5	51,1
2 ^a	16/03/07	17,4	42,8	19/04/07	23,0	12,7
3 ^a	23/03/07	18,6	1,6	26/04/07	23,8	51,9
4 ^a	06/04/07	27,2	62,7	10/05/07	17,6	69,6
5 ^a	11/05/07	20,6	157,8	14/06/07	14,0	147,5
6 ^a	15/06/07	13,9	158,7	19/07/07	13,3	78,3
7 ^a	20/07/07	13,2	66,9	23/08/07	13,0	123,6
		Mamona			Soja-colheita	
	09/04/07			07/05/07		
1 ^a	16/04/07	21,5	13,2	14/05/07	14,1	24,6
2 ^a	23/04/07	26,3	0,0	21/05/07	14,2	53,7
3 ^a	30/04/07	17,5	52,2	28/05/07	12,1	8,7
4 ^a	14/05/07	17,5	54,8	11/06/07	13,2	82,5
5 ^a	18/06/07	13,5	157,7	16/07/07	14,0	81,9
6 ^a	23/07/07	13,4	97,5	20/08/07	12,7	123,8
7 ^a	27/08/07	13,2	106,1	24/09/07	18,5	239,7

¹ Os dados climáticos foram obtidos junto à Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Maria, distante aproximadamente 1 km da área experimental.

Após cada coleta, os resíduos culturais presentes no interior dos sacos de decomposição foram submetidos à secagem em estufa a 65 °C até massa constante para determinação da matéria seca remanescente em cada coleta. No tecido vegetal, seco e moído, de cada coleta, foram determinadas as concentrações de C e N conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (2005). Uma subamostra contendo 1g do material foi incinerada em mufla a 550 °C por 4 h para determinação de cinzas a fim de expressar a matéria seca livre da contaminação com solo (CHRISTENSEN, 1985).

As taxas de decomposição dos resíduos culturais das plantas de cobertura e de liberação de nitrogênio foram estimadas ajustando-se, aos valores observados, modelos não lineares de regressão conforme proposto por Wieder e Lang (1982):

$$\text{MSR, CR ou NR} = A e^{-k_a t} + (100 - A) \quad (1)$$

$$\text{MSR, CR ou NR} = A e^{-k_a t} + (100 - A) e^{-k_b t} \quad (2)$$

sendo, MSR, CR ou NR = porcentagem de matéria seca, de carbono ou nitrogênio remanescentes no tempo t , respectivamente; t = tempo (dias); e k_a , k_b = taxas constantes de decomposição da matéria seca ou de liberação de carbono ou nitrogênio do compartimento lábil (A) e recalcitrante ($100 - A$), respectivamente.

Os dois modelos consideram que a MS, o carbono e nitrogênio dos resíduos culturais podem ser divididos em dois compartimentos. No modelo assintótico (1), apenas a MS, o carbono e o nitrogênio de um dos compartimentos são transformados, diminuindo exponencialmente a uma taxa constante. No segundo compartimento essas variáveis são consideradas como recalcitrantes e, por isso, não sofrem transformação no período de tempo considerado. No modelo exponencial duplo (2), a MS, o carbono e nitrogênio dos dois compartimentos diminuem exponencialmente a taxas constantes, sendo que a primeira fração, mais lábil, é transformada a taxas mais elevadas do que a segunda, que é mais recalcitrante.

A escolha do tipo de modelo em cada tratamento foi feita com base nos valores do coeficiente de correlação (R^2), o qual indica o grau de associação entre o modelo ajustado e os valores observados.

A partir dos valores das taxas constantes de decomposição da matéria seca ou de liberação de carbono e nitrogênio de cada compartimento, calculou-se o tempo de meia vida ($T_{1/2}$), ou seja, o tempo necessário para que 50% da MS daquele compartimento seja decomposta, ou que 50% do C e o N sejam liberados. Para este cálculo, utilizou-se a fórmula a seguir, cuja dedução é apresentada em Paul e Clark (1996):

$$t_{1/2} = 0,693 / k_{(a,b)} \quad (3)$$

Utilizando os modelos ajustados para a liberação de N em cada tratamento, estimou-se a liberação cumulativa de N no período de avaliação. Para isso,

multiplicou-se a porcentagem de liberação dos nutrientes em cada coleta, obtida através dos modelos, pelas quantidades iniciais de N (kg ha^{-1}) contidas nos sacos de decomposição (Tabela 2).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Produção de matéria seca e acúmulo de C e N nas folhas da mamona

A produção de folhas durante o ciclo da mamona variou entre os dois materiais avaliados (Figura 3). Verifica-se que a AL Gua apresentou, até a colheita, maior acúmulo de matéria seca (MS), diferindo significativamente ($p=0,05$) da Lyra, que acumulou $1,01 \text{ Mg}$ de MS ha^{-1} a menos em comparação a variedade AL Gua. Observa-se que desde a primeira coleta de folhas sobre a tela, realizada aos 94 dias após a emergência das plântulas, a produção de MS aumentou de $0,24$ para $2,36 \text{ Mg ha}^{-1}$ na AL Gua e de $0,26$ para $1,35 \text{ Mg ha}^{-1}$ na Lyra. Essa maior produção de folhas pela AL Gua se deve ao ciclo cultural diferenciado da variedade em relação o híbrido Lyra, já que na colheita da Lyra a produção de MS dos dois materiais foi próxima (Figura 3).

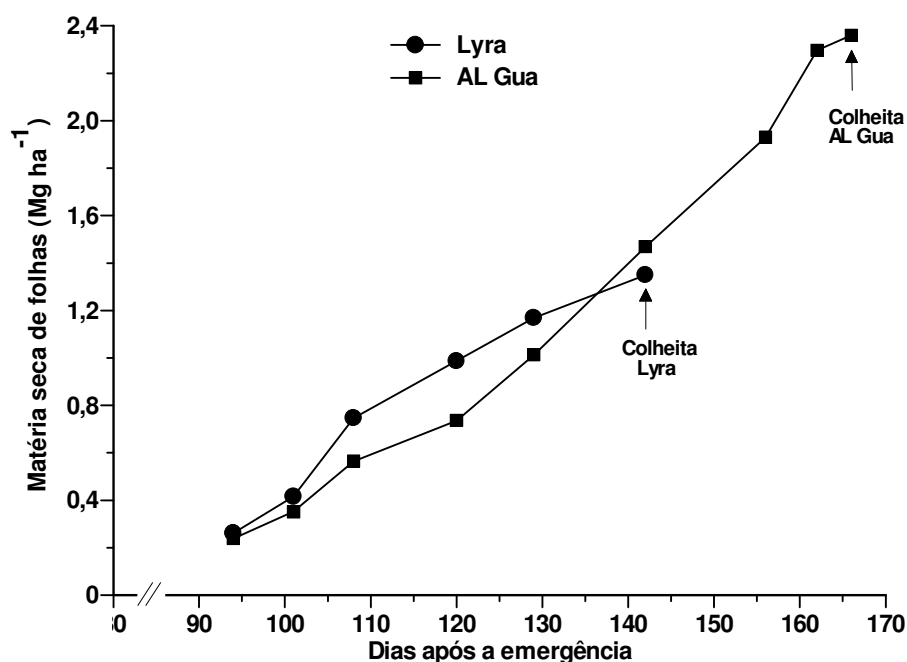


Figura 3 – Produção de matéria seca pelas folhas produzidas pela mamoneira 90 DAE até a colheita da cultura. AL Gua= AL Guarany 2002.

Os maiores valores de MS obtidos até a colheita, com a AL Gua, resultaram em maiores quantidades de C adicionadas ao solo (Figura 3a). Verifica-se que enquanto a Lyra adicionou na colheita 480 kg ha⁻¹ de C a AL Gua adicionou 821 kg ha⁻¹ de C. Considerando esse resultado e que as folhas são um componente importante na planta da mamona, o maior aporte de C pelas folhas da AL Gua poderá contribuir mais significativamente para a matéria orgânica do solo, comparado a Lyra.

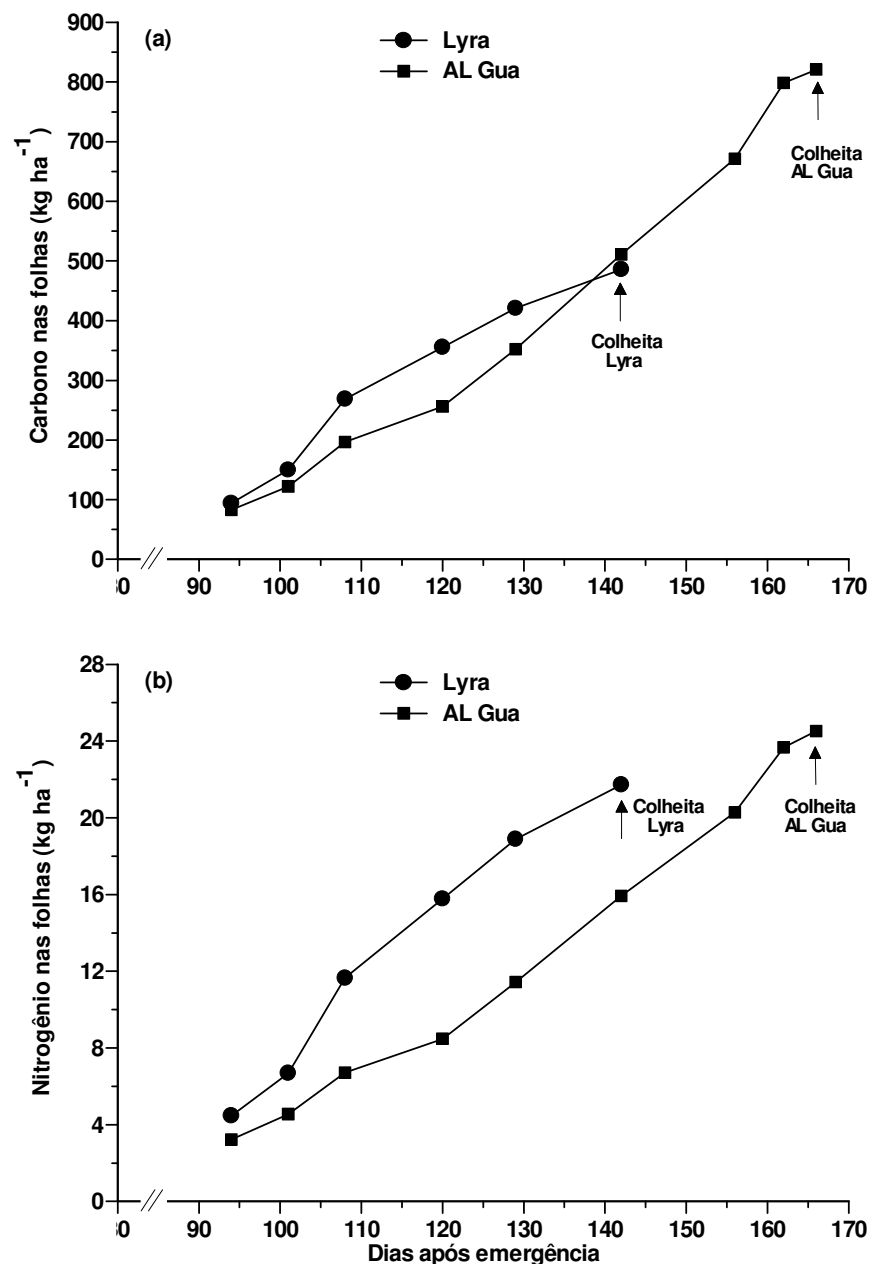


Figura 4 – Acúmulo de C (a) e N (b) pelas folhas produzidas pela mamoneira 90 DAE até a colheita da cultura. AL Gua= AL Guarany 2002.

Embora a variedade AL Gua tenha acumulado 75% mais MS do que a Lyra, a quantidade total de N acumulada nas folhas durante o ciclo da cultura não diferiu significativamente ($p=0,05$) entre os dois materiais, atingindo aproximadamente 24 kg ha⁻¹ de N na AL Gua e 22 kg ha⁻¹ de N na Lyra (Figura 3b). Esse resultado se deve à maior concentração de N na MS foliar da Lyra (10,2 vs 16,3 g kg⁻¹). Considerando que estas quantidades de N correspondem àquelas folhas que caíram durante o ciclo da cultura, pode-se inferir que parte deste N depositado no solo será mineralizado pelos microorganismos do solo podendo ser reaproveitado pela própria mamona.

4.2 Produção de biomassa e adição de carbono por culturas bioenergéticas

O acúmulo de C pelas culturas variou de acordo com a quantidade de MS produzida. As quantidades de MS (Tabela 4) e de C acumulado (Figura 5) foram maiores na soja, com valores de 10,4 Mg ha⁻¹ e 4,3 Mg ha⁻¹, respectivamente, seguido do girassol com 6,3 Mg MS ha⁻¹ e 2,3 Mg de C ha⁻¹ e da mamona com 5,2 Mg MS ha⁻¹ e 1,88 Mg de C ha⁻¹, os quais não diferiram estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%. É importante considerar que parte destas quantidades de MS e C, serão depositadas gradativamente no solo, de acordo com a fenologia de cada cultura, pela abscisão foliar e posteriormente com os resíduos culturais após a colheita. A contribuição no aporte de C pelas diferentes partes da planta pode influenciar significativamente na sua taxa de decomposição no solo, determinando a distribuição do C, que é perdido do sistema (C-CO₂) e é retido no solo (C-biomassa microbiana e C da MOS).

Em estudo realizado durante três anos Gomes (2005) encontrou valores de MS para o girassol entre 2,91 Mg ha⁻¹ e 10,02 Mg ha⁻¹. Quanto a produção de MS da mamona Ferro et al. (2006), em um estudo de fertilização da mamoneira com diferentes doses de fósforo verificou que a produção de matéria seca, variou de 2,60 Mg ha⁻¹ nas plantas que não receberam adubação, até 4.10 Mg ha⁻¹ na maior dose do fertilizante. Dados obtidos por Silva et al. (2007) expõem que no município de Campo Grande – MS, a cultura da mamona produziu em média 6,91 Mg ha⁻¹ de MS, não sendo afetada significativamente pelas diferentes doses de nitrogênio oferecidas

á cultura. Ao avaliar a eficiência da soja na interceptação e conversão da radiação fotossinteticamente ativa para a produção de MS, Shöffel e Volpe (2001), contabilizaram em três variedades de soja, os acúmulos máximos de 1.092 g, 1.559 g e 1.747 g m⁻², em diferentes épocas de semeadura, totalizando em um hectare o equivalente entre 10,92 e 17,47 Mg de MS (folíolo, caule, pecíolo, legumes e grãos).

Tabela 4 – Matéria seca e carbono acumulado, produtividade média e rendimento de óleo por oleaginosas.

Cultura	Massa Seca				C	Grãos	Rendimento de Óleo ²
	Talos ¹	Folhas	Capítulo	Total			
	----- Mg ha ⁻¹ -----				Mg ha ⁻¹		L ha ⁻¹
Girassol	3,21	1,00	2,08	6,29 b ³	2,33 b	2,95 a	1240 a
Soja	6,52	3,88	-	10,40a	4,30 a	3,45 a	690 b
Mamona	3,05	2,15	-	5,20 b	1,88 b	1,68 b	806 b

¹ Para a soja contabilizou-se a casca dos legumes; ² O rendimento de óleo foi determinado a partir de valores médios de teores de óleo publicados para as culturas avaliadas; ³ Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem pelo teste de Tukey a 5%.

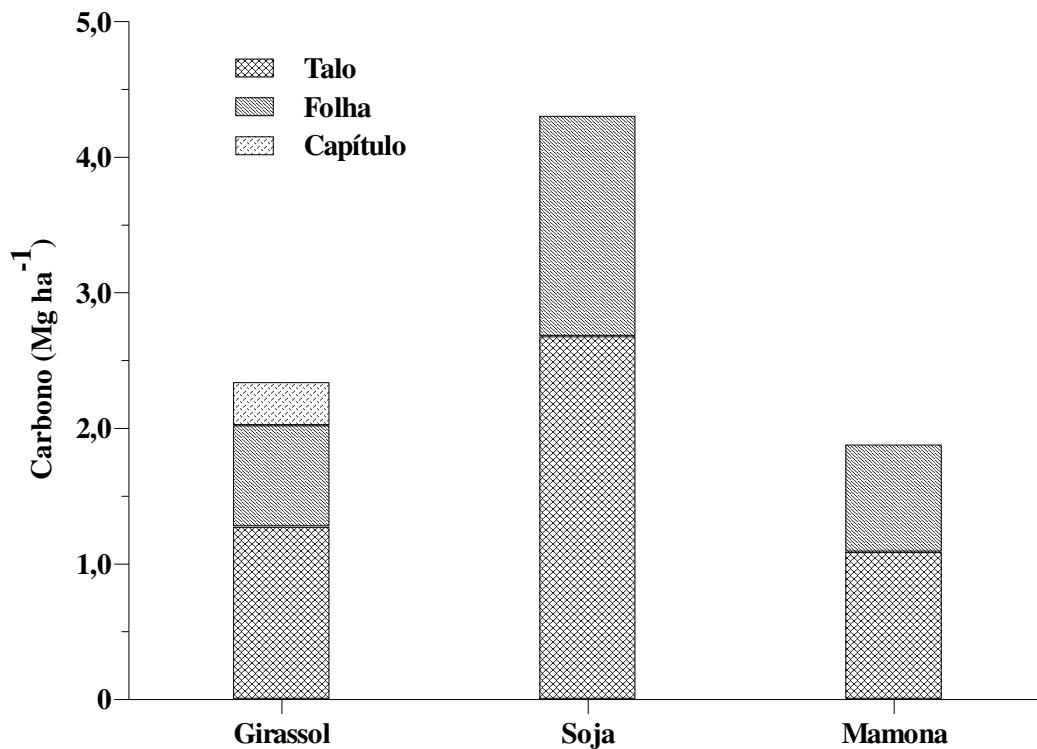


Figura 5 – Quantidade de carbono contribuída pelos diferentes órgãos da planta para culturas oleaginosas.

Na cultura do girassol, os talos representaram 54,5% de todo o C assimilado pela planta, enquanto as folhas e capítulos contribuíram com 32 e 13,5%, respectivamente. Na soja, 62,2% do C acumulado pela cultura estava contido nos talos e vagens, e 37,8% nas folhas. Já a mamona o C acumulado teve uma distribuição mais uniforme entre talos e folhas, com 57,7% e 42,3%, respectivamente. Gomes (2005) verificou que quando o girassol produziu 10,01 Mg ha⁻¹ de MS a contribuição dos colmos, capítulo e folhas foi de 3,91, 3,73 e 2,38 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Além das quantidades de C fixadas pela plantas e depositadas sobre o solo pelos resíduos culturais, é preciso considerar a exportação de C pela produção de grãos de cada cultura. Na soja o rendimento de grãos foi superior, com 3,45 Mg ha⁻¹, justificado pela responsividade da cultivar à grandes populações. Considerando um teor de óleo de 19% nos grãos, ela produziria 690 L ha⁻¹ de óleo bruto, cujo C seria exportado do sistema. O Girassol teve rendimento de grãos de 2,95 Mg ha⁻¹, com aproximadamente 42% de óleo, exportaria o C contido em 1.240 L ha⁻¹. A Mamona teve rendimento de grãos de 1,65 Mg ha⁻¹, e sua exportação de C pela produção de óleo, admitindo o teor de 48% de óleo nos grãos, seria de 806 L ha⁻¹, sendo que as parcelas sofreram ataque de *Botrytis ricini*, causando perdas na produtividade.

A produtividade de grãos do girassol no presente estudo está acima da média estadual, no entanto, próximo de relatos durante a XVII Reunião Nacional de Pesquisa do Girassol, de produtividades obtidas a nível experimentos. Lobo et al. (2006) observaram produtividades de até 3,3 Mg ha⁻¹. A cultura da mamona apresentou produtividade de 1,65 Mg ha⁻¹ de grãos (amêndoas), enquanto a média nacional é de 0,8 Mg ha⁻¹ de bagas (Conab, 2007/08). Embora a mamona não seja considerada uma cultura com potencial para a produção de biodiesel na região Sul do Brasil, alguns estudos realizados no CPACT-Embrapa de Pelotas (RS) (EMBRAPA, 2005) têm demonstrado que ela pode atingir uma produtividade de grãos de 2,8 Mg ha⁻¹ o que representa duas vezes a produtividade obtida na região Nordeste do Brasil. A produtividade de soja em grãos foi de 3,45 Mg ha⁻¹, elevado quando comparado a média nacional de 2,8 Mg ha⁻¹ relatada por CGEE (2004).

Os resultados obtidos nesse estudo indicam que entre as três culturas oleaginosas avaliadas, a cultura da soja por produzir matéria prima para a produção de biodiesel e adicionar elevadas quantidades de C ao solo sem a necessidade de aplicação de N apresenta grande potencial para a mitigação do efeito estufa. Para

uma melhor avaliação do impacto dessas culturas sobre a mitigação do efeito estufa é necessário também a avaliação da emissão dos gases de efeito durante o cultivo das mesmas.

4.3 Decomposição dos resíduos culturais

A cinética de decomposição dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja apresentou comportamento semelhante, com uma fase inicial rápida seguida de outra mais lenta (Figura 6). Esses resultados estão de acordo com diversos trabalhos onde a decomposição dos resíduos culturais foi avaliada com os mesmos incorporados (COPPENS et al. 2007; ABIVEN; RECOUS, 2007) ou mantidos na superfície (AITA; GIACOMINI, 2003; CRUZ, 2009) do solo. Na fase mais intensa de decomposição, que para a maioria dos resíduos ocorreu nos primeiros 21 dias após a colocação das bolsas de decomposição no campo (Figura 6), observam-se valores de porcentagem de MS remanescente de 56%, 58%, 50% e 83% para os resíduos do girassol, mamona, soja-folha e soja-colheita, respectivamente. Nesse mesmo período, a quantidade de C remanescente foi semelhante entre os resíduos de girassol, mamona e soja-folha com valor médio de 56%. Já para os resíduos de soja-colheita o valor medido de C remanescente aos 21 dias foi de 89,7%. Tais resultados indicam um comportamento semelhante na perda de MS e C na fase inicial de decomposição dos resíduos culturais deixados na superfície do solo.

A rápida degradação dos resíduos culturais na fase inicial do processo de decomposição está relacionada a biodegradação pela população microbiana de compostos carbonados solúveis em água e de baixo peso molecular, que compõe os resíduos culturais (REINERSTSEN et al., 1984; AITA; GIACOMINI, 2003). Após a exaustão desses compostos, a decomposição dos resíduos culturais reduz em função da permanência nos mesmos de compostos de difícil decomposição como celulose e lignina. A degradação desses compostos é lenta, e dependente da produção de enzimas degradativas, as quais são produzidas por microrganismos especializados na degradação de tais compostos.

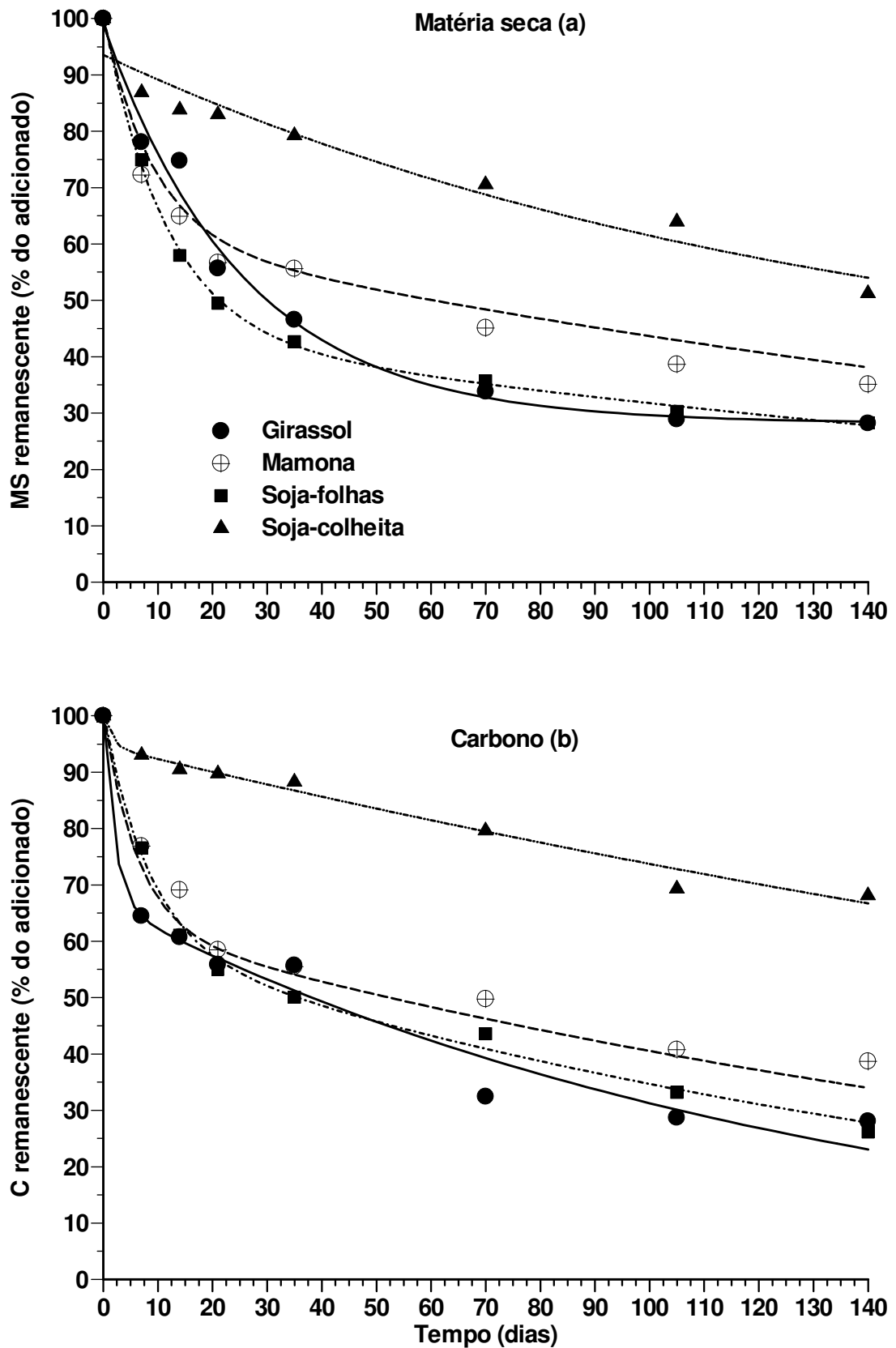


Figura 6 – Matéria seca (a) e carbono (b) remanescente dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja adicionados nas bolsas de decomposição.

As diferenças na quantidade de C remanescente entre os resíduos culturais da soja-colheita e dos demais resíduos vegetais podem ser atribuídas principalmente a dois fatores. Um está relacionado às diferenças na composição bioquímica dos resíduos culturais. Observa-se na tabela 1 que os resíduos culturais da soja-colheita apresentaram os maiores valores de C/N e lignina e os menores valores de fração solúvel determinada pelo método de Van Soest. Em trabalho realizado por Trinsoutrot et al. (2000a), em condições de laboratório, houve uma correlação positiva entre a fração solúvel em água dos resíduos culturais de colza (*Brassica napus* L.) e a sua taxa de decomposição nos primeiros dias após a incubação. Para Reinertsen et al. (1984) e Christensen (1985) a alta taxa inicial de decomposição dos resíduos culturais se deve a facilidade com que os compostos orgânicos, especialmente os carboidratos, da fração solúvel em água são utilizados pela população microbiana.

O outro fator que pode ter contribuído para os maiores valores de MS e C remanescente com os resíduos culturais da soja-colheita deve estar ligado às diferenças nas condições de temperatura e umidade (precipitação) em cada período de avaliação, já que os diferentes resíduos culturais foram adicionados ao solo em períodos distintos entre março a maio. Com base nos dados de temperatura e precipitação da tabela 3, pode-se verificar que nos primeiros 21 dias após a colocação das bolsas de decomposição no campo a temperatura do ar comparado a precipitação foi o fator que possivelmente mais contribuiu para aumentar as diferenças observadas na decomposição entre os resíduos. Quando da avaliação da decomposição dos resíduos culturais de soja-colheita a temperatura média do ar foi de 13,5°C (12,1 – 14,2°C) contra 19,4 °C (17,4 – 22,2°C), 22,8°C (21,5 - 23,8°C) e 21,7°C (17,5 – 26,3 °C), respectivamente, quando da avaliação da decomposição dos resíduos culturais do girassol, da mamona e das folhas de soja. Considerando a precipitação pluvial, observa-se que os menores valores ocorreram no período inicial da avaliação da decomposição dos resíduos culturais da mamona. O efeito da temperatura e da umidade do solo sobre a mineralização do C de resíduos culturais de trevo adicionados na superfície do solo foi avaliado por Quemada & Cabrera (1997) por 21 dias em condições controladas de laboratório. Em condição ótima de umidade, os autores observaram que no período de 21 dias a taxa diária de mineralização foi de 0,53 g de C m⁻² d⁻¹ a 10°C e passou para 1,52 g de C m⁻² d⁻¹

quando a temperatura foi de 20°C.

Em relação ao C remanescente é importante ressaltar que, dos 44% do C não encontrado nos resíduos culturais do girassol (1.341 kg ha^{-1}), das folhas da soja (354 kg ha^{-1}) e da mamona (636 kg ha^{-1}) aos 21 dias, aproximadamente 35% (1.067 kg), 24% (193 kg) e 28% (405 kg) já haviam sido liberados na primeira semana, respectivamente. Tais resultados indicam que, mesmo quando os resíduos culturais permanecem na superfície do solo, os mesmos são rapidamente decompostos. As elevadas taxas de diminuição da MS e do C remanescente confirmam resultados de Aita e Giacomini (2003) e são atribuídas à remoção da fração solúvel em água pela chuva dos resíduos culturais, e à facilidade de decomposição desta fração pela população microbiana.

Poucos são os trabalhos que avaliaram a decomposição de resíduos culturais de culturas produtoras de grãos. Em um estudo realizado por Cruz (2009) em solo de várzea para avaliar a decomposição de resíduos vegetais de soja, o autor verificou uma rápida degradação dos resíduos dessa cultura. Nos primeiros 21 dias após a colocação das bolsas de decomposição no campo permaneciam na superfície do solo apenas 57% do C adicionado. No presente estudo esse valor foi 1,6 maior. Essa diferença pode ser devida a baixa relação C/N=15 dos resíduos culturais usados por Cruz (2009) comparados aos do presente estudo (C/N=61). Essas diferenças na C/N se justificam pelo fato de que Cruz (2009) utilizou resíduos vegetais de soja coletados no estágio de enchimento de grãos fase que antecede o início da senescência das folhas. No presente estudo os resíduos culturais foram coletados após a colheita da soja e não apresentavam folhas. Em condições de laboratório Ajawa e Tabatabai (1994) ao estudar a decomposição de resíduos culturais de quatro culturas, verificaram que aqueles coletados após a colheita da soja apresentaram em 30 dias, na média de três solos estudados, uma mineralização do C adicionado de 34%, valor esse próximo ao de 29% obtido com os resíduos culturais de milho. Em estudo realizado em condições de laboratório para avaliar a decomposição de resíduos culturais de girassol Corbeels et al. (2000) verificaram que os resíduos dessa cultura com C/N=36 e teor de lignina de 8,8% apresentaram nos primeiros 14 dias uma mineralização do C de 20%. Ao final do experimento o que ocorreu após 224 dias da adição dos resíduos culturais ao solo a mineralização do C do girassol atingiu 68%. Na literatura consultada não foram

encontrados resultados de pesquisa relacionados a decomposição de resíduos culturais da mamona. As diferenças nas quantidades e também no padrão de decomposição dos resíduos culturais podem estar relacionadas a diferenças na composição bioquímica do tecido vegetal das espécies e também pelas condições edafoclimáticas predominante em cada estudo.

Após 140 dias da adição dos resíduos culturais na superfície do solo as quantidades remanescentes de MS foram de 2.233, 1.400, 538 e 3.196 kg ha⁻¹ com os resíduos culturais do girassol, mamona, soja-folha e soja-colheita, respectivamente. Já a quantidade de C remanescente foi de 857 (28%), 508 (35%), 211 (26%) e 2062 kg ha⁻¹ (78%). Embora a maior parte do C contido nos resíduos culturais da soja ter permanecido na superfície do solo não é possível indicar que isso resultará em maior quantidade de C seqüestrada no solo. Com o aumento das temperaturas esses resíduos culturais poderão sofrer um aumento nas taxas de decomposição na primavera/verão. No entanto, tais resultados indicam que os resíduos da soja-colheita apresentam elevado potencial de contribuição para o aumento do estoque de C no solo, principalmente pelo elevado teor de lignina encontrado nesses resíduos culturais (Tabela 1).

Na tabela 5 estão apresentados os dados referentes aos modelos ajustados para os valores de MS e C remanescente durante a decomposição dos resíduos culturais na superfície do solo. Enquanto para os dados de MS remanescente foi necessário o emprego dos dois modelos (assintótico e exponencial duplo) para descrever a degradação da MS na superfície do solo, para os dados de C remanescente o modelo exponencial duplo foi hábil para descrever a decomposição em todos os resíduos culturais. Em relação ao C observa-se que os resíduos culturais do girassol, mamona e soja-folhas não diferiram quanto ao tamanho do compartimento lábil, o qual apresentou valor médio de 37,7% com taxas de 0,4846 dia⁻¹, 0,1600 dia⁻¹ e 0,1250 dia⁻¹, respectivamente. Já o compartimento lábil dos resíduos culturais de soja-colheita é 7 vezes menor do que o estimado para os demais resíduos vegetais, porém sua taxa de decomposição foi a mais elevada entre os resíduos vegetais avaliados.

Tabela 5 – Parâmetros dos modelos ajustados aos valores medidos de matéria seca e carbono remanescentes, tempo de meia vida ($T_{1/2}$) de cada compartimento e valores de R^2 em cada tratamento.

Cultura	A	k_a	k_b	$T_{1/2}$		R^2
				A	(100- A)	
	%	dia ⁻¹			dias	
MSR						
Girassol ⁽¹⁾	70,7a ⁽⁴⁾	0,0390c		17,8b	770	0,97
Mamona ⁽²⁾	38,6b	0,1100a	0,0034	6,3b	204	0,98
Soja-folhas	56,2a	0,0870ab	0,0033	8,0b	210	0,99
Soja-resíduos	61,3a	0,0074b		93,6a		0,88
CR						
Girassol ⁽³⁾	33,1a	0,4846b	0,0076a	1,4b	91c	0,94
Mamona	37,0a	0,1600c	0,0044b	4,3a	158b	0,99
Soja-folhas	40,3a	0,1250c	0,0055b	5,5a	126b	0,99
Soja-resíduos ⁽²⁾	5,32b	0,7400a	0,0025c	0,9b	277a	0,94

⁽¹⁾ Modelo para girassol e soja-resíduos: $MSR = A e^{(-kat)} + (100-A)$

⁽²⁾ Modelo para mamona e soja-folhas: $MSR = A e^{(-kat)} + (100-A) e^{(-kbt)}$

⁽³⁾ Modelo para girassol, mamona, soja-folhas e soja-resíduos: $CR = A e^{(-kat)} + (100-A) e^{(-kbt)}$

⁽⁴⁾ Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si (Tukey 5%)

Observa-se que as principais diferenças observadas entre os resíduos culturais de girassol, mamona e soja-folha ocorreram nas taxas de decomposição e consequentemente no tempo de meia vida dos compartimentos lábil e recalcitrante. Possivelmente a maior taxa de perda de C dos resíduos culturais do girassol na fase inicial de decomposição esteja relacionada a mais intensa precipitação pluvial ocorrida nesse período comparado com os demais (Tabela 3). Assim, além da degradação microbiana da fração solúvel presente nos resíduos vegetais em função da pluviometria elevada pode ter ocorrido a remoção do C pela ação da água da chuva. Aita e Giacomini (2003) ao avaliar a decomposição de resíduos culturais de plantas de cobertura verificaram que após 15 dias após a adição dos resíduos culturais na superfície do solo a perda de C solúvel em água variou de 50% na aveia a 78% na ervilhaca. Aliado a isso, observa-se que entre os resíduos culturais de colheita, o girassol foi aquele que apresentou menor proporção de talos (Tabela 2). Enquanto nos resíduos do girassol o C contido nos talos correspondia a 50% do total dos resíduos culturais, na soja-colheita e na mamona eles atingiram em média 78%

do C adicionado com os resíduos culturais.

Em relação ao C presente no compartimento recalcitrante observa-se que as taxas de degradação decresceram na seguinte ordem: girassol>mamona=soja-folha>soja-colheita. Observa-se que o valor médio do $T_{1/2}$ do compartimento recalcitrante é 54 vezes maior do que aquele do compartimento lábil. Esse resultado se deve ao fato de que após a rápida decomposição inicial daquela fração de MS lábil (CHRISTENSEN, 1985; COLLINS et al., 1990) sobram compostos mais recalcitrantes ao ataque microbiano, como por exemplo, lignina e polifenóis (PAUL; CLARK, 1996). Christensen (1985) verificou que, com a remoção da fração solúvel em água dos resíduos da cevada, houve uma redução de 50% na evolução de CO_2 , após 203 dias de incubação a 15°C.

Os resultados deste estudo indicam que os resíduos culturais de girassol e mamona são mais rapidamente decompostos do que aqueles da soja-colheita. Para prevenir problemas contra à erosão do solo recomenda-se a implantação de uma cultura o mais rápido possível após a colheita do girassol. Já os resíduos culturais da soja-colheita apresentam-se como uma boa alternativa para a manutenção da cobertura do solo no período de outono/inverno.

4.4 Liberação de nitrogênio

Os resultados referentes ao N remanescente nos resíduos culturais seguiram o mesmo comportamento observado para a C remanescente, apresentando duas fases distintas: uma, nas primeiras semanas após o manejo, com alta taxa de liberação, e a outra após este período, em que o N foi liberado mais lentamente (Figura 7).

Com base nos resultados de N remanescente pode-se separar os resíduos culturais em dois grupos quanto a quantidade e a dinâmica de liberação de N dos resíduos vegetais. Um grupo composto pelos resíduos culturais do girassol e soja-folha os quais apresentaram na fase inicial de decomposição a menor quantidade de N remanescente. Aos 14 dias após a colocação das bolsas de decomposição na superfície do solo esses resíduos culturais apresentavam apenas 57,6% do N inicial.

O segundo grupo com menores quantidades de N liberada é composto pelos resíduos culturais da mamona e soja-colheita. O N contido nesses resíduos ao final dos 14 dias de avaliação era de 89%. A rápida liberação de N na fase inicial deve-se a presença nos resíduos culturais de uma fração N solúvel em água conforme verificaram Aita e Giacomini (2003). Considerando a última avaliação realizada aos 140 dias após o início das avaliações permaneciam nos resíduos culturais do girassol e da soja-folha 31,3% do N aplicado contra mais de 73% nos resíduos culturais da mamona e da soja-colheita.

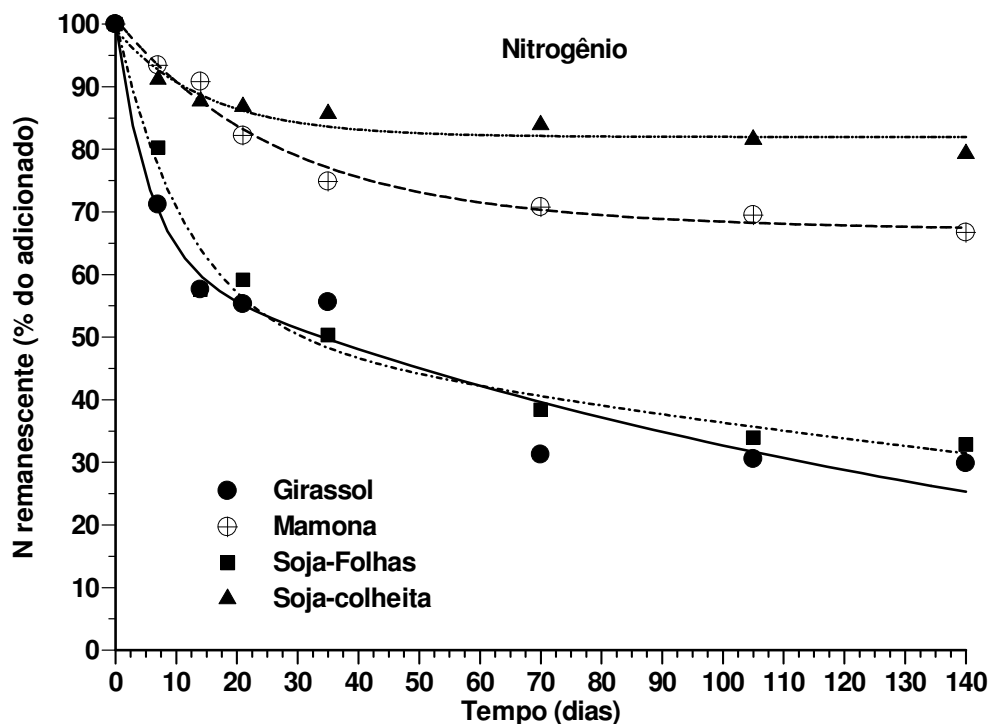


Figura 7 – Nitrogênio remanescente dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja adicionados nos sacos de decomposição na superfície do solo.

Embora as diferenças nas quantidades de N remanescentes entre os resíduos culturais possam ter sido ocasionadas em parte pelas condições climáticas predominantes em cada período de avaliação da decomposição dos resíduos culturais (Tabela 3), pode-se inferir que tais diferenças foram também fortemente influenciadas pela composição bioquímica dos resíduos culturais. Comparando a relação C/N global dos resíduos culturais da mamona e do girassol (Tabela 1) era de se esperar que a dinâmica de liberação de N fosse próxima entre esses resíduos

culturais. A maior liberação de N dos resíduos culturais do girassol deve-se da quantidade de N adicionada ao solo com esses resíduos (68 kg ha^{-1}), 84% estavam nas folhas ($56\% = 38 \text{ kg ha}^{-1}$) e nos capítulos ($28\% = 19 \text{ kg ha}^{-1}$) e apenas 16% nos talos (Tabela 2). Aliado a isso, as folhas e os capítulos apresentaram uma C/N de apenas 25. Já nos resíduos culturais da mamona, 44% do N adicionado estavam nos talos, os quais apresentaram uma C/N de 64,4. Diferenças na quantidade de fração solúvel (414 vs 359) e nos teores de hemicelulose (49 vs 135) dos resíduos culturais do girassol e da mamona também devem ter contribuído para esses resultados. Na soja-colheita a baixa quantidade de N liberada também se deve a uma maior quantidade de N presente nos talos (65%), os quais apresentaram uma elevada C/N=67, os maiores teores de lignina e os menores teores de fração solúvel entre os resíduos culturais avaliados (Tabela 1).

Os principais fatores que afetam a taxa de mineralização dos compostos orgânicos são as condições edafoclimáticas (temperatura, umidade, pH, teores de O₂ e de nutrientes no solo) e a qualidade do substrato (fração solúvel, nutrientes, lignina, polifenóis e as relações C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N) (PAUL; CLARK, 1996). Em estudo realizado por Aita e Giacomini (2003) a quantidade de nitrogênio liberado de resíduos culturais de plantas de cobertura foi inversamente proporcional à concentração de celulose (CEL) e às relações C/N e LIG/N e diretamente proporcional às concentrações de nitrogênio total (N) e nitrogênio solúvel em água (N_{sa}) do tecido vegetal das plantas de cobertura. Resíduos de ervilhaca, que apresentaram menor relação C/N e também LIG/N e as maiores concentrações de N total e N_{sa} foram aqueles que liberaram as maiores quantidades de N. Na aveia, com relação C/N mais elevada (40,3) e menor concentração de N_{sa}, apenas 20% do nitrogênio adicionado pela gramínea foram liberados no mesmo período. Tais resultados estão de acordo com aqueles obtidos em condições de campo por Wagger (1989) e Aita et al. (2001). Em condições controladas, Trinsoutrot et al. (2000a), também verificaram que a concentração de N e a relação C/N de 47 tipos de resíduos culturais foram os melhores indicadores da dinâmica do N no solo.

O fato dos resíduos culturais da mamona serem formados principalmente por talos (78%), os quais são pobres em N (Tabela 2) e podem ser ricos em compostos de difícil decomposição, deve ter provocado uma imobilização de N do solo por parte da população microbiana, enriquecendo os resíduos com N. Esse aspecto foi

evidenciado pela análise dos teores de N nos resíduos culturais remanescentes da mamona que apresentaram um aumento na concentração deste elemento durante o período avaliado (dados não mostrados). Esses resultados indicam que para um melhor entendimento dos processos de mineralização e imobilização de N durante a decomposição de resíduos culturais é necessária uma avaliação além da C/N global dos resíduos culturais, sendo necessário a quantificação e caracterização bioquímica dos diferentes componentes da planta que compõem os resíduos vegetais, os quais serão ser depositados na superfície do solo.

Para os dados de N remanescente do girassol, mamona e soja-folha o modelo ajustado foi o exponencial duplo e o assintótico foi àquele que melhor se ajustou aos dados obtidos com os resíduos de soja-colheita (Tabela 6). Os compartimentos lábeis de N variaram de 17,1% na soja-colheita a 48,4% na soja-folha. A maior taxa de liberação de N foi encontrada para os resíduos culturais do girassol, o que resultou em um $T_{1/2}$ de apenas 3,9 dias. As folhas de soja que apresentaram maior proporção do N no compartimento lábil apresentaram um $T_{1/2}$ de 8,1 dias. Esses resultados indicam uma rápida liberação de N desses resíduos culturais.

Tabela 6 – Parâmetros dos modelos ajustados aos valores medidos de N remanescente, tempo de meia vida ($T_{1/2}$) de cada compartimento e valores de R^2 em cada tratamento.

Cultura	A	k_a	k_b	$T_{1/2}$		R^2
				A	(100- A)	
	%	dia ⁻¹		dias		
Girassol ⁽¹⁾	38,1ab ⁽³⁾	0,1790a	0,0064	3,9c	108	0,92
Mamona	32,3b	0,0370c	0,0001	18,7a	533	0,95
Soja-folhas	48,4a	0,0860b	0,0036	8,1b	193	0,96
Soja-resíduos ⁽²⁾	17,1c	0,0670bb		10,3b		0,86

⁽¹⁾ Modelo para girassol, mamona e soja-folhas: $N = A e^{(-k_a t)} + (100-A) e^{(-k_b t)}$

⁽²⁾ Modelo para Soja-resíduos: $NR = A e^{(-k_a t)} + (100-A)$

⁽³⁾ Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si (Tukey 5%)

Considerando a quantidade de N liberada em kg ha⁻¹ dos resíduos culturais (Figura 8) observa-se que, nos primeiros 14 dias após a distribuição das bolsas de

decomposição na superfície do solo foram liberados aproximadamente $29,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de N com os resíduos culturais do girassol e $23,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de N com as folhas de soja. A rápida liberação de N desses resíduos culturais sugere a implantação de uma cultura exigente em N logo após a colheita das culturas. No caso do girassol, quando possível a cultura sucessora poderia ser o milho e após a soja as gramíneas de outono/inverno. No caso da mamona e da soja-colheita, até 14 dias apenas $8,6$ e $5,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de N haviam sido liberados desses resíduos culturais. Essa menor quantidade de N liberada, comparada com aquela verificada com os resíduos do girassol, conforme comentada anteriormente, se deve as diferenças na composição bioquímica dos resíduos culturais.

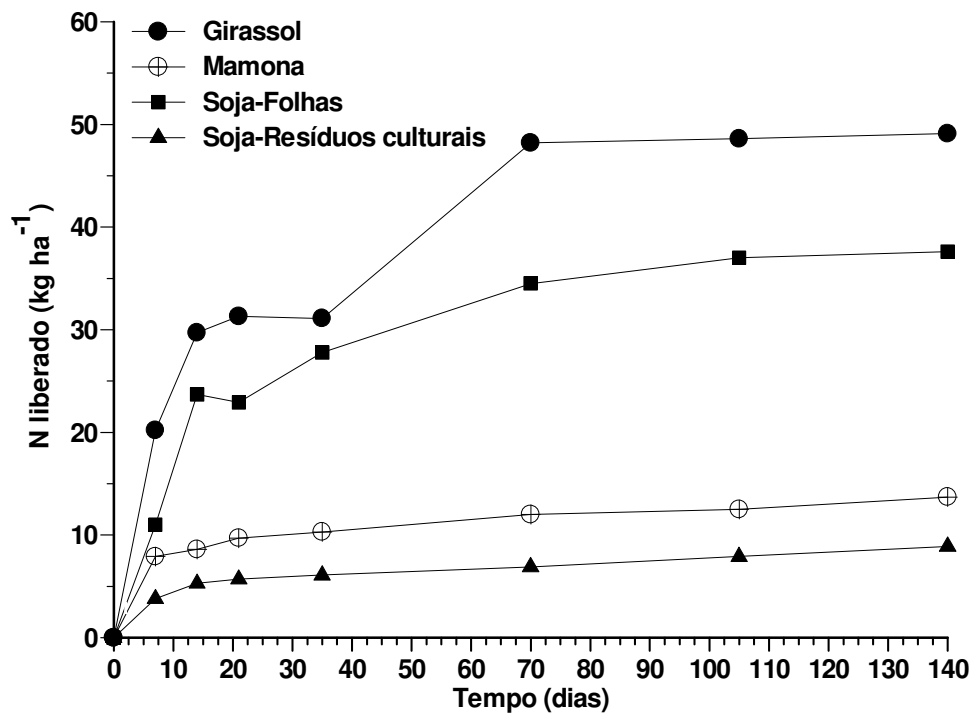


Figura 8 – Liberação acumulada de nitrogênio dos resíduos culturais de girassol, mamona e soja adicionados nos sacos de decomposição na superfície do solo.

Ao final do período de avaliação, 49 kg ha^{-1} de N foram liberados dos resíduos culturais do girassol. Já dos resíduos culturais da mamona e da soja-colheita foram liberados apenas 14 e 9 kg ha^{-1} de N, respectivamente. A quantidade total de N liberada das folhas de soja foi de 38 kg ha^{-1} . A quantidade de N liberada não depende apenas da taxa de liberação de N dos resíduos culturais, mas também da

quantidade de N contida nos mesmos. Em relação às folhas de soja é importante ressaltar que no presente estudo a liberação de N foi avaliada em apenas 50% da quantidade de folhas produzida pela cultura. Desta forma se fosse considerada toda a produção de folhas obtida com a cultura da soja (Tabela 4) a quantidade de N adicionada ao solo seria de aproximadamente 112 kg ha^{-1} . Utilizando as mesmas taxas de liberação de N obtidas para 50% das folhas, seriam liberados ao solo aproximadamente 76 kg ha^{-1} de N. Considerando que esse N seria liberado ao final do ciclo da cultura da soja antes da colheita da mesma o aproveitamento do mesmo N pela cultura em sucessão dependerá das condições climáticas predominantes. Estratégias para minimizar as perdas desse N liberado das folhas são necessárias com vistas a diminuição do impacto que o mesmo poderá causar sobre o ambiente, através da lixiviação de nitrato e da emissão de N_2O para a atmosfera.

Em diversos estudos e em condições de campo, observa-se que quando o trigo, por exemplo, é cultivado em sucessão a cultura da soja, apresenta melhor desenvolvimento do que quando comparado com o seu cultivo após resíduos culturais de gramíneas. Esse efeito é atribuído a liberação de N dos resíduos culturais de soja ricos em N. No presente trabalho a maior quantidade de N liberada com os resíduos culturais da soja foi observada com as folhas. Os resíduos da soja-colheita são pobres em N (alta C/N) e liberaram pequena quantidade de N para o solo. Com base nesses resultados pode-se fazer o seguinte questionamento: o efeito benéfico dos resíduos culturais da soja sobre as culturas em sucessão é devido ao N liberado dos resíduos de colheita ou ao N liberado das folhas da soja? Esse parece ser um aspecto que merece ser estudado para uma melhor compreensão da dinâmica do N no solo sob cultivo de soja.

5 CONCLUSÕES

1. Na mamona, 41% do C acumulado na parte aérea, durante o ciclo da cultura encontram-se nas folhas, sendo a quantificação desse compartimento de biomassa essencial para avaliar a contribuição da mamoneira para o aporte de C ao solo.
2. A cultura da soja por produzir matéria-prima para a produção de biodiesel e adicionar elevadas quantidades de C ao solo sem a necessidade de aplicação de N, apresenta grande potencial para a mitigação do efeito estufa.
3. Os resíduos culturais de colheita que apresentaram menor decomposição e liberação de N foram aqueles da soja.

6 REFERÊNCIAS

ABIVEN, S. et al. Mineralization of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility Soils**, v. 42, p. 119-128, 2005.

ABIVEN, S.; RECOUS, S. Mineralisation of crop residues on the soil surface or incorporated in the soil under controlled conditions. **Biology and Fertility Soils**, v. 43, n. 6, p. 849-852, 2007.

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 149-161, 2006.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras ou consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 601-612, 2003.

AITA, C. et al. Plantas de cobertura de solo como fontes de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 157-165, 2001.

AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology Fertility of Soils**, v. 18, p. 175-182, 1994.

ANGERS, D. A.; RECOUS, S. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. **Plant and Soil**, v. 189, n. 2, p. 197-203, 1997.

ÁVILA, Z. R. **Conjuntural mensal: Mamona**. CONAB, 2009.

BATAGLIA, O. C. et al. Acúmulo de matéria seca e nutrientes em soja, cultivar Santa Rosa. **Bragantia**, v. 35, n. 21, p. 237-247, 1976.

BERTOL, I. et al. Persistência dos resíduos de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 705-712, 1998.

BERTOL, I.; LEITE, D.; ZOLDAN JR., W. A. Decomposição do resíduo de milho e variáveis relacionadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 2, p. 369-375, 2004.

BREMER E. et al. Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen, and the absence of soil. ***Biology and Fertility Soils***, v. 11, p. 221-227, 1991.

CADERNOS NAE - Núcleo de Assuntos Estratégicos da Presidência da República – nº 2. **Secretaria de Comunicação de Governo e Gestão Estratégica**. Brasília – DF, 2004.

CARVALHO, A. M. et al. Decomposição de resíduos vegetais em Latossolo sob cultivo de milho e plantas de cobertura. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***. Viçosa. v. 32, pág. 3831-2838, 2008.

CASTRO, C. Embrapa Soja. Palestra: **Produção de alimentos x energia**: Estudo de caso do óleo de girassol. In: 5º Painel do Ciclo “Civilização da Biomassa”. São Paulo – SP, 2007.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS (CGEE). **Avaliação do Biodiesel no Brasil**. Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília – DF, junho de 2004.

CHAGAS, E. et al. Decomposição e liberação de nitrogênio, fósforo e potássio de resíduos da cultura do feijoeiro. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 723-729, 2007.

CHRISTENSEN, B. T. Wheat and barley straw decomposition under field conditions: effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. ***Soil Biology and Biochemistry***, v. 17, p. 691-697, 1985.

Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento de safra brasileira: grãos, décimo primeiro levantamento, agosto/2009/. **CONAB**. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/sureg/RS/9prevarea09.pdf> Acesso: 06 ago. de 2009.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004. 400 p.

CORBEELS, M.; HOFMAN, G.; CLEEMPUT, O.V. Nitrogen cycling associated with the decomposition of sunflower stalks and wheat straw in a Vertisol. **Plant and Soil**, v. 218, p. 71-82, 2000.

COPPENS, F. et al. Decomposition of mulched versus incorporated crop residues: Modelling with PASTIS clarifies interactions between residue quality and location. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 2339-2350, 2007.

CRUZ, L. E. C. **Dinâmica de decomposição de resíduos culturais em sistemas rotacionados de manejo em um Planossolo Háplico do sul do Brasil**. 2008, 160f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

DALL'AGNOL, Amélio; HIRAKURI, Marcelo H. **Realidade e perspectivas do Brasil na produção de alimentos e agroenergia, com ênfase na soja**. Embrapa – Soja, Londrina – PR, 2008.

DA ROS, C. O. **Dinâmica do carbono e nitrogênio com uso de uréia, na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto**. 2003, 151f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

DOMINY, C.S.; HAYNES, R.J. Influence of agricultural land management on organic matter content, microbial activity and aggregate stability in the profiles of two oxisols. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 298-305, 2002.

DOUGLAS, et al. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 833-837, 1980.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006. 306p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Clima Temperado (Pelotas, RS). **Mamona**. 2005. 4p.

FERRO, J. H. A. et al. Avaliação do crescimento e da produtividade de duas variedades de mamona (*Ricinus communis* L.) em função da adubação fosfatada no município de Rio Largo – AL. In: III CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 4 a 7 de agosto de 2008, Salvador. **Anais...Bahia**, CD-ROM.

FRANZLUEBBERS, A. J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil and Tillage Research**, v. 66, p. 197-205, 2002.

YANG, X. M. et al. Influence of composts and liquid pig manure on CO₂ and N₂O emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 72, p. 395-401, 2002.

GAMA-RODRIGUES, A. C. et al. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na região do noroeste fluminense (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 1421-1428, 2007.

GILMOUR, J. T. et al. Kinetics of crop residue decomposition: variability among crop and years. **Soil Science Society of American Journal**, v. 62, p. 750-755, 1998.

GOMES, Evandro Machado. **Parâmetros básicos para a irrigação sistemática do girassol (*Helianthus annus L.*)**. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas – SP, 2005.

JENSEN E. S. Mineralization-immobilization of nitrogen in soil amended with low C:N ratio plant residues with different particle sizes. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p. 519-521, 1994.

JENSEN, L. S. et al. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. **Plant and Soil**, v. 273, p. 307-326, 2005.

HEAL, O. W. et al. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: CADISCH, G.; GILLER, K. E. (Org.). **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. London: CAB INTERNATIONAL, 1997. p. 3-30.

HUNT, H. W. A simulation model for decomposition in grasslands. **Ecology**, v. 58, p. 469-484, 1977.

LEITE, R. M. V. B. C. et al. **Indicações para o cultivo de girassol nos Estados do Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Roraima**. Londrina: Embrapa Soja, 2007.

LOBO, Thomaz Figueiredo; FILHO, Hélio Grassi. **Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol**. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu – UNESP, Botucatu – SP, 2006.

MAGID, J. et al. Heterogeneous distribution may substantially decrease initial decomposition, long-term microbial growth and N-immobilization from high C–N ratio resources. **European Journal of Soil Science**, v. 57, p. 517-529, 2006.

MARSCHNER, H. Functions of mineral nutrients: macro-nutrients. In:____. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. San Diego: Academic, 1995. p. 229-312.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2.ed. California: Academic Press, 340p. 1996.

PUGET, P.; DRINKWATER, L. E. Short-term dynamics of root and shoot derived carbon from a leguminous green manure. **Soil Science Society American Journal**, v. 65, p. 771-779, 2001.

QUEMADA, M.; CABRERA, M. L. Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. **Plant and Soil**, v. 189, p. 127-137, 1997.

RECOUS, S.; ROBIN, D.; DARWIS, D.; MARY, B. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, 27: 1529-1538, 1995.

RICE, C. W. Potential to reduce agricultural emissions of CO₂ to atmosphere and the strategies to increase carbon sequestration. In: SIMPÓSIO SOBRE PLANTIO DIRETO E MEIO AMBIENTE: seqüestro de carbono e qualidade da água. 2005, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu, 2005. p. 53-57.

REINERTSEN, S. A. et al. The role of available C and N in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, p. 459-464, 1984.

SCHOMBERG, H. H. et al. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. **Soil Science Society of America Journal**, n. 58, p. 372-381, 1994.

SILVA, Tiago Roque Benetoli da; et al. Nota científica: **Adubação nitrogenada em cobertura na cultura da mamona em plantio direto**. Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul – UEMS, Cassilândia – MS, 2007.

SCHÖFFEL, E. R.; VOLPE, C. A. Eficiência de conversão da radiação fotossinteticamente ativa interceptada pela soja para a produção de biomassa. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 9, n. 2, p. 241-249, 2001.

STROO, H. F. et al. Predicting rates of wheat residue decomposition. **Soil Science Society America Journal**, v. 53, p. 91-99, 1989.

SWIFT, M. J. et al. **Decomposition in terrestrial ecosystem**. Oxford: Blackwell Scientific, 1979. 372 p.

SYLVIA, D. M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 550 p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. et al. Análises de solos, plantas e outros materiais. 2. ed Porto Alegre: Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TIAN, G.; KANG, B.T. & BRUSSAARD, L. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions – decomposition and nutrient release. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, p. 1051-1060, 1992.

TOMICH, T.R. et. al. Potencial forrageiro de cultivares de girassol produzidos na safrinha para ensilagem. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.55, n. 6, p. 756-762, 2003.

TRINSOUTROT, I. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society American Journal**, v. 64, p. 918-926, 2000a.

TRINSOUTROT, I. et al. C and N fluxes of decomposing ¹³C and ¹⁵N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1717-1730, 2000b.

VANLAUWE, B. et al. Residue quality and decomposition: An unsteady relationship? In: CADISCH, G.; GILLER, K. E. (Org.). **Driven by nature**: plant litter quality and decomposition. London: CAB INTERNATIONAL, 1997. p.157-166.

WIEDER, R. K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v. 63, p. 1636-1642, 1982.

WAGGER, M.G. Time of desiccation effects on plant composition and subsequent nitrogen release from several winter annual cover crops. **Agronomy Journal**, v. 81, p. 236-241, 1989.

VAN SOEST, P. J. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. **Journal Association of Official Analytical Chemists**, v. 46, p. 825-835, 1963.