



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

KARINE COSTA DE ALMEIDA

**DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DE RESÍDUOS DE PALMA DE
ÓLEO (*Elaeis guineensis* Jacq.) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

BELÉM

2020

KARINE COSTA DE ALMEIDA

**DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DE RESÍDUOS DE PALMA DE
ÓLEO (*Elaeis guineensis* Jacq.) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da
Amazônia, como parte das exigências do programa de
Pós-graduação em agronomia: Área de concentração em
agronomia, para obtenção de título de mestre.

Área de concentração: Agronomia

Orientador: Dr. Steel Silva Vasconcelos

BELÉM

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A447d Almeida, Karine Costa de
Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos de palma de óleo (*Elaeis guineensis* Jacq.) em sistemas agroflorestais e monocultivo na Amazônia Oriental / Karine Costa de Almeida. - 2020.
48 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Agronomia (PPGA), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2020.
Orientador: Prof. Dr. Steel Silva Vasconcelos

1. Decomposição. 2. Palma de óleo. 3. Ciclagem de nutrientes. 4. Sistema agroflorestal. 5. Amazônia Oriental. I. Vasconcelos, Steel Silva, *orient.* II. Título

CDD 633.851098115

KARINE COSTA DE ALMEIDA

DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DE RESÍDUOS DE PALMA DE ÓLEO (*Elaeis guineensis* Jacq.) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, para obtenção do Título de Mestre.

Data da Aprovação: 27/02/2020

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 STEEL SILVA VASCONCELOS
Data: 13/06/2023 10:20:11-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Steel Silva Vasconcelos – Orientador
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-EMBRAPA

Documento assinado digitalmente
 SILVIA FERNANDA MARDEGAN
Data: 04/04/2023 10:10:40-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Sílvia Fernanda Mardegan – 1ª Examinador
Universidade Federal do Pará

Helen Monique Nascimento Ramos

Dra. Helen Monique Nascimento Ramos – 2ª Examinador
Centro Internacional de pesquisa agroflorestal- ICRAF

Oswaldo Ryohei Kato

Dr. Osvaldo Ryohei Kato – 3ª Examinador
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA

DEDICO,

AO MEU PAI, LUIZ CELSO DE ALMEIDA (*in memoriam*)

À MINHA MÃE, RAIMUNDA COSTA

ÀS MINHAS IRMÃS, CARLA ALMEIDA E KAREN ALMEIDA

À MINHA SOBRINHA E AMOR DA MINHA VIDA, ANA CLARA ALMEIDA

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal Rural da Amazônia e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos.

Ao orientador Dr. Steel Vasconcelos (EMBRAPA), pelo apoio, orientação, compreensão e confiança depositada em mim e na pesquisa desenvolvida.

Às colegas de pesquisa Saime Rodrigues, Alessa Mendanha, Amanda Paiva, Priscila Barros e Mila Façanha por todo auxílio durante as coletas e análise de dados, bem como por compartilhar suas experiências acadêmicas e de campo, as quais foram muito importantes para que esta pesquisa avançasse.

Aos técnicos Neusa Maria da Silva Ferreira, Ivanildo Alves Trindade e Everson Rocha Lima, do Laboratório de Análise de Sistemas Sustentáveis (LASS), pela parceria, apoio e profissionalismo.

À minha irmã Carla Danielle Almeida, que sempre me incentivou a estudar e acreditou no meu potencial, quando nem eu acreditava. Não teria feito o mestrado sem seu apoio, de verdade, sou muito grata!

À minha mãe Raimunda, irmã Karen e sobrinha Ana Clara, pelo carinho, amor e compreensão durante essa jornada.

Aos parceiros do projeto SAF-Dendê: Natura Inovação e Tecnologia e Produtos LTDA, Centro Agroflorestal Mundial (ICRAF), Cooperativa Mista de Tomé-Açu (CAMTA), Embrapa Amazônia Oriental e Agência dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional. (USAID).

“A natureza, em seus caprichos e mistérios, condensa em pequenas coisas o poder de dirigir as grandes; nas sutis, a potência de dominar as mais grosseiras; nas coisas simples, a capacidade de reger as complexas.”

Ana Maria Primavesi

RESUMO

A decomposição é um processo crucial para ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono nos ecossistemas, porém a quantidade de estudos que investigam este processo em sistemas agroflorestais ainda é pequena. A decomposição e a liberação de nitrogênio (N) de resíduos de palma de óleo foram avaliadas em dois sistemas agroflorestais (SAFs) e em um monocultivo, ambos localizados no nordeste paraense. Os resíduos foram classificados como cachos de fruto vazio (CFV), folíolo (FOL), ráquis (RAQ) e pecíolo (PEC). Durante oito meses de experimento, a perda de massa das amostras de resíduos variou entre 80% (FOL e CFV) e 60% (RAQ e PEC) no SAFs e 60% no monocultivo, onde os resíduos apresentaram perda de massa muito semelhante. As constantes de decomposição variaram entre 2,56 e 1,04 ano⁻¹ nos SAFs e entre 1,35 e 1,15 ano⁻¹ no monocultivo. FOL e CFV apresentaram a maior concentração de N e a menor relação C/N e lignina/N. A concentração de N e as relações C/N e lignina/N correlacionaram-se significativamente com a taxa de decomposição ($r=0,964$, $-0,992$ e $-0,995$, $n=12$, $P<0,05$, respectivamente). Esses resultados sugerem que a decomposição mais rápida de FOL e CFV se deve a maior qualidade desses resíduos (alta concentração de N e baixas relações C/N e lignina/N). A liberação de N em todos os sistemas de cultivo também foi maior por FOL e CFV.

Palavras-chave: Agrofloresta. Amazônia. Ciclagem de nutrientes. Dendê. Perda de massa.

ABSTRACT

Decomposition is a crucial process for nutrient cycling and carbon storage in ecosystems, but the amount of studies investigating this process in agroforestry systems is still small. The decomposition and release of nitrogen (N) from palm oil residues was evaluated in two agroforestry systems (SAFs) and in a monoculture, both located in northeastern Pará. The residues were classified as empty fruit bunches (CFV), foliole (FOL), rachis (RAQ) and petiole (PEC). During eight months of experiment, the mass loss of residue samples ranged from 80% (FOL e CFV) to 60% (RAQ e PEC) in SAFs to 60% in monoculture, where the fractions present mass loss very similar. Decomposition constants ranged from 2,56 to 1,04 yr⁻¹ in FAS and between 1,35 and 1,15 yr⁻¹ in monoculture. FOL and CFV presented the highest N concentration and the lowest C/N and lignin/N ratio. N concentration and C/N and lignin/N ratios correlated significantly with decomposition rate ($r = 0.964, -0.992$ e $-0.995, n = 12, P < 0.05$, respectively). These results suggest that the faster decomposition of FOL and CFV is due to the higher quality of these residues (high N concentration and low C / N and lignin / N ratios). N release in all cultivation systems was also higher by FOL and CFV.

Keywords: Agroforest, Amazon, Nutrient cycling, Oil palm, Mass loss

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização das duas áreas de estudo no município de Tomé-Açu/PA..... 25
- Figura 2 - Partes da folha da palma de óleo estudadas (A) e dos engaços que constituem o cacho de fruto vazio, que foram fragmentados para serem alocados nos litterbags (B) 26
- Figura 3 - Croqui do arranjo espacial da palma de óleo (*Elaeis guineensis*) e das culturas consorciadas nos sistemas agroflorestais, Tomé-Açu, PA. Os quadrados vermelhos representam os posicionamentos dos litterbags na área experimental. 27
- Figura 4 - Variação temporal da massa seca remanescente (%) de resíduos de palma de óleo em sistemas agroflorestais e monocultivo no município de Tomé-Açu/ PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo..... 31
- Figura 5 - Relação entre a taxa de decomposição (k) e a qualidade inicial de quatro resíduos de palma de óleo em sistemas agroflorestais e monocultivo de palma de óleo em Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo. 35
- Figura 6 - Carbono remanescente (%) nos resíduos de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo. 36
- Figura 7 - Nitrogênio remanescente (%) nos resíduos folíolo (FOL), ráquis (RAQ), pecíolo (PEC) e cacho de fruto vazio (CFV) de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF-A é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo. 36
- Figura 8 - Relação entre o N remanescente (%) e as relações C/N e L/N dos resíduos folíolo (FOL), ráquis (RAQ), pecíolo (PEC) e cacho de fruto vazio (CFV) de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, ambos localizados em Tomé-Açu, PA. O SAF-A

é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo 38

Figura 9 - Mudanças na concentração de nitrogênio (%) ao longo da decomposição dos resíduos de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e monocultivo de palma de óleo em Tomé-Açu, PA. O SAF-A é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição de espécies plantadas dos sistemas agroflorestais adubadeira e biodiverso, em Tomé-Açu, PA.....	24
Tabela 2 - Características químicas iniciais dos resíduos de palma de óleo para o experimento de decomposição em dois sistemas agroflorestais e monocultivo de palma de óleo no município de Tomé-Açu, PA.....	30
Tabela 3 - Perda de massa dos resíduos de palma de óleo nos sistemas agroflorestais e no monocultivo após 240 dias. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo	32
Tabela 4 - Taxa de decomposição de resíduos de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e monocultivo, localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo	33
Tabela 5 – Liberação de nitrogênio dos resíduos de palma de óleo, folíolo (FOL), ráquis (RAQ), pecíolo (PEC) e cacho de fruto vazio (CFV) após o terceiro e oitavo mês de decomposição, em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, ambos localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.	
*Representa, aproximadamente, o total de N (g) existente em cada material que constitui uma folha de palma de óleo e em uma unidade de CFV	41

SUMÁRIO

1. CONTEXTUALIZAÇÃO.....	13
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	15
2.1 Decomposição de serapilheira	15
2.2 Palma de óleo (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.).....	17
2.3 Sistemas agroflorestais	20
3. DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DE RESÍDUOS DE PALMA DE ÓLEO (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NA AMAZÔNIA ORIENTAL	21
3.1 INTRODUÇÃO	21
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.2.1. Área de estudo	23
3.2.2. Avaliação da decomposição.....	25
3.2.3.1. Lignina e Celulose	28
3.2.3.2. Carbono e nitrogênio	28
3.2.4. Massa remanescente	29
3.2.5. Liberação de nitrogênio e carbono dos resíduos de palma de óleo.....	29
3.2.6. Análise estatística.....	29
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
3.3.1. Características químicas dos resíduos de palma de óleo	30
3.3.2. Decomposição de resíduos de palma de óleo	30
3.3.3. Taxa de decomposição (<i>k</i>) dos resíduos de palma de óleo em sistemas agroflorestais e monocultivo	33
3.4 CONCLUSÃO.....	41
REFERÊNCIAS.....	42

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

Commodities como a palma de óleo (*Elaeis guineensis* Jacq., Arecaceae) geralmente são cultivadas em sistemas convencionais, os quais, normalmente, são altamente dependentes de fertilizantes e insumos para alcançar alta produtividade (CLARK; TILMAN, 2017). Esses insumos, quando usados de forma incorreta, causam diversos problemas socioambientais, tais como: contaminação de alimentos e de trabalhadores rurais, perda de biodiversidade, alteração em funções do ecossistema, contaminação dos recursos hídricos e degradação do solo, o tornando mais suscetível a processos como erosão, salinização, acidificação, etc, que diminuem gradativamente a capacidade produtiva deste recurso (LAL, 1993; PIGNATI et al., 2017; ROMERO et al., 2019). Para reduzir os impactos negativos do indiscriminado de insumos na agricultura, é necessário adotar sistemas mais sustentáveis, que sejam, além de ecologicamente corretas, produtivas e rentáveis a longo prazo (NEHER, 2008).

Entre os sistemas mais sustentáveis, os sistemas agroflorestais (SAFs) representam uma alternativa promissora (SANTOS; PAIVA, 2002). Os SAFs consistem na associação de plantas lenhosas e culturas agrícolas e/ou animais em uma mesma área, de forma simultânea ou em sequência espacial (NAIR, 1994). Dependendo do porte e tipo de planta, a diversidade vegetal dos SAFs pode contribuir com um abundante aporte de serapilheira nesses sistemas (MARTIUS et al. 2004), o que influencia em processos ecossistêmicos importantes, incluindo a ciclagem de nutrientes e a manutenção da fertilidade do solo (BRADFORD et al., 2016).

A serapilheira é basicamente formada pelos materiais orgânicos despejados da parte aérea das plantas (ANDRADE et al., 2003). A serapilheira, ao ser decomposta, libera nutrientes que retornam ao solo e que posteriormente são reabsorvidos pelas plantas (GAMA-RODRIGUES, 2000; CAMPANHA et al., 2007). A decomposição, por sua vez, envolve processos físicos e químicos que ocorrem simultaneamente sobre os materiais orgânicos, podendo não só liberar, mas também imobilizar nutrientes que são essenciais para o crescimento e o desenvolvimento vegetal. Portanto, o processo de decomposição tem papel fundamental no aporte de nutrientes ao solo, e é um dos responsáveis pela manutenção da fertilidade do solo.

Cada espécie vegetal, bem como suas partes estruturais (folha, caule, raízes, casca), apresentam proporções relativas de compostos orgânicos (KRISHNA E MOHAN, 2017) que são liberados em quantidade e velocidade diferentes. Se o material vegetal tiver características que tornem a taxa de decomposição lenta, haverá favorecimento na formação de matéria orgânica e estoque de nutrientes no solo; por outro lado, se o material apresentar taxas mais rápidas, a liberação de nutrientes será maior e, portanto, as demandas nutricionais das plantas serão mais

prontamente atendidas (ISAAC E NAIR, 2005). Por isso, conhecer a natureza dos materiais vegetais e a dinâmica de sua decomposição ajuda a desenvolver formas de manejo que contribuem para minimizar o ingresso de fertilizantes químicos, reduzindo impactos ambientais aos recursos naturais e diminuindo custos de produção (GAMA- RODRIGUES, 2000).

Entre os fertilizantes mais utilizados na agricultura, estão os nitrogenados. O nitrogênio é um nutriente comumente requerido pela maioria das plantas, compondo entre 1 a 3% da massa seca de muitas espécies em uma grande variedade de habitats (LEE; STEWART, 1979). O nitrogênio é considerado essencial para as plantas em virtude da sua relação com o crescimento, produção de biomassa e síntese de compostos orgânicos como aminoácidos, proteínas, enzimas e ácidos nucleicos (CHRYSARGYRIS et al., 2016). Além disso, o nitrogênio desempenha um papel importante na decomposição da serapilheira, pois influencia a atividade dos microrganismos decompositores (WANG et al., 2017).

A incorporação do nitrogênio através de serapilheira e/ou materiais verdes de culturas (por exemplo, resto de colheitas) pode ajudar a suprir parte da necessidade de N nas lavouras. A palma de óleo, por exemplo, é uma cultura que gera enormes quantidades de materiais, tais como folhas de palma podadas e cachos de fruto vazio (CFV). A poda das folhas é uma prática de manejo rotineira que serve para facilitar a colheita dos cachos de frutos frescos (CFF). Os CFF, quando processados também geram outro material, os CFV. Este último consiste no suporte fibroso que sustenta o fruto nos cachos e corresponde de 22% a 25% do peso dos CFF. Ambos os materiais (folhas podadas e CFV), ao retornarem ao solo, formam uma cobertura do solo que pode ser usada nas plantações como fonte de nutrientes para a própria cultura (FURLAN JUNIOR, 2006).

Embora alguns estudos sobre o processo de decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos de palma de óleo já tenham sido desenvolvidos em monocultivo (KHALID et al., 2000; BAKAR et al., 2011; MORADI et al., 2014), pesquisas sobre esses processos em resíduos de palma de óleo em sistemas alternativos como os SAFs são escassos, especialmente na Amazônia. Considerando que os SAFs contribuem com a reposição da fertilidade do solo e que a decomposição é uma das funções ecológicas por meio da qual os nutrientes são repostos, entender a dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos de palma de óleo em SAFs é importante para o gerenciamento de uma adubação verde eficiente (CISSÉ et al., 2021). Visto isso, este trabalho busca estudar a decomposição e a liberação de nitrogênio (N) de resíduos de palma de óleo em SAFs e comparar a dinâmica desses processos com um sistema convencional de produção desta cultura. A seguinte hipótese foi testada: nos sistemas agroflorestais a dinâmica de decomposição e liberação de N será significativamente maior do que no sistema convencional. Espera-se tal resposta porque os SAFs apresentam maior diversificação vegetal, podendo impactar a

taxa de decomposição, devido aos efeitos diretos e indiretos sobre o microambiente do solo, afetando a quantidade e a diversidade de organismos decompositores.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Decomposição de serapilheira

A decomposição consiste em vários processos físicos e químicos que envolvem a transformação da serapilheira em constituintes químicos elementares (AERTS, 1997). Entre os principais processos que envolvem a decomposição estão mineralização, imobilização, lixiviação, fragmentação, ingestão, excreção de materiais e mudanças na estrutura física e química (PETIT-ALDANA et al., 2019). Muitos processos ocorrem de forma simultânea. A matéria orgânica, por exemplo, ao mesmo tempo que é fragmentada, convertida em íons inorgânicos e liberada ao solo, também pode ser transformada a ponto de ficar estocada no solo (ROBERTSON E PAUL, 2000).

A decomposição tem um papel essencial na ciclagem de nutrientes, sendo fundamental no balanço e na manutenção de nutrientes nos ecossistemas (VESTERDAL, 1999). Anualmente, a decomposição da serapilheira pode gerar até 87% da energia necessária para o crescimento de florestas e sistemas de agrossilvicultura (DI STEFANO; FOURNIER, 2005). Segundo Aber e Melillo (1991), é um dos processos mais importantes em ecossistemas devido à sua contribuição na nutrição do solo.

De modo geral, a decomposição da serapilheira ocorre em duas fases. Na primeira, os compostos solúveis são lixiviados e os materiais lábeis (açúcares, alguns fenóis, amido e proteínas) são decompostos. Na segunda, ocorre a degradação mais lenta de elementos recalcitrantes, incluindo celulose, hemicelulose, lignina e taninos (PETIT-ALDANA et al., 2019).

A determinação da decomposição, em geral, é associada à taxa de decomposição que integra em um único valor o efeito do tempo no processo de decomposição. As curvas de decomposição podem ser modeladas sob modelo linear e/ou exponencial (PETIT-ALDANA et al., 2019).

O método mais utilizado para determinação da taxa de decomposição é a técnica de *litterbag* (“bolsas de decomposição”), o qual permite que estudos experimentais de decomposição sejam realizados em campo. Por ser simples, barato e permitir comparações entre espécies, é um método que vem sendo amplamente utilizado para auxiliar a compreender os padrões de funcionamento dos ecossistemas. Porém, esse método pode apresentar algumas limitações, como por exemplo, o tamanho da malha, que pode excluir parte da macrofauna e/ou induzir a perda de material, além de possíveis modificações das condições microclimáticas que as bolsas podem promover sobre a serapilheira (KURZ-BESSON et al., 2005).

A decomposição é influenciada por três fatores principais: (a) condições climáticas, (b) composição e atividade da comunidade decompositora do solo e (c) qualidade do material vegetal (SWIFT, 1979; OLSON, 1963). A condição ambiental é o fator que melhor explica a variação da taxa de decomposição entre grandes distâncias geográficas, enquanto que entre menores distâncias geográficas, a qualidade da serapilheira é considerada mais importante (MEENTEMEYER, 1978). Os principais fatores climáticos que afetam o processo de decomposição são temperatura, umidade atmosférica e precipitação (KRISHNA; MOHAN, 2017). Esses fatores podem, por exemplo, influenciar a lixiviação de nutrientes e as condições apropriadas para as atividades de organismos decompositores (SWIFT; ANDERSON, 1989).

Os organismos decompositores (microflora e a macrofauna do solo) representam outro fator que influencia a taxa de decomposição. São os organismos decompositores que consomem a matéria orgânica, sendo, portanto, responsáveis pela perda de massa (PEI et al., 2019) e por efeitos consideráveis no fluxo de energia, carbono e nutrientes no solo (KRISHNA; MOHAN, 2017). Entre os organismos que compõem a microflora, os fungos são os principais redutores de matéria orgânica vegetal, sendo 75% mais eficientes que outros microrganismos (KJOLLER; STRUWE, 1992). A capacidade dos fungos de produzir enzimas que degradam moléculas complexas os torna um dos principais responsáveis pelos processos bioquímicos na decomposição de materiais orgânicos. Já a macrofauna é responsável pela fragmentação dos materiais de plantas e pelo aumento da biodegradação. Grande parte dos organismos decompositores tem sua atividade dependente das condições do solo e da qualidade química da serapilheira (PETIT-ALDANA et al., 2019).

A composição química dos materiais orgânicos que formam a serapilheira é um dos principais causadores de variação na taxa de decomposição. A qualidade da serapilheira é geralmente medida pela concentração de compostos orgânicos, como lignina (L); celulose (CEL); hemicelulose (HEM); compostos fenólicos, e inorgânicos, tais como nitrogênio (N); fósforo (P); potássio (K), e pelas razões carbono/nitrogênio (C/N) e lignina/nitrogênio (L/N) (KRISHNA; MOHAN, 2017).

A lignina compõe cerca de 15 a 40% da serapilheira, podendo chegar a até 50% em alguns casos (KRISHNA; MOHAN, 2017). Por essa razão, a alta concentração de lignina geralmente está correlacionada negativamente com a taxa de decomposição, sendo considerada um bom índice para prever taxas de decomposição de diferentes tipos de materiais orgânicos (MEENTEMEYER, 1978). Além da lignina, os polifenóis são compostos que também podem controlar a taxa de decomposição e a ciclagem de nutrientes. Polifenóis solúveis, tais como ácido ferúlico, ácido gálico ou flavanóides, podem gerar tanto efeitos estimulantes como inibidores em microrganismos do solo,

afetando a germinação de esporos e o crescimento hifal de fungos saprotróficos e micorrízicos (HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000).

Dentre os compostos inorgânicos, o N, por exemplo, é um elemento essencial para o crescimento e a reprodução dos microrganismos (PEI et al., 2019), podendo estimular ou limitar o crescimento microbiano e, conseqüentemente, causar variações na taxa de decomposição. O grau de imobilização e mineralização de nitrogênio é, em parte, influenciado pela qualidade dos materiais orgânicos (teor de nutrientes). Quando as concentrações de nutrientes são baixas, há um estímulo à imobilização de N, enquanto que, quando a concentração de nutrientes é alta, há um favorecimento da mineralização (O'CONNELL, 1988).

Por essa razão, a composição química dos materiais orgânicos é um dos principais causadores de variação na taxa de decomposição. A concentração de N e as relações C/N e L/N são bons preditores da taxa de decomposição (MEENTEMEYER, 1978; COBO et al., 2002; PINTO et al., 2016). Geralmente, espécies vegetais com baixo teor de nutrientes também estão associadas a altas relações C/N e L/N e, por isso, são mais resistentes à decomposição. Materiais com alta relação C/N podem não fornecer nitrogênio suficiente para a reprodução microbiana (SELLE, 2007). Já altas concentrações de L/N indicam elevado teor de lignina, o qual apresenta natureza recalcitrante e acaba tornando a matéria orgânica resistente ao ataque microbiano (MELILLO et al., 1982).

A decomposição é um processo ecossistêmico que pode apoiar o manejo do solo de agroecossistemas, pois quando se conhece a taxa de decomposição das espécies vegetais, é possível programar podas, selecionar espécies que melhor se adequem ao objetivo do produtor, modificar o método de aplicação da cobertura morta, regular o período de adição de materiais e inseri-los em campo em momentos críticos, onde há alta demanda de nutrientes pelas culturas de interesse. Por fim, conhecer a taxa de decomposição ajuda a realizar um manejo mais adequado, que melhora a eficiência do uso de nutrientes, aumenta a produtividade e diminui as perdas por lixiviação (NAIR, 1994). Neste contexto, estudos sobre a decomposição são muito importantes, principalmente em áreas tropicais, onde o solo é predominantemente pobre em nutrientes e, conseqüentemente, dependente desse processo para suprir a demanda nutricional das plantas (SANTANA; SOUTO, 2011).

2.2 Palma de óleo (*Elaeis guineensis* Jacq.)

Acredita-se que a palma de óleo seja nativa da África Tropical e que tenha sido levada durante os séculos 14 a 17 para a América e Extremo Oriente (POKU, 2002). Atualmente, essa planta é cultivada em todas as planícies tropicais úmidas, com o sudeste asiático dominando sua produção (DISLICH et al., 2017).

A palma de óleo é uma cultura altamente produtiva, podendo alcançar 10 a 35 t ha⁻¹ de cachos de frutos frescos por ano. A vida econômica desta cultura é de até 25 anos, com pico de produtividade entre 5 e 10 anos de plantio (SINGH et al., 2010). Entre as culturas oleaginosas, é a que possui maior rendimento por hectare (CORLEY; TINKER, 2003). No fruto dessa planta, o dendê, é possível extrair óleo do mesocarpo (polpa) e do endosperma (amêndoa). O óleo derivado do mesocarpo é amplamente usado na indústria alimentícia e na produção de biocombustíveis, enquanto que o óleo de amêndoa é empregado na indústria oleoquímica para fabricação de sabonetes, detergentes e produtos de higiene pessoal (BASIRON, 2007; TAO et al., 2017). Segundo Corley (1983), o rendimento potencial de ambos, polpa e amêndoa, pode chegar a aproximadamente 17 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Além da gama de produtos que podem ser gerados com a palma de óleo e de seu notável rendimento por hectare, os custos de estabelecimento e produção desta cultura são relativamente baixos, o que tem contribuído com a rápida expansão de seu cultivo (FAYLE et al., 2010). O problema da expansão da palma de óleo são as sérias ameaças que os ecossistemas tropicais sofrem (FITZHERBERT et al., 2008), pois o desmatamento ainda é uma prática de limpeza de área utilizada para o estabelecimento dessa cultura no sudeste asiático (KIM et al., 2015; KOH et al., 2011, GAVEAU et al., 2022).

Países como Indonésia e Malásia, que detêm aproximadamente 85% do óleo de palma comercializado internacionalmente e juntos ocupam mais de 20 milhões de ha de área plantada (FAO, 2023), obtiveram boa parte dessas áreas às custas do desmatamento de florestas nativas (MARGONO et al., 2014, KOH et al., 2008).

A conversão das áreas de vegetação nativa em sistemas agrícolas através da queima gera muitos efeitos negativos. Por exemplo, o desmatamento aumenta as emissões de gases do efeito estufa (GEE) e compostos orgânicos voláteis (COV), que acabam sendo emitidos pela vegetação e pelo solo em grandes quantidades (FARGIONE et al., 2008). Consequentemente, a qualidade do ar também é afetada. As queimadas aumentam a emissão de GEE e poluem o ar ao gerar fumaça intensa e neblinas, que cobrem grandes áreas e prejudicam a saúde da população (DISLICH et al., 2017). Um exemplo disso foram os incêndios florestais no sudeste asiático, que liberaram substâncias cancerígenas e gases tóxicos causadoras de problemas respiratórios imediatos e a longo prazo na população (DISLICH et al., 2017 apud REDDINGTON et al., 2014, MOTT et al., 2005).

O cultivo não sustentável da palma de óleo também pode levar à degradação do solo. A redução da cobertura vegetal aumenta os riscos de escoamento superficial, erosão, sedimentação e compactação do solo (GUILLAUME et al., 2015; DISLICH et al., 2017). Na Malásia, constatou-se que as perdas de solo por erosão em uma plantação madura de palma de óleo chegaram a variar

entre 7,7 a 14 t ha⁻¹ ano⁻¹ (HARTEMINK, 2006). Processos como a erosão removem a camada mais fértil do solo e reduzem a quantidade de nutrientes e matéria orgânica, além de modificar propriedades do solo, como taxas de infiltração e biodiversidade (LORD; CLAY, 2006). A deposição de sedimentos também é outra problemática que pode provocar constrição de rios e ameaçar habitats aquáticos (SAHAT et al., 2016). Durante o ciclo da palma de óleo, o solo também pode ser afetado pelo uso intensivo de fertilizantes químicos e pela falta de retorno de carbono pelos materiais da vegetação (TAO et al., 2017 apud GUILLAUME et al., 2015).

Os prejuízos ambientais envolvidos na expansão e no cultivo não sustentável da palma de óleo, que cercam os grandes países produtores como Malásia e Indonésia, devem ser evitados em outros países com potencial de expansão. As demandas por óleo de palma continuam crescendo e como a disponibilidade de terras da Ásia está chegando ao limite, a expansão dessa cultura se abre para outras fronteiras, como a América latina (FURUMO; AIDE, 2017).

Na América latina, o Brasil possui a maior reserva de floresta apta à expansão de palma de óleo, com 2 283 000 km², sendo a Amazônia a região com maior potencial. A Amazônia possui condições de temperatura, precipitação e solo favoráveis ao cultivo de palma de óleo. Além disso, a região possui áreas de baixa elevação, que são preferíveis à cultura (BUTLER; LAURANCE, 2009).

Na última década, o cultivo de palma de óleo se expandiu consideravelmente na Amazônia (VILLELA et al., 2014), o que também gerou substituição de extensas áreas de vegetação nativa (AZHAR et al. 2014). Consequentemente, perdas e alterações em habitats naturais e impactos na biodiversidade também ocorreram (IMMERZEEL et al. 2014). Neste contexto, a conservação e a manutenção da biodiversidade dentro do cenário de produção de palma de óleo precisam ser consideradas, pois a biodiversidade é fundamental ao funcionamento do ecossistema e ao bem-estar humano (CBD, 2010).

O estado do Pará é o maior produtor de palma de óleo do Brasil. Desde a década de 50, o governo tem criado condições econômicas, políticas, normativas e de infraestrutura que viabilizam a reprodução da cadeia produtiva do óleo da palma no território paraense (NAHUM; SANTOS, 2016). O Pará conta com grandes empresas que dominam a produção de dendê, além de pequenos produtores independentes e associados (MULLER et al., 2006). Em geral, o sistema de cultivo adotado pelos produtores é a monocultura (NAHUM; SANTOS, 2016).

No Pará, o cenário de expansão da palma de óleo com base em cultivos solteiros começou a se modificar. Em 2010, o governo federal lançou uma iniciativa sobre a expansão do cultivo de palma de óleo no território nacional, o qual incluiu medidas para conter uma expansão desordenada, usando meios como zoneamento agroecológico (clima e solo) e controle por satélite sobre o plantio.

Dentro dessa iniciativa, foi lançado o programa de produção sustentável de palma de óleo em Tomé-Açu/PA (INCRA, 2010). Este programa teve seu foco na integração entre a expansão da produção de dendezeiros, agricultura familiar e o cultivo em áreas degradadas. Considerando que em Tomé-Açu as propriedades familiares tradicionalmente praticam a agrossilvicultura e que esse sistema é um modelo que atende aos requisitos do programa governamental, a produção de dendezeiros em SAFs é uma alternativa potencial (RAMOS et al., 2018).

2.3 Sistemas agroflorestais

A produção combinada de árvores com espécies agrícolas em uma mesma área é uma prática antiga realizada por agricultores em todo o mundo. Ásia, Europa, América e África tem vastas experiências com esse tipo de cultivo, que atualmente é conhecido como sistema agroflorestal (SAF) (NAIR, 1994).

Muitos conceitos já foram atribuídos ao SAF, entretanto, nenhum parece ser totalmente adequado. Do ponto de vista científico, todo SAF deve ter duas características para se distinguir de outras formas de uso da terra. Primeiro, deve ter um cultivo de plantas perenes lenhosas na mesma unidade de terra junto com culturas agrícolas e/ou animais, misturados ou em sequência espacial. Segundo, deve haver interação significativa (positiva e/ou negativa) entre os todos os componentes do sistema (NAIR, 1994).

Um sistema agroflorestal, mesmo em seu modelo mais simples, consegue ser mais complexo do que um sistema de monocultura. Dentro do SAF, a riqueza de espécies cultivadas ajuda a garantir segurança alimentar e potencializa serviços ambientais (GARCIA et al., 2017). Entre os serviços ambientais, destacam-se aqueles ligados aos fluxos de água, carbono e nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera (KATO et al., 2011). Tais benefícios têm relação direta com processos como a ciclagem de água, nutrientes e a decomposição, que, ao serem otimizados, melhoram a qualidade do solo (CARVALHO et al., 2004; ROCHA et al., 2014; SANCHEZ, 1995).

Nos sistemas baseados em árvores, como os SAFs, a ciclagem de nutrientes e decomposição são comumente consideradas mais eficientes e, por sua vez, possuem maior potencial para melhorar a fertilidade do solo. Teoricamente, o componente arbóreo possui um sistema de raízes mais extenso e profundo do que plantas herbáceas, tendo maior potencial para capturar e reciclar uma quantidade maior de nutrientes. Além disso, a contribuição de serapilheira das árvores é geralmente maior do que de plantas herbáceas, aumentando a quantidade de matéria orgânica disponível para decomposição (NAIR, 1994). A diversidade vegetal dos SAFs também pode gerar um microclima

mais favorável à atividade dos organismos decompositores, impactando a taxa de decomposição (GUO et al., 2018).

A possibilidade de gerenciar os resíduos vegetais é outro benefício dentro dos SAFs. Um bom gerenciamento facilita o aumento da taxa de transferência de nutrientes e contribui com a produtividade geral do sistema, resultando em uso mais eficiente dos nutrientes do solo (NAIR, 1994). Os efeitos positivos dos SAFs sobre recursos e processos naturais tem propagado sua utilização para fins de recuperação de áreas degradadas, redução de desmatamento e melhorias de serviços ecossistêmicos (BRIENZA JÚNIOR et al., 2010; CASTRO et al., 2009). Entretanto, para que esse sistema seja uma forma de uso da terra bem-sucedida, que garante objetivos como produção e estabilidade ecológica, é preciso estabelecer corretamente as espécies que vão compor o sistema e as práticas de manejo. Caso contrário, esse sistema pode falhar como qualquer outra forma de uso da terra (NAIR, 1994).

A adoção de sistemas agroflorestais pelos agricultores familiares já é uma realidade na Amazônia brasileira (NAIR, 1989). A ampla diversidade de espécies que geralmente compõem esses sistemas atende a muitas necessidades das comunidades rurais, gerando renda e melhorando a qualidade de vida dos produtores rurais. Além disso, nos SAFs há melhor aproveitamento dos recursos naturais, o que diminui a necessidade de insumos externos e, conseqüentemente, os custos de produção, resultando em economia ao produtor (CAMARGO et al., 2019).

3. DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NITROGÊNIO DE RESÍDUOS DE PALMA DE ÓLEO (*Elaeis guineensis* Jacq.) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NA AMAZÔNIA ORIENTAL

3.1 INTRODUÇÃO

O dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) produz um óleo bastante versátil, presente em produtos alimentícios, farmacêuticos e cosméticos, sendo também utilizado na produção de biodiesel (BASIRON, 2007; TAO et al., 2017). O óleo de palma é o óleo vegetal mais produzido e comercializado do mundo. As plantações de palma de óleo, por hectare de área cultivada, conseguem fornecer de 3 a 8 vezes mais óleo do que qualquer outra oleaginosa tropical. Além disso, em 2014, o mercado internacional de *commodities* apresentou o óleo de palma como o óleo vegetal com menores custos de produção (BARCELOS et al., 2015).

A palma de óleo é uma cultura produzida principalmente na forma de monocultivo. Essa forma de cultivo tem sido constantemente criticada devido às ameaças provocadas aos ecossistemas, como, por exemplo, desmatamento de florestas nativas, perda de biodiversidade e risco de

contaminação dos recursos terrestres e aquáticos (VITOUSEK et al., 1997; MARGONO et al., 2014; KIM et al., 2015). Portanto, é necessário adotar sistemas de produção que sejam produtivos e, ao mesmo tempo, ecologicamente mais adequados.

Os sistemas agroflorestais são considerados uma alternativa promissora de produção sustentável (SANTOS; PAIVA, 2002), devido aos benefícios socioeconômicos e ambientais que proporcionam (NAIR, 1993). Na área ambiental, está associado ao sequestro de carbono, controle da erosão, otimização da ciclagem de nutrientes e melhoria na fertilidade do solo (NAIR et al., 2009; SILVEIRA FRANCO et al., 2002). Portanto, a produção de óleo de palma em sistema agroflorestal pode ser uma alternativa viável para tornar o cultivo dessa oleaginosa mais sustentável.

No Brasil, a maior produção de óleo de palma está situada no estado do Pará (RIBEIRO et al., 2010). Os solos do Estado do Pará são naturalmente de baixa fertilidade, tornando as plantações dependentes de altas doses de fertilizantes para assegurar o desenvolvimento vegetativo adequado das plantas e produtividade elevada (FRANZINI et al., 2017). A utilização excessiva e a longo prazo de fertilizantes químicos pode alterar o pH do solo, a atividade de microrganismos e poluir os recursos hídricos e o ar devido a emissões de óxidos de nitrogênio (NO, N₂O, NO₂) (SAVCI, 2012). Por isso, é importante adotar práticas de manejo que diminuam a aplicação de fertilizantes nas lavouras e que preconizam a otimização de processos naturais como a ciclagem de nutrientes e a decomposição para melhorar a fertilidade do solo.

A ciclagem de nutrientes envolve a transferência contínua de nutrientes entre componentes do ecossistema (GOLLEY et al 1975; JORDAN, 1985). A transferência desses nutrientes só é possível devido à decomposição, que por meio de vários processos físicos e químicos reduz a matéria orgânica a constituintes químicos elementares que são liberados ao solo e absorvidos pelas plantas (AERTS, 1997). Quanto menor a taxa de decomposição, maior o tempo em que a matéria orgânica se mantém sobre o solo, enquanto que taxas elevadas de decomposição favorecem a liberação de nutrientes para as plantas (ISAAC; NAIR, 2005). A velocidade de decomposição da matéria orgânica em nível local geralmente é influenciada pela qualidade do material vegetal. Quanto maior a quantidade de nutrientes e menor as relações C/N e lignina/N, maior é a qualidade do material vegetal. Consequentemente, menor é o tempo de liberação de nutrientes para as plantas (PALM et al., 2001).

A palma de óleo é uma cultura que gera muitos resíduos. Regularmente, grandes quantidades de resíduos/produtos do tipo fibra, na forma de cachos de frutos vazios retornam para as plantações como cobertura morta, para fins de nutrição e conservação do solo (BASIRON, 2007). Além disso, em toda safra, folhas de dendezeiro são podadas para facilitar a colheita, gerando uma quantidade significativa de resíduos sobre o solo. Esses resíduos, quando decompostos, liberam

nutrientes que ajudam a suprir parte das necessidades nutricionais da palma de óleo (FURLAN JUNIOR, 2006).

Neste estudo trabalhamos com a palma de óleo como cultura-chave em dois arranjos de SAF, um focado na adubação, basicamente constituído por espécies adubadeiras, e outro com foco na diversidade, constituído por espécies madeireiras, frutíferas e adubadeiras, além de um monocultivo de palma de óleo. A finalidade do estudo é compreender a decomposição e a liberação de nitrogênio dos resíduos de palma de óleo nos sistemas agroflorestais e comparar a dinâmica desses processos com o que ocorre em um sistema convencional de produção desta cultura, a fim de verificar se há diferenças significativas nas taxas de decomposição e liberação de nitrogênio entre SAFs e monocultivo. A hipótese deste estudo é que, nos SAFs, a diversificação vegetal e o incremento de nutrientes proporcionado pelas espécies adubadeiras aumentará a taxa de decomposição e a liberação de nitrogênio, devido aos efeitos diretos e indiretos sobre o microambiente e a fertilidade do solo, que afetam a quantidade e a diversidade de organismos decompositores.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em área experimental do projeto “Diversificação da palma de óleo: conciliando conservação com meios de vida” e em um monocultivo de palma de óleo. As áreas de estudo estão localizadas no município de Tomé-Açu, Pará, Brasil (Figura 1).

O clima da área de estudo é quente e úmido, classificado como Ami de acordo com sistema de classificação de Koeppen (Baena; Falesi 1999). De acordo com dados obtidos entre o período de 1985 e 2010 da estação meteorológica da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), a temperatura média anual do município é 26,6 °C, variando entre 21 °C (junho, agosto) e 33,8 °C (outubro); a precipitação anual é aproximadamente 2439 mm, distribuída em uma estação chuvosa (dezembro a junho) e uma estação menos chuvosa (julho a novembro); e a média anual da umidade relativa do ar é 85% (PACHECO et al., 2009, SANTIAGO et al., 2013).

O estudo foi desenvolvido em dois sistemas agroflorestais (SAFs) em que a palma de óleo (*Elaeis guineensis*) é a cultura de maior interesse econômico, e em um monocultivo de palma de óleo. Todas as áreas experimentais apresentavam 12 anos de idade. A principal diferença entre os SAFs estava na composição de espécies vegetais, como descrito abaixo:

- a) SAF adubadeira (SAF-A): sistema com baixa diversidade de espécies cultivadas (Tabela 1), sendo composto pela palma de óleo consorciada com plantas cujo principal objetivo era servir de adubação verde.

- b) SAF biodiverso (SAF-B): sistema com alta diversidade de espécies cultivadas. Neste sistema, a palma de óleo foi consorciada com espécies madeireiras, frutíferas e adubadeiras (Tabela 1).
- c) Monocultivo (MONO): sistema onde havia somente o cultivo de palma de óleo.

Nome científico	Família	Sistema de cultivo	
		SAF Biodiverso	SAF Adubadeira
<i>Gliricidia sepium</i>	Fabaceae		x
<i>Inga edulis</i>	Fabaceae	x	x
<i>Tithonia diversifolia</i>	Asteraceae		x
<i>Theobroma cacao</i>	Malvaceae	x	
<i>Euterpe oleracea</i>	Arecaceae	x	
<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	x	
<i>Adenantha pavonina</i>	Fabaceae	x	
<i>Tabebuia spp.</i>	Bignoniaceae	x	
<i>Acacia ssp.</i>	Fabaceae	x	
<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	x	
<i>Tachigali multijuga</i>	Fabaceae	x	
<i>Carapa guianensis</i>	Meliaceae	x	
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Calophyllaceae	x	
<i>Oenocarpus mapora</i>	Arecaceae	x	
<i>Theobroma grandiflorum</i>	Malvaceae	x	
<i>Jacaranda copaia</i>	Bignoniaceae	x	

Tabela 1 - Composição de espécies plantadas dos sistemas agroflorestais adubadeira e biodiverso, em Tomé-Açu, PA

Fonte: Priscila Barros, dados não publicados (2018)

O preparo das áreas para implantação dos sistemas agroflorestais ocorreu entre setembro e outubro de 2007. Todas as áreas foram preparadas com corte e trituração da vegetação (floresta secundária), resultando em $55,3 \pm 0,9$ Mg ha⁻¹ (média \pm erro padrão) de cobertura morta (CARVALHO et al., 2014).

Em 2008, foram plantadas mudas de palma de óleo do híbrido intraespecífico Tenera, de 15 meses de idade e aproximadamente 2 m de altura. Cada sistema agroflorestal (SAF-A e SAF-B) ocupou 2 hectares de área. A palma de óleo foi plantada em linhas duplas e com arranjo espacial triangular (espaçamento 9 m x 9 m). Cada linha dupla de palma de óleo apresentava 18 plantas (nove plantas por linha simples), totalizando 99 plantas por hectare. Entre cada linha dupla de palma de óleo, foi instalada uma faixa de 15 m onde foram cultivadas as espécies vegetais consorciadas (Figura 3). Na área experimental de monocultivo (MONO), a palma de óleo foi plantada em linhas duplas e com arranjo espacial triangular (espaçamento 8 m x 8 m).

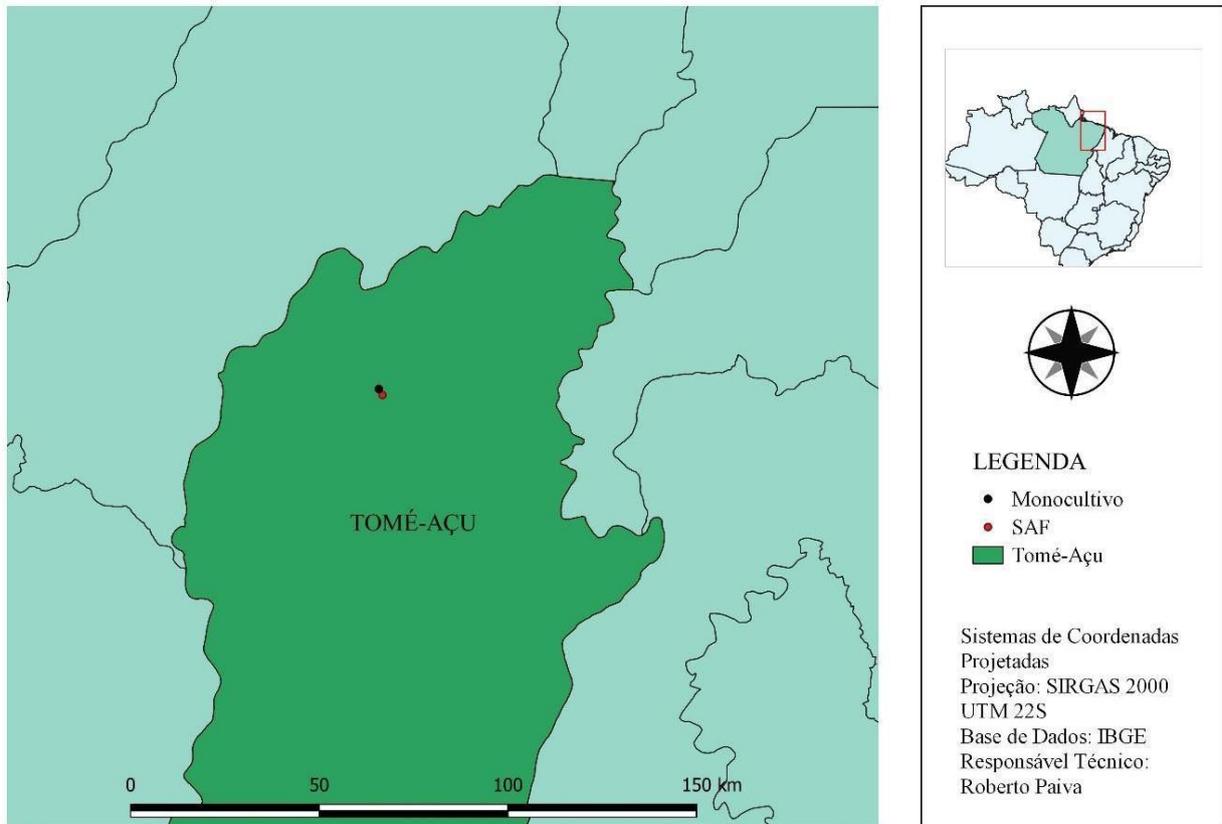


Figura 1 - Localização das duas áreas de estudo no município de Tomé-Açu/PA

No município, há predominância de Latossolo Amarelo, com classes texturais variando de média a argilosa (BAENA E FALESI, 1999). Os atributos do solo foram determinados em 2018, seguindo o método da Embrapa (2017). SAF-A, SAF-B e MONO apresentaram, respectivamente, 69,0% de areia, 13,3% de silte e 17,8% de argila; 67,8% de areia, 13,3% de silte e 19,0% de argila; e 55,7% de areia, 15,3% silte e 29,0% de argila; pH (CaCl₂): 5,4, 5,6 e 4,3; H + Al: 2,4, 1,9 e 5,8 cmol_c dm⁻³; CTC 8,2, 7,5 e 8,3 cmol_c dm⁻³; V%: 70,8, 74,3 e 29,7; Fósforo (Mehlich I): 15,8, 21,8 e 10,0 mg dm⁻³; K: 66,5, 103,5 e 28,0 mg dm⁻³; Ca: 4,0, 4,3 e 1,9 cmol_c dm⁻³; e Mg: 1,7, 1,1 e 0,5 cmol_c dm⁻³ (dados não publicados).

3.2.2. Avaliação da decomposição

Em março de 2019, foram podadas folhas e coletados cachos de fruto vazio de palma de óleo para o experimento. As folhas foram separadas em três partes: folíolo (FOL), ráquis (RAQ) e pecíolo (PEC) (Figura 2A).



Figura 2 - Partes da folha da palma de óleo estudadas (A) e dos engaços que constituem o cacho de fruto vazio, que foram fragmentados para serem alocados nos litterbags (B)

Fonte: Jakeline Viana (A), Karine Almeida (B)

A separação da folha em partes foi realizada com o objetivo de estudar a decomposição e liberação de nitrogênio separadamente, haja vista que são materiais distintos do ponto de vista químico e morfológico. Os cachos de fruto vazio (CFV) foram fragmentados em engaços (Figura 2B).

Todas as folhas e CFV foram coletados de uma única área experimental (SAF-B) e foram usados para realização do experimento em todas as áreas de estudo. Posteriormente as folhas e os cachos de fruto vazio foram levados ao laboratório onde foram alocados nos *litterbags* para serem introduzidos nas áreas de estudo.

Para determinação da taxa de decomposição, foi usado o método de *litterbag*. Os *litterbags* mediam 20 cm x 20 cm e foram feitos de tela de nylon com malha de abertura de 1,0 mm. Em cada *litterbag* foi introduzido um único tipo de material, com porções médias de massa seca de 18,0; 45,0; 38,0 e 44,0 g de FOL, RAQ, PEC E CFV, respectivamente. Em cada parcela, 84 *litterbags* foram aleatoriamente alocadas (4 tipos de material x 3 repetições x 7 coletas). As três repetições de cada material foram instaladas aleatoriamente nas parcelas. Os *litterbags* com engaços do cacho de dendê foram colocados ao redor da base da palma de óleo e o restante dos resíduos ao lado do empilhamento de folhas de palma de óleo (Figura 3), seguindo a prática de aplicação das folhas e dos cachos pelos agricultores na área. Os *litterbags* foram instalados em abril de 2019.

Após 21 (somente folíolo), 35, 62, 95, 135, 180 e 240 dias, três *litterbags* de cada material (FOL, RAQ, PEC e CFV) foram coletados por parcela em todos os sistemas estudados. Todas as amostras foram secas ao ar para facilitar o processo de limpeza (retirada de partículas do solo, raízes, macrofauna, entre outros detritos). Posteriormente, as amostras foram secas em estufa a 60 °C até peso constante e pesadas.

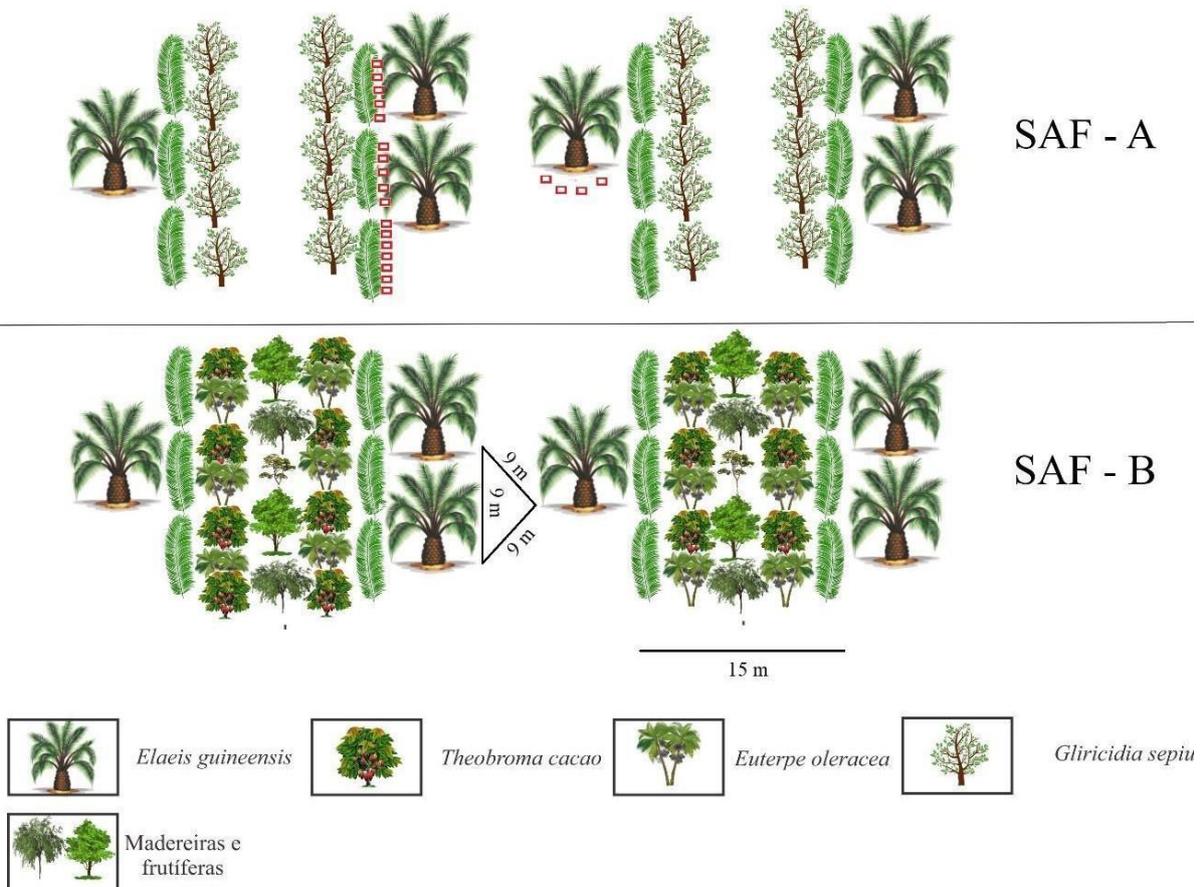


Figura 3 - Croqui do arranjo espacial da palma de óleo (*Elaeis guineensis*) e das culturas consorciadas nos sistemas agroflorestais, Tomé-Açu, PA. Os quadrados vermelhos representam os posicionamentos dos litterbags na área experimental.

Fonte: Mila Façanha (2018)

Durante a preparação dos *litterbags*, oito subamostras de cada material foram secas em estufa a 60 °C até peso constante para calcular o teor de umidade (U) de cada material. A umidade foi calculada da seguinte forma:

$$U = (MFF - MSF) / MSF$$

Onde, U é a umidade, MFF é a massa fresca de cada material e MSF é a massa seca de cada material. A partir do valor de umidade de cada subamostra, foi obtido um valor médio de umidade para representar cada material estudado. Com o valor médio de umidade de cada material foi realizada a conversão para massa seca de todas as amostras que foram coletadas durante o experimento. A conversão para massa seca foi calculada da seguinte maneira:

$$MSF = (MFF_{T0} / (U + 100)) * 100$$

Onde, MSF é a massa seca do material, MFF_{T_0} é a massa fresca do material no tempo zero, U é a umidade.

As mesmas subamostras foram usadas para análise da composição química inicial dos resíduos. Para avaliar a concentração de nutrientes de cada material após os períodos de coleta, utilizou-se uma amostra composta de três amostras de cada material coletado por parcela em cada tempo.

3.2.3. Análises químicas

3.2.3.1. Lignina e Celulose

As análises de lignina e celulose foram realizadas no Laboratório de Análise de Sistemas Sustentáveis da Embrapa Amazônia Oriental. As concentrações de lignina e celulose foram determinadas pelo método de detergente ácido (ANDERSON & INGRAM 1993). Amostras com 0,5 g de material moído (W1) foram imersas em uma solução de 100 mL de H_2SO_4 (0,5 M) / CTAB (20 g L^{-1}) e aquecidas a $100^\circ C$ por 1 h. Após resfriamento, foram transferidas para um cadinho de vidro filtrante pré-queimado em mufla ($400^\circ C$ por 4h) e com peso conhecido (W2). Posteriormente, as amostras foram lavadas com acetona P.A. até que o líquido filtrado saísse limpo (líquido transparente). Em seguida, as amostras foram levadas a estufa a $105^\circ C$ por 2 h, resfriadas em dessecador e pesadas (W3). Em seguida, os cadinhos foram colocados em bandejas de vidro e preenchidos até metade de sua capacidade com solução de ácido sulfúrico a 72%. Após 3h de imersão no ácido sulfúrico a 72%, as amostras foram filtradas sob sucção para retirada do ácido e lavadas com água quente até que o material não apresentasse acidez. A acidez foi mensurada através de fita indicadora de pH. Posteriormente, as amostras foram lavadas com acetona P.A. e secas ($105^\circ C$) por 2 h, resfriadas e pesadas (W4). Por fim, as amostras foram queimadas em mufla a $500^\circ C$ por 3 h, resfriadas e pesadas (W5). As concentrações ($mg\ g^{-1}$) de lignina e celulose foram calculadas com as seguintes equações:

$$\text{Concentração de celulose} = \{W3 - (W4/W1)\} \times 100$$

$$\text{Concentração de lignina} = \{W4 - (W5/W1)\} \times 100$$

3.2.3.2. Carbono e nitrogênio

Amostras de cada material foram pesadas (40 mg) e analisadas por combustão via seca em analisador elementar vario MACRO cube para determinação das concentrações de carbono e nitrogênio.

3.2.4. Massa remanescente

A massa remanescente (%) de cada material em cada tempo de coleta foi calculada usando a seguinte equação:

$$M.R.(\%) = (M_t/M_0) \times 100$$

onde M_0 e M_t são a massa seca do material no *litterbag* no início do experimento ($t=0$) e a massa seca remanescente no tempo t , respectivamente. A taxa de decomposição (k), foi calculada por meio da seguinte equação (OLSON, 1963):

$$(X_t / X_0) = e^{-kt}$$

onde X_t é a quantidade de massa seca remanescente no tempo t , X_0 é a quantidade de massa seca inicial e k é a taxa de decomposição.

3.2.5. Liberação de nitrogênio e carbono dos resíduos de palma de óleo

A liberação de N (%) dos resíduos de palma de óleo foi calculada com a seguinte equação (MORADI et al., 2014):

$$LN(\%) = \frac{100(N_0 - N_t)}{N_0}$$

Onde, LN é o percentual de nutrientes liberado pelo material no tempo t ; e N_0 e N_t são o conteúdo de nutrientes no início do experimento ($t = 0$) e no tempo t , respectivamente. O valor de N_0 e N_t foram calculados com as seguintes fórmulas:

$$N_0(g) = C_0(\%) \times DM_0(g)$$

$$N_t(g) = C_t(\%) \times DM_t(g)$$

Onde C_0 e DM_0 são a concentração inicial de nutriente e a massa seca inicial dos resíduos, respectivamente. C_t e DM_t são a concentração de nutriente e a massa seca dos resíduos no tempo t , respectivamente.

3.2.6. Análise estatística

A análise de variância (ANOVA) de dois fatores foi usada para testar o efeito de sistemas e tipos de material sobre a taxa de decomposição. ANOVA de um fator foi usada para analisar os

efeitos do tipo de material na massa e nitrogênio remanescente (%) aos 8 meses de decomposição, separadamente por sistema. Para avaliar a correlação entre a taxa de decomposição e a qualidade inicial dos resíduos utilizou-se o teste de Pearson. O teste de diferença mínima significativa (LSD) foi usado para comparação de médias significativas. Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o programa estatístico SigmaPlot, versão 12.0.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Características químicas dos resíduos de palma de óleo

A parte FOL apresentou as maiores concentrações de nitrogênio, carbono e lignina e as mais baixas relações C/N e L/N (Tabela 2). A superioridade em termos de qualidade química do material FOL em relação a RAQ foi encontrada em outros estudos realizados na Malásia (KHALID et al., 2000; MORADI et al., 2014). Os CFV apresentaram a menor concentração de lignina e o segundo maior valor de N, além de relações C/N e L/N estatisticamente iguais a de FOL (Tabela 2). RAQ e PEC apresentaram as relações C/N e L/N mais altas e as menores concentrações de N (Tabela 2).

Qualidade	Resíduo			
	Folículo	Ráquis	Pecíolo	Cacho de fruto vazio
C (g kg ⁻¹)	440,68±1,70 a	432,83±2,55 a	418,33 ± 5,64 b	374,2 ± 6,12 c
N (g kg ⁻¹)	19,67±0,22 a	6,42 ± 0,39 c	6,57 ± 0,31 c	14,15 ± 1,47 b
C/N	22,40±0,34 b	68,09 ± 4,00 a	64,01 ± 2,92 a	24,01 ± 0,74 b
Lignina (g kg ⁻¹)	220,18±6,61 a	169,57 ± 2,50 bc	183,96 ± 7,72 b	152,24 ± 6,53 c
Celulose (g kg ⁻¹)	364,41±8,90 b	579,83 ± 5,30 a	589,30 ± 13,32 a	603,55 ± 13,12 a
L/N	11,19±0,52 b	26,71 ± 1,78 a	28,00 ± 1,49 a	11,23 ± 1,57 b

Tabela 2 - Características químicas iniciais dos resíduos de palma de óleo utilizados para o experimento de decomposição em dois sistemas agroflorestais e monocultivo de palma de óleo no município de Tomé-Açu, PA.

Na mesma linha, os valores com a mesma letra não diferem significativamente entre si considerando o nível de significância de 5% do teste de Fisher (LSD)

Neste estudo, a concentração de N de FOL foi 3 vezes maior que a de RAQ e PEC. Em outros estudos, a diferença de concentração de N de FOL em relação a RAQ e PEC chegou a ser 6 vezes maior (KHALID et al., 2000; MORADI et al., 2014).

Com base nos resultados das relações C/N e L/N, é possível indicar a qualidade dos resíduos, que foi classificada na seguinte ordem: FOL = CFV > RAQ = PEC. A concentração de celulose foi estatisticamente igual para todos os resíduos, com exceção de FOL (menor concentração).

3.3.2. Decomposição de resíduos de palma de óleo

De modo geral, a perda de massa dos resíduos seguiu uma tendência de decaimento exponencial durante o período de decomposição analisado (Figura 4). Os sistemas de cultivo estudados influenciaram estatisticamente ($P < 0,05$) a perda de massa dos resíduos FOL e CFV, após 8 meses de decomposição. A perda de massa de FOL foi estatisticamente maior nos SAFs do que no monocultivo e no CFV a perda de massa foi estatisticamente maior no SAF-B que no monocultivo (Tabela 3).

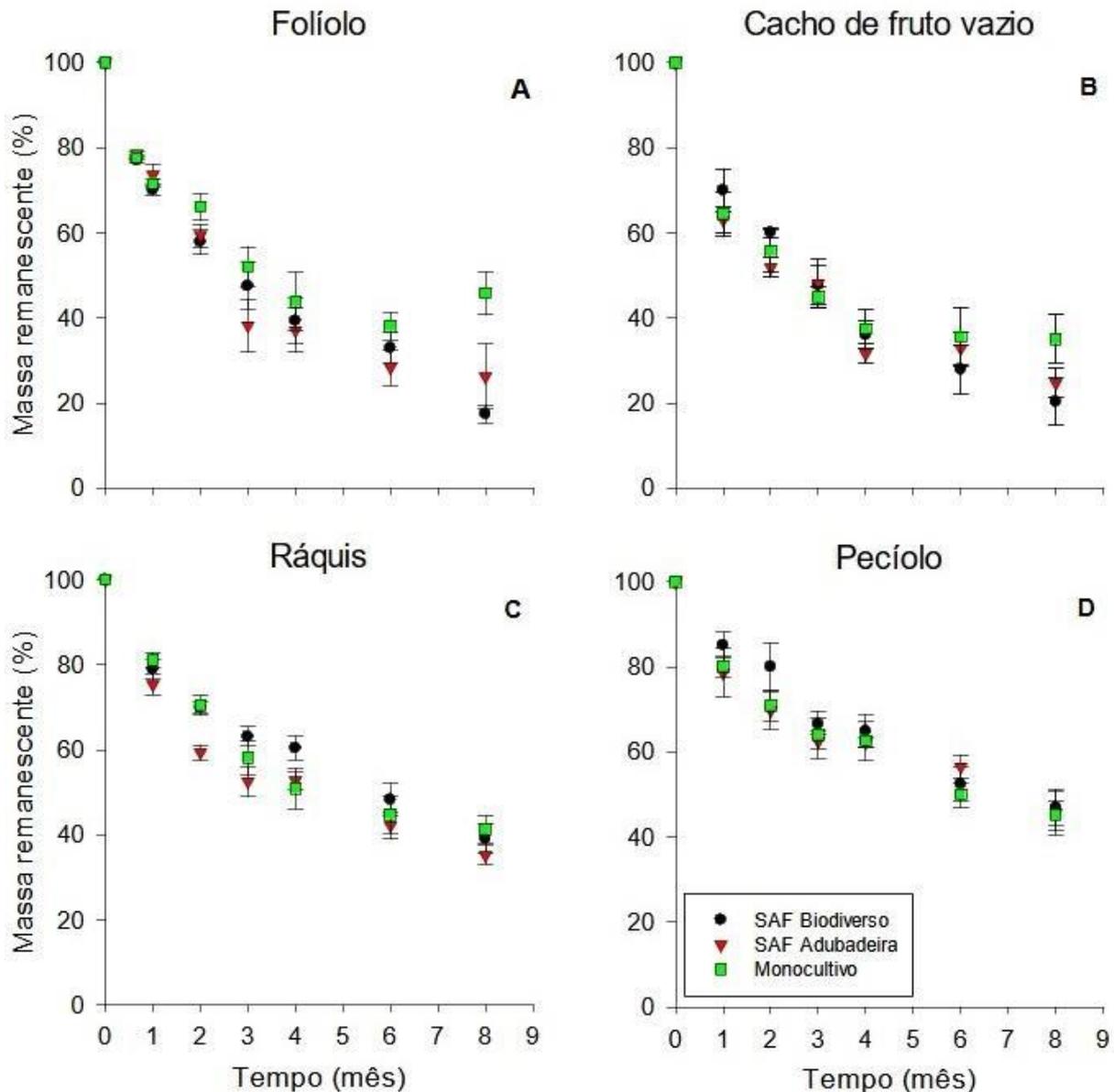


Figura 4 - Variação temporal da massa seca remanescente (%) de resíduos de palma de óleo em sistemas agroflorestais e monocultivo no município de Tomé-Açu/ PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

Após 3 meses de decomposição, FOL já havia perdido cerca de 50% de massa seca em todos os sistemas (Figura 4A). Esses resultados são superiores ao encontrado por Moradi et al. (2014), que relatam redução de 34% da massa seca de FOL após 3 meses. Após 8 meses, a massa remanescente de FOL variou de 20% a 45% entre os sistemas (Figura 4A); a perda de massa de FOL foi significativamente maior ($P < 0,05$) nos SAFs do que no monocultivo.

Resíduo	Sistema de cultivo		
	SAF Biodiverso	SAF Adubadeira	Monocultivo
Folíolo	82,54 ± 2,31 a	73,77 ± 7,6 a	61,69 ± 5,04 b
Cacho de fruto vazio	81,64 ± 4,54 a	75,30 ± 3,45 ab	64,99 ± 5,67 b
Ráquis	60,80 ± 3,3 a	64,72 ± 2,22 a	58,75 ± 3,38 a
Pecíolo	53,09 ± 4,23 a	54,24 ± 5,15 a	54,89 ± 3,42 a

Tabela 3 – Perda de massa dos resíduos de palma de óleo nos sistemas agroflorestais e no monocultivo após 240 dias. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo. Dados são média ± erro padrão ($n = 4$). Na mesma linha, os valores com a mesma letra não são significativamente diferentes entre si considerando o nível de significância de 5% do teste de Fisher (LSD).

A perda de massa dos resíduos CFV também foi significativamente influenciada pelos sistemas de cultivo ($P < 0,05$); no SAF-B a perda de massa foi 15% maior que no MONO, após 8 meses (Figura 4B). Neste mesmo período, a perda de massa do CFV nos sistemas SAF-A e MONO não apresentou diferença significativa. Semelhante ao FOL, o CFV apresentou diminuição rápida de massa seca; em 3 meses perdeu mais de 50% da massa original. Entretanto, nos últimos meses a decomposição de CFV ocorreu mais lentamente, principalmente no MONO. Após 8 meses de avaliação, o CFV havia perdido cerca de 80% a 65% do peso inicial. Resultados semelhantes a esses foram encontrados por LIM e ZAHARAH (2000), que relataram diminuição rápida de matéria seca nos três meses iniciais (50% da massa original), seguida uma lentamente diminuição até cerca de sete a oito meses.

O fato da perda de massa dos resíduos FOL e CFV ter sido maior no SAF mais biodiversificado pode estar relacionado com a abundância de serapilheira desse sistema. Em um estudo desenvolvido na Amazônia central, foi constatado um forte efeito da quantidade de serapilheira no número de indivíduos de macrofauna, indicando que quanto maior a camada de serapilheira maior é a abundância da macrofauna (VOHLAND; SCHROTH, 1999).

A macrofauna, por sua vez, é um dos principais fatores que afetam o processo de decomposição. No monocultivo, a serapilheira é formada apenas pelas folhas de palma de óleo podadas e por algumas espécies espontâneas. Portanto, em comparação com os SAFs é um sistema com baixa produção de serapilheira, onde apenas uma parcela reduzida de macrofauna pode estar encontrando condições de vida adequada.

A perda de massa dos resíduos RAQ e PEC foi menor do que de FOL e CFV em todos os sistemas de cultivo. Até o sexto mês de decomposição, RAQ e PEC apresentaram uma rápida perda de massa, porém, no oitavo mês, houve uma redução na velocidade de perda de massa desses resíduos (Figura 4C e 4D). A degradação de RAQ e PEC ocorre primeiramente na parte interna desses resíduos, a qual é constituída apenas por parênquima mole e feixes vasculares, o que justifica uma decomposição mais rápida nos primeiros meses. Após a decomposição da parte interna, permanecem as camadas externas que, além de serem mais lenhosas, apresentam superfície bastante lisa e cerosa, que dificulta a adesão de água por esses resíduos, dificultando a decomposição (KHALID et al., 2000).

Para a decomposição de 50% da massa seca de RAQ e PEC, foram necessários 6 meses (Figura 4C e 4D). Aos 8 meses de decomposição, a massa remanescente de RAQ e PEC ainda era superior a 35% e 45%, respectivamente, em todos os sistemas. Na pesquisa desenvolvida por MORADI et al. (2014), a massa remanescente do ráquis da palma de óleo, após 8 meses, foi ainda maior que a deste estudo. A diferença na massa remanescente dos resíduos RAQ e PEC em relação a FOL e CFV pode estar vinculada às características químicas desses resíduos. Como os resíduos RAQ e PEC possuem as mais altas relações C/N e L/N, a quantidade de N provavelmente restringe o crescimento e a atividade microbiana. Além disso, RAQ e PEC tem a segunda maior concentração de lignina. A lignina é um composto recalcitrante que torna a matéria orgânica resistente ao ataque microbiano (MELILLO et al. 1982), cuja decomposição é 20 vezes mais lenta que açúcares solúveis, aminoácidos e ácidos orgânicos, e 8 vezes mais lenta que a celulose e hemicelulose (MORADI et al., 2014 apud RESHI; TYUB, 2007). Portanto, a menor perda de massa de RAQ e PEC deve estar relacionada com a baixa qualidade desses resíduos.

3.3.3. Taxa de decomposição (*k*) dos resíduos de palma de óleo em sistemas agroflorestais e monocultivo

A taxa de decomposição de FOL e CFV foi estatisticamente maior ($P < 0,05$) nos sistemas agroflorestais que no monocultivo (Tabela 4).

Resíduo	SAF Adubadeira	SAF Biodiverso	Monocultivo
Folíolo	2,38 ± 0,56 Aa	2,56 ± 0,13 Aa	1,33 ± 0,08 Ba
Ráquis	1,47 ± 0,1 Ab	1,34 ± 0,14 Ab	1,4 ± 0,09 Aa
Pecíolo	1,04 ± 0,15 Ac	1,16 ± 0,15 Ab	1,15 ± 0,08 Aa
Cacho de fruto vazio	2,00 ± 0,18 Aab	2,55 ± 0,38 Aa	1,35 ± 0,17 Ba

Tabela 4 - Taxa de decomposição de resíduos de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e monocultivo, localizado no município de Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies

adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

Nas colunas e linhas, diferentes letras, maiúsculas e minúsculas, indicam que as médias diferem entre sistemas e resíduos, respectivamente, com $P < 0,05$ (Teste de Fisher).

A presença de culturas de sombra e espécies arbóreas pode ter criado um microclima particular nos SAFs. Em um estudo desenvolvido por Martius et al. (2004), sistemas de produção com maior fechamento de dossel proporcionaram maior proteção contra as variações e extremos climáticos. Em áreas com dossel fechado há menor irradiação, temperaturas superficiais mais baixas e maior umidade no solo e na serapilheira, conseqüentemente, condições mais favoráveis para os organismos decompositores são encontradas. Portanto, é provável que os sistemas agroflorestais abordados neste estudo tenham promovido um microclima mais favorável ao processo de decomposição. Entretanto, o efeito dos sistemas de cultivo só foi encontrado nos resíduos de maior qualidade, uma vez que, a k do RAQ e PEC não diferiu estatisticamente entre os sistemas (Tabela 4). Nos resíduos RAQ e PEC a qualidade do material parece ser o efeito mais dominante sobre a taxa de decomposição do que a diferença de condições microclimáticas.

No monocultivo, os resíduos não diferiram em relação a k . Nos SAFs, FOL e CFV apresentaram k estatisticamente igual e superior a de RAQ e PEC, com exceção no SAF-A, em que a taxa de decomposição do CFV foi igual ao do RAQ. Provavelmente essa diferença está relacionada com a variação nas concentrações de nutrientes e compostos orgânicos entre esses resíduos, que determina maior ou menor qualidade desses resíduos. Neste estudo, os parâmetros de qualidade que melhor se relacionaram com a taxa de decomposição foram a concentração de N e as relações C/N e L/N em ambos os SAFs (Figura 5). RAQ e PEC, que apresentaram as menores concentrações de N (Figura 5A e 5F) e as mais altas relações C/N (Figura 5B e 5G) e L/N (Figura 5D e 5I), foram os resíduos que tiveram menor k . Esses resultados sugerem que esses parâmetros de qualidade influenciaram significativamente a decomposição de resíduos de palma de óleo nos SAFs.

No monocultivo, a k não diferiu estatisticamente entre os resíduos em nenhum componente de qualidade avaliado. Isso mostra que a qualidade superior de FOL e CFV não foi suficiente para promover diferença na decomposição entre esses resíduos dentro desse sistema. Isto é reforçado pela análise de correlação, que mostra que nenhum elemento de qualidade se correlacionou significativamente com a k . Embora não tenham sido realizadas análises microclimáticas no monocultivo, é provável que as condições ambientais desse sistema possam ter ocasionado efeitos sobre a decomposição dos resíduos.

As taxas de decomposição dos resíduos de palma de óleo encontradas neste estudo foram semelhantes a de café em dois sistemas agroflorestais e em monocultivo (ARELLANO et al., 2004). Assim como neste trabalho, Arellano et al. (2014) identificaram maiores taxas de decomposição nos

SAFs ($k = 2,60$ e $k = 2,79$) do que no monocultivo ($k = 1,41$). Outras culturas de interesse econômico, como cacau ($k = 0,22$) e eucalipto ($k = 0,44$), apresentaram taxa de decomposição significativamente menor do que a de resíduos de palma de óleo apresentadas neste estudo (DAWOE et al., 2010; VIERA et al., 2014).

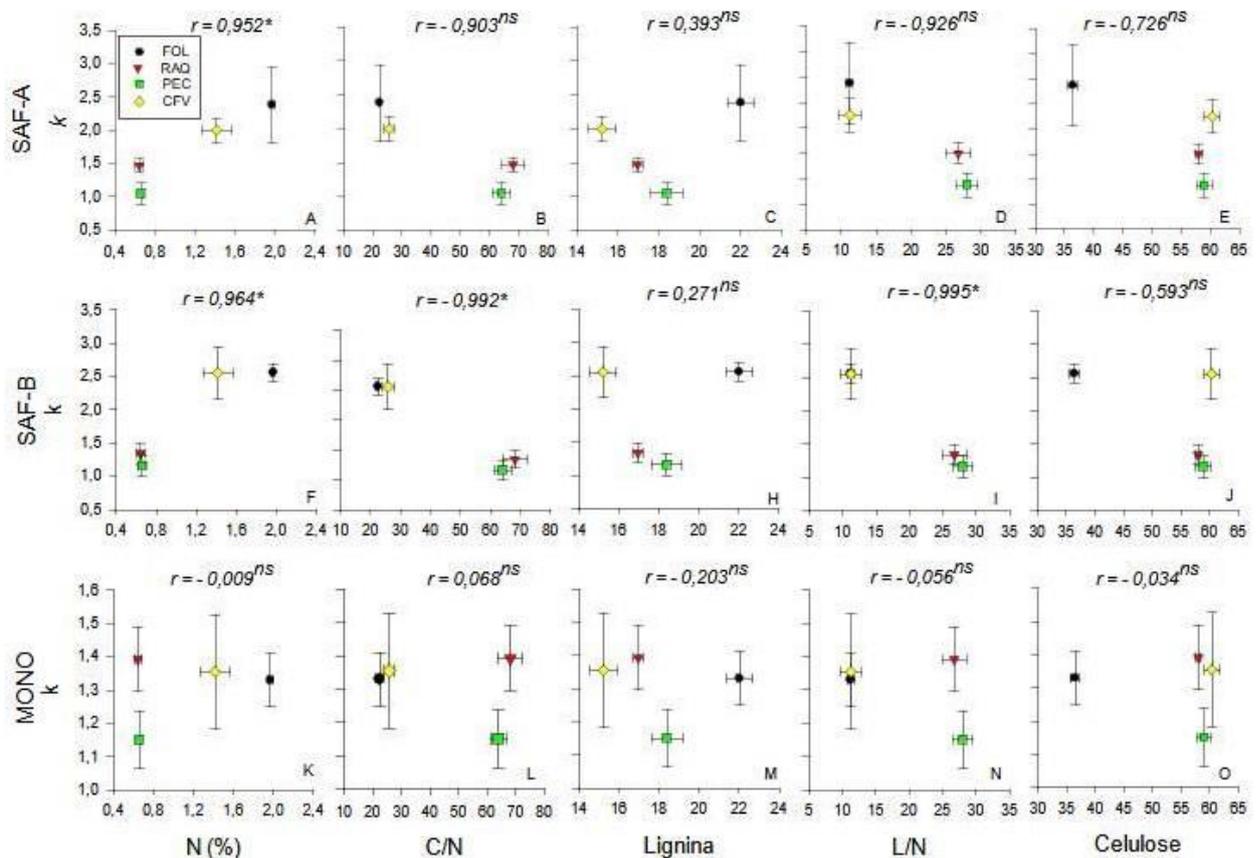


Figura 5 - Relação entre a taxa de decomposição (k) e a qualidade inicial de quatro resíduos de palma de óleo em sistemas agroflorestais e monocultivo de palma de óleo em Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

Cada símbolo representa a média \pm erro do eixo y (barra de erro vertical) e do eixo x (barra de erro horizontal); $N = 12$ para k após 8 meses de decomposição e $N = 4$ para qualidade inicial dos resíduos. *Valor significativo ($P < 0,05$)

^{ns}Valor não significativo

3.3.4. Liberação de carbono dos resíduos de palma de óleo

A liberação de carbono (Figura 6) acompanhou a perda de massa dos resíduos nas diferentes áreas de estudo (Figura 4).

No SAF-A, os resíduos FOL, CFV e RAQ apresentaram liberação mais rápida do que PEC. No SAF-B, FOL foi a material com liberação mais rápida de C e PEC a mais lenta. No monocultivo, o conteúdo de C liberado por FOL e CFV também foi superior ao de RAQ e PEC. A

partir do quarto mês, no SAFs, a liberação de carbono começou a ficar mais lenta para RAQ e PEC, e entre o sexto e oitavo meses, PEC apresentou um aumento de C nos SAFs. Provavelmente, este aumento está relacionado à dificuldade de limpeza dos resíduos, pois o estado avançado de decomposição dificulta a remoção de impurezas, como partículas do solo, por exemplo.

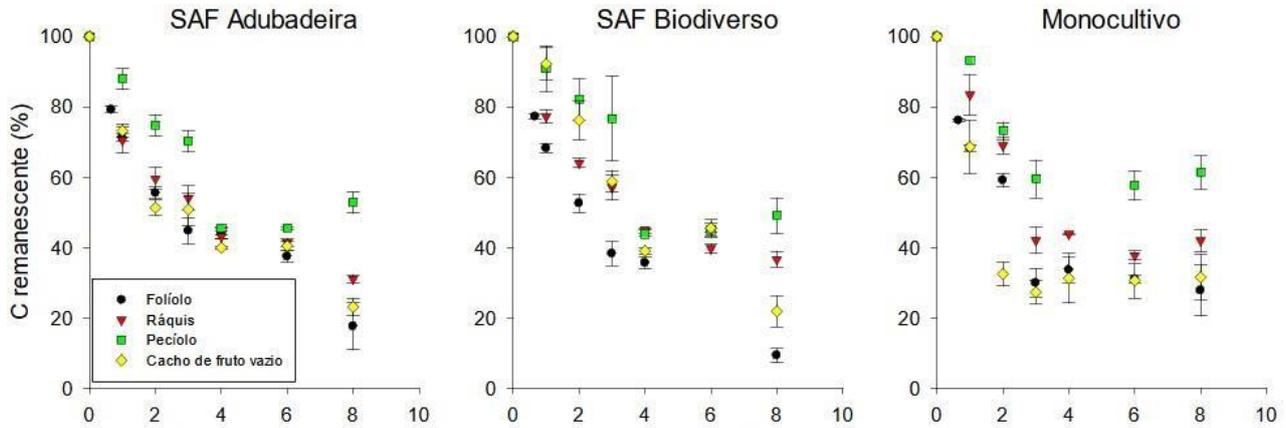


Figura 6 - Carbono remanescente (%) nos resíduos de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF Adubadeira é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF Biodiverso por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

3.3.4. Nitrogênio remanescente nos resíduos de palma de óleo

A liberação de nitrogênio foi maior nos sistemas agroflorestais do que no monocultivo ($P < 0,05$). Após 8 meses de decomposição, os resíduos FOL e CFV apresentaram uma liberação de N superior à de RAQ e PEC em ambos os SAFs (Figura 7).

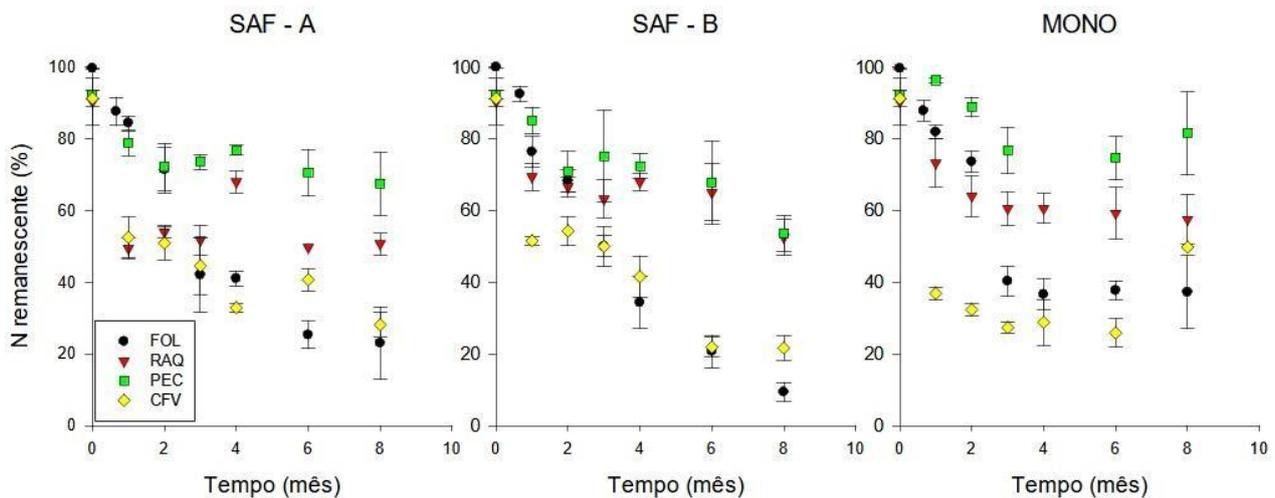


Figura 7 - Nitrogênio remanescente (%) nos resíduos folíolo (FOL), ráquis (RAQ), pecíolo (PEC) e cacho de fruto vazio (CFV) de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF-A é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

A liberação de N de FOL e CFV foi rápida e aproximadamente proporcional à perda de massa seca desses resíduos (Figura 4). Em 3 meses, mais de 50% de N já havia sido liberado por

esses resíduos em todos os sistemas estudados, enquanto que RAQ e PEC, após 6 meses, apresentaram liberação inferior a 50% do conteúdo de N.

Com 8 meses de decomposição, FOL e CFV apresentaram liberação de pelo menos 80% de N nos SAFs, enquanto que, no monocultivo o FOL, material com maior liberação de N, havia liberado 64%. Em um monocultivo na Malásia, a liberação de N do FOL, após 8 meses de decomposição, foi semelhante a deste trabalho (MORADI et al., 2014), mas a liberação dos resíduos RAQ e CFV após o mesmo período foi de apenas 20% e 50%, respectivamente (MORADI et al., 2014), valores consideravelmente menores que o identificado nesta pesquisa. Esses resultados sugerem que, nesta pesquisa, a liberação de N foi mais rápida, inclusive, nos resíduos de menor qualidade e que as condições ambientais dos SAFs podem ter influenciado a liberação de N, haja vista que a maior liberação de N de todos os resíduos ocorreu nos sistemas agroflorestais. Resultados semelhantes aos deste trabalho foram identificados por Khalid et al. (2000), com liberação de N do FOL de 80% e RAQ de 45% aos 8 meses.

No SAF-B, a diferença de liberação de N entre FOL e PEC foi de aproximadamente 45 %. A liberação de N foi significativamente maior em CFV do que em PEC e RAQ. É provável que essa diferença tenha ocorrido em função da qualidade desses resíduos. De fato, as relações iniciais de C/N e L/N se correlacionaram significativamente ($P < 0,05$) com a liberação de N aos 8 meses de decomposição (Figura 8). Os resíduos FOL e CFV, que tiveram as menores relações C/N e L/N, apresentaram a menor porcentagem de N remanescente. Materiais com alta relação C/N tem uma quantidade de N menor e decompõem-se mais lentamente, e, conseqüentemente, a liberação de N por esses materiais é menor (MORADI et al., 2014). Além disso, boa parte do N inicial desses resíduos pode ser incorporado no estoque microbiano, ficando temporariamente imobilizado (KHALID et al., 2000).

No SAF-B, o FOL apresentou liberação contínua de N (Figura 7), ainda assim, durante os primeiros três meses a concentração de N nesse material aumentou (Figura 9A). O CFV apresentou elevada perda de N no primeiro mês de decomposição, e manteve uma alta velocidade de liberação de N até o quarto mês em todos os sistemas (Figura 7).

Mesmo com a liberação de N dos resíduos em todos os sistemas (Figura 7), houve um acúmulo de N no início do processo de decomposição (Figura 9). Esse acúmulo já foi identificado em outros trabalhos e este ganho de N pode estar associado a transferência de N do solo aos decompositores dos resíduos, contribuindo com a imobilização de N nos resíduos estudados neste trabalho (MAGID et al., 2006). Além disso, considerando que os *litterbags* estão alocados ao lado de pilhas, as quais são constituídas de folhas de palma de óleo (no caso dos SAFs as pilhas são constituídas com outras espécies, que passam por podas regulares nas áreas) em diferentes estágios

de decomposição, é possível que estes resíduos sejam uma fonte rica de N e que também podem estar contribuindo com a translocação de N para os resíduos estudados. O aumento da concentração de N na fase inicial de decomposição também pode estar sendo influenciado pela perda de massa. Em estudo desenvolvido por BERG E STAAF (1981) foi encontrada correlação positiva ($r = 0,984$; $P < 0,01$) entre a perda de massa seca e a captação de N durante a fase de acumulação. O aumento da colonização e atividade microbiana leva a liberação de energia e massa, bem como incrementa o teor de N no material vegetal.

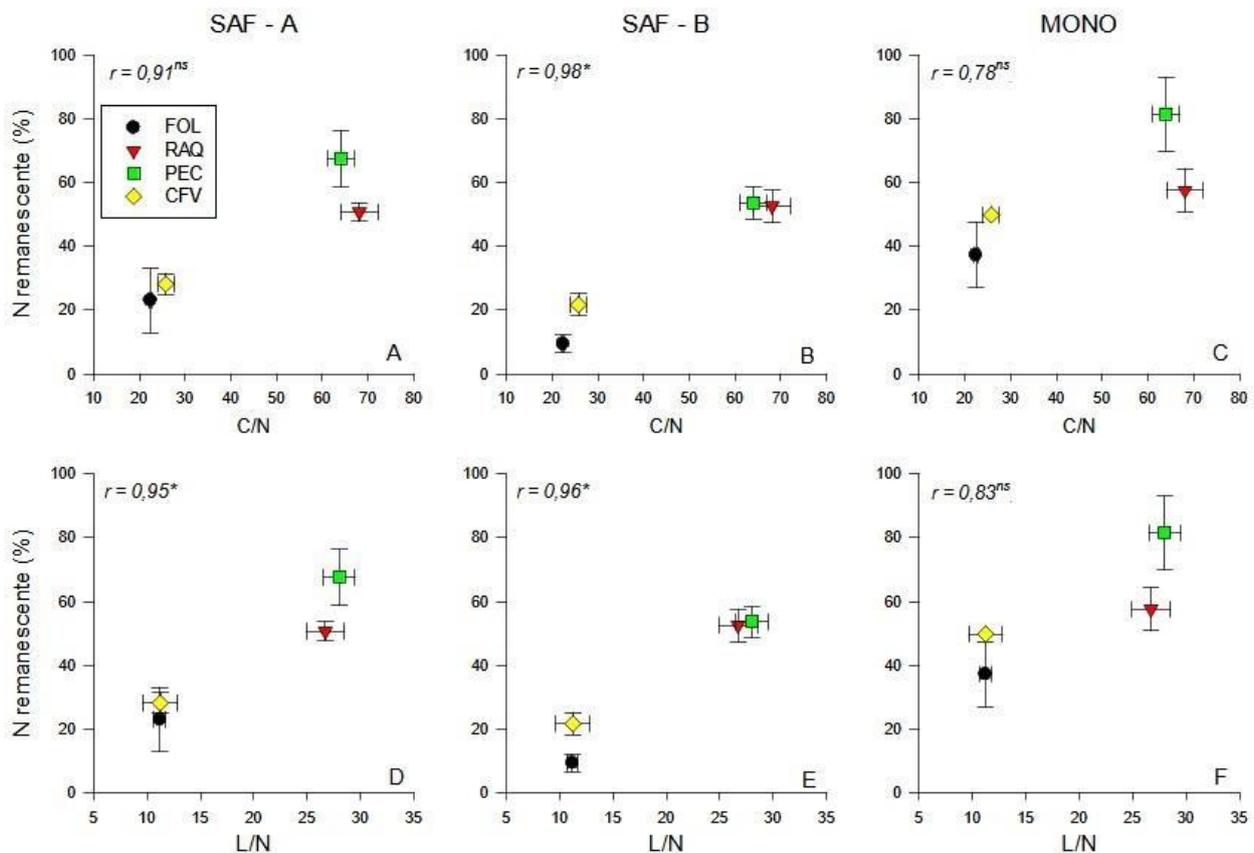


Figura 8 - Relação entre o N remanescente (%) e as relações C/N e L/N dos resíduos folíolo (FOL), râquis (RAQ), pecíolo (PEC) e cacho de fruto vazio (CFV) de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, ambos localizados em Tomé-Açu, PA. O SAF-A é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo. Cada símbolo representa a média \pm DP do eixo y (barra de erro vertical) e eixo x (barra de erro horizontal); N = 4 para k e N = 4 para qualidade dos resíduos.

Já RAQ e PEC, durante o período estudado, apresentaram liberação lenta de N. A concentração de nitrogênio nesses dois resíduos pouco variou, com exceção do RAQ nos SAFs, que após o quarto mês apresentou um aumento abrupto na concentração de N (Figura 9A e 9B). A concentração de lignina de RAQ e PEC, pode favorecer o aumento da concentração de N, uma vez que, o N mineralizado durante a decomposição pode ficar aderido à lignina (BERG; STAAF, 1981). Em um estudo de decomposição (BERG; STAAF, 1981), foi encontrada relação linear ($r = 0,898$, P

< 0,001) entre o aumento total de nitrogênio e o aumento de nitrogênio na lignina durante a fase de acumulação de N, em que a quantidade de N encontrada na lignina correspondia aproximadamente à quantidade total imobilizada no material vegetal. Existem alguns dados da literatura que sugerem que os produtos de lignina servem como um reservatório para o nitrogênio acumulado (BERG; STAAF, 1981). Considerando que todos os resíduos apresentaram incremento na concentração de N durante os primeiros meses de decomposição e que a concentração de lignina entre os resíduos não foi tão diferente (FOL, 22%; RAQ, 17%; PEC, 18% e CFV, 15%), é provável que este componente químico possa ter contribuído para o acúmulo de N neste estudo.

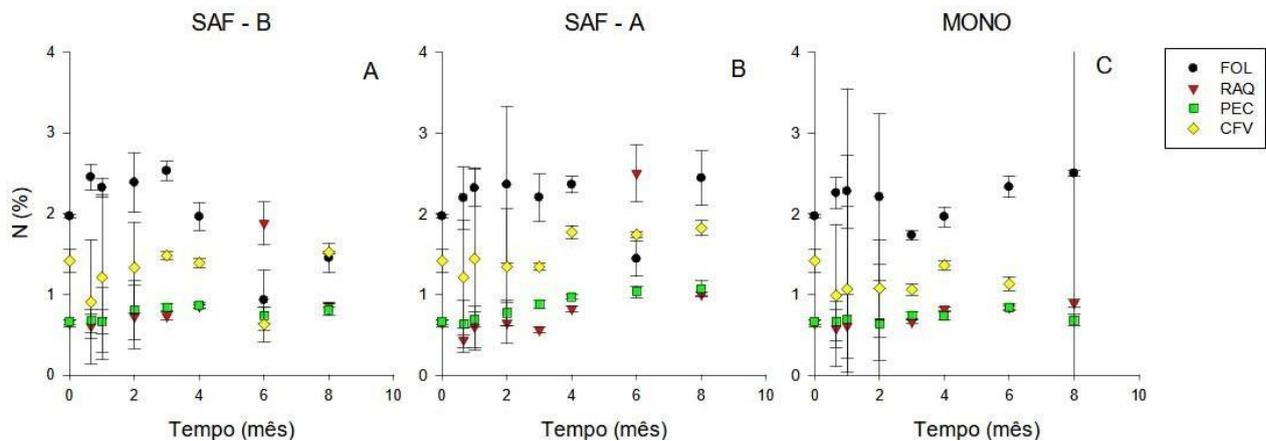


Figura 9 - Mudanças na concentração de nitrogênio (%) ao longo da decomposição dos resíduos de palma de óleo em dois sistemas agroflorestais e monocultivo de palma de óleo em Tomé-Açu, PA. O SAF-A é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

No SAF-A, os resíduos CFV e FOL apresentaram liberação de N progressiva ao longo dos meses. Entretanto, a concentração de N desses resíduos aumentou (Figura 9B). PEC foi a material com liberação mais lenta de N, e, conseqüentemente, apresentou um aumento na concentração de N (Figura 9). RAQ apresentou liberação de N mais rápida que PEC durante todo período de decomposição, com um ganho pontual de N no quarto mês. É provável que a baixa concentração de N de RAQ e PEC tenham limitado a ação dos microrganismos, que, por sua vez, podem ter recorrido ao uso de N do solo ou de outros resíduos vegetais para decompor esses resíduos, resultando em uma imobilização líquida (ganho) de N nas mesmas (MORADI et al., 2014).

No monocultivo, a liberação de N do material FOL foi estatisticamente semelhante a de CFV e RAQ (Figura 7). Após o primeiro mês de decomposição, a material CFV apresentou uma liberação considerável de N, 15% maior que a encontrada nos SAFs. Em todos os resíduos, a liberação de N foi mais rápida nos primeiros 3 meses, quando o CFV havia liberado mais de 70% de N em comparação com PEC (20%). Após 6 meses de decomposição, CFV e FOL apresentaram liberação de N estatisticamente igual, liberando aproximadamente 45% de N a mais que PEC. RAQ

apresentou liberação de N intermediária entre esses resíduos. Com 3 meses, o teor de N dos resíduos no monocultivo permaneceu relativamente estável até o sexto mês avaliado. A concentração de N nos resíduos RAQ, PEC e CFV variou bem pouco, mostrando certa imobilização de nitrogênio no decorrer da decomposição.

Um resultado muito interessante foi observado no primeiro mês, quando CFV e FOL apresentaram uma liberação de N ligeiramente elevada em todos os sistemas estudados. Esses resultados sugerem que esses resíduos têm capacidade de liberar quantidades significativas de N em curto prazo. Portanto, se esses resíduos forem bem manejados, podem ser introduzidos nas áreas de cultivo em um momento estratégico para favorecer a produção da palma de óleo.

Entre os resíduos gerados durante o ciclo da palma de óleo, folíolos e CFV são os que contribuem em maior quantidade e velocidade com a disponibilização de N ao solo, independentemente do tipo de sistema de cultivo (Tabela 5). Entretanto, todos os resíduos liberaram mais N nos SAFs do que no monocultivo aos 8 meses de decomposição. Esses resultados sugerem que esses sistemas são mais eficientes na liberação de N dos resíduos de palma de óleo que o sistema convencional.

Atualmente, a palma de óleo ainda é altamente dependente de fertilizantes, principalmente na região Norte, cujos solos são naturalmente de baixa fertilidade. Franzini et al. (2017) apresentaram um histórico de adubação de N na palma de óleo em monocultura, em Tailândia, Pará. Entre os anos de 2013 a 2015, foram adicionados, em média, cerca de 38 kg ha^{-1} de N. Considerando que o total de N presente em uma folha de palma de óleo podada é de aproximadamente $0,028 \text{ kg}$ (Tabela 5), e que geralmente são podadas no mínimo 10 folhas por planta, temos que cada planta, ao ser podada, tem o potencial de disponibilizar cerca de $0,28 \text{ kg}$ de N. Como em cada hectare de SAF há 99 plantas, então as folhas podadas podem disponibilizar cerca de 28 kg de N por ha. Portanto, o aporte de N via poda das folhas corresponde a aproximadamente 75% da quantidade aplicada via adubação. Logo, os resíduos de palma de óleo são uma fonte potencial de N, com capacidade de suprir grande parte da demanda nutricional da cultura do dendê. Além das folhas podadas, CFV também são introduzidos nas áreas para fins de adubação. Conforme este estudo, uma unidade de CFV possui mais N do que uma folha de palma de óleo podada. Além disso, a liberação de N nos CFV é rápida durante os primeiros meses de decomposição, indicando que esse material também contribui consideravelmente com a nutrição da palma, tornando ainda menor a necessidade de adquirir adubos.

Resíduo	Total de N (g)*	Liberação de nitrogênio (g kg ⁻¹)					
		SAF Biodiverso		SAF Adubadeira		Monocultivo	
		3° mês	8° mês	3° mês	8° mês	3° mês	8° mês
Folíolo	18,18	9,08	16,47	10,53	13,99	10,85	11,41
Ráquis	5,03	1,85	2,39	2,43	2,48	1,98	2,14
Pecíolo	5,37	1,33	2,49	1,42	1,74	1,25	1,00
Total	28,58	12,26	21,35	14,38	18,21	14,08	14,55
Cacho de fruto vazio	27,17	13,58	21,28	15,07	19,52	19,74	13,65

Tabela 5 - Liberação de nitrogênio dos resíduos de palma de óleo, folíolo (FOL), ráquis (RAQ), pecíolo (PEC) e cacho de fruto vazio (CFV) após o terceiro e oitavo mês de decomposição, em dois sistemas agroflorestais e em um monocultivo de palma de óleo, ambos localizados no município de Tomé-Açu, PA. O SAF-A é composto por espécies adubadeiras e palma de óleo e o SAF-B por espécies arbóreas, frutíferas, adubadeiras e palma de óleo.

*Representa, aproximadamente, o total de N (g) existente em cada material que constitui uma folha de palma de óleo e em uma unidade de CFV.

3.4 CONCLUSÃO

Os sistemas agroflorestais favorecem a perda de massa, a decomposição e a liberação de nitrogênio dos resíduos FOL e CFV em relação ao monocultivo. O folíolo e o cacho de frutos vazios foram classificados como os resíduos de maior qualidade devido a maior concentração de nitrogênio e baixas relações C/N e L/N. As altas taxas de decomposição e liberação de N sugerem que estes resíduos podem ser usados para suprir boa parte da necessidade nutricional de N em curto e médio prazos na cultura do dendê. Além disso, a decomposição de resíduos de dendê é favorecida quando cultivado em SAFs em relação ao monocultivo.

Os resíduos RAQ e PEC tendem a liberar nitrogênio mais lentamente, podendo contribuir com o suprimento desse elemento a longo prazo. Além disso, esses resíduos, que possuem taxa de decomposição mais lentas, permanecem mais tempo no solo, servindo como cobertura morta. Portanto, se os resíduos da folha de palma de óleo e o CFV forem bem manejados, podem ser introduzidos nas áreas de cultivo em momentos estratégicos que favoreçam a produção da palma de óleo.

REFERÊNCIAS

- ABER, J.D., MELILLO, J. M. **Terrestrial Ecosystems**. Saunders College Publishing, p. 200-205, 1991.
- AERTS, R. **Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship**. *Oikos*, v. 79, n. 3, p. 439, 1997.
- ANDERSON, J. M.; J. S. I. INGRAM. **Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods**. 2nd edition. CAB International, Wallingford, UK, 1993.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. **Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos**. *Agroecologia*, v. 24, n. 220, p. 55–63, 2003.
- AZHAR, B. et al. **Effects of monoculture and polyculture practices in oil palm smallholdings on tropical farmland birds**. *Basic and Applied Ecology*, v. 15, n. 4, p. 336–346, 2014.
- BAKAR, R. A. et al. **Effects of ten year application of empty fruit bunches in an oil palm plantation on soil chemical properties**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 89, n. 3, p. 341–349, abr. 2011.
- BARCELOS, E. et al. **Oil palm natural diversity and the potential for yield improvement**. *Frontiers in Plant Science*, v. 6, n. MAR, p. 1–16, 27 mar. 2015.
- BASIRON, Y. **Palm oil production through sustainable plantations**. *European Journal of Lipid Science and Technology*, v. 109, n. 4, p. 289–295, 2007.
- BERG, B.; STAAF, H. **LEACHING, ACCUMULATION AND RELEASE OF NITROGEN IN DECOMPOSING FOREST LITTER**. *Ecological Bulletins*, No. 33, ECOLOGICAL BULLETINS NO. 33: Terrestrial Nitrogen Cycles: Processes, Ecosystem Strategies and Management Impacts, n. 33, p. 163–178, 1981.
- BRADFORD, M. A. et al. **Understanding the dominant controls on litter decomposition**. *Journal of Ecology*, v. 104, n. 1, p. 229–238, jan. 2016.
- BRIENZA JÚNIOR, S. et al. **Sistemas agroflorestais na Amazônia Brasileira: análise de 25 anos de pesquisas**. *Pesquisa Florestal Brasileira*, n. 60, p. 67–76, 2010.
- BUTLER, R. A.; LAURANCE, W. F. **Is oil palm the next emerging threat to the Amazon?** *Tropical Conservation Science*, v. 2, n. 1, p. 1–10, 2009.
- CAMARGO, G. M. et al. **Sistemas agroflorestais biodiversos: uma alternativa para pequenas propriedades rurais**. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, v. 15, n. 1, p. 34–46, 2019.
- CAMPANHA, M. M. et al. **Análise comparativa das características da serrapilheira e do solo em cafezais (*Coffea arabica* L.) cultivados em sistema agroflorestal e em monocultura, na zona da mata MG**. *Revista Árvore*, v. 31, n. 5, p. 805–812, 2007.
- CARVALHO, R.; GOEDERT, W. J.; ARMANDO, M. S. **Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 39, n. 11, p. 1153–1155, 2004.
- CARVALHO, W. R. et al. **Short-term changes in the soil carbon stocks of young oil palm- based agroforestry systems in the eastern Amazon**. *Agroforestry Systems*, v. 88, n. 2, p. 357– 368, 2014.

- CASTRO, A. P. et al. **Os sistemas agroflorestais como alternativa de sustentabilidade em ecossistemas de várzea no Amazonas**. *Acta Amazonica*, v. 39, n. 2, p. 279–288, 2009.
- CASTRO, A. S.; ANDRADE, D. C. **O custo econômico do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira (1988-2014)**. *Perspectiva Econômica*, v. 12, n. 1, p. 1–15, 10 fev. 2016.
- CISSÉ, M.; TRAORÉ, S.; BATIONO, B. A. **Decomposition and nutrient release from the mixed leaf litter of three agroforestry species in the Sudanian zone of West Africa**. *SN Appl. Sci.* 3, 273 (2021). <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04242-y>
- CLARK, M.; TILMAN, D. **Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice**. *Environmental Research Letters*, v. 12, n. 6, 2017.
- COBO, J. G. et al. **Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem**. *Plant and Soil*, v. 240, n. 2, p. 331–342, 2002.
- CORLEY, R. H. V. **Potential productivity of tropical perennial crops**. *Experimental Agriculture*, v. 19, n. 3, p. 217–237, 1983.
- CORLEY, R. H. .; TINKER, P. B. **The oil palm**. C. W. S. HARTLEY, 2nd ed. London: Longmans, pp. 824, n. 25. *Experimental Agriculture*, v. 14, n. 4, p. 1–562, 1977.
- CHRYSARGYRIS, A.; PANAYIOTOU, C.; TZORTZAKIS, N. **Nitrogen and phosphorus levels affected plant growth, essential oil composition and antioxidant status of lavender plant (*Lavandula angustifolia* Mill.)**. *Industrial Crops and Products*, v. 83, p. 577–586, 2016.
- DAWOE, E. K.; ISAAC, M. E.; QUASHIE-SAM, J. **Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana**. *Plant and Soil*, v. 330, n. 1, p. 55–64, 2010.
- DISLICH, C. et al. **A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system**. *Biological Reviews*, v. 92, n. 3, p. 1539–1569, 2017.
- FARGIONE, J. et al. **Land clearing and the biofuel carbon debt**. *Science*, v. 319, n. 5867, p. 1235–1238, 2008.
- FAYLE, T. M. et al. **Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter**. *Basic and Applied Ecology*, v. 11, n. 4, p. 337–345, 2010.
- FITZHERBERT, E. B. et al. **How will oil palm expansion affect biodiversity?**. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 23, n. 10, p. 538–545, 2008.
- FURLAN JÚNIOR, J. **Dendê: manejo e uso dos subprodutos e dos materiais**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 38 p. Documentos, 246.
- FURUMO, P. R.; AIDE, T. M. **Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: land use change and trade**. *Environmental Research Letters*, v. 12, n. 2, p. 12, 2017.
- GARCIA, B. N. R.; VIEIRA, T. A.; OLIVEIRA, F. A. **Tree and shrub diversity in agroforestry homegardens in rural community in Eastern Amazon**. *Floresta*, v. 47, n. 4, p. 543–552, 2017.
- Global Biodiversity Outlook. **Global biodiversity outlook 3**. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Disponível em: <<http://gbo3.cbd.int/>>.

- GUILLAUME, T.; DAMRIS, M.; KUZYAKOV, Y. **Losses of soil carbon by converting tropical forest to plantations: erosion and decomposition estimated by $\delta^{13}\text{C}$** . *Global Change Biology*, v. 21, n. 9, p. 3548–3560, 2015.
- GUO, J. et al. **Decomposition of tree leaf litter and crop residues from ginkgo agroforestry systems in Eastern China: an in situ study**. *Journal of Soils and Sediments*, v. 18, n. 4, p. 1424–1431, 2018.
- HARTEMINK, A E. **Erosion: Perennial Crop Plantations**. In: *Encyclopedia of Soil Science*. CRC Press, 2017. p. 819-822.
- HÄTTENSCHWILER, S.; VITOUSEK, P. M. **The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling**. *Trends in ecology & evolution*, v. 15, n. 6, p. 238-243, 2000.
- HOWARD, P. J. A.; HOWARD, D. M. **Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. 1. Weight loss and chemical composition of decomposing litter**. *Oikos*, p. 341-352, 1974.
- IMMERZEEL, D. J. et al. **Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review**. *Gcb Bioenergy*, v. 6, n. 3, p. 183-209, 2014.
- ISAAC, S. R.; NAIR, M. A. **Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India**. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, n. 9, p. 1656–1664, 2005.
- KATO, O. R.; VASCONCELOS, S. S.; CAPELA, C. J.; MIRANDA, I. S.; LEMOS, W. P.; MAUÉS, M. M.; AZEVEDO, R.; CASTELLANI, D. C.; THOM, G. **Projeto Dendê em Sistemas Agroflorestais na Agricultura Familiar**. *Congresso Brasileiro De Sistemas Agroflorestais*, v. 8, n. 1, p. 7, 2011.
- KHALID, H.; ZIN, Z. Z.; ANDERSON, J. M. **Decomposition processes and nutrient release patterns of oil palm residues**. *Journal of oil palm research*, v. 12, n. 1, p. 46–63, 2000.
- KIM, Patrick S. et al. **Sensitivity of population smoke exposure to fire locations in Equatorial Asia**. *Atmospheric Environment*, v. 102, p. 11-17, 2015.
- KOH, Lian Pin; WILCOVE, David S. **Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity?**. *Conservation letters*, v. 1, n. 2, p. 60-64, 2008.
- KOH, L. P. et al. **Remotely sensed evidence of tropical peatland conversion to oil palm**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 12, p. 5127–5132, 2011.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. **Litter decomposition in forest ecosystems: a review**. *Energy, Ecology and Environment*, v. 2, n. 4, p. 236–249, 2017.
- KURZ-BESSON, C. et al. **A comparison of litterbag and direct observation methods of Scots pine needle decomposition measurement**. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, n. 12, p. 2315–2318, 2005.
- LAL, R. **Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability**. *Soil and Tillage Research*, v. 27, n. 1–4, p. 1–8, out. 1993.

- LORD, S.; CLAY, J. **Environmental impacts of oil palm—practical considerations in defining sustainability for impacts on the air, land and water.** In: International planters conference on higher productivity and efficient practices for sustainable agriculture. Putrajaya: The Incorporated Society of Planters, p. 26-28, 2006.
- LIM, K.; ZAHARAH, A. R. **Decomposition and N & K Release By Oil Palm Empty Fruit Bunches Applied Under Mature Palms.** Journal of Oil Palm Research, v. 12, n. 2, p. 55–62, 2000.
- MARGONO, B. A. et al. **Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012.** Nature Climate Change, v. 4, n. 8, p. 730–735, 2014.
- MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. **Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics.** Ecology, v. 63, n. 3, p. 621–626, 1982.
- MARTIUS, C. et al. **Microclimate in agroforestry systems in central Amazonia: Does canopy closure matter to soil organisms?** Agroforestry Systems, v. 60, n. 3, p. 291–304, 2004.
- MEENTEMEYER, V. **Macroclimate the lignin control of litter decomposition rates.** The Ecological Society of America, v. 59, n. 3, p. 465–472, 1978.
- MORADI, A. et al. **Decomposition and nutrient release temporal pattern of oil palm residues.** Annals of Applied Biology, v. 164, n. 2, p. 208–219, 2014.
- MÜLLER, A. A.; FURLAN JÚNIOR, J.; CELESTINO FILHO, P. **A Embrapa Amazônia Oriental e o agronegócio do dendê no Pará.** 2006. 67 p. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 257.
- MULLER, M. W.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BRANDÃO, I. C. S. F. L.; SERÔDIO, M. H. C. F. (Ed.). **Sistemas agroflorestais, tendência da agricultura ecológica nos trópicos: sustento da vida e sustento de vida.** Ilhéus, BA: SBSA, 2004. 292 p.
- NAHUM, J. S.; SANTOS, C. B. D. **A dendeicultura na Amazônia paraense.** GEOUSP: Espaço e Tempo (Online), v. 20, n. 2, p. 281, 2016.
- NAIR, P. K. R. **An Introduction to Agroforestry.** Kluwer Academic Publishers. v. 23, p. 499, 1993.
- Nair, P.K.R. **Agroforestry Systems in the Tropics.** Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 1989.
- O'CONNELL, A. M. **Nutrient dynamics in decomposing litter in karri (Eucalyptus diversicolor F. Muell.) forests of south-western Australia.** The Journal of Ecology, v. 76, p. 1186-1203, 1988.
- OLSON, J. S. **Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems** Author (s): Jerry S . Olson Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1932179> Your use of the JSTOR archive indicates your acce. America, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.
- OLSON, J. S. **Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems.** Ecology, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

- PEI, G. et al. **Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem.** *Forest ecology and management*, v. 440, p. 61-69, 2019.
- PETIT-ALDANA, J. et al. **Litter decomposition process in coffee agroforestry systems.** *Journal of forest and environmental science*, v. 35, n. 2, p. 121-139, 2019.
- PIGNATI, W. A. et al. **Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde.** *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 22, n. 10, p. 3281–3293, out. 2017.
- PINTO, H. C. A. et al. **Decomposição da serapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* e *Eucalyptus urophylla* no sudoeste da bahia.** *Ciencia Florestal*, v. 26, n. 4, p. 1141–1153, 2016.
- POKU, K. **Small-scale palm oil processing in africa.** *Fao Agricultural Services Bulletin* 148, p. 148, 2002.
- RAMOS, H. M. N. et al. **Above-and belowground carbon stocks of two organic, agroforestry-based oil palm production systems in eastern Amazonia.** *Agroforestry systems*, v. 92, n. 2, p. 221-237, 2018.
- RESHI, Z.; TYUB, S. **Detritus and decomposition in ecosystems.** New India Publishing, 2007.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A. **Decomposition and soil organic matter dynamics. In: Methods in ecosystem science.** Springer, New York, NY, p. 104-116, 2000.
- ROCHA, G. P. et al. **Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no cerrado de Minas Gerais.** *Ciencia Rural*, v. 44, n. 7, p. 1197–1203, 2014.
- ROMERO, M. et al. **Promoting biodiversity enrichment in smallholder oil palm monocultures – Experimental evidence from Indonesia.** *World Development*, v. 124, p. 104638, dez. 2019.
- SAHAT, S.; YUSOP, Z.; ASKARI, M.; ZIEGLER, A. D. **Estimation of soil erosion rates in oil palm plantation with different land cover.** *Soft Soil Engineering International Conference 2015*, v. 136, n. 1, p. 9, 2016.
- SANCHEZ, P. A. *Science in agroforestry.* *Agroforestry Systems*, v. 30, n. 1–2, p. 5–55, 1995.
- SANTANA, J. A. D. S.; SOUTO, J. S. **Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil.** *Idesia*, v. 29, n. 2, p. 87–94, 2011.
- SANTIAGO, W. R. et al. **Nitrogênio mineral e microbiano do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental.** *Acta Amazonica*, v. 43, n. 4, p. 395–405, 2013.
- SANTOS, M. J. C.; PAIVA, S. N. **Os sistemas agroflorestais como alternativa econômica em pequenas propriedades.** *Ciência Florestal*, v. 12, n. 1, p. 135–141, 2002.
- SAVCI, S. **An Agricultural pollutant: chemical fertilizer.** *International Journal of Environmental Science and Development*, v. 3, n. 1, p. 73–80, 2012.
- SELLE, G. L. **Nutrient cycling in forest ecosystems (Portuguese).** *Bioscience Journal*, v. 23, n. 4, p. 29–39, 2007.

SINGH, R. P. et al. **Composting of waste from palm oil mill: a sustainable waste management practice.** *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 9, n. 4, p. 331–344, 2010.

TAO, H. H. et al. **Long-term crop residue application maintains oil palm yield and temporal stability of production.** *Agronomy for Sustainable Development*, v. 37, n. 4, p. 33, 2017.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo.** Ed. 3, p. 577, 2017.

VESTERDAL, L. **Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce.** *Canadian Journal of Forest Research*, v. 29, n. 1, p. 95–105, 1999.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F. **Disponibilização de nutrientes via decomposição da serapilheira foliar em um plantio de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulus*.** *Floresta e Ambiente*, v. 21, n. 3, p. 307–315, 1 ago. 2014.

VILLELA, A. A. et al. **Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon.** *Biomass and Bioenergy*, v. 67, p. 270–278, 2014.

VITOUSEK, P. M. et al. **Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences.** *Ecological applications*, v. 7, n. 3, p. 737-750, 1997.

VITOUSEK, P. M. et al. **Nutrient imbalances in agricultural development.** *Science*, v. 324, n. 5934, p. 1519–1520, 2009.

VOHLAND, K.; SCHROTH, G. **Distribution patterns of the litter macrofauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management.** *Applied Soil Ecology*, v. 13, n. 1, p. 57–68, set. 1999.

WANG, X. et al. **Responses of litter decomposition and nutrient release rate to water and nitrogen addition differed among three plant species dominated in a semi-arid grassland.** *Plant and Soil*, v. 418, n. 1–2, p. 241–253, 29 set. 2017.

