

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

DOUGLAS MONTEIRO CAVALCANTE

**PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS EM
AMBIENTE SEMIÁRIDO**

**RECIFE
2018**

Douglas Monteiro Cavalcante
Engenheiro Agrônomo

Processos de decomposição de resíduos vegetais em ambiente semiárido

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural
de Pernambuco, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo

Orientador: Prof. Dr. José Ramon Barros Cantalice
Coorientadores: Prof. Dr. Géber Barbosa de
Albuquerque Moura
Prof. Dr. Newton Pereira
Stamford

**Recife
2018**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

C376p Cavalcante, Douglas Monteiro
Processos de decomposição de resíduos vegetais em ambiente semiárido /
Douglas Monteiro Cavalcante. – 2018.
117 f. : il.

Orientador: José Ramon Barros Cantalice.
Coorientador: Géber Barbosa de Albuquerque Moura; Newton Pereira Stamford.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, BR-PE, 2018.
Inclui referências, anexos e apêndices.

| 1. Solos - Manejo 2. Matéria orgânica - Biodegradação 3. Resíduos vegetais 4.
Solo e clima 5. Regiões áridas 6. Mudanças climáticas 7. Solos - Teor de nitrogênio
I. Cantalice, José Ramon Barros, orient. II. Moura, Géber Barbosa de Albuquerque,
coorient. III. Stamford, Newton Pereira, coorient. IV. Título

CDD 631.4

DOUGLAS MONTEIRO CAVALCANTE

Processos de decomposição de resíduos vegetais em ambiente semiárido

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Aprovada em 20 de Agosto de 2018

Prof. Dr. José Ramon Barros Cantalice
Presidente da banca e Orientador
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando José Freire
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dra. Izabel Cristina de Luna Galindo
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Valdemir de Paula e Silva Júnior
Instituto Federal/Afogados da Ingazeira/PE

Dedico

A Deus.

A Maria Santíssima, Mãe de Nosso Senhor Jesus Cristo.

Ao meu avô Isaac José Costa Monteiro (in memoriam).

Aos Nordestinos da região Semiárida do Brasil.

*A todas as pessoas que contribuíram na minha formação pessoal e profissional,
especialmente aqueles que estiveram ao meu lado nos momentos mais difíceis.*

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Departamento de Solos, pela oportunidade concedida para a realização do curso de Doutorado.

A CAPES por financiar meu estudo e trabalho de pesquisa no Brasil e no estágio sanduíche no exterior.

Ao Prof. Dr. José Ramon Cantalice, responsável pelo Laboratório de Engenharia da Conservação do Solo e da Água, pela amizade, confiança, companheirismo e ensinamentos que me proporcionaram chegar a lugares distantes.

A dona Helena, esposa do Professor Ramon, sempre atenciosa e cuidadosa desde minha entrada como estagiário.

A minha avó Maria Alves, pela ajuda na confecção dos litterbags.

A Maria Tatiane, minha companheira em todos os momentos.

Aos coorientadores, Professores Géber Barbosa de Albuquerque Moura e Newton Pereira Stamford.

Ao Distinto Professor Vijay P. Singh, pela excelente receptividade durante meu estágio na Texas A&M University, College Station, TX.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Fernando José Freire, Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreir, Prof. Dra. Izabel Cristina de Luna Galindo, Prof. Dr. Valdemir de Paula e Silva Júnior.

A todos os funcionários e professores do Departamento de Solos da UFRPE, especialmente a Socorro.

Aos amigos do laboratório: Elves e Junior, que ajudaram em alguma etapa do trabalho.

A todos os outros amigos e colegas não mencionados, que contribuíram de alguma forma e pelo convívio nos estudos.

Por fim, Deus abençoe a todos nós e nos conduza por esse caminho de pedras e espinhos.

Obrigado.

BIOGRAFIA

DOUGLAS MONTEIRO CAVALCANTE, nasceu em 05 de dezembro de 1987, em Paulista, PE.

Em 2001, concluiu o 1º grau na Escola Paroquial Nossa Senhora de Fátima, em Paulista, PE.

Em 2004, concluiu o 2º grau na Escola Estadual Manuel de Bastos Tigre, em Paulista, PE.

Em 2008, concluiu o curso Técnico em Agropecuária pelo Colégio Agrícola Dom Agostinho Ikas – CODAI – UFRPE, São Lourenço da Mata, PE.

Em 2010, concluiu o curso Pós-Técnico em Agropecuária com Especialização em Cana-de-açúcar pelo CODAI – UFRPE, São Lourenço da Mata, PE.

Em 2012, diplomou-se em Engenharia Agrônômica pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

Em 2014, adquiriu o título de Mestre em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG.

Em agosto de 2014, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em nível de Doutorado, na área de concentração em Manejo e Conservação do Solo e da Água, na Universidade Federal Rural de Pernambuco, em Recife, PE, submetendo-se à defesa de tese em agosto de 2018.

*Sub tuum praesidium confugimus, sancta Dei Genetrix,
nostras deprecationes ne despicias in necessitatibus nostris,
sed a periculis cunctis libera nos semper,
Virgo gloriosa et benedicta.
Amen.*

"Sub tuum praesidium"

Processos de decomposição de resíduos vegetais em ambiente semiárido

RESUMO

O clima e qualidade dos resíduos vegetais podem ser os fatores primários dentro do processo de decomposição em ambiente semiárido. Um experimento de curta duração foi conduzido com litterbags para avaliar a perda de massa e dinâmica de nutrientes oriundos da decomposição de resíduos de plantas em superfície, e em subsuperfície na região semiárida de Pernambuco-Brasil nas estações úmida e seca, dessa forma, os dados obtidos de perda de massa, qualidade química dos resíduos e de clima foram usados para: (1) determinar as taxas e o tempo de decomposição de resíduos vegetais de espécies arbóreas em superfície e subperfície, (2) identificar o que controla a rede de distribuição de nitrogênio (N) durante o processo de decomposição, e (3) estimar a importância do clima e qualidade dos resíduos como preditores da taxa de decomposição dentro de modelos de decomposição de curta duração durante as estações úmida e seca. No geral, Baraúna apresentou maior taxa de decomposição ($k = 0,96 \text{ ano}^{-1}$), em comparação a Pereiro ($k = 0,39 \text{ ano}^{-1}$) e Bom Nome ($k = 0,33 \text{ ano}^{-1}$). A taxa de decomposição ($k \text{ ano}^{-1}$) dos resíduos em superfície (0,37 – úmido; 0,28 – seco) foi significativamente maior do que em subsuperfície (0,28 – úmido; 0,19 – seco), o qual, caracterizou rápida taxa de decomposição durante a estação úmida. Depois de 456 dias, a perda de massa dos resíduos em superfície e em subsuperfície foram 42,03 e 26,15%, respectivamente. Entretanto, a perda de massa foi maior na estação seca 45,88 - 32,57% para resíduos em superfície e subsuperfície, respectivamente. A taxa de decomposição de folhas foi maior do que galhos e raízes de Pereiro, Bom Nome e Baraúna, entretanto, Baraúna apresentou o maior teor de N e taxa de decomposição. O maior teor de lignina nas folhas de Pereiro não comprometeu a decomposição. Observou-se que a relação C/N não limitou o processo de decomposição, e grande contribuição das raízes de Pereiro e Bom Nome na liberação de N durante a estação chuvosa. Os melhores preditores da taxa de decomposição foram o índice climático de decomposição (ICD), a precipitação (PM), e o índice de aridez (Ia), refletindo o controle do clima sobre a decomposição. No experimento de curta duração de decomposição de resíduos, os modelos simples não trouxeram informações relevantes, o que direcionou para inclusão de outras variáveis nos modelos. Os melhores modelos por regressão linear múltipla para todo o período experimental incluíram as variáveis em superfície, FDN, Hemi, Cel, N, C/N e ICD; e FDN, Lignina, Lignina/N, Lignina/Cel, C/N e RI em subsuperfície, foram mais úteis para prever k. Os resultados indicam que dentro de possíveis cenários de mudanças climáticas com possibilidades de desertificação, mais rigorosas análises e adição de dados de parâmetros climáticos e de qualidade dos resíduos ao longo do tempo serão requeridos para uma melhor discussão e abordagem de modelagem dos processos de decomposição no ambiente semiárido.

Palavras-chave: Solo - Manejo. Matéria orgânica - Biodegradação. Resíduos vegetais. Solo e clima. Regiões áridas. Mudanças climáticas. Solos – Teor de nitrogênio.

Decomposition processes of vegetal residues in semiarid environment

ABSTRACT

Climate and litter quality may be the primary factors in the decomposition process in the semiarid environment. A short-term litterbag experiment was carried out to evaluate the mass loss, nutrient dynamics of aboveground and belowground litter of plants in the semiarid region of Pernambuco-Brazil in the wet and dry seasons. We used data from the decomposition rate, litter quality and climate to (1) determine different decompositions between aboveground and belowground litters, (2) identify controls on the net nitrogen (N) release during the decomposition process, and (3) determine the sensitivity importance of climate and litter quality as predictors of decomposition rates in short-term decomposition models during wet and dry seasons. In general, Barauna had a higher decomposition rate ($k = 0.96 \text{ yr}^{-1}$) compared to Pereiro ($k = 0.39 \text{ yr}^{-1}$) and Bom Nome ($k = 0.33 \text{ yr}^{-1}$). Decomposition rates (kyr^{-1}) of aboveground (0.37 – wet; 0.28 – dry) were significantly higher than of belowground (0.28 – wet; 0.19 – dry) litters, which characterized faster decomposition during wet season. After 456 days, mass losses of aboveground and belowground litters were 42.03% and 26.15%, respectively. However, the mass loss was the biggest in the dry season 45.88% - 32.57% to the above and belowground litters, respectively. The decomposition rate of leaf was higher than the twigs and roots of Pereiro, Bom Nome and Barauna, however, Barauna had the highest N content and decomposition rate. The higher lignin content in the leaves of Pereiro did not compromise the decomposition. In our study we observed that the C/N ratio did not limit the decomposition process, and a great contribution of the roots of Pereiro and Bom Nome in the N release during the wet season. The best predictors of decomposition rate were the climate decomposition index (CDI), precipitation (MP), and aridity index (Ia). In the short-term litter decomposition, single models did not bring relevant information, then, we interpreted that other variables could be included in the models. The best models for multiple linear regression for the whole experimental period included the variables in aboveground, NDF, Hemi, Cell, N, C/N and ICD; and NDF, Lignin, Lignin/N, Lignin/Cell, C/N and RI in belowground were more useful to predict k. Our results indicated that within possible scenarios of climatic changes with desertification possibilities, more rigorous analyzes and addition of data on climatic parameters and litter quality, over time will be required for a better discussion of the modeling approach of decomposition processes in the semiarid environment.

Keywords: Soil - Management. Organic matter - Biodegradation. Litter. Soil and climate. Dry regions. Climate changes. Soils - Nitrogen content.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - O conceito central de decomposição da matéria orgânica. (a) A regulação da decomposição por interação de três fatores, o ambiente físico-químico (P) e qualidade da fonte (Q) atuando através dos organismos decompositores (O). (b) A cascata de decomposição, com o modulo representado em (a) recorrente como fonte primária é decomposta e redistribuída através da fragmentação, catabolismo e lixiviação (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3). 39
- Figura 2 - Gráfico da Precipitação Acumulada Média Mensal - PAMM, colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Pontos interligados por linha tracejada indicam o Desvio Padrão. 47
- Figura 3 - Média mensal da temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) e radiação incidente (MJ m^{-2}), precipitação (mm), evapotranspiração (mm), representativa da bacia do Jacú, no período de dezembro/2015 - maio/2018. Colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. 48
- Figura 4 - Resíduos das espécies arbóreas da área experimental. a, d, g – Galhos; b, e, h – Folhas; g, h, f – Raízes de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), respectivamente. .. 49
- Figura 5 - Coletor de serrapilheira instalado na área experimental. 50
- Figura 6 - a – Litterbag confeccionada para experimento de decomposição; b – Preenchimento e pesagem das bags com resíduos vegetais. 50
- Figura 7 - Distribuição das litterbags na área experimental da bacia do Jacú, total de 288 litterbags. 51
- Figura 8 - a – Litterbags distribuídas aleatoriamente em superfície; b – Litterbag em subsuperfície. 51
- Figura 9 - Área experimental duante as estações: a – úmida e b – seca. 52
- Figura 10 - TM – média mensal da temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), RI – radiação incidente (MJ m^{-2}), PM – precipitação mensal (mm), ET_0 – evapotranspiração de referência (mm) e U – conteúdo de água gravimétrica (%), representativa da bacia do Jacú, durante o período experimental. Os meses chuvosos e secos, estão representadas nas cores azul e laranja, respectivamente. 59
- Figura 11 - Massa residual de galhos, folhas e raízes de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*) durante o

período de incubação de 456 dias em campo na região semiárida. No fim do experimento, valores seguidos por diferentes letras maiúsculas são significativamente diferentes ($p < 0,01$). \pm Erro padrão (n=9).	66
Figura 12 - Perda percentual média de massa remanescente ao longo de 456 dias, de espécies nativas da região semiárida. \pm Erro padrão (n=9).	69
Figura 13 - Perda de massa média de resíduos de superfície e em subsuperfície ao longo de 456 dias durante as estações úmida e seca. Valores seguidos por diferentes letras maiúsculas são significativamente diferentes ($p < 0,01$). \pm Erro padrão (n=9)	75
Figura 14 - Concentração de celulose e lignina, nos resíduos vegetais de Pereiro (<i>Aspidosperma pyrifolium</i>), Bom Nome (<i>Maytenus rigida</i> Mart.) e Baraúna (<i>Schinopsis brasiliensis</i>), no início e após 456 dias da instalação do experimento de decomposição na bacia do Jacú.	76
Figura 15 - N residual (como porcentagem do conteúdo inicial) de resíduos superficiais (folhas e galhos) e em subsuperfície (raízes) de Pereiro (<i>Aspidosperma pyrifolium</i>), Bom Nome (<i>Maytenus rigida</i> Mart.) e Baraúna (<i>Schinopsis brasiliensis</i>), durante processo de decomposição nas estações úmida e seca. \pm Erro padrão (n= 9).	78
Figura 16 - Relação C/N de resíduos superficiais (folhas e galhos) e resíduos em subsuperfície (raízes) de Pereiro (<i>Aspidosperma pyrifolium</i>), Bom Nome (<i>Maytenus rigida</i> Mart.) e Baraúna (<i>Schinopsis brasiliensis</i>), durante processo de decomposição nas estações úmida e seca. \pm Erro padrão (n=9).	80
Figura 17 - Fauna do solo registrada logo após os eventos de chuva durante o experimento de decomposição de curta duração.	82
Figura 18 - Análise de Componentes Principais (ACP) com coordenação de 18 variáveis (Química e Climática) de experimento de decomposição de resíduos em superfície (Galho e Folha) e subsuperfície (Raiz), de espécies do bioma Caatinga da região semiárida do Brasil. Componentes principais explicam a variância de Galho – 45,87% (CP1) e 19,79% (CP2); Folha - 54,03% (CP1) e 19,65% (CP2); Raiz – 47,90% (CP1) e 26,09% (CP2).	84
Figura 19 - Massa residual de galhos (a), folhas (b) e raízes (c) de <i>Aspidosperma pyrifolium</i> , após a modificação da taxa de decomposição pela introdução das variáveis climáticas: temperatura, precipitação, radiação incidente e o índice climático de decomposição, para um período estimado 882 dias, para região semiárida.	86
Figura 20 - Massa residual de galhos (a), folhas (b) e raízes (c) de <i>Maytenus rigida</i> Mart. após a modificação da taxa de decomposição pela introdução das variáveis climáticas:	

temperatura, precipitação, radiação incidente e o índice climático de decomposição, para um período estimado de 882 dias, para região semiárida. 87

Figura 21 - Massa residual de galhos (a), folhas (b) e raízes (c) de *Schinopsis brasiliensis* após a modificação da taxa de decomposição pela introdução das variáveis climáticas: temperatura, precipitação, radiação incidente e o índice climático de decomposição, para um período estimado de 882 dias, para região semiárida. 88

Figura 22 - Análise de Componentes Principais (ACP) com coordenação de 18 variáveis climáticas de experimento de decomposição de curta duração no bioma Caatinga da região semiárida do Brasil. Componente principal explica a variância de 72,63% (CP1) 20,82% (CP2); 93,45%. 90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização física e química do Cambissolo Háplico, na profundidade de 0 - 20 cm, da bacia hidrográfica do riacho Jacú.	45
Tabela 2 - Tabela de contingência da classificação dos meses do ano quanto a serem secos ou chuvosos.	46
Tabela 3 - Resultados dos testes de tabelas de contingência Qui-quadrado e Teste Exato de Fisher.	46
Tabela 4 - Métodos de estimativa da Evapotranspiração de referência (ET_0).	54
Tabela 5 - Classificação dos valores do coeficiente de correlação de Pearson (r).	55
Tabela 6 - Critérios de interpretação do índice de desempenho (c).	55
Tabela 7 - Classificação em função do índice de aridez (Ia).	56
Tabela 8 - Características climáticas representativas da bacia do riacho Jacú para todo período experimental e durante as estações chuvosa e seca.	58
Tabela 9 - Teores de C, N, fibra em detergente neutro (FDN), celulose, hemicelulose e lignina, expressos em porcentagem de matéria seca (%) de diferentes resíduos de plantas e relações lignina/celulose, lignina/N e C/N, no início do experimento.	63
Tabela 10 - Taxa de decomposição (k), coeficiente de determinação (R^2), tempo requerido para 50% de decomposição ($t_{0,5}$), tempo requerido para 95% de decomposição ($t_{0,95}$) e tempo requerido para 99% de decomposição ($t_{0,99}$) de galho, folha e raiz de Pereiro (<i>Aspidosperma pyrifolium</i>), Bom Nome (<i>Maytenus rigida</i> Mart) e Baraúna (<i>Schinopsis brasiliensis</i>).	67
Tabela 11 - Correlações entre a taxa de decomposição (k) de galhos, folhas e raízes de espécies arbóreas da Caatinga, índices de qualidade dos resíduos (IQR) e índices climáticos (IC) de experimento de decomposição em ambiente semiárido.	71
Tabela 12 - Sazonalidade do coeficiente de decomposição (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de Pereiro (<i>Aspidosperma pyrifolium</i>), Bom Nome (<i>Maytenus rigida</i> Mart) e Baraúna (<i>Schinopsis brasiliensis</i>) nas estações úmida e seca do semiárido.	73
Tabela 13 - Coeficiente de decomposição modificado (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de <i>Aspidosperma pyrifolium</i> nas condições do semiárido.	86
Tabela 14 - Coeficiente de decomposição modificado (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de <i>Maytenus rigida</i> Mart. nas condições do semiárido.	87

Tabela 15 - Coeficiente de decomposição modificado (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de <i>Schinopsis brasiliensis</i> nas condições do semiárido.....	88
Tabela 16 - Correlação entre a taxa de decomposição e parâmetros climáticos com outros métodos baseados na radiação para determinação da ET_0	90
Tabela 17 - Modelos pelo método Stepwise, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos em todo período experimental (Experimento de decomposição de curta duração).	93
Tabela 18 - Melhores modelos por regressão linear simples, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração).	93
Tabela 19 - Melhores modelos por regressão linear múltipla, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos em todo período experimental (Experimento de decomposição de curta duração).	94
Tabela 20 - Melhores modelos por regressão múltipla linear, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração).	94
Tabela A1 - Melhores modelos por regressão linear simples, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração).	112
Tabela A2 - Melhores modelos por regressão linear múltipla, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos em todo período experimental (Experimento de decomposição de curta duração).	115
Tabela A3 - Melhores modelos por regressão múltipla linear, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração).	116

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	27
2	HIPÓTESES	29
3	OBJETIVOS.....	31
3.1	Objetivo geral.....	31
3.2	Objetivos específicos	31
4	REVISÃO DE LITERATURA	33
4.1	Estoque de carbono em solos do ambiente semiárido	33
4.2	Principais processos relacionados a Desertificação no semiárido brasileiro	35
4.3	O estudo da decomposição de resíduos vegetais	37
4.4	Decomposição de resíduos vegetais na Caatinga.....	40
4.5	Radiação solar no processo de decomposição em ambiente semiárido	43
5	MATERIAL E MÉTODOS	45
5.1	Caracterização do clima e da área experimental.....	45
5.2	Design experimental	48
5.3	Análises da composição química dos resíduos vegetais	53
5.4	Determinação das variáveis meteorológicas	54
5.5	Determinação da taxa de decomposição	56
5.6	Análises estatísticas	57
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
6.1	Caracterização climática da área de estudo durante o período experimental	58
6.2	Aporte de serrapilheira na área experimental	60
6.3	Composição química dos resíduos vegetais das espécies arbóreas	62
6.4	Taxa (<i>k</i>) e tempo ($t_{0,5}$; $t_{0,95}$; $t_{0,99}$) de decomposição dos resíduos vegetais na bacia do riacho Jacú	65
6.5	Liberação de Nitrogênio no processo de decomposição nas estações úmida e seca.....	77
6.6	Sensibilidade da qualidade dos resíduos e parâmetros climáticos a modelagem de decomposição em experimento de curta duração	83
7	CONCLUSÕES	95
	REFERÊNCIAS	96
	ANEXO 1. DESCRIÇÃO DO PERFIL DO CAMBISSOLO HÁPLICO	111
	APÊNCIDE A. Modelos testados para as variáveis químicas e climáticas.	112

1 INTRODUÇÃO

A quantidade de matéria orgânica do solo (MOS) e conseqüentemente de carbono (C) e nitrogênio (N), além de outros nutrientes como fósforo (P) e enxofre (S), dependem do balanço entre a quantidade resíduos aportados ao solo (Produção Primária Total – PPT) e dos processos de Decomposição / Mineralização da MOS, influenciados pelas condições edafoclimáticas e produtividade biológica das plantas em diversos ecossistemas naturais ou sistemas agrícolas de cultivo.

O uso contínuo dos solos e as alterações dos Biomas pela ação antrópica, modificam o ciclo do C, principal constituinte da MOS e elemento importante na dinâmica dos ecossistemas, reduz o estoque de C do solo e aumenta a emissão de gás carbônico (C-CO₂) para atmosfera. No contexto das mudanças climáticas é de conhecimento geral ser o C-CO₂ um dos principais gases causadores do efeito estufa, cujas emissões no mundo cresceram vertiginosamente nos últimos 40 anos (ROCHA, 2000).

No Brasil, o espaço geográfico mais vulnerável aos efeitos das mudanças climáticas e da desertificação é a região Semiárida (OYAMA; NOBRE, 2003). A região semiárida corresponde a 17,7% de todo o território mundial, é o maior em termos de classes de aridez (UNEP, 1997). O semiárido brasileiro representa 11% do território nacional (GIONGO et al., 2011), no qual está localizado o Bioma Caatinga, cujo os solos apresentam baixos teores de matéria orgânica.

As elevadas temperaturas, radiação, evapotranspiração, características do clima Semiárido, associadas as atividades pecuárias extensivas, substituição da vegetação nativa por culturas, principalmente por meio de queimadas e retirada de madeira, tem levado ao declínio da MOS e ao aumento da emissão de CO₂, levando algumas áreas a apresentarem processos de desertificação (GIONGO, 2011).

Dentro da atual perspectiva de mudanças climáticas globais, os fatores que controlam a dinâmica do C no sistema solo-planta-atmosfera em diferentes regiões semiáridas ainda são pouco compreendidos. A quantificação dos reservatórios de C e a emissão de parte do carbono orgânico para a atmosfera, como produto da decomposição dos resíduos vegetais pela microbiota ou por influência de fatores climáticos nessas regiões, ainda são poucos compreendidos e escassos de dados.

A decomposição da serrapilheira ou “litter” em ecossistemas florestais fornece nutrientes para as plantas, carbono para microrganismos heterotróficos do solo e é uma larga fonte de CO₂ para a atmosfera (BOTHWELL et al., 2014). Os processos de decomposição do

litter são muito importantes no ciclo terrestre do C e N, mas ainda não são claros os fatores que controlam a mesma e a distribuição de nutrientes em ambientes áridos e semiáridos (ZHAO et al., 2014).

Trabalhos realizados em ambientes áridos e semiáridos, vem tentando compreender os processos de decomposição dos resíduos vegetais superficiais e em subsuperfície através da relação entre a perda de massa com o tipo e composição química inicial ao longo do tempo (ZHAO et al., 2014). Como também, pela correlação entre outros fatores, tais como: temperatura, precipitação, umidade do solo, evapotranspiração, relação C/N, porcentagem inicial de lignina, conteúdo inicial de N e relação lignina/N (VANDERBILT et al., 2008; BOTHWELL et al., 2014).

A relação entre o tipo de resíduo, em superfície ou subsuperfície e os decompositores do solo, ou seja, um poderá afetar o outro, pode alterar fortemente a taxa de decomposição (ZAK et al., 2003; VAN DER HEIJDEN et al., 2008); portanto, dentre folhas e raízes (DE VRIES et al., 2012; LEGAY et al., 2014), tem-se que a qualidade dos resíduos em superfície são melhores preditores do que as comunidades microbianas abaixo do solo (FANIN; BERTRAND, 2016). Os resíduos de superfície são mais suscetíveis ao clima e os resíduos em subsuperfície provavelmente serão mais protegidos ao efeito do clima (SILVER; MIYA, 2001). Solos menos produtivos podem produzir relativamente mais resíduos abaixo do solo (LEPPÄLAMMI-KUJANSUUA et al., 2014). No entanto, a produtividade relativamente baixa pode não estar associada à alta alocação dos resíduos abaixo do solo, sugerindo que outros mecanismos podem estar operando (BARET et al., 2015).

A qualidade dos resíduos pode ter grande e duradouro efeito de cobertura no ambiente semiárido. As perdas de massa, principalmente de raízes, têm sido correlacionadas negativamente com conteúdo recalcitrante, como lignina, relações C/N e lignina/N (FUJII; TAKEDA, 2010; SOLLY et al., 2014). Os altos níveis de lignina e tanino presentes nos resíduos da Caatinga reduzem a taxa de decomposição (LIMA et al., 2015). A qualidade do resíduo também pode atuar como papel predominante na decomposição por modificar a atividade de decompositores (HISHINUMA et al., 2017). Dentre a atuação do clima, a precipitação pode ser um bom preditor da decomposição em regiões tropicais (CUSACK et al., 2009). Entretanto, outros fatores climáticos, tal como, geadas, intensidade da chuva (USELMAN et al., 2011), evapotranspiração (SONG et al., 2013), podem mascarar outros fatores atuantes na região semiárida, como o efeito da radiação UVB na taxa de decomposição de litter.

A determinação dos fatores que controlam a dinâmica da decomposição é frequentemente dificultada, porque as variáveis nem sempre trazem informações significativas

aos modelos, ou podem mascarar os efeitos de outras variáveis, então, confundindo o entendimento do processo. Experimentos de decomposição de longa duração são melhor explicados por modelos múltiplos (ADAIR et al., 2008), enquanto experimentos de curta duração são adequadamente descritos por modelos simples (TROFYMOW et al., 2002). Modelos exponenciais são frequentemente usados para avaliar a decomposição de resíduos vegetais através da relação entre massa ou composição química inicial e a massa remanescente em um dado período (OLSON, 1963; WIEDER; LANG, 1982; ZHAO et al., 2014; BOTHWELL et al., 2014). Outros modelos podem ser usados para explicar os processos de decomposição de litter, por exemplo, exponencial simples, exponencial duplo, assintótico, linear, quadrático e potência (WIEDER; LANG, 1982).

Investigar a relação entre esses fatores e quais são os mais atuantes no processo de decomposição de resíduos vegetais, e liberação de nutrientes em solos da região semiárida brasileira faz-se necessário, visto que, essa região encontra-se dentro das zonas mais factíveis aos efeitos do aquecimento global.

2 HIPÓTESES

- ✓ A taxa de decomposição deverá variar com os tipos de resíduos (em superfície e subsuperfície) devido as suas características químicas iniciais e/ou fatores climáticos;
 - Questionou-se quais parâmetros controlam ou contribuem para o processo de decomposição de resíduos em superfície e subsuperfície? Existe diferença entre a taxa de decomposição dos diferentes tipos de resíduos das espécies vegetais da Caatinga? Previu-se que litters superficiais serão mais facilmente decompostos e terão maiores taxas de decomposição e distribuição de nutrientes do que litters em subsuperfície, no qual, são menos susceptíveis a ação do clima.
- ✓ A taxa de decomposição poderá variar entre as estações úmida e seca de um mesmo ano hidrológico;
 - Previu-se que durante a estação úmida a taxa de decomposição e perda de massa será maior do que na estação seca.
- ✓ Os padrões de imobilização e mineralização de N durante o processo de decomposição poderão ser direcionados pela concentração inicial de N do litter;

- Questionou-se quais parâmetros direcionam a mineralização e imobilização do N? Previu-se que altos teores de lignina e relações C/N, lignina/N, podem contribuir para a lenta taxa de decomposição e liberação de N, entretanto, fatores climáticos como a precipitação, podem favorecer, assim como a evapotranspiração e a radiação solar podem retardar a liberação de nutrientes.

- ✓ As variáveis meteorológicas terão maior influência no processo de decomposição no ambiente semiárido;
 - Questionou-se qual seria a importância e a correlação do clima e composição química do litter com a massa remanescente, perda de massa e taxa de decomposição durante o experimento de curto prazo na região semiárida? Previu-se que a precipitação seria o condutor dominante na decomposição, devido a sua variabilidade, e as temperaturas favoráveis e quase constantes nesse bioma.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Compreender os processos de decomposição dos resíduos vegetais de três espécies da Caatinga do semiárido pernambucano, através das relações entre fatores abióticos (variáveis meteorológicas) e fatores bióticos (composição química) com as taxas de degradação de resíduos e liberação de nutrientes ao longo do tempo.

3.2 Objetivos específicos

- ✓ Determinar as taxas e o tempo de decomposição de resíduos vegetais nas condições semiáridas;
- ✓ Comparar os padrões de decomposição de folhas, galhos e raízes de diferentes espécies vegetais;
- ✓ Determinar a importância do clima e da qualidade dos resíduos vegetais como precursores da taxa de decomposição;
- ✓ Determinar os padrões de mineralização e imobilização do N durante o processo de decomposição;
- ✓ Disponibilizar informações relevantes sobre os potenciais impactos da radiação solar sobre a decomposição do litter no ambiente semiárido brasileiro;
- ✓ Aplicar modelos que relacionem a massa remanescente de resíduos vegetais depois de um período de tempo determinado, como também, modelos que relacionem variáveis meteorológicas e composição química com a taxa de decomposição de litter.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Estoque de carbono em solos do ambiente semiárido

A matéria orgânica do solo pode ser considerada um indicador-chave da qualidade do solo, pois, relaciona-se com as características físicas, químicas e biológicas do solo. O teor de carbono orgânico no solo sob diferentes sistemas, fornece informações importantes para a avaliação da qualidade do solo. Segundo Doran e Parkin (1994), a qualidade do solo pode ser conceituada como a capacidade de um recurso exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica e manter ou melhorar a qualidade ambiental.

O C que constitui cerca de 58% da MOS, em termos globais, encontra-se armazenado em diferentes compartimentos: oceânico (38.000 Pg) (1 Pg = 10^{15} g), geológico (5.000 Pg), biosfera (3.120 Pg) (SILVA; MENDONÇA, 2007) e atmosférico (760 Pg) (LAL, 2004). O solo é o maior reservatório de C do ecossistema terrestre, em torno de 1.500 a 2.000 Pg (HOUGHTON, 2001), possível pelo fato do C estar associado a formas estáveis da MOS e interagindo com a fração coloidal do solo. Os estudos que envolvem a MOS são frequentemente realizados em cima das alterações nos estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) do solo, causadas pela substituição de ecossistemas naturais por agroecossistemas, o que pode gerar o aumento ou levar o declínio de ambos, dependendo da prática de manejo adotada.

No Brasil, a região semiárida compreende uma área de 969.589,4 km² ou 11% do território nacional (GIONGO et al., 2011), no qual, está localizado o Bioma Caatinga, com 844.453 km², representando 11,67% do território nacional (CASTELLETTI et al., 2004; BRASIL, 2005). O semiárido brasileiro possui precipitação média anual de 800 mm ano⁻¹, insolação média de 2.800 h ano⁻¹ e temperaturas médias anuais de 23 a 27 °C (SUDENE, 2015). A variabilidade do regime hídrico, com chuvas irregularmente distribuídas, alta evapotranspiração, atrelado a distribuição espacial da geologia local, caracterizando-se em sua maioria solos pouco evoluídos e pedregosos, além do tipo de vegetação, podem conferir aos solos do semiárido um comportamento peculiar no armazenamento de carbono.

Segundo Giongo et al. (2011), o valor médio do estoque de C para solos do Bioma Caatinga é o mais baixo em relação aos outros Biomas brasileiros, 23,7 Mg ha⁻¹. Post et al. (1982), afirmam que os menores estoques de carbono são encontrados em regiões de clima árido. Além das condições climáticas, podemos atribuir a redução do conteúdo da matéria

orgânica, a antropização das áreas pela exploração da madeira e a queima da vegetação nativa em substituição a outras culturas, além do uso inadequado do solo e da água nos perímetros irrigados, levando a salinização. Entretanto, um baixo teor do carbono orgânico estocado no solo também pode estar diretamente relacionado a uma alta taxa de emissão de CO₂ para a atmosfera (ALVES et al., 2006a; GIONGO, 2011).

Dentre as principais classes de solo na região semiárida brasileira, em áreas de vegetação de Caatinga, segundo Salcedo e Sampaio (2008) podemos citar proporcionalmente em ordem decrescente, em termos de área ocupada os Latossolos e Argissolos > Luvisolos e Neossolos Litólicos > Planossolos e Neossolos Rególicos > Vertissolos e Cambissolos, apresentando respectivamente, teores de COT: 9,7 e 8,9 g kg⁻¹; 10,4 e 11,8 g kg⁻¹; 7,4 e 4,9 g kg⁻¹; e 12 g kg⁻¹. No entanto, ainda são poucas as pesquisas direcionadas à determinação do estoque de C em solos do Semiárido Tropical brasileiro.

Martins et al. (2010) em pesquisa de áreas sob níveis crescentes de degradação na região semiárida do Estado de Pernambuco, quantificaram em um Luvisolo degradado no período seco teor para C de 5,81 g kg⁻¹ e no período chuvoso de 8,45 g kg⁻¹. Entretanto, em áreas conservadas sob mesmo Luvisolo, os valores de C encontrados para os períodos seco e chuvoso foram 13,77 g kg⁻¹ e 13,97 g kg⁻¹, respectivamente. Fracetto et al. (2012) avaliaram mudanças no uso do solo sob vegetação natural, em Latossolo na camada de 0-30 cm, os estoques de C e N foram maiores em solo com Caatinga preservada, 22,00 Mg ha⁻¹ e 2,67 Mg ha⁻¹, respectivamente, do que em áreas com 50 anos de cultivo de mamona, 9,50 Mg ha⁻¹ e 1,07 Mg ha⁻¹, respectivamente para C e N. Esses mesmos autores concluíram que a conversão da caatinga para o cultivo da mamona ocasionou diminuição de cerca de 50% nos estoques de C e N do solo. Também, avaliando as consequências nas mudanças do uso do solo nos estoques de C e N, Sacramento et al. (2013) encontraram valores de C e N em área de Caatinga superiores a sistemas agroflorestais.

No âmbito das questões que envolvem as mudanças climáticas globais, trabalhos científicos em diferentes regiões semiáridas do mundo, tem objetivado quantificar os reservatórios de carbono (SARAH, 2006; SINGH et al., 2007; TAN et al., 2014) e determinar os fatores que controlam sua dinâmica (LÓPEZ-FANDO; PARDO, 2011; ALVAREZ et al., 2014; KALININA et al., 2015). Nessas regiões existe grande variabilidade hidroclimática, apresentando desde áreas de baixada com cumulativo déficit hídrico e elevada evapotranspiração potencial, até regiões de altitude com elevada precipitação (CURREY; SACK, 2009). Outras características são as altas e baixas temperaturas, que influenciam nos

tipos de vegetação, solo, aporte de resíduos orgânicos e conseqüentemente os estoques de C e N nos solos.

Neste contexto, é importante quantificar o carbono estocado em solos de regiões semiáridas, como também, elaborar estratégias de manejo que visem adicionar e manter o carbono nos solos desse ambiente, que é ameaçado pelos efeitos das mudanças climáticas.

4.2 Principais processos relacionados a Desertificação no semiárido brasileiro

A desertificação é definida como sendo a degradação da terra em regiões de clima árido, semiárido e subúmido seco, resultante de vários fatores que envolvem variações climáticas e atividades humanas (BRASIL, 2006). Sendo este, um problema de dimensões globais, afetando particularmente o continente africano.

A interação complexa desses fatores, por exemplo, fatores físicos, biológicos, políticos, sociais culturais e econômicos, exige a participação de um todo nas reflexões e tentativas de superação. O Índice de aridez desenvolvido por Thornthwaite (1941) e depois ajustado por Penman (1953), para fins de aplicação no Plano de Ação de Combate à Desertificação, foi utilizado para estabelecer as áreas de risco de Desertificação em todo o mundo. Entretanto, a variação da susceptibilidade tem como critério básico o próprio índice de aridez, no qual, não é suficiente para caracterizar as áreas de risco, pois aí estão envolvidos outros fatores.

Os riscos envolvem não só as variações climáticas, mas também, as atividades humanas no uso dos recursos naturais.

A queima, o desmatamento e a substituição da vegetação nativa por outra cultivada, ou até mesmo, áreas deixadas com superfície descobertas, acarreta na degradação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. O revolvimento do solo na preparação das leiras para o plantio da batata-doce, determinou as maiores taxas de desagregação do solo em comparação ao feijão guandu e caatinga semi-arbustiva no semiárido pernambucano (FREITAS et al., 2008). A retirada total da vegetação, corrobora para a desagregação da camada superficial e fértil do solo, promovida pela energia cinética da chuva.

Nunes et al. (2009) constataram que a maior liberação de C-CO₂ foi na área de Caatinga desmatada e queimada para a produção de milho e feijão, entretanto, concluíram que o enleiramento de resíduos orgânicos demonstra ser uma prática de manejo menos agressiva do que a queima dos resíduos. Martins et al. (2010) estudando área de Caatinga conservada, moderadamente degradada e degradada, concluíram que os atributos mais sensíveis como indicadores do nível de degradação do solo são o carbono da biomassa microbiana (C-BMS), o

quociente microbiano (q_{MIC}), carbono orgânico total (COT), teor de cálcio (Ca), acidez potencial (H+Al) e a saturação por bases (V).

A agricultura irrigada em regiões semiáridas é uma atividade de risco potencial para a qualidade do solo. O mal planejamento dos perímetros irrigados podem levar a degradação dos solos. Corrêa et al. (2009) identificaram em perímetros irrigados do sertão pernambucano que os sistemas com áreas cultivadas com culturas anuais e pastagem, mal manejadas, com grande movimentação de terra e superirrigação, apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica do extrato saturado, indicando início do processo de salinização. Entretanto, o condicionamento da capacidade de uso do solo com o uso de plantas halófitas, tem sido utilizada para a fitorremediação dos solos salinos no semiárido (LEAL et al., 2008).

Dentro os processos que cooperam para a desertificação no semiárido, a erosão pode ser considerada o maior fator. As partículas mais finas e ativas no aspecto físico, químico e biológico do solo são removidas pela ação do escoamento superficial e do vento (GALINDO et al., 2005).

Na região semiárida, onde, a maioria dos rios ou muitas vezes riachos, apresentam fluxo intermitentes, além dos reservatórios, podem ser assoreados devido remoção da cobertura vegetal, causando graves prejuízos ao ambiente e a produtividade do agrícola. Filho et al. (2010) ao analisarem a concentração de sedimentos em suspensão em uma bacia do semiárido pernambucano, demonstraram as características da variabilidade dos eventos hidrológicos, com a concentração do material em suspensão no início da cheia sendo bastante elevada, devido, principalmente, a mobilização de sedimento depositado nos eventos finais do ano anterior.

A região semiárida apresenta como uma de suas principais características, propriedades com área de Caatinga, onde se desenvolve práticas agrícolas na forma da agricultura de sequeiro, com a utilização de queimadas como práticas de manejo do solo, onde também, é feito o cultivo de feijão e milho com baixo nível tecnológico, além da pecuária extensiva com caprinos, ovinos e bovinos, atividades que segundo Melo et al. (2008), podem influenciar na produção de sedimentos nas bacias semiáridas.

A multiplicidade de aspectos que envolvem o processo de desertificação no semiárido, como a deteriorização do balanço hídrico, erosão e escoamento superficial, salinização dos solos, empobrecimento da cobertura vegetal, principalmente pelas queimadas, refletindo na perda da produtividade e na sócio-economia regional, devem ser estudadas de forma integrada.

Nesse sentido, medidas de intervenção devem ser adotadas para combater os núcleos de desertificação, principalmente com a integração de políticas públicas ambientais, agrícolas,

territoriais e urbanísticas, tendo vista que, trata-se de um território nacional com grande capacidade produtiva e que abriga um bioma único em todo o planeta, a Caatinga.

4.3 O estudo da decomposição de resíduos vegetais

Os estudos sobre taxa de decomposição são reconhecidos desde os primordes da agricultura. Os pioneiros, com esterco de curral, sobretudo para a manutenção da fertilidade do solo (LAWES, 1861 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3), bem como, influências de espécies de plantas no desenvolvimento de húmus (MULLER, 1887 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3). Estes, conduziram para o desenvolvimento de um simples índice empírico de qualidade de resíduos da serrapilheira, a relação C/N. A expansão da pesquisa sobre decomposição de resíduos entre 1920 e 1930, foi caracterizada por uma grande variação no campo descritivo e experimental e estudos de laboratório dentro de uma grande variedade de disciplinas. O surgimento do mais mecanicista entendimento da decomposição pode ser relatado por um número de trabalhos no período de 1940 a 1970 (HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997).

Com o fortalecimento das pesquisas, uma poderosa ferramenta analítica foi fornecida pela definição da constante de decomposição, k , por Jenny, Gessel e Bingham (1949 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3) e mais tarde desenvolvida por Olson (1963). Esta foi ligada com a teoria do desenvolvimento de ecossistemas, com explícito reconhecimento do integral papel de subsistemas de decomposição para a manutenção das funções dos ecossistemas.

A explanação mecanicista de k , descrita como a taxa de decaimento de substrato individual, o qual, compreende o resíduo, exemplo, qualidade do resíduo, combinada para determinar a taxa de decomposição global, foi fornecida por Minderman (1968). Esse desenvolvimento teórico acompanhou a técnica de litterbag (BOCOCK; GILBERT, 1957 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3), conduzindo a uma riqueza de estudos de campo, descrevendo a decomposição de resíduos em diferentes ecossistemas.

Novos desafios com aumento requerido de predições e dimensionamento, tem sido fornecido por questões de potenciais impactos de mudança climática e contribuição da decomposição para emissão de gases do efeito estufa.

A decomposição de resíduos vegetais pode ser direcionada por múltiplos fatores, incluindo o clima, qualidade do resíduo, biota, textura e estrutura do solo (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Modelos exponenciais são os mais utilizados para avaliar a

decomposição de resíduos através da relação entre massa ou composição química inicial e a massa remanescente em um determinado tempo (OLSON, 1963; WIEDER; LANG, 1982; ZHAO et al., 2014; BOTHWELL et al., 2014). A taxa de decomposição (k) (OLSON, 1963), pode ser relacionada com índices meteorológicos que incorporam temperatura, precipitação e evapotranspiração (PARTON et al., 1994; VANDERBILT et al., 2008; BOTHWELL et al., 2014), radiação solar (MOORHEAD; CALLAGHAM, 1994; USELMAN et al., 2011), como também a composição química do resíduo, onde estão incluídos índices como a concentração inicial de N e lignina, relação C/N e lignina/N, concentrações de tanino e polifenóis (MCCLAUGHERTY; BERG, 1987; RYAN et al., 1990; MAKKONEN et al., 2012), hemicelulose e celulose (ZHAO et al., 2014), além da fauna do solo na degradação dos resíduos (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013).

Os conceitos centrais para explicar o processo de decomposição foram definidos por Swift, Heal e Anderson (1979 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3).

O módulo básico (Figura 1a), representa alguma fonte de orgânica, o qual, mudou do estado R_1 para R_2 no tempo (t_1 para t_2). O módulo é repetido na forma de cascata, um recorrente processo passo a passo, no qual, os produtos da decomposição de uma fonte tornam-se a fonte inicial para o subsequente módulo em cascata (Figura 1b).

A taxa de mudança de R_1 para R_2 é regulada pela combinação de três grupos de fatores interativos, o ambiente físico-químico (P) e a qualidade da fonte (Q) atuando através de sua regulação da comunidade de decompositores (O).

A decomposição de alguma fonte é o resultado de três processos: catabolismo (K), exemplo, mudanças químicas tal como a mineralização para formas inorgânicas, e a síntese da decomposição de tecidos e húmus; fragmentação (C), pelo qual, existe a redução física em tamanho de partícula e frequente redistribuição seletiva de resíduos quimicamente inalterado; e lixiviação (L), no qual causa transporte para baixo do perfil ou remove do sistema fontes lábeis, em ambos, de sua forma alterada ou inalterada.

O módulo desenvolvido, é suficientemente geral para ser aplicado em todas as formas de decomposição de matéria orgânica dentro de algum ambiente terrestre. A relativa importância da regulação dos três fatores (O, P, Q) varia em previsível maneira dentro e entre locais, resultando num sistema de controle hierárquico (LAVELLE et al., 1993).

No presente, a tendência das pesquisas, é fornecer entendimento de como a qualidade dos resíduos e os fatores climáticos, influenciam subseqüente processos de decomposição e como esta informação pode ser aplicada no atual e futuro manejo, sobretudo, questões políticas ambientais e agrárias.

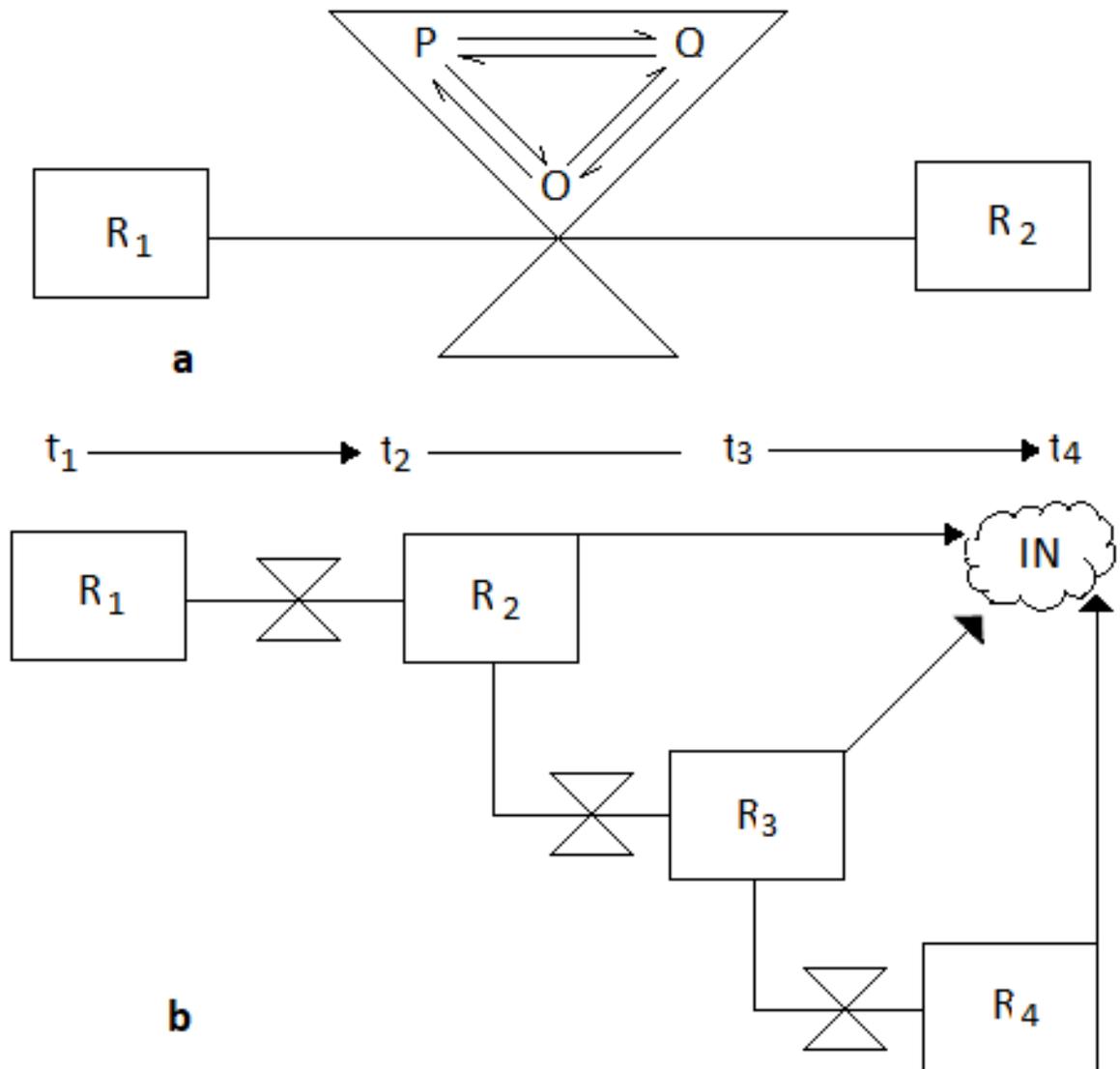


Figura 1. O conceito central de decomposição da matéria orgânica. (a) A regulação da decomposição por interação de três fatores, o ambiente físico-químico (P) e qualidade da fonte (Q) atuando através dos organismos decompositores (O). (b) A cascata de decomposição, com o módulo representado em (a) recorrente como fonte primária é decomposta e redistribuída através da fragmentação, catabolismo e lixiviação (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979 apud HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997, p.3)

4.4 Decomposição de resíduos vegetais na Caatinga

A Caatinga, bioma da região semiárida do Nordeste do Brasil, é composta por grande biodiversidade de espécies vegetais que apresentam como principal característica a adaptação à deficiência hídrica. As florestas tropicais são caracterizadas por uma rápida taxa de decomposição (PARTON et al., 2007; ADAIR et al., 2008; CUSACK et al., 2009), entretanto, sabe-se pouco a respeito dos processos de decomposição e do papel da Caatinga no fluxo de nutrientes minerais fornecidos ao solo via decomposição de resíduos.

Na pesquisa sobre taxa de decomposição, destaca-se a importância dos resíduos na conservação e manutenção natural dos ecossistemas florestais. Além dos processos naturais de ciclagem, os resíduos de plantas abrigam em seu conteúdo grande quantidade de sementes em estado de dormência. O estudo sobre a decomposição de resíduos vegetais, sobretudo na Caatinga, pode ser utilizado como um dos subsídios básicos para o manejo florestal, bem como para a detecção de distúrbios de origens natural e antrópica.

A ciclagem de nutrientes é essencial para a manutenção da produtividade da Caatinga, principalmente sobre solos de baixa fertilidade, devido as suas condições climáticas. Nesse sentido, aponta Alves et al. (2006), a serrapilheira como o material orgânico principal depositado no solo proveniente da vegetação, como também Cusack et al. (2009), ao relatar que a decomposição de resíduos vegetais exerce um importante papel na ciclagem de nutrientes em florestas tropicais, através da mineralização e distribuição de nutrientes pelas plantas e microrganismos. O teor de nutrientes nas frações de serrapilheira variam em função do tempo e há evidências de sua relação com a precipitação pluviométrica (HOLANDA et al., 2017).

A taxa de decomposição das diferentes espécies vegetais e tipos de resíduos da Caatinga, podem nos fornecer a resposta da vegetação a variabilidade hidroclimática, com períodos longos de estiagem e precipitações pluviométricas de alta intensidade e curta duração, o que corrobora para a variabilidade da produção e deposição de resíduos, principalmente folhas. Souto et al. (2009) relatam que, ao longo do processo de decomposição, o aumento nos valores de concentração do N na serrapilheira ocorreram no período chuvoso. Segundo Schumacher et al. (2004), a produção de serrapilheira e a devolução de nutrientes em ecossistemas florestais constituem a via mais importante do ciclo biogeoquímico, ou seja, o fluxo de nutrientes no sistema solo-planta-solo.

A cobertura vegetal promovida pela serrapilheira é essencial à proteção do solo. A serrapilheira protege o solo dos intensos raios solares na época seca, e nas primeiras chuvas, a proteção se volta para evitar o impacto direto das gotas das chuvas (SOUTO, 2006).

A Caatinga é um dos biomas brasileiros no qual se registram os maiores índices de degradação, associada, principalmente, à supressão da vegetação para produção energética e prática da agricultura de subsistência, ocasionando interferências na ciclagem de nutrientes. Existe uma grande deficiência de trabalhos relacionados a decomposição de resíduos no semiárido, em sua maioria, os estudos conduzidos envolvem a composição química das espécies de plantas da Caatinga, objetivando a nutrição animal e o potencial uso energético da madeira (MOREIRA et al., 2006; PAES et al., 2013).

A disponibilização de informações sobre a dinâmica da deposição e decomposição de serrapilheira de ambientes semiáridos, podem contribuir para a compreensão do funcionamento do ecossistema florestal presente e para o planejamento das atividades de recuperação e reflorestamento em áreas degradadas.

Mesmo apresentando baixa Produção Primária Total (PPT), a decomposição de resíduos vegetais no ambiente semiárido pode exercer um importante papel na ciclagem e captação de nutrientes pelos solos, além do entendimento do fluxo de CO₂ para atmosfera. Acompanhar a produtividade da vegetação arbórea e arbustiva através da quantificação da biomassa aérea e de raízes, também pode ajudar a compreender os processos de decomposição.

Quantificar a biomassa da vegetação da Caatinga é de grande dificuldade, principalmente, por causa, da grande variabilidade espacial e sazonal que ocorre na região atrelada ao regime hídrico e ao tipo de solo (GIONGO et al., 2011). Durante o período da estiagem na Caatinga as plantas perdem suas folhas como mecanismo adaptativo ao estresse hídrico a que estão submetidas. Os maiores períodos de deposição de serrapilheira ocorrem logo após o final do período chuvoso e início da estiagem (LO PES et al., 2009; COSTA et al., 2010; COSTA et al., 2015; SILVA et al., 2015; MOURA et al., 2016; BRASIL et al., 2017; HOLANDA et al., 2017). A deposição, estoque e a taxa de decomposição podem ser influenciados pela precipitação (COSTA et al., 2015). Além, da precipitação pluviométrica, outras variáveis ambientais são importantes fenômenos que influenciam a atividade dos microrganismos no solo, fazendo que, a decomposição da serrapilheira torne-se mais intensa (HOLANDA et al., 2015)

Dentre os componentes da serrapilheira, as folhas perfazem a fração mais significativa, não só pela massa, como também, pelo conteúdo de nutrientes orgânicos e inorgânicos (SANTANA et al., 2009; SILVA et al., 2015; HENRIQUES et al., 2016; MOURA et al., 2016; HOLANDA et al., 2017). Entre folhas, galhos, raízes, cascas e fustes, segundo Vieira et al. (2009) a folhagem da Caatinga é o compartimento que apresenta maior teor de carbono. A fração folha, apresenta o melhor percentual de serrapilheira independente do estágio de

regeneração natural (SILVA et al., 2016). A fixação do carbono nas florestas, evitando desmatamentos e queimadas, seria uma maneira de reverter a atual preocupação mundial com mudanças climáticas. A heterogeneidade temporal da produção de serrapilheira evidencia a forte ligação entre as chuvas e a dinâmica de ciclagem de nutrientes na região semiárida do Brasil (LOPES; ARAÚJO; VASCONCELLOS, 2015).

Poucos estudos têm avaliado a decomposição de resíduos vegetais tanto em superfície como em subsuperfície (ZHAO et al., 2014). O valor k , tem sido amplamente utilizado para avaliar a taxa de decomposição da serrapilheira acumulada em superfície e em subsuperfície, de uma determinada área ao longo tempo. Altos valores de k , podem ser indicativos de acelerada decomposição e consequente mineralização da matéria orgânica, proporcionando maior liberação de nutrientes para a solo em um determinado tempo, entretanto, baixos valores de k , podem demonstrar que a serrapilheira acumulada terá um período residual maior. Resultados em ecossistemas áridos e semiáridos são contraditórios, por exemplo, a decomposição de folhas pode ser mais rápida (GHOLZ et al., 2000; VIVANCO; AUSTIN, 2006; SHI et al., 2013) ou lenta (SEASTEDT et al., 1992) do que a decomposição de raízes.

O estudo do tempo de decomposição da serrapilheira acumulada no piso florestal, em diferentes níveis ou em sua totalidade, também, pode nos informar os estágios e os riscos de degradação de determinado ecossistema, como o semiárido. A serrapilheira acumulada no piso florestal de uma Caatinga arbustiva-arbórea fechada, localizada no semiárido paraibano, pode ser decomposta em quase sua totalidade em aproximadamente dois anos (HENRIQUES et al., 2016). A susceptibilidade dos resíduos a decomposição, atrelado aos valores de k , podem estar intrinsicamente ligados a qualidade química dos resíduos da Caatinga.

Alves et al. (2006a) avaliaram cinco diferentes tipos de resíduos vegetais no semiárido paraibano. Todos os resíduos vegetais das espécies estudadas apresentaram maior taxa de decomposição quando enterrados. Mesmo, a incorporação de folhas em subsuperfície, utilizadas como adubos verdes, tem evidenciando um potencial mais rápido de decomposição (PEGADO et al., 2008).

O contraste entre a composição química de diferentes formas de vida de plantas, pode afetar a taxa de decomposição (ZHAO et al., 2014). Plantas arbóreas da Caatinga produzem maior quantidade de serrapilheira em relação as arbustivas, entretanto, mesmo durante o período de estiagem, observam-se, à permanência de parte da copa foliar das plantas arbóreas, refletindo a função do comportamento fisiológico e da florística que compõem esse estrato (COSTA et al., 2010).

Quanto aos processos de decomposição, Cusack et al. (2009) relatam que os estudos sobre taxas de decomposição de resíduos são importantes em um controle local, sendo difícil a identificação dos processos e tendências da decomposição em escala regional ou global.

A busca por correlações entre todos os fatores que explicam a dinâmica da decomposição, muitas vezes dificultam a compreensão dos processos. Na atual perspectiva dos impactos das mudanças climáticas sobre a Caatinga, estudar os processos de decomposição de resíduos vegetais em ambientes semiáridos ainda é um grande desafio e faz-se necessário.

4.5 Radiação solar no processo de decomposição em ambiente semiárido

O processo de decomposição dos resíduos vegetais é controlado principalmente pela qualidade do resíduo (composição química) e fatores meteorológicos (temperatura, precipitação e etc.), com o clima exercendo um importante papel em escala global e regional e a qualidade do substrato mais importante em escala local (MEENTEMEYER, 1978; GHOLZ et al., 2000; PARTON et al., 2007).

Alguns estudos têm indicado que a radiação solar também exerce um importante papel na decomposição de resíduos orgânicos e ciclagem de carbono em ambientes semiáridos (MOORHEAD; CALLAGHAN, 1994; FOEREID et al., 2011; SONG et al., 2013; ALMAGRO et al., 2015; HUANGA; ZHAO; LIA, 2017). Estes ambientes são caracterizados pelos altos níveis de radiação solar coincidindo com uma mínima cobertura vegetal em maior parte do ano, o que favorece a degradação dos resíduos na superfície do solo (FOEREID et al., 2011).

Apesar de poucos experimentos serem conduzidos em ambientes semiáridos, o estudo da fotodegradação tem sido proposto para explicar a rápida perda de massa de resíduos na superfície do solo (MOORHEAD; CALLAGHAN, 1994). Trabalhos relativos à importância da fotodegradação de resíduos vegetais em regiões semiáridas como a do Nordeste brasileiro ainda são desconhecidos.

Muitos modelos que envolvem variáveis meteorológicas como precipitação, temperatura e evapotranspiração são empregados na busca do entendimento dos processos de decomposição em ambientes áridos e semiáridos (PARTON et al., 1994; VANDERBILT et al., 2008; BOTHWELL et al., 2014), entretanto, o efeito da fotodegradação não tem sido incorporado a alguns modelos de simulação. Segundo Foereid et al. (2011) ainda não é conhecida a extensão da fotodegradação com outros mecanismos de degradação de resíduos.

A fotodegradação é um processo em que, a radiação solar quebra os componentes da matéria orgânica, libera CO₂ e então promove a perda de C do ecossistema para a atmosfera

(AUSTIN; VIVANCO, 2006). Segundo Moorhead e Callaghan (1994) três tipos de mudanças ocorrem durante a fotodegradação dos resíduos: descoloração, alteração do peso molecular (especialmente a produção de componentes com baixo peso molecular), alterações em propriedades mecânicas.

A radiação solar ultravioleta, que, classifica-se em: UV-A (320 – 400 nm, onda longa), UV-B (280 – 320 nm, onda média) e UV-C (100 – 280 nm, onda curta ou “germicida”), pode exercer um importante papel na decomposição de resíduos orgânicos em ambientes áridos e semiáridos, entretanto, estas faixas de radiação não são exatas, apresentando-se variações.

O efeito da radiação UV-A na fotodegradação é menos eficaz do que a UV-B, entretanto, muito eficaz do que a luz visível (FOEREID et al., 2011). Resultados sugerem que a radiação UV-B tem potencial contribuição na degradação de resíduos de plantas expostas a luz solar (MOORHEAD; CALLAGHAN, 1994). Austin e Vivanco (2006) constataram que a exclusão da radiação UV-B diminui a perda de massa em 33%. Fatores climáticos como geadas, intensidade da chuva (USELMAN et al., 2011), evapotranspiração média anual, além da composição química do resíduo (conteúdo de lignina) (SONG et al., 2013), podem mascarar os efeitos da radiação UV-B e influenciar as taxas de decomposição. De acordo com Almagro et al. (2015) precisamos incorporar as interações entre temperatura, umidade disponível e radiação UV em modelos de decomposição de resíduos vegetais.

A elevação dos níveis da radiação UV-B, podem causar alterações na composição química dos resíduos, modificando a taxa de decomposição em superfície (MOORHEAD; CALLAGHAN, 1994). Segundo este mesmo autor, um enorme número de reações químicas pode ocorrer mudando a natureza do substrato. Também, foi constatado que a exposição a UV-B durante o período de crescimento pode alterar a composição química e propriedades físicas das plantas (SONG et al., 2013). Essas alterações ocorreriam principalmente na lignina das plantas, sendo estas, fotoquimicamente reativas e componente significativa da matéria orgânica do solo. A radiação UV-B poderia induzir a degradação da lignina alterando a ciclagem dos resíduos, essa hipótese é suportada por observações dos padrões de decomposição de resíduos em superfícies expostas de ambientes áridos e semiáridos (MOORHEAD; CALLAGHAN, 1994). Altas intensidades de radiação UV-B na superfície do solo também podem causar declínio ou morte da comunidade de decompositores, alterando a taxa de decomposição (USELMAN et al., 2011).

A radiação solar pode exercer um importante papel dentre os fatores que controlam a decomposição dos resíduos vegetais em ambientes semiáridos, entretanto, a magnitude e os mecanismos da perda de massa ainda não são claros (SONG et al., 2013; WANG et al., 2015).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterização do clima e da área experimental

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do riacho Jacú (“38°14’39,3” O; “08°00’15,9” S), inserida na Mesoregião do Sertão do Alto Pajeú, entre os municípios de Serra Talhada e Floresta, no estado de Pernambuco. O clima da região é do tipo Bwh, definido como Semiárido, quente e seco, segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é superior a 25 °C e as chuvas são de verão-outono com pluviosidade média anual de 647 mm ano⁻¹. No ambiente semiárido brasileiro a precipitação é irregularmente distribuída e a evapotranspiração é alta (> 2.000 mm), a vegetação é composta por Caatinga Hiperxerófila Arbustiva e Semi-arbustiva. A distribuição espacial da geologia local é caracterizada principalmente por solos pouco desenvolvidos e pedregosos, como Neossolos Litólicos, Neossolos Flúvicos e Cambissolos Háplicos, de acordo com a descrição da EMBRAPA (2013). A caracterização e descrição do Cambissolo Háplico da área experimental encontra-se na tabela 1 e anexo 1, respectivamente.

Tabela 1. Caracterização física e química do Cambissolo Háplico, na profundidade de 0 - 20 cm, da bacia hidrográfica do riacho Jacú

Características	Unidades	
Argila (< 0,002 mm)*		142,1
Silte (0,002 – 0,050 mm)*	g kg ⁻¹	187,1
Areia (0,050 – 2,00 mm)*		670,8
Densidade do Solo*	g cm ⁻³	1,41
Densidade de Partículas*		2,70
Porosidade Total*	cm ³ cm ⁻³	0,47
Fe		46,20
Cu		1,00
Zn	mg dm ⁻³	3,50
Mn		7,70
P		4
pH em água (1:2,5)	-	6,1
K		0,08
Na		0,03
Al		0,0
Ca	cmol _c dm ⁻³	8,30
Mg		3,40
H+Al		2,30
S.B		11,81
CTC		14,11
V		83,70
C	%	0,98
m		0,00
M.O.		1,69

*(Piscoya, 2012)

Para a caracterização dos períodos chuvoso e seco, foram utilizados dados de precipitação pluviométrica acumulada mensal, da Estação Meteorológica Automática de Serra Talhada – PE, latitude 07°57'S e longitude 38°17'W em altitude de 499 m, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. Os dados foram coletados por um período de 9 anos, de 2009 até 2017. Sendo esse um período consideravelmente curto de coleta, devido ao fato que, a data de fundação da estação foi em 09/07/2008.

De posse dos dados de precipitação, utilizou-se um dos métodos propostos por Gregory (1979) em escala de tempo mensal. Foram determinadas as medidas de tendência central (média aritmética e mediana) e as de dispersão (amplitude e desvio padrão) através de análise descritiva. Definiu-se, então, como mês seco e chuvoso, aqueles que apresentaram valor de pluviosidade menor e maior ou igual que a mediana da série, respectivamente. Estatisticamente, a mediana é uma medida de tendência central mais representativa que a média.

Em seguida, construiu-se uma tabela de contingência da classificação dos meses do ano em secos ou chuvosos (Tabela 2).

Tabela 2. Tabela de contingência da classificação dos meses do ano quanto a serem secos ou chuvosos.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Úmido	6	7	6	7	7	6	5	3	0	2	2	4
Seco	3	2	3	2	2	3	4	6	9	7	7	5

A significância estatística da classificação dos meses foi calculada utilizando os testes para tabelas de contingência - o Teste do Qui-quadrado (TQq) e o Teste Exato de Fisher (TEF). Esses métodos são utilizados para testar a significância da associação entre tipos de classificação. O resumo dos resultados dos testes encontra-se na tabela 3.

Tabela 3. Resultados dos testes de tabelas de contingência Qui-quadrado e Teste Exato de Fisher

Qui-quadrado:	
p-valor	0,004
alfa	0,05
Teste exato de Fisher:	
p-valor (bilateral)	0,003
alfa	0,05

Como o p-valor calculado foi menor que o nível de significância alfa (0,05), rejeitou-se a hipótese nula H_0 em favor da hipótese alternativa H_1 , ou seja, há uma dependência entre as linhas e colunas da tabela de contingência. De modo geral, como p-valor do TEF foi menor do

que o TQq, optou-se pelo TEF. O resultado de todo o procedimento para caracterização das estações chuvosa e seca, encontra-se na figura 2.

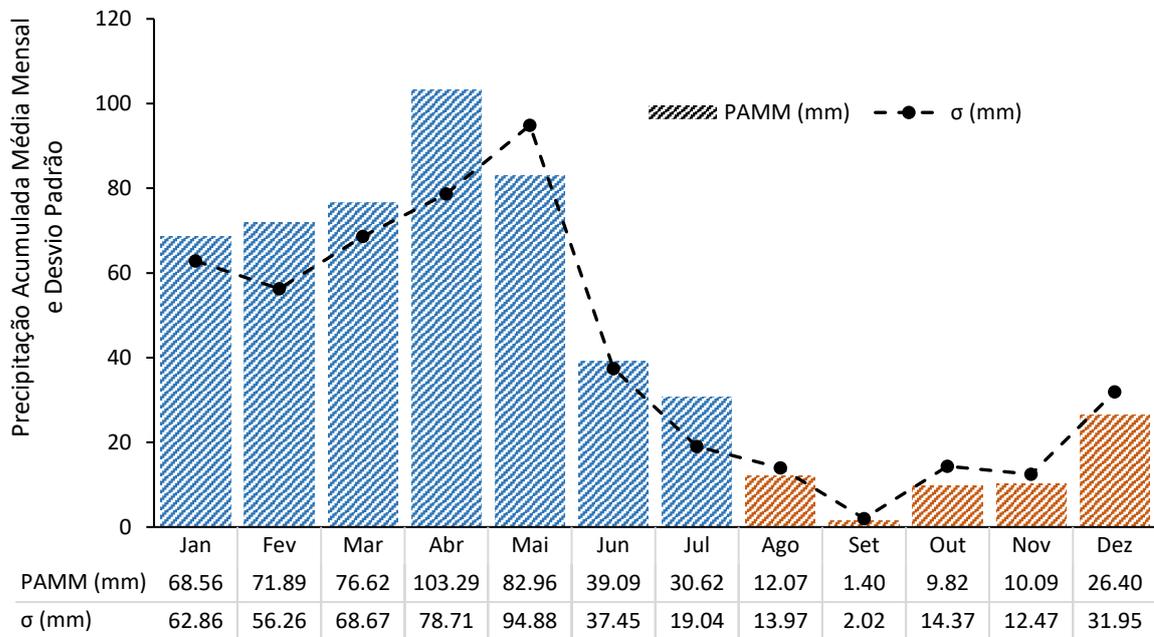


Figura 2. Gráfico da Precipitação Acumulada Média Mensal - PAMM, colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Pontos interligados por linha tracejada indicam o Desvio Padrão

A partir da tabela e figura 2, observou-se que frequência de meses chuvosos ocorrem no período de janeiro a julho, e a frequência de meses secos no período de agosto a dezembro, entretanto, a frequência quase igualitária dos meses de julho e dezembro, demonstra que esses meses podem variar entre chuvoso e seco.

Encontra-se na figura 3 o diagrama da distribuição mensal da temperatura, radiação incidente, precipitação e evapotranspiração para o período de dezembro de 2015 até maio de 2018, no qual, está inserido o período experimental - dez/2015 a mar/2017, destacando-se as estações úmida e seca para o município de Serra Talhada, onde está inserida a bacia do Jacú.



Figura 4. Resíduos das espécies arbóreas da área experimental. a, d, g – Galhos; b, e, h – Folhas; g, h, f – Raízes de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), respectivamente

O aporte da serrapilheira foi avaliado pelo uso de três coletores de formato retangular com área efetiva média de 1,22 m² (perímetro de 4,51 m), dispostos a 1,5 m acima da superfície do solo, de modo a proteger da ação de animais, distribuídos aleatoriamente dentro da área experimental, sendo presos ao caule de quatro árvores equidistantes com arame galvanizado (Figura 5). A produção de serrapilheira dada pela equação abaixo, foi estimada segundo Lopes, Domingos e Struffaldi-de-Vuono (2002):

$$PAS = \sum(m_s/A_c)/100 \quad (1)$$

em que, PAS = produção média anual de serrapilheira ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); m_s = massa de serrapilheira (g); A_c = área do coletor (m^2). Sendo as coletas realizadas ao final do período seco de 2016 (nov/2016) e 2017 (nov/2017).



Figura 5. Coletor de serrapilheira instalado na área experimental

Para investigar o processo de decomposição dos resíduos vegetais, o método da “litterbag” (sacola de serrapilheira) foi usado, sendo as sacolas confeccionadas de nylon com dimensão de 25 x 25 cm, com malha de tamanho de 1 mm (Figura 6a). Cada litterbag foi preenchida com aproximadamente 10,0 g de resíduo (Figura 6b). Um total de 288 litterbags foram utilizadas neste estudo: 96 para cada tipo de resíduo.



Figura 6. a – Litterbag confeccionada para experimento de decomposição; b – Preenchimento e pesagem das bags com resíduos vegetais

Adotou-se delineamento em blocos casualizados no esquema de parcelas subdivididas (Parcela – resíduos / Subparcela – espécies), sendo as litterbags distribuídas aleatoriamente em quatro parcelas (5 x 5 m, área total de 25 m²) (Figura 7).



Figura 7. Distribuição das litterbags na área experimental da bacia do Jacú, total de 288 litterbags

Galhos e folhas foram alocados aleatoriamente na superfície, enquanto, as raízes foram enterradas a 20 cm de profundidade (Figuras 8a; 8b). Desta maneira, os resíduos foram caracterizados em superficiais e subsuperficiais, respectivamente.



Figura 8. a – Litterbags distribuídas aleatoriamente em superfície; b – Litterbag em subsuperfície

Quatro subamostras de cada tipo de resíduo foram secas a 65 °C por 48 h para determinar a massa seca inicial, sendo esta, utilizada para a confecção de um fator de conversão das outras amostras em secas em estufa. O experimento foi conduzido de dezembro de 2015 a março de 2017, sendo, as litterbags coletadas a cada dois meses após a primeira coleta: 31, 91, 152, 213, 274, 335, 397 e 456 dias. O período experimental foi segmentado em duas estações: úmida e seca, no qual, tiveram um período de 0,58 yr⁻¹ (211 dias) e 0,67 yr⁻¹ (245 dias), respectivamente (Figuras 9a; 9b).



Figura 9. Área experimental duante as estações: a – úmida e b – seca

5.3 Análises da composição química dos resíduos vegetais

Após cada coleta, as sacolas com os resíduos foram secas ao ar para massa e peso constante e então materiais não desejáveis (areia, plântulas, etc.) foram removidos manualmente de forma a não danificar os resíduos dentro das sacolas; depois de secas em estufa, as amostras foram trituradas manualmente com auxílio de um alicate tesoura grande, para serem moídas e não danificarem o moinho tipo Wiley equipado com peneira de 40 mesh. O conteúdo de Carbono (C) dos resíduos foi determinado usando o método da oxidação via úmida com K_2CrO_7 (TEDESCO et al., 1995); o Nitrogênio total (NT) foi determinado pelo método de Kjeldahl; e o conteúdo de Fibra em Detergente Neutro (FDN), Fibra em Detergente Ácido (FDA); Lignina, Hemicelulose (Hemi) por [FDN-FDA] e Celulose (Cel) por [FDA-Lignina], foram analisados usando a técnica da fibra forrageira (VAN SOEST, 1967). Os resultados obtidos nas análises foram denominados Índices de Qualidade dos Resíduos (IQR), no qual, envolvem as concentrações iniciais de C, N, Cel, Hemi e Lignina, além das relações C/N, Lignina/N e Lignina/Cel, os quais, estabelecem o grau de labilidade e recalcitrância na decomposição dos resíduos.

5.4 Determinação das variáveis meteorológicas

Foram determinadas seis variáveis meteorológicas para gerar índices climáticos (IC) como preditores da decomposição dos resíduos vegetais no ambiente semiárido: Temperatura mensal do ar (TM, °C), Precipitação mensal (PM, mm), Evapotranspiração de referência mensal (ET_0 , mm), Radiação incidente (RI, MJ m⁻²); Índice de aridez (Ia) e o Índice climático de decomposição (ICD). Os valores mensais destas variáveis foram obtidos a partir da estação meteorológica convencional: Serra Talhada – A350, Código OMM: 81912, Registro: 11 UTC, aberta em 10/07/2008, na latitude: -7,954277° e longitude: -38,295082°, altitude de: 499 m, pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia - INMET.

Para o cálculo da Evapotranspiração potencial (ETP) ou de referência (ET_0), tomou-se como base para a estimativa o método padrão de Penman-Monteith, FAO número 56, entretanto, outros 19 métodos indiretos foram comparados em relação ao método padrão, durante o período experimental, para averiguar outros possíveis modelos de estimativa da ET_0 para as condições semiáridas (Tabela 4). A análise de desempenho dos métodos foi comparada por meio dos coeficientes de determinação (R^2) e correlação (r).

Tabela 4. Métodos de estimativa da Evapotranspiração de referência (ET₀)

Modelo	Referência	Fórmula	
Penman-Monteith, FAO número 56	Allen et al. (1998)	$ET_0 = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1+0,34u_2)}$	(2)
HGS	Hargreaves-Samani_(1985)	$ET_0 = 0,0023(T_{MAX} - T_{MIN})^{0,5}(T + 17,8) \cdot R_a \cdot 0,408$	(3)
Blaney-Criddle	Soliman (2010)	$E_T = [4,57KP_K(t + 17,8)] \cdot 0,333$	(4)
Abtew	Abtew (1996)	$ET_0 = 0,01786 \frac{R_s T_{MAX}}{\lambda}$	(5)
Berengena-Gavilan	Berengena e Gavilan (2005)	$ET_0 = 1,65 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_n - G}{\lambda}$	(6)
Caprio	Caprio (1974)	$ET_0 = 0,01092708T + 0,0060706)R_s$	(7)
Castaneda-Rao	Castaneda e Rao (2005)	$ET_0 = 0,70 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_s}{\lambda} - 0,12$	(8)
Christiansen	Christiansen (1968), Hargreaves e Allen (2003)	$ET_0 = 0,0385 \frac{R_s}{\lambda}$	(9)
de Bruin	de Bruin (1981), de Bruin e Lablans (1998), de Bruin e Stricker (2000)	$ET_0 = 0,65 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_s}{\lambda}$	(10)
Doorenbos-Pruitt	Doorenbos e Pruitt (1977)	$ET_0 = (1,066 - 0,0013RH + 0,045u - 0,0002RHu - 0,0000315RH^2 - 0,001u^2) \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_s}{\lambda} - 0,3$	(11)
Hansen	Hansen (1984)	$ET_0 = 0,7 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_s}{\lambda}$	(12)
Irmak	Irmak et al. (2003)	$ET_0 = 0,149R_s + 0,079T - 0,611$	(13)
Makkink	Makkink (1957)	$ET_0 = 0,61 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_s}{\lambda} - 0,12$	(14)
McGuinness- Bordne	McGuinness e Bordne (1972)	$ET_0 = (0,00597T - 0,0838)R_s$	(15)
Modificado Priestley-Taylor	Abtew (1996)	$ET_0 = 1,18 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_n - G}{\lambda}$	(16)
Modificado Turc	Abtew (1996)	$ET_0 = (0,2868R_s + 0,6) \frac{T_{MAX}}{T_{MAX} + 15}$	(17)
Priestley-Taylor	Priestley e Taylor (1972)	$ET_0 = 1,26 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_n - G}{\lambda}$	(18)
Stephens	Stephens (1965), Jensen (1966)	$ET_0 = (0,0158T + 0,09) \frac{R_s}{\lambda}$	(19)
Stephens-Stewart	Jensen (1966), Stephens e Stewart (1963)	$ET_0 = (0,0148T + 0,07) \frac{R_s}{\lambda}$	(20)
Xu-Singh	Xu e Singh (2000)	$ET_0 = 0,98 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{R_n - G}{\lambda} - 0,94$	(21)

ET₀ = evapotranspiração de referência (mm dia⁻¹); R_n = radiação líquida total diária (MJ m⁻² dia⁻¹); R_s = radiação incidente (MJ m⁻² dia⁻¹); G = fluxo de calor no solo (MJ m⁻² dia⁻¹); λ = calor latente de vaporização (MJ kg⁻¹); T = temperatura média diária do ar (°C); T_{MAX} = temperatura máxima diária do ar (°C); T_{MIN} = temperatura mínima do ar (°C); u₂ = velocidade do vento média diária a 2 m de altura (m s⁻¹); e_s = pressão de saturação de vapor (kPa); e_a = pressão parcial de vapor (kPa); Δ = declividade da curva de pressão de vapor em relação a temperatura média diária do ar (kPa °C⁻¹); γ = constante psicrométrica (kPa °C⁻¹); K = coeficiente empírico que depende do tipo de cobertura vegetal; P_K = porcentagem de horas de luz mensal, que depende da latitude do local; RH = umidade relativa do ar (%)

Os valores dos coeficientes de correlação encontrados foram classificados seguindo a classificação proposta por Hopkins (2000) (Tabela 5). Com o intuito de dar suporte à análise, determinou-se o índice de desempenho (c) (CAMARGO; SENTELHAS, 1997), que é o resultado do produto entre o coeficiente de correlação de Pearson (r) e o índice de concordância de Willmott (d), cujos critérios de interpretação encontram-se especificados na Tabela 6.

Tabela 5. Classificação dos valores do coeficiente de correlação de Pearson (r)

Coeficiente de correlação (r)	Classificação
0,0 a 0,1	Muito baixa
0,1 a 0,3	Baixa
0,3 a 0,5	Moderada
0,5 a 0,7	Alta
0,7 a 0,9	Muito alta
0,9 a 1,0	Quase perfeita

Tabela 6. Critérios de interpretação do índice de desempenho (c)

Índice de desempenho (c)	Classificação
> 0,85	Ótimo
0,76 – 0,85	Muito bom
0,66 – 0,75	Bom
0,61 – 0,65	Mediano
0,51 – 0,60	Sofrível
0,41 – 0,50	Mal
≤ 0,40	Péssimo

O Índice de aridez (I_a) desenvolvido por Thornthwaite (1941) e depois ajustado por Penman (1953), para fins de aplicação no Plano de Ação de Combate à Desertificação, o qual foi calculado como:

$$I_a = PM_i / ET_{0i}, \quad (22)$$

As classes de variação para esse índice são apresentadas na Tabela 7, a seguir:

Tabela 7. Classificação em função do índice de aridez (Ia)

Classificação	Ia
Hiperárido	< 0,05
Árido	0,05 < 0,20
Semiárido	0,21 < 0,50
Subúmido seco	0,51 < 0,65
Subúmido úmido	> 0,65

Sendo a susceptibilidade à desertificação classificada de acordo com três categorias que variam em conformidade com uma escala do índice de aridez (MATALLO JUNIOR, 2003): muito alta de 0,05 até 0,20, alta de 0,21 até 0,50 e moderada de 0,51 até 0,65.

O Índice climático de decomposição (ICD), o qual incorpora a sazonalidade da precipitação e temperatura como um índice integrado para predição da decomposição (PARTON et al., 2007), foi utilizado como preditor da decomposição dos resíduos e dinâmica de N. Segundo Adair et al. (2008), podemos assumir que a água controla a decomposição principalmente através do estresse hídrico, entretanto, níveis extremamente altos de umidade do solo podem não ser bem representados pelo ICD, no qual, foi calculado como função da TM, PM e ET_0 , do i th mês:

$$ICD_i = F_T(TM_i) \times F_w(PM_i; ET_{0i}), \quad (23)$$

$$F_T(TM_i) = 0.5766 \times \exp \left[308.56 \times \left(\frac{1}{56.02} - \frac{1}{(273+TM_i)-227.13} \right) \right], \quad (24)$$

$$F_w(PM_i; ET_{0i}) = \frac{1.0}{1.0 + 30 \times \exp(-8.5 \times PM_i / ET_{0i})}, \quad (25)$$

onde, $F_T(TM_i)$ e $F_w(PM_i; ET_{0i})$ são os efeitos mensais da temperatura e do estresse hídrico na decomposição. A função F_T foi empiricamente derivada com a Lloyd e Taylor, (1994) variável Q_{10} ; essa variável climática composta, prevê o efeito da decomposição climática com mais precisão (ADAIR et al., 2008).

5.5 Determinação da taxa de decomposição

A taxa de decomposição (k) foi estimada a partir do modelo exponencial proposto por (OLSON, 1963):

$$\frac{X}{X_0} = e^{-kt} \quad (26)$$

em que: X_0 é a massa inicial dos resíduos; X é a massa final depois de um dado período de tempo t ; e t é o tempo de decomposição. Onde X/X_0 é a proporção de massa remanescente ($Xt_{\%}$) em um tempo t ; calculada pela seguinte equação:

$$Xt_{(\%)} = \left(\frac{\text{Massa Final}}{\text{Massa Inicial}} \right) \times 100 \quad (27)$$

O tempo requerido para 50% de decomposição (meia vida) e 95% de decomposição (ZHAO et al., 2014), como também 99%, foi calculado por:

$$t^{0,5} = \frac{0,693}{k} \quad (28)$$

$$t^{0,95} = \frac{3}{k} \quad (29)$$

$$t^{0,99} = \frac{5}{k} \quad (30)$$

em que: k é a taxa de decomposição.

Para verificar as alterações do clima na taxa de decomposição, a equação 26 foi modificada com a inclusão dos parâmetros climáticos:

$$\frac{X}{X_0} = e^{-ktn_i} \quad (31)$$

em que: n_i (TM, PM, ET_0 , RI e ICD).

5.6 Análises estatísticas

As análises estatísticas da composição química, tempo e taxa de decomposição de galhos, folhas e raízes de Pereiro, Bom Nome e Baraúna, foram conduzidas por análise de variância (ANOVA), seguido por teste de Tukey.

Relações entre variáveis de decomposição, química do resíduo e parâmetros meteorológicos foram avaliados com testes multivariados.

Regressões lineares simples e múltiplas foram usadas para modelagem de duas maneiras: Best model (Melhor modelo) e Stepwise (Passo a passo). O Best model nos permite escolher o melhor modelo entre todos os modelos que podem lidar com um número de variáveis que variam de variáveis mínimas ou máximas. No método Stepwise, o processo é iniciado com a adição da variável de maior contribuição ao modelo (o critério utilizado é a estatística t de Student). Então, probabilidades de limiar são estabelecidas tanto para a retirada como para a inclusão de novas variáveis no modelo. Se uma segunda variável tiver uma probabilidade menor que a "Probabilidade de entrada", ela será adicionada ao modelo. O mesmo vale para a terceira variável. Depois que a terceira variável é adicionada, o impacto da remoção de cada variável presente no modelo é avaliado. Se a probabilidade for maior que a "Probabilidade de remoção",

a variável será removida. O procedimento continua até que não haja mais variáveis que possam ser adicionadas ou removidas.

A partir deste procedimento, foram utilizados alguns critérios para determinar o melhor modelo: R^2 Ajustado, Erro Quadrático Médio (MSE) e critério de informação de Akaike (AIC). Usamos o AIC modificado para amostras pequenas (ADAIR et al., 2008). Este critério permite a existência de um modelo “real” que descreve os dados desconhecidos, e tenta escolher entre um grupo de modelos avaliados, o que minimiza a divergência de Kullback-Leibler (K-L). O modelo com o menor valor de AIC ($\Delta r = \text{AICc}$ de cada modelo - AICc melhor modelo) e os pesos de Akaike (ω_r) para cada modelo é considerado o modelo de melhor ajuste. As análises dos dados foram realizadas com os softwares estatísticos SISVAR (FERREIRA, 2011) e para o Microsoft Excel (XLSTAT).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização climática da área de estudo durante o período experimental

Os dados climatológicos da estação meteorológica convencional de Serra Talhada e os índices obtidos, são apresentados na Tabela 8, onde se confirmam a baixa pluviosidade e os elevados níveis de evapotranspiração, além da constância da temperatura e radiação incidente (Figura 10). O maior valor do ICD refletiu o efeito da precipitação e o menor valor o efeito do estresse hídrico durante o período experimental de um ano e três meses.

Tabela 8. Características climáticas representativas da bacia do riacho Jacú para todo período experimental e durante as estações chuvosa e seca.

	TM (°C)	PM (mm)	ET ₀ (mm)	RI (MJ m ⁻²)	ICD	Ia	Classe Climática	Susceptibilidade à desertificação
Úmido	27,00	692,60	1709,08	22,36	0,94	0,42	Semiárido	Alta
Seco	27,41	65,40	1539,66	23,47	0,10	0,04	Hiperárido	Muito Alta
Total	27,21	758,00	3248,74	22,85	0,57	0,25	Semiárido	Alta

TM = temperatura média mensal; PM = precipitação média mensal; ET₀ = evapotranspiração de referência; RI = radiação incidente; ICD = índice climático de decomposição, Ia = índice de aridez.

Durante o período experimental, a precipitação pluviométrica apresentou distribuição irregular, principalmente entre janeiro/2016 e maio/2016. Do total precipitado, 758 mm em 456 dias, corresponderam aos meses chuvosos e secos, 91% e 9%, respectivamente. Ao todo foram nove meses chuvosos e sete meses secos, tendo a umidade gravimétrica durante o período seco, valores abaixo de 1%. O período de estiagem foi considerado de junho/2016 a janeiro/2017,

mesmo apresentando dois meses chuvosos. A partir do observado na análise de contingência, durante o período de estiagem podem ser observados meses considerados chuvosos, mais com pluviosidade não muito elevado, devido ao fato que durante esse período ocorrem as maiores variabilidades pluviométricas.

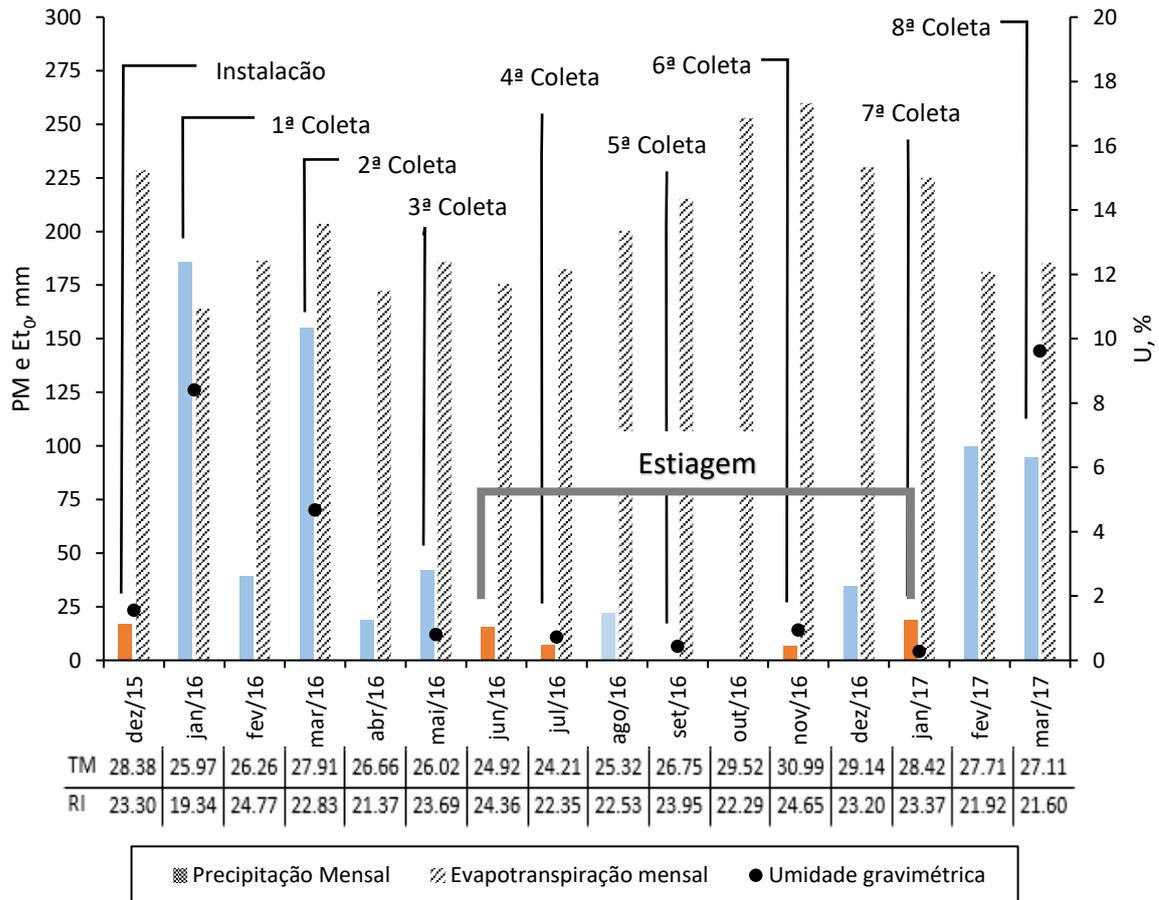


Figura 10. TM – média mensal da temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), RI – radiação incidente (MJ m^{-2}), PM – precipitação mensal (mm), ET_0 – evapotranspiração de referência (mm) e U – conteúdo de água gravimétrica (%), representativa da bacia do Jacú, durante o período experimental. Os meses chuvosos e secos, estão representadas nas cores azul e laranja, respectivamente

Lopes et al. (2009) em experimento de decomposição na cidade de Igaratu, no sertão do Ceará, registraram queda da precipitação de junho a outubro. Henriques et al. (2016) observaram que no sertão paraibano a redução da chuva ocorreu bruscamente no mês de junho, assim como, Lima et al. (2015) no sertão do Piauí, registraram baixa de precipitação de junho a setembro. Souto et al. (2009) no sertão paraibano, registraram redução da precipitação de maio a novembro.

A baixa precipitação atrelada a variabilidade temporal das chuvas, juntamente com outros fatores, corrobora para que a vegetação da região semiárida, apresente baixa produção de serrapilheira e altas taxas de decomposição. Além disso, as regiões semiáridas são apontadas pelo Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC, como aquelas que têm maior probabilidade de serem afetadas pelas crescentes tensões climáticas. No Brasil, o espaço geográfico mais vulnerável aos efeitos da desertificação e das mudanças climáticas é a região Semiárida (OYAMA; NOBRE, 2003)

No que se refere à desertificação, quanto menor o índice de aridez, maior a susceptibilidade ao processo (MATALLO JÚNIOR, 2003). Desse modo, a classificação climática para todo o período experimental foi definido como, Semiárido (Tabela 8). Os baixos valores pluviométricos e a alta evapotranspiração durante a estação seca, caracterizaram esse período com susceptibilidade à desertificação Muito Alta. Dessa forma, com a tensão climática existente pelo baixo regime de chuvas, a contínua remoção da vegetação da Caatinga sem manejo adequado ou reposição, pode projetar-se em cenários desastrosos para as futuras gerações.

6.2 Aporte de serrapilheira na área experimental

O acúmulo de serrapilheira na superfície do solo é regulado pela quantidade de material aportado e pela taxa de decomposição, correspondendo a uma das etapas mais importantes da ciclagem de nutrientes em uma região como o semiárido.

Ao final do primeiro período seco, onze meses após a instalação do experimento (Novembro/2016) (Figura 3), foram depositados $0,37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de serrapilheira e doze meses após o final do primeiro período seco (Novembro/2017) foram contabilizados na área experimental $3,48 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de serrapilheira, totalizando ao final dos dois ciclos uma produção de serrapilheira ou produção primária de $3,85 \text{ Mg ha}^{-1}$.

O material decíduo não foi fracionado em galhos, folhas, material reprodutivo etc., mas sendo composto por um mix de resíduos vegetais. Foram realizadas duas amostragens de produção de serrapilheira, pois, apenas ao final da estação seca foram observados resíduos nos coletores, enquanto se procedeu de novembro de 2016 a novembro de 2017 todas as amostragens das litterbags programadas para esse período.

O valor de produção total de serrapilheira estimada neste trabalho está abaixo do encontrado por Santos et al. (2011) e Lima et al. (2015), para uma Caatinga antropizada em processo de regeneração em Caruarú - PE, de $9,15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e Caatinga arborea-arbustiva

bem preservada no Piauí, de 8,44 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Como também, quando comparada com outros trabalhos realizados em área de Caatinga: 5,36 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (LOPES et al., 2009), 9,16 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SANTOS et al., 2011), 8,44 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (LIMA et al., 2015), 4,03 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (MOURA et al., 2016), 4,20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (HENRIQUES et al., 2016), 4,27 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (BRASIL et al., 2017).

Entretanto, foram superiores aos encontrados por Santana (2005) e Costa et al. (2010), para uma Caatinga secundária e preservada, respectivamente no Rio Grande do Norte, cujos os valores obtidos foram de 2,07 e 2,98 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Assim como, observado em outros trabalhos de produção de serrapilheira da Caatinga, 0,89 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (ALVES et al., 2006b), 1,63 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SILVA et al., 2015), 3,26 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (COSTA et al., 2015), 2,23 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SILVA et al., 2016).

Como também, foram próximos dos valores registrados para áreas com vegetação caracterizada como Caatinga arbórea-arbustiva 3,38 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (COSTA et al., 2010), 3,67 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (LOPES; ARAÚJO; VASCONCELOS, 2015), 3,78 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (HOLANDA et al., 2017). Os resultados citados foram obtidos em experimentos com doze meses de duração, entretanto, o valor médio da produção de serrapilheira neste experimento, foi obtido com dois anos de duração.

A sazonalidade da deposição de serrapilheira pode estar ligada a outros fatores, como bióticos e abióticos, incluindo o tipo de vegetação, latitude, altitude, temperatura, fotoperíodo, relevo, disponibilidade de luz durante a estação de crescimento, precipitação pluviométrica, evapotranspiração, deciduidade, estágio sucessional, herbivoria e estoque de nutrientes no solo (PINTO et al., 2008). Na região semiárida, o período de deposição de serrapilheira ocorre logo após o final do período chuvoso e início da estiagem, estendendo-se até o final da estação seca (Figura 10).

Os valores da produção de serrapilheira observados refletem a resposta do ciclo de deposição da Caatinga a pluviosidade e evapotranspiração ocorridos durante o trabalho. A precipitação e evapotranspiração acumulada ao final da primeira estação seca foi de PM = 510,00 mm e ET₀ = 2.426,93 mm; e PM = 680,00 mm e ET₀ = 2.145,34 mm, ao final da segunda estação seca. Esses valores corresponderam a 43% e 57% do total precipitado e, 53% e 47% do evapotranspirado, respectivamente. Os valores de temperatura média mensal e radiação incidente não variaram (Figura 3).

A precipitação total durante as amostragens de serrapilheira no período de 2 anos, foi de 1.190 mm, sendo que, cerca de 32%, o equivalente a 380 mm, ocorreram nos três primeiros meses após a instalação do experimento, em 2016. E, no ano consecutivo, 50% do volume

precipitado, 598 mm, ocorreram em seis meses do ano de 2017. Essa variabilidade, demonstra o quanto a vegetação da Caatinga é fortemente influenciada pelas condições climáticas, especialmente a distribuição da precipitação. Apesar da variação temporal, no período amostral, ocorreram padrões definidos de chuva nos primeiros meses do ano, seguindo-se depois de um período de redução de sete a oito meses, sendo que em alguns meses, ocorreu total ausência de precipitação (Figura 3).

Dessa forma, podemos concluir que o padrão de deposição da serrapilheira foi diretamente influenciado pelas mudanças de clima (períodos chuvoso e seco) ocorridas no bioma Caatinga.

Os maiores picos de produção de serrapilheira aconteceram nos meses de julho e agosto, coincidindo com o início da estiagem anual (COSTA et al., 2010). Segundo Alves et al. (2006b), na estação seca o pico de deposição da serrapilheira seria ocasionado pela grande queda de folhas, provocada pelo término do período chuvoso, no qual, analogamente ocorre a maior produção de folhas. À medida que a estação seca se pronuncia, a folhagem das espécies lenhosas passa a constituir a principal fonte de forragem para os animais (MOREIRA et al., 2006).

A queda das folhas é medida preventiva à alta perda de água por transpiração, característica fenológica utilizada pelas espécies da Caatinga (ANDRADE et al., 2008). A fração folha constitui a maior proporção de serrapilheira depositada em áreas de Caatinga: 56,16% (ALVES et al., 2006b), 80,62% (LOPES et al., 2009), 72% (LOPES; ARAÚJO; VASCONCELOS, 2015), 63,5% (COSTA et al., 2015), 64,9% (SILVA et al., 2015), 77,23% (HENRIQUES et al., 2016), 54,07% (SILVA et al., 2016), 70,2% (HOLANDA et al., 2017).

Dessa forma, a maior deposição de folhas pode ser explicada em função das adaptações morfológicas e fisiológicas das plantas da Caatinga, caracterizadas principalmente pela resistência ao estresse hídrico durante os períodos de estiagem.

6.3 Composição química dos resíduos vegetais das espécies arbóreas

A qualidade química dos resíduos vegetais da vegetação da Caatinga pode exercer papel preponderante como reguladora da taxa de decomposição no ambiente semiárido. Galhos, folhas e raízes das espécies avaliadas mostraram diferenças significativas na composição química inicial (Tabela 9).

Tabela 9. Teores de C, N, fibra em detergente neutro (FDN), celulose, hemicelulose e lignina, expressos em porcentagem de matéria seca (%) de diferentes resíduos de plantas e relações lignina/celulose, lignina/N e C/N, no início do experimento

Espécies	C (%)	N (%)	FDN (%)	Celulose (%)	Hemicelulose (%)	Lignina (%)	Lignina/Cel	Lignina/N	C/N
Pereiro									
Galho	48,73 Bb	1,03 Ab	67,01 Ca	33,60 Ca	20,69 Ca	12,71 Cc	0,378 Cc	12,30 Cc	47,14 Cb
Folha	52,91 Aa	1,06 Ca	42,47 Bc	11,21 Cc	14,17 Bc	17,08 Aa	1,524 Aa	16,18 Ab	50,12 Aa
Raiz	47,25 Bc	1,01 Ac	66,36 Bb	29,38 Bb	20,24 Cb	16,74 Ab	0,570 Bb	16,59 Ca	46,83 Cc
Bom Nome									
Galho	51,28 Aa	0,69 Bb	80,66 Aa	36,28 Aa	28,00 Aa	16,38 Aa	0,452 Ab	23,64 Ab	74,02 Ab
Folha	50,57 Bb	1,15 Ba	49,80 Ac	27,64 Ab	10,13 Cc	12,03 Bc	0,435 Cc	10,47 Bc	44,00 Bc
Raiz	49,00 Ac	0,61 Cc	64,78 Cb	27,29 Cc	21,51 Bb	15,98 Bb	0,586 Aa	26,12 Aa	80,10 Aa
Baraúna									
Galho	46,07 Cc	0,69 Bb	73,07 Ba	35,70 Ba	23,32 Ba	14,05 Bb	0,394 Bc	20,48 Bb	67,12 Bb
Folha	49,24 Ca	1,92 Aa	39,95 Cc	16,77 Bc	14,77 Ac	8,41 Cc	0,501 Ba	4,39 Cc	25,69 Cc
Raiz	47,21 Cb	0,69 Bb	70,84 Ab	33,52 Ab	21,62 Ab	15,69 Ba	0,468 Cb	22,67 Ba	68,21 Ba

Valores dados para C, N, fibra em detergente neutro (FDN), celulose, hemicelulose e lignina são médias.

Valores de Lignina/Cel, Lignina/N e C/N são taxas.

^{a, b, c} Diferentes letras minúsculas em negrito nas colunas representam a diferença significativa ($p < 0,01$) entre os resíduos de cada espécie.

^{A, B, C} Diferentes letras maiúsculas em negrito nas colunas representam a diferença significativa ($p < 0,01$) dos resíduos entre as espécies.

As folhas de Pereiro e Baraúna tiveram significativamente maiores teores de C ($p < 0,01$) do que galhos e raízes. Com visto, a fração folha apresenta a maior proporção dentre os resíduos aportados ao solo, dessa forma, esta fração contribui como a maior via de entrada de C ao solo.

As frações galhos e raízes normalmente apresentam valores baixos de nitrogênio. Assim, as três espécies apresentaram maiores teores de N nas folhas (Baraúna > Bom Nome > Pereiro), sendo que, a Baraúna, não apresentou diferença significativa entre galho e raiz. Santana (2005) encontrou em folhas de Pereiro em área de Caatinga preservada no Rio Grande do Norte, teores de C e N na ordem de 38,61% e 1,46%, respectivamente. Esse mesmo autor identificou na área de estudo que o Pereiro (*A. pyrifolium*), família Apocynaceae, tem ampla distribuição e elevada área basal, sendo a terceira planta de um grupo de 12 famílias, em ordem de importância no ambiente semiárido.

Segundo Pereira et al. (2012) e Lima et al. (2015), o N é o nutriente mais aportado ao solo através da serrapilheira de folhas.

Os teores de fibra em detergente neutro (FDN) e hemicelulose (Hemi), estatisticamente apresentaram padrões semelhantes, sendo que, os teores nos galhos > raízes > folhas ($p < 0,01$), com o Bom Nome apresentando os maiores teores de FDN e Hemi nos galhos, 80,66% e 28%, respectivamente.

O teor de FDN na fração galho de Bom Nome, superior à folha e raiz, devido ao fato do mesmo ser composto na sua maior parte por celulose, hemicelulose e lignina (Tabela 9).

Damasceno (2007) estudando o potencial forrageiro das espécies de Caatinga arborea-arbustiva no sertão do Seridó na Paraíba, encontrou os seguintes teores de FDN para Mororó [*Bauhinia cheilantha* (Bong.) Stand.] (58,24%), Feijão-bravo [*Capparis flexuosa* (L.) L.] (52,73%), Jurema-preta [*Mimosa ophtalmocentra* Mart. ex. Benth] (50,04%), Caatingueira [*Caesalpinia pyramidalis* Tul.] (46,91%) e Faveleira [*Cnidocolus phyllacanthus* (M.A.) Pax et K. Hoffm] (42,94%), valores próximos ao das folhas encontrados no presente estudo.

Os maiores teores de celulose (Cel) foram encontrados nos galhos de Bom Nome > Baraúna > Pereiro, entretanto, Bom Nome apresentou na fração folha maior teor de Cel do que na raiz. A celulose é o principal componente estrutural das plantas, conferido rigidez e forma (MASON, 1980). O menor teor de Cel foi encontrado na fração folha de Pereiro (11,21%), entretanto, foi próximo ao valor encontrado por Santana (2005) para folhas senescentes (13,36%).

Alto teor de lignina foi encontrado na fração folha de Pereiro, enquanto que a fração folha de Baraúna apresentou o menor teor. Pereiro também apresentou na folha maior relação Lignina/Cel. Teores semelhantes de lignina e celulose (16,22% e 13,36%) foram encontrados

por Santana (2005) em folhas de Pereiro. Lima et al. (2015) encontraram valores muito altos de lignina (49,49%) em folhas de espécies arbórea-arbustivas da Caatinga no Piauí.

Os teores de lignina encontrados nas folhas caracterizam-nas como esclerófilas, ou seja, apresentam o tecido esclerênquima fortemente desenvolvido, composto por células mortas e lignificadas, conferindo-lhes dureza e espessura grossa, o que no ambiente semiárido é de extrema importância para evitar a perda de água.

Em avaliação do potencial energético da madeira de espécies da Caatinga, Paes et al. (2013) encontraram teores de lignina em Angico-vermelho [*Anadenanthera colubrina*] (24,85%), Jurema-preta [*Mimosa tenuiflora*] (29,14%) e Jurema-vermelha [*Mimosa arenosa*] (23,32%), superiores aos valores das espécies estudadas neste trabalho. Com o aumento da maturação das plantas da Caatinga, ocorre o aumento do teor de lignina (ARAÚJO FILHO et al., 2002).

A caracterização físico-química das espécies vegetais da Caatinga, pode nos fornecer os seus potenciais usos econômico e ambiental. Numericamente, a fração raiz das espécies vegetais apresentaram maior relação Lignina/N, na ordem Bom Nome > Baraúna > Pereiro.

Estatisticamente, as maiores relações C/N foram encontradas nas raízes de Bom Nome e Baraúna, enquanto, que dentre as espécies de plantas as folhas de Pereiro apresentaram maior relação C/N. Avaliando a composição química de folhas de oito espécies da Caatinga, Primo (2016) observou dentre as espécies estudadas maior relação C/N (43,3) em Pereiro.

Desse modo, a variabilidade da composição química dos resíduos vegetais de Pereiro, Bom Nome e da Baraúna, encontrados na área experimental da bacia do Jacú, no sertão do Pajeú, poderá influenciar nos processos de decomposição e liberação de nutrientes para o solo, fatores preponderantes para manutenção e sobrevivência no ambiente semiárido.

6.4 Taxa (k) e tempo ($t_{0,5}$; $t_{0,95}$; $t_{0,99}$) de decomposição dos resíduos vegetais na bacia do riacho Jacú

A massa remanescente após 456 dias de decomposição diferiu significativamente entre os tipos de resíduos de Pereiro, Bom Nome e Baraúna (Figura 11). Os resultados expressaram o efeito da composição química dos resíduos de cada espécie, como também a ação do clima no processo de decomposição. A taxa e o tempo de decomposição dos resíduos superficiais e subsuperficiais das espécies arbóreas estudadas apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) (Tabela 10). A taxa de decomposição dos resíduos em toda a duração do experimento foi bem descrita por regressão exponencial decrescente ($p < 0,01$; $p < 0,05$), e os valores de R^2 variaram de 0,50 a 0,95 (Tabela 10).

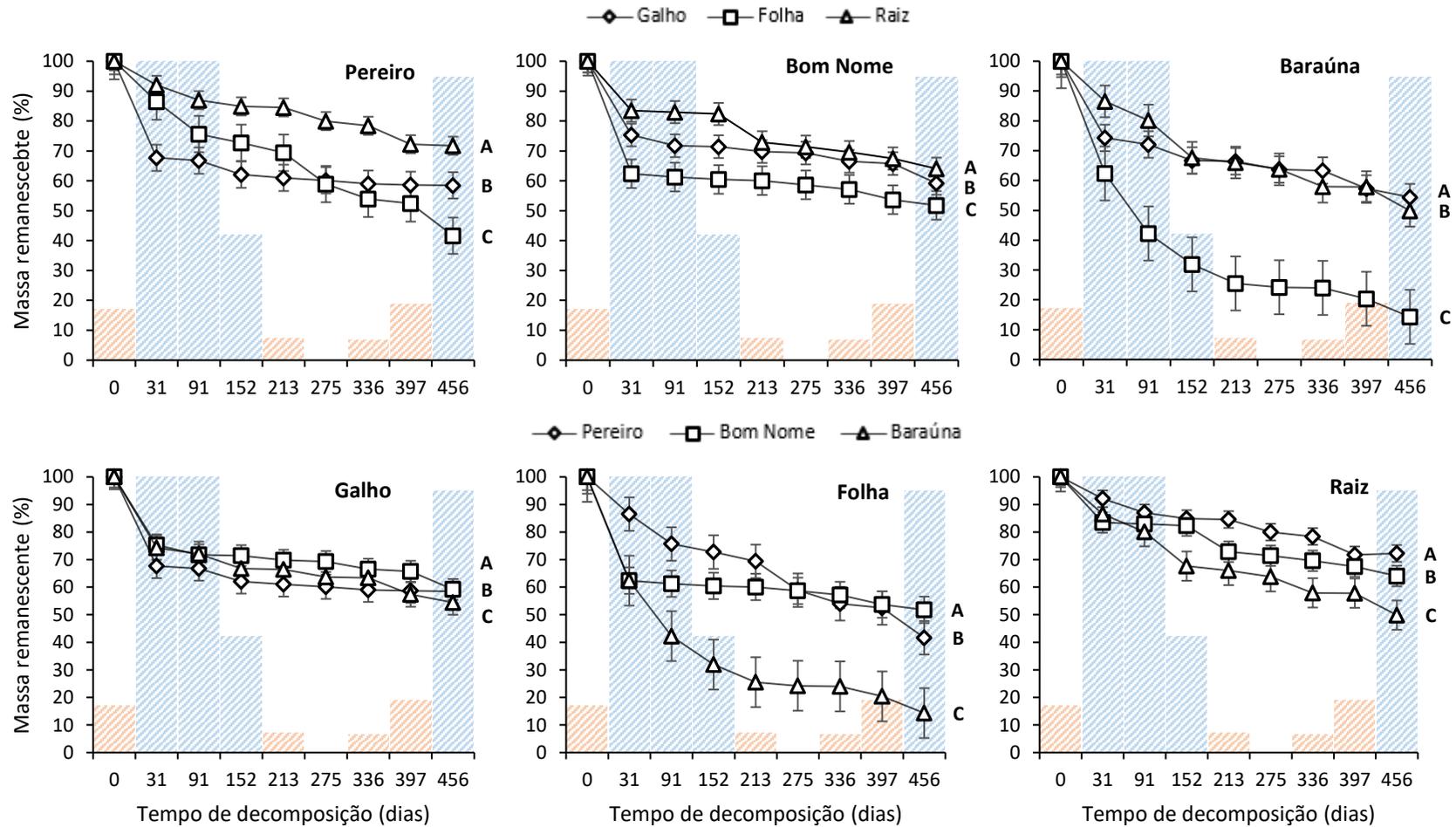


Figura 11. Massa residual de galhos, folhas e raízes de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*) durante o período de incubação de 456 dias em campo na região semiárida. No fim do experimento, valores seguidos por diferentes letras maiúsculas são significativamente diferentes ($p < 0,01$). Colunas nas cores azul e laranja, são meses úmidos e secos, respectivamente. \pm Erro padrão (n=9)

No presente estudo, entre os resíduos das três espécies arbóreas estudadas, as folhas tiveram as maiores taxas de decomposição expressas pelo decaimento exponencial ao longo do tempo (Figura 11). O efeito na curva de decaimento foi observado principalmente na fração folha da Baraúna, sendo esta a espécie que apresentou a maior taxa de decomposição em todos os resíduos (Tabela 10). Wang et al. (2015) encontraram maiores taxas de decomposição de resíduos em superfície do que em subsuperfície.

O tempo necessário para decompor 50%, 95% e 99% dos resíduos vegetais, foi sempre menor na fração folha das três espécies arbóreas estudadas (Tabela 10). Os maiores valores de k encontrados na fração folha, significa maior velocidade de decomposição e conseqüentemente menor tempo para a decomposição, entretanto, quanto mais lenta a decomposição, maior o acúmulo de resíduo.

Os estudos de decomposição no semiárido são baseados principalmente na decomposição da fração folha (SANTANA, 2005; ALVES et al., 2006a; PEGADO et al., 2008; LOPES et al., 2009; HOLANDA et al., 2015), sendo essa fração a principal via de entrada de C para o ecossistema.

Tabela 10. Taxa de decomposição (k), coeficiente de determinação (R^2), tempo requerido para 50% de decomposição ($t_{0,5}$), tempo requerido para 95% de decomposição ($t_{0,95}$) e tempo requerido para 99% de decomposição ($t_{0,99}$) de galho, folha e raiz de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*)

Espécies	Modelo	R^2	k ano ⁻¹	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$	$t_{0,99}$
Pereiro						
				Anos		
Galho	$y = 0,80e^{-0,34x}$	0,52**	0,34 Bb	2,05 Bb	8,88 Bb	14,80 Bb
Folha	$y = 0,94e^{-0,60x}$	0,95*	0,60 Ba	1,16 Bc	5,03 Bc	8,39 Bc
Raiz	$y = 0,95e^{-0,23x}$	0,91*	0,23 Cc	2,96 Aa	12,83 Aa	21,39 Aa
Bom Nome						
Galho	$y = 0,85e^{-0,30x}$	0,64**	0,30 Cb	2,35 Aa	10,16 Aa	16,94 Aa
Folha	$y = 0,78e^{-0,38x}$	0,50**	0,38 Ca	1,82 Ac	7,86 Ac	13,10 Ac
Raiz	$y = 0,92e^{-0,31x}$	0,86*	0,31 Bb	2,27 Bb	9,81 Bb	16,35 Bb
Baraúna						
Galho	$y = 0,86e^{-0,41x}$	0,76*	0,41 Ac	1,71 Ca	7,41 Ca	12,34 Ca
Folha	$y = 0,86e^{-1,93x}$	0,91*	1,93 Aa	0,36 Cc	1,55 Cc	2,59 Cc
Raiz	$y = 0,93e^{-0,54x}$	0,91*	0,54 Ab	1,28 Cb	5,53 Cb	9,22 Cb

Valores de k foram determinados usando regressão exponencial negativa ($X/X_0 = e^{-kt}$), Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ($p < 0,01^*$; $p < 0,05^{**}$).

a, b, c Diferentes letras minúsculas em negrito nas colunas representam a diferença significativa ($p < 0,01$) entre os resíduos de cada espécie.

A, B, C Diferentes letras maiúsculas em negrito nas colunas representam a diferença significativa ($p < 0,01$) dos resíduos entre as espécies.

No geral, quanto a média das taxas de decomposição dos resíduos, a Baraúna apresentou a maior taxa de decomposição ($k = 0,96 \text{ ano}^{-1}$), em comparação a Pereiro ($k = 0,39 \text{ ano}^{-1}$) e Bom Nome ($k = 0,33 \text{ ano}^{-1}$).

Dentre as três espécies arbóreas estudadas, a Baraúna foi a que apresentou o menor tempo de decomposição em todos os resíduos. O tempo de 2,59 anos necessários para que 99% das folhas de Baraúna sejam decompostas, caracteriza essa espécie arbórea como muito susceptível as variações climáticas e principalmente as alterações de manejo. Em contrapartida, as folhas de Pereiro foram mais difíceis de serem degradadas e as raízes dessa espécie dentre os resíduos apresentaram a menor taxa de decomposição ($k = 0,23 \text{ ano}^{-1}$) quando avaliamos todo o período experimental.

Santana (2005) encontrou para folhas de Pereiro nas condições do semiárido do Rio Grande do Norte, valores de k e $t_{0,5}$, de $0,0649 \text{ dia}^{-1}$ e 320 dias, respectivamente. Entretanto, este mesmo autor encontrou taxa de decomposição para serrapilheira acumulada de 0,33, valor abaixo da maior taxa de decomposição encontrada neste trabalho, mas igual a taxa média dos resíduos de Bom Nome.

Lopes et al. (2009) encontraram taxa de decomposição de 0,71, em quatro microbacias com Caatinga arbustiva-arborea no Ceará, sendo esta, superior aos valores encontrados para Pereiro e Bom Nome neste trabalho. Henriques et al. (2016) encontraram valores altos de taxa de decomposição para serrapilheira acumulada na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) na Paraíba, $1,36 \text{ ano}^{-1}$, entretanto, foi inferior a taxa de decomposição das folhas de Baraúna, aqui obtida.

Foi observado que existe uma dificuldade na comparação dos valores de taxa de decomposição com outros trabalhos, devido, principalmente, a não especificação dos resultados em dias ou anos, como também, a forma de determinação da taxa e tempo de decomposição para cada tipo de resíduo.

Segundo Anderson e Swift (1983), o valor de k é amplamente utilizado para avaliar a taxa de decomposição da serrapilheira acumulada em uma determinada área. Esses autores observaram considerável variabilidade entre os valores k para florestas tropicais, $1,1 \text{ ano}^{-1}$ a $3,3 \text{ ano}^{-1}$, e $0,4 \text{ ano}^{-1}$ a $1,4 \text{ ano}^{-1}$, para florestas temperadas.

Outros autores também encontraram variabilidade da taxa de decomposição em diferentes ecossistemas. Didham (1998) encontrou em floresta continua na Amazônia Central, taxa de decomposição média de folhas de $2,92 \text{ ano}^{-1}$, variando de $1,56 \text{ ano}^{-1}$ a $5,50 \text{ ano}^{-1}$. Vanderbilt et al. (2008) em ambientes áridos e semiáridos no Novo México, $0,32 \text{ ano}^{-1}$ a $0,76 \text{ ano}^{-1}$, assim como, Zhao et al. (2014) em clima árido, $0,20 \text{ ano}^{-1}$ a $1,53 \text{ ano}^{-1}$. Como também,

Kumada et al. (2008) encontraram para a serrapilheira removida pelo escoamento superficial e pelo vento em floresta de ambiente árido, taxa de decomposição variando de $0,38 \text{ ano}^{-1}$ a $0,55 \text{ ano}^{-1}$. Makkonen et al. (2012) encontraram para quatro biomas (Subártico, Temperado, Mediterrâneo e Tropical) variação na taxa de decomposição de $0,03 \text{ ano}^{-1}$ a $5,66 \text{ ano}^{-1}$, sendo a maior média no bioma tropical, de $2,11 \text{ ano}^{-1}$. Bothwell et al. (2014) encontraram para florestas úmidas com baixas temperaturas ($5,2 \text{ }^\circ\text{C}$), variação da taxa de decomposição de $0,60 \text{ ano}^{-1}$ a $1,47 \text{ ano}^{-1}$.

No presente trabalho, as taxas de decomposição dos resíduos vegetais variaram de $0,23 \text{ ano}^{-1}$ a $1,93 \text{ ano}^{-1}$, no entanto, os valores de k são de difícil comparação, devido ao fato que, os diferentes biomas do mundo apresentam características edafoclimáticas específicas, o que condiciona o valor da taxa de decomposição apenas para as áreas onde foram realizadas as observações.

As perdas médias de massa ao longo do período de decomposição foram de 38,3%, 36,1% e 18,7% para galhos, folhas e raízes de Pereiro; 31,4%, 41,8% e 25,7% para Bom Nome, respectivamente; e 35,2%, 69,4% e 34,1% para Baraúna, respectivamente (Figura 12). No geral, as proporções de perda de massa médias para todo o período do experimento foram de 35,0%, 49,1% e 26,2% para galhos, folhas e raízes das espécies arbóreas, respectivamente, com destaque para as folhas que também apresentaram as maiores taxas de decomposição. Estatisticamente ($p < 0,01$), as maiores perdas de massa foram observadas nas folhas de Baraúna e Bom Nome, enquanto que, Pereiro apresentou maior perda de massa na fração galho.

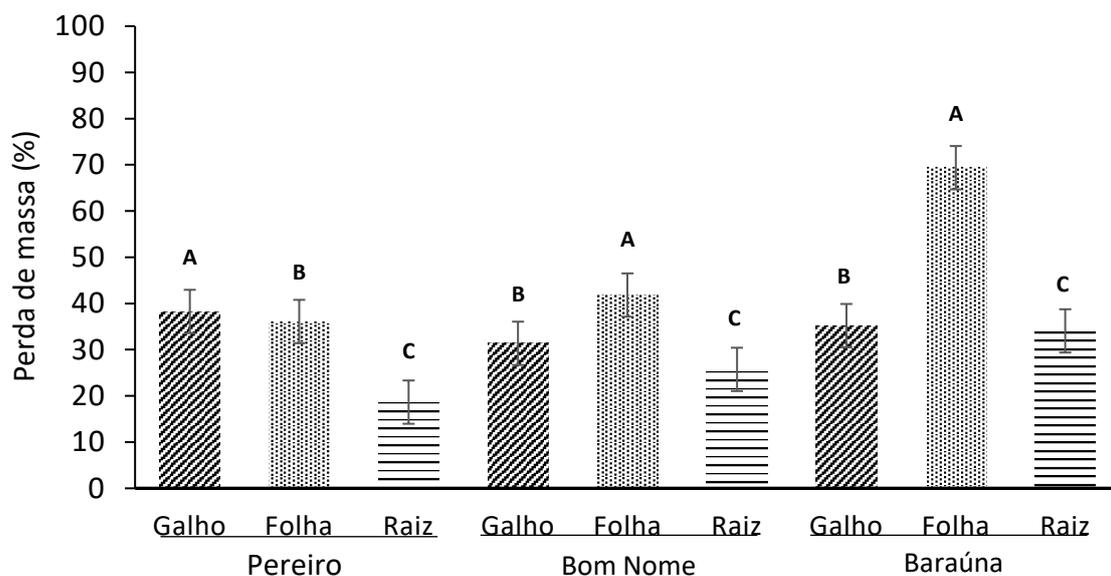


Figura 12. Perda percentual média de massa remanescente ao longo de 456 dias, de espécies nativas da região semiárida. \pm Erro padrão (n=9)

A qualidade química dos resíduos vegetais, particularmente a proporção de componentes recalcitrantes e lábeis, são responsáveis pelas variações da taxa de decomposição entre as formas de vida (MEENTEMEYER; BERG, 1986; TAYLOR et al. 1991; VIVANCO; AUSTIN 2008; SOUTO et al., 2009; AUBERT et al., 2010; ZHAO et al., 2014; HOLANDA et al., 2015; PRIMO, 2016).

A Baraúna teve maior concentração de N nas folhas do que os resíduos em subsuperfície, enquanto que os teores de FDN e lignina foram menores nas folhas (Tabela 9). Essas diferenças na composição química inicial podem explicar as diferenças nas taxas de decomposição de folhas, galhos e raízes de Baraúna, como também dos resíduos das outras espécies. A Baraúna mostrou estatisticamente decomposição mais rápida de raízes do que galhos, enquanto padrões opostos foram observados nas outras duas espécies (Tabela 10).

O teor de lignina nas folhas de Pereiro fora maior do que em galhos e raízes (Tabela 9), não comprometendo a taxa de decomposição apresentada por esse resíduo, devido, provavelmente, a maior concentração de nitrogênio. Zhao et al. (2014) encontraram maiores concentrações de N em resíduos subsuperficiais, mas o alto teor inicial de lignina afetou a decomposição. É bem estabelecido que a lignina é tipicamente resistente a decomposição (SANTANA, 2005; PAES et al., 2013; ARAÚJO FILHO et al., 2002; LIMA et al., 2015). O efeito da concentração de lignina nas folhas de Pereiro é possível de ser observado, pela resistência apresentada ao decaimento da curva de decomposição (Figura 11).

A importância da composição química inicial também foi confirmada pela decomposição de galhos e raízes de Bom Nome, os quais apresentaram resistência a decomposição. Esses resíduos apresentaram maiores relações C/N (74,02 e 80,10, respectivamente) e lignina/N (23,64 e 26,12, respectivamente), sendo que as taxas de decomposição não diferiram estatisticamente. Além disso, mesmo apresentando alta relação C/N (50,12), as folhas de Pereiro se decomposeram mais rapidamente do que galhos e raízes (Figura 11 e Tabela 10), provavelmente, devido aos maiores teores de N e carboidratos solúveis nas folhas do que os resíduos em subsuperfície. O Pereiro em comparação a outras espécies da Caatinga, foi a que menos decompôs por ação dos microrganismos do solo (ALVES et al., 2006).

As variações na decomposição dos resíduos podem estar ligadas a composição química inicial e ao efeito do clima da região. Segundo Palm e Sanchez (1991), a taxa de decomposição e a liberação de nutrientes dos materiais orgânicos são dependentes da natureza dos constituintes orgânicos, da quantidade de nutrientes no solo, da quantidade e qualidade dos organismos decompositores existentes, além e, principalmente, das condições ambientais.

Outras razões podem ter favorecido o processo de decomposição dos resíduos vegetais na área experimental, como o ambiente de decomposição favorável. Provavelmente, os resíduos tanto em superfície como em subsuperfície experimentaram condições de umidade, temperaturas adequadas e outros fatores abióticos que provavelmente também favoreceram ação da fauna do solo, principalmente de comunidades microbianas.

Poucos estudos têm simultaneamente avaliado a decomposição de resíduos vegetais em superfície e subsuperfície em ambientes áridos e semiáridos, e estes não tem mostrado consistentes correlações entre a taxa de decomposição e a composição química (SEASTEDT et al., 1992; VIVANCO; AUSTIN 2006), ou são correlacionados apenas com fatores climáticos (ALVES et al., 2006a; PEGADO et al., 2008). No presente trabalho, foi observado que a composição química inicial tem influência no processo de decomposição dos resíduos em superfície e subsuperfície, entretanto, poucas ou nenhuma correlação significativa foram observadas entre estes e a taxa de decomposição (Tabelas 11). Zhao et al. (2014) encontraram correlações significativas entre a taxa de decomposição dos resíduos em superfície e a composição química inicial.

Tabela 11. Correlações entre a taxa de decomposição (k) de galhos, folhas e raízes de espécies arbóreas da Caatinga, índices de qualidade dos resíduos (IQR) e índices climáticos (IC) de experimento de decomposição em ambiente semiárido

	Taxa de decomposição (k)								
	Pereiro			Bom Nome			Baraúna		
	Galho	Folha	Raiz	Galho	Folha	Raiz	Galho	Folha	Raiz
FDN	0,61	0,29	-0,76**	0,29	0,43	0,08	-0,09	0,07	-0,26
Hemi	0,22	0,50	-0,26	0,32	0,62***	0,54	0,28	0,25	-0,76**
Cel	0,19	0,31	-0,96*	0,23	-0,35	-0,76**	-0,73**	0,20	0,27
Lignina	-0,24	-0,16	-0,33	-0,42	0,52	0,03	0,33	-0,32	-0,19
Lignina/Cel	-0,25	-0,48	0,44	-0,45	0,53	0,73**	0,58	-0,59	-0,45
Lignina/N	0,64***	-0,11	-0,52	-0,26	0,69***	-0,11	0,91*	-0,65***	0,57
C	0,46	0,11	-0,58	-0,23	-0,50	-0,61	-0,54	-0,42	-0,86*
N	-0,52	-0,34	0,49	0,01	-0,60	-0,08	-0,53	-0,22	-0,76**
C/N	0,69***	0,94*	-0,46	-0,16	0,59	-0,18	0,70***	-0,01	-0,16
TM	-0,26	-0,21	-0,27	-0,25	-0,27	-0,33	-0,23	-0,22	-0,36
PM	0,82**	0,81**	0,67***	0,78**	0,79**	0,71**	0,81**	0,81**	0,71**
RI	-0,79**	-0,72**	-0,77**	-0,79**	-0,79**	-0,73**	-0,77**	-0,52	-0,75**
ICD	0,68***	0,68***	0,50	0,63***	0,65***	0,55	0,68***	0,72**	0,55
Ia	0,87*	0,86*	0,75**	0,84*	0,85*	0,77**	0,86*	0,80**	0,77**
ET₀	-0,55	-0,50	-0,51	-0,53	-0,55	-0,56	-0,52	-0,45	-0,58

Asteriscos indicam correlação significativa entre duas variáveis em níveis: $p < 0,01$ (*); $p < 0,05$ (**); $p < 0,10$ (***). Fibra em detergente neutro (FDN); Hemicelulose (Hemi); Celulose (Cel); Temperatura média mensal (TM); Precipitação média mensal (PM); Radiação incidente (RI); Índice climático de decomposição (ICD); Índice de aridez (Ia); Evapotranspiração de referência (ET₀)

A produção de serrapilheira pode ser comprometida por vários fatores bióticos e abióticos (PINTO et al., 2008), assim como, a taxa de decomposição também pode ser direcionada por diversos fatores (OLSON, 1963). Na região semiárida ocorrem elevada radiação solar e altas taxas de evapotranspiração, por volta de 2.000 mm (LIMA et al., 2015), além da variabilidade da precipitação pluviométrica, que torna o estresse hídrico um dos fatores limitantes nessas regiões. Neste sentido, a precipitação pluviométrica é o parâmetro climático considerado como o principal agente regulador das atividades fisiológicas das plantas e da fauna do bioma (COSTA et al., 2010). A estacionalidade hídrica, com períodos de chuva variando de quatro a seis meses, pode conduzir a variabilidades nas taxas e tempo de decomposição, ao longo das estações chuvosa e seca.

No presente trabalho, as maiores taxas de decomposição dos resíduos em superfície e subsuperfície foram encontradas na estação úmida, enquanto os resultados mostraram que os maiores tempos de decomposição foram na estação seca (Figura 11 e Tabela 12). No entanto, duas exceções foram encontradas, as folhas de Bom Nome e os galhos de Baraúna apresentaram maiores taxas de decomposição no período seco e maiores tempos de decomposição na estação úmida. No geral, as taxas e o tempos de decomposição mostraram diferenças significativas ($p < 0,01$), entre os tipos de resíduos das espécies arbóreas nas estações chuvosa e seca (Tabela 11), e as regressões exponenciais decrescentes foram bem descritas pelos valores de R^2 .

Os primeiros 31 dias, logo após a instalação do experimento quando foi realizada a primeira amostragem das litterbags, coincidiram com o início da estação chuvosa (Figura 11). Nesse período, houve um aumento rápido e abrupto na decomposição de todos os resíduos de todas as espécies. Foram decompostas em média, 29, 30 e 18% da biomassa de galhos, folhas e raízes, respectivamente (Figura 11), mesmo estes apresentando composição química diversas. Cusack et al. (2009) reportam que as folhas e raízes se decomposeram mais rápido em montanhas de baixa altitude e chuvosas, e também em florestas úmidas, e mais lentamente em florestas sazonalmente secas.

A rápida decomposição, principalmente dos resíduos em superfície, deve-se, provavelmente a intensa precipitação durante um curto período de tempo, além da umidade do solo favorecendo a atividade microbiana. Segundo Wall et al. (2008) a influência da fauna do solo na decomposição é dependente das condições climáticas predominantes. Berg et al. (1993), Irmiler (1995) e Schmidt et al. (2016) mostraram que com o aumento da disponibilidade de água e nutrientes a atividade da fauna tornou-se importante no curso da decomposição. No caso, em janeiro de 2016 foi registrado o maior pico de precipitação (185,60 mm) e umidade gravimétrica no solo (8,4%).

Tabela 12. Sazonalidade do coeficiente de decomposição (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*) nas estações úmida e seca do semiárido

Espécies	Modelo	R^2	k 0,58 ano ⁻¹	t _{0,5}	t _{0,95}	t _{0,99}	Modelo	R^2	k 0,67 ano ⁻¹	t _{0,5}	t _{0,95}	t _{0,99}
Estação Úmida						Estação Seca						
Pereiro												
Galho	$y = 0,68e^{-0,13x}$	0,86*	0,13 Cc ^A	5,37 Aa ^B	23,23 Aa ^B	38,72 Aa ^B	$y = 0,64e^{-0,08x}$	0,88*	0,08 Cc ^B	8,94 Aa ^A	38,69 Aa ^A	64,48 Aa ^A
Folha	$y = 0,90e^{-0,60x}$	0,99*	0,60 Ba ^A	1,16 Bc ^B	5,03 Bc ^B	8,39 Bc ^B	$y = 0,93e^{-0,55x}$	0,82*	0,55 Ba ^B	1,27 Bc ^A	5,49 Bc ^A	9,16 Bc ^A
Raiz	$y = 0,92e^{-0,20x}$	0,97*	0,20 Cb ^A	3,41 Ab ^B	14,75 Ab ^B	24,59 Ab ^B	$y = 0,91e^{-0,17x}$	0,73*	0,17 Bb ^B	3,98 Bb ^A	17,23 Bb ^A	28,71 Bb ^A
Bom Nome												
Galho	$y = 0,76e^{-0,20x}$	0,98*	0,20 Bb ^A	3,49 Bb ^B	15,13 Bb ^B	25,21 Bb ^B	$y = 0,74e^{-0,12x}$	0,99*	0,12 Bc ^B	5,79 Ba ^A	25,07 Ba ^A	41,78 Ba ^A
Folha	$y = 0,64e^{-0,16x}$	0,99*	0,16 Cc ^B	4,37 Aa ^A	18,94 Aa ^A	31,56 Aa ^A	$y = 0,70e^{-0,23x}$	0,96*	0,23 Ca ^A	2,97 Ac ^B	12,86 Ac ^B	21,43 Ac ^B
Raiz	$y = 0,88e^{-0,24x}$	0,94*	0,24 Ba ^A	2,94 Bc ^B	12,71 Bc ^B	21,19 Bc ^B	$y = 0,79e^{-0,13x}$	0,81*	0,13 Cb ^B	5,36 Ab ^A	23,20 Ab ^A	38,67 Ab ^A
Baraúna												
Galho	$y = 0,77e^{-0,29x}$	0,99*	0,29 Ac ^B	2,38 Ca ^A	10,31 Ca ^A	17,18 Ca ^A	$y = 0,81e^{-0,31x}$	0,81*	0,31 Ab ^A	2,20 Cb ^B	9,53 Cb ^B	15,88 Cb ^B
Folha	$y = 0,71e^{-1,75x}$	0,96*	1,75 Aa ^A	0,40 Cc ^B	1,72 Cc ^B	2,86 Cc ^B	$y = 0,38e^{-0,59x}$	0,97*	0,59 Aa ^B	1,18 Cc ^A	5,11 Cc ^A	8,52 Cc ^A
Raiz	$y = 0,88e^{-0,44x}$	0,91*	0,44 Ab ^A	1,59 Cb ^B	6,88 Cb ^B	11,47 Cb ^B	$y = 0,74e^{-0,29x}$	0,83*	0,29 Ac ^B	2,42 Ca ^A	10,46 Ca ^A	17,44 Ca ^A

Valores de k foram determinados usando a regressão exponencial negativa ($X/X_0=e^{-kt}$) de Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ($p<0,01^*$).

0,58 e 0,67 ano⁻¹, são equivalentes a 211 e 245 dias, respectivamente.

(t_{0,5}, t_{0,95} e t_{0,99}), são 50%, 95% e 99% da decomposição, respectivamente.

^{a, b, c} Diferentes letras minúsculas em negrito após valores de k, t_{0,5}, t_{0,95} e t_{0,99} representam diferenças significantes ($p<0,01$) entre os resíduos de cada espécie.

^{A, B, C} Diferentes letras maiúsculas em negrito representam a diferença significativa ($p<0,01$) dos resíduos entre as espécies.

^{A, B, C} Diferentes letras maiúsculas em negrito e em sobrescrito representam a diferença significativa ($p<0,01$) entre os resíduos das espécies entre as estações.

Outro fato é que os resíduos expostos em superfície, estão susceptíveis a degradação física pelos fatores climáticos.

Rápida decomposição está associada com alta proporção de componentes lábeis (ZHANG et al., 2008; COTRUFO et al., 2013), isso também pode explicar a rápida decomposição inicial observada em todos os resíduos de todas as espécies (Figura 11), visto que para o experimento de decomposição, foram coletados materiais ainda na planta, de modo a preservar a composição química inicial. Desse modo, componentes lábeis das espécies arbóreas do bioma Caatinga podem determinar os padrões e as taxas de decomposição dos resíduos.

Analogamente, componentes recalcitrantes tais como os teores de FDN e lignina, além das relações lignina/N e C/N, podem retardar o processo de decomposição. A lignina é uma das estruturas mais complexas constituintes das plantas, a qual é o maior fator constituinte para recalcitrância no processo de decomposição (KÖGEL-KNABNER, 2002; FUJII; TAKEDA 2010; AUSTIN; BALLARÉ, 2010; TILSTON et al., 2013) e pode ser um bom preditor da taxa de decomposição (CUSACK et al., 2009).

A umidade presente no solo não é função apenas da precipitação e evapotranspiração, também deve-se levar em conta a textura e estrutura do solo, além da quantidade e qualidade da matéria orgânica. Além disso, na área estudada, os solos são pouco profundos, com capacidade de infiltração baixa, o que favorece a formação de escoamento superficial e consequente remoção física da serrapilheira. Kumada et al. (2008) estimaram que 59-75% da serrapilheira aportada ao solo em floresta de clima árido, era removida fisicamente pelo escoamento superficial e pelo vento.

Para todas as espécies arbóreas, a perda de massa foi constante até o final do experimento (Figura 11). Entretanto, nota-se maior estabilização na curva de decomposição das folhas de Bom Nome e galhos de Baraúna, logo após o maior ponto de inflexão durante a estação chuvosa. A estabilização desses resíduos, pode estar ligada a lixiviação de compostos de baixo peso molecular, resultando no aumento relativo de compostos recalcitrantes, como celulose e lignina, que apresentam baixa degradação enzimática (Figura 14). Após 456 dias da instalação do experimento, as maiores perdas de massa dos resíduos em superfície e subsuperfície, em média 42% e 26%, respectivamente, foram observadas durante a estação seca (Figura 13).

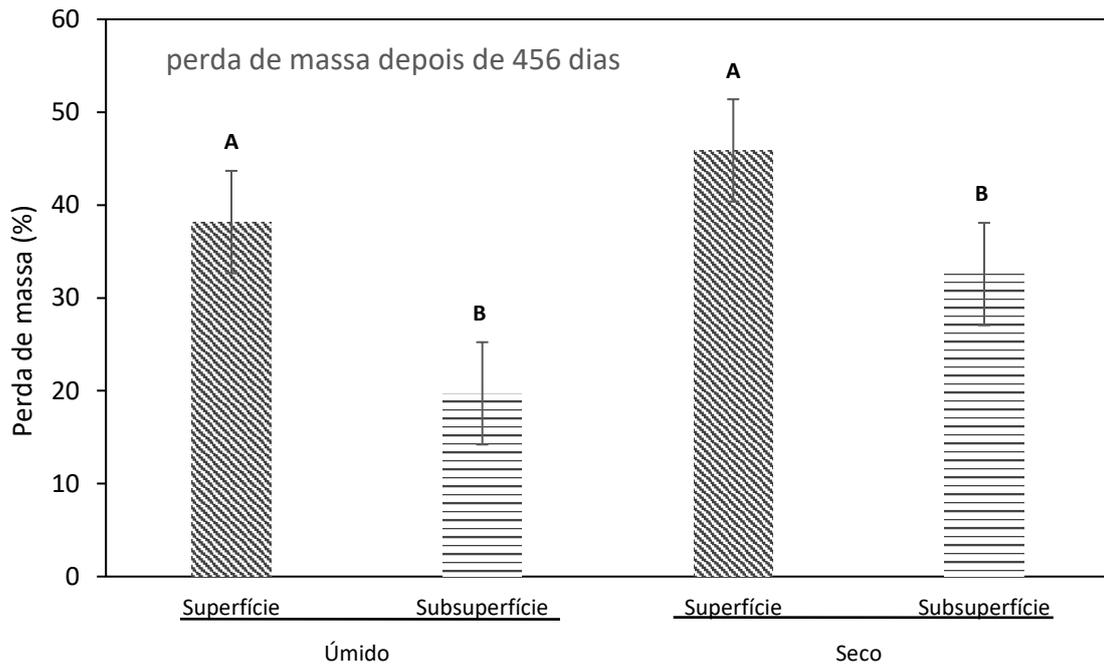


Figura 13. Perda de massa média de resíduos de superfície e em subsuperfície ao longo de 456 dias durante as estações úmida e seca. Valores seguidos por diferentes letras maiúsculas são significativamente diferentes ($p < 0,01$). \pm Erro padrão ($n=9$)

A passagem da estação úmida para a estação seca (Figura 11), com temperatura e radiação solar constantes, além dos altos valores de evapotranspiração, favoreceram o processo cíclico de umedecimento e secagem, provocando acentuada degradação mecânica dos resíduos. Atrelado a perda de compostos lábeis, esses processos podem ter corroborado para os maiores valores de perda de massa observados na estação seca. Entretanto, de forma geral as taxas de decomposição foram reduzidas e o tempo requerido para decomposição foi maior durante a estação seca (Tabela 12).

Não foram encontrados estudos que, simultaneamente, tenham avaliado a decomposição de resíduos em superfície e subsuperfície em ecossistemas semiáridos durante os períodos chuvosos e secos. Dessa forma, embora a composição química dos resíduos das espécies arbóreas do semiárido apresentem grande importância no processo de decomposição, o regime hídrico foi o fator preponderante no processo de decomposição, apresentando positivas correlações significativas com a taxa de decomposição (Tabela 11). Os resultados obtidos suportam a primeira hipótese que a composição química e os fatores climáticos, principalmente os teores de N e lignina, como também a precipitação podem afetar a decomposição dos diferentes tipos de resíduos vegetais da Caatinga, sendo os resíduos em superfície (folhas) mais influenciados.

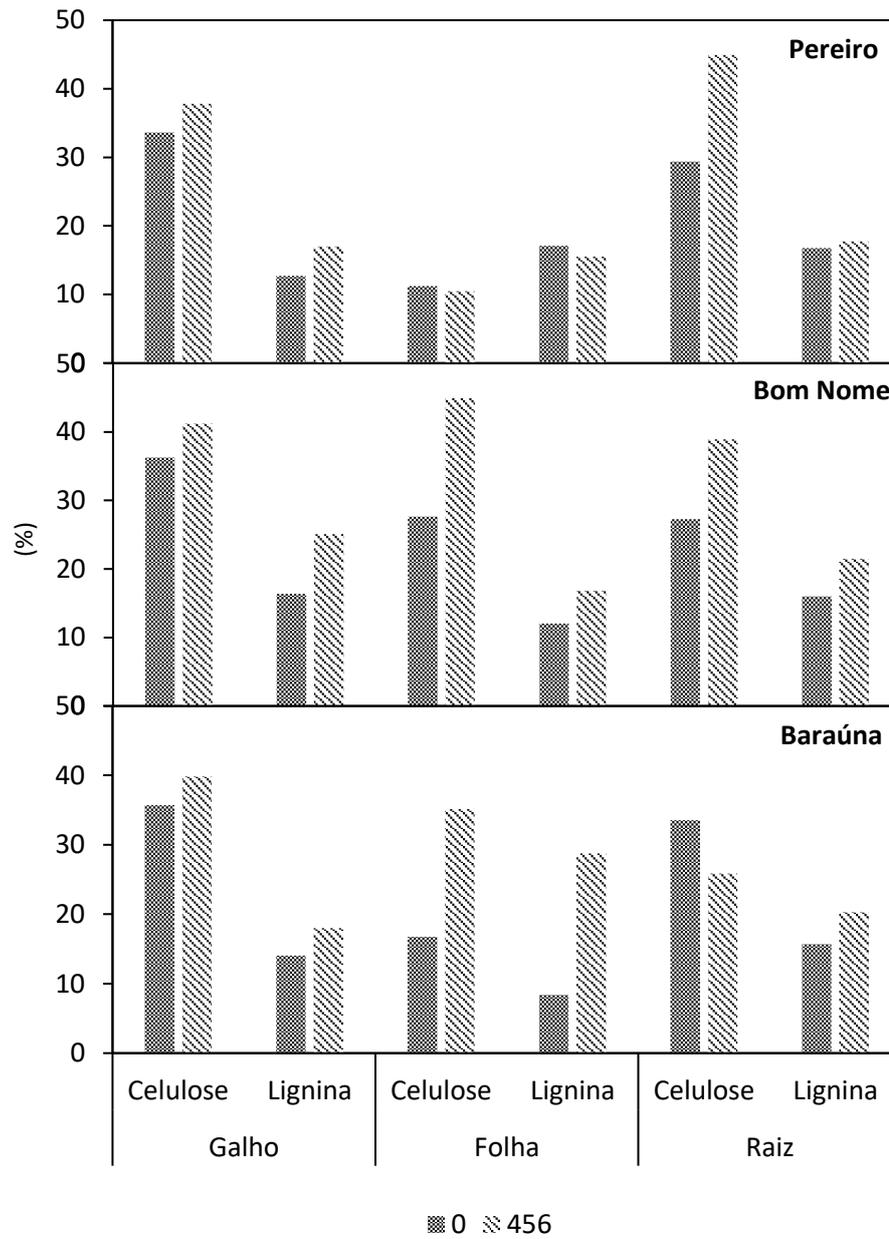


Figura 14. Concentração de celulose e lignina, nos resíduos vegetais de Pereiro (*Aspidosperma pyriforme*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart.) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), no início e após 456 dias da instalação do experimento de decomposição na bacia do Jacú

6.5 Liberação de Nitrogênio no processo de decomposição nas estações úmida e seca

A hipótese de que a concentração inicial de N afetaria a mineralização de N durante o processo de decomposição foi apenas parcialmente suportada. Galhos, folhas e raízes de Pereiro, Bom Nome e Baraúna apresentaram ao longo de 456 dias de experimento, diferentes padrões de mineralização e imobilização (Figura 15).

O fluxo de N segue um padrão caracterizado por uma curva com três fases: lixiviação, acumulação e liberação, podendo ocorrer mais de uma fase ao mesmo tempo, e não necessariamente na mesma ordem (BLAIR, 1988). Apesar das folhas apresentarem maiores concentrações iniciais de N, aos 31 dias, período no qual ocorreu o maior volume de precipitação e conteúdo de água no solo, houve maior liberação de N pelos galhos de Baraúna e Pereiro, seguido das raízes de Baraúna, galhos de Bom Nome e folhas de Baraúna, e raízes de Bom Nome. Neste mesmo período, também foi observada imobilização do N pelas folhas de Pereiro e Bom Nome, como também pelas raízes de Pereiro.

Com a chegada da chuva após a estação seca, Santana (2005) também observou significativa acumulação de N pelas folhas Pereiro. Este mesmo autor encontrou liberação de N durante a estação seca. A imobilização do N pelas folhas de Pereiro, assim como em outros resíduos, de modo geral, pode estar ligada a altos teores de lignina, baixa concentração de N e pequena taxa de decomposição (HENDRICKS; BORING, 1992).

Foram observadas grande contribuição das raízes de Pereiro e Bom Nome na liberação de N durante a estação chuvosa. Segundo Silver e Miya (2001) e Vivanco e Austin (2006), a alta liberação de N por raízes pode ocorrer porque o microambiente abaixo do solo fornece condições mais favoráveis, como melhor umidade, matéria orgânica e teores de N mineral para microrganismos do que nas condições de superfície do solo. Nossos resultados também são consistentes com os resultados de Adair et al. (2008).

Parton et al. (2007) observaram que a liberação de N das raízes foi muito mais rápida do que nas folhas. Zhao et al. (2014) encontraram liberação de N pelas raízes durante a decomposição, mesmo apresentando baixa concentração inicial de N e alta relação C/N. As relações C/N durante o período chuvoso, apresentaram comportamento contrário (Figura 16), ou seja, maiores relações C/N foram indicativo que houve liberação de N, enquanto, que a diminuição das relações C/N, implicam em acúmulo de N pelos microrganismos. Aos 91 dias, ainda no período chuvoso, com excessão dos galhos de Bom Nome, todos os outros resíduos em superfície apresentaram imobilização (Figura 15).

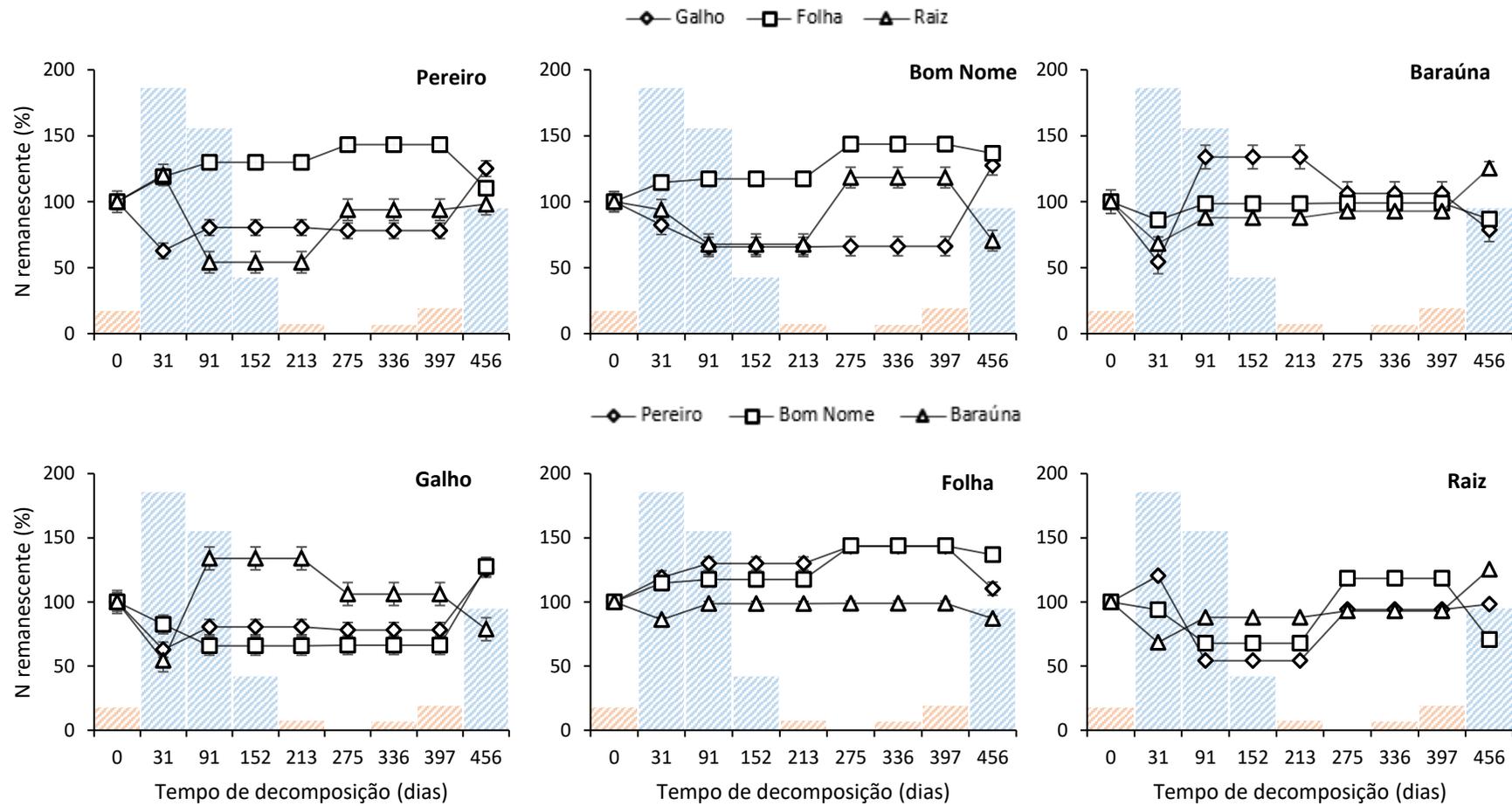


Figura 15. N residual (como porcentagem do conteúdo inicial) de resíduos superficiais (folhas e galhos) e em subsuperfície (raízes) de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart.) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), durante processo de decomposição nas estações úmida e seca. Colunas nas cores azul e laranja, são meses úmidos e secos, respectivamente. \pm Erro padrão (n= 9)

Enquanto, que dentre os resíduos em subsuperfície, apenas as raízes de Baraúna apresentaram imobilização (Figura 15). Com o início da estação seca, houve uma relativa estabilização na mineralização e imobilização do N, principalmente pelos resíduos em superfície, mantendo-se até o retorno do período chuvoso, onde ocorreram novas alterações no processo de liberação e acúmulo de N.

Neste estudo, em média, os resíduos em subsuperfície tiveram baixa concentração inicial de N (0,72%) e alta relação C/N (70), enquanto os resíduos em superfície tiveram maiores concentrações iniciais de N (1,11%) e baixas relações C/N (49) (Figuras 15; 16). A imobilização microbiana de N é o processo predominante durante a decomposição dos resíduos, quando a relação C/N é maior do que 25 (FREY et al., 2000; PARTON et al., 2007; CUSACK et al., 2009).

Isto pode explicar o efeito da grande rede de imobilização de N em todas as estações, mesmo a relação C/N dos resíduos em superfície e subsuperfície em nosso estudo não satisfazendo os padrões dos processos de mineralização e imobilização de N. Durante o processo de decomposição, a quantidade de elementos nos resíduos, tal como P ou N, aumentam devido a imobilização pela microflora (AUBERT et al., 2010). A passagem da estação úmida para a seca, a qual foi sequencial, favoreceu a alteração das concentrações de N, relação C/N e perda de massa dos resíduos em superfície e subsuperfície na estação seca (Figuras 15; 16).

Entretanto, neste estudo foi observado que a relação C/N não limitou o processo de decomposição e liberação de N, como observado nos meses iniciais do experimento (Figura 16). Provavelmente, a variação da rede de liberação de N na decomposição de resíduos em superfície e subsuperfície nas estações úmida e seca foi causada por fatores abióticos, tal como, fragmentação física e lixiviação, causados pela precipitação e alta evapotranspiração, seguido por temperatura e radiação solar constante.

Estudos realizados em áreas áridas, como no deserto de Chihuahua, Novo México – EUA, evidenciaram que a taxa de decomposição é relativamente independente da evapotranspiração no período experimental (SANTOS et al., 1984). Esses resultados corroboram com as correlações não significativas encontradas entre a evapotranspiração e a taxa de decomposição (Tabela 11).

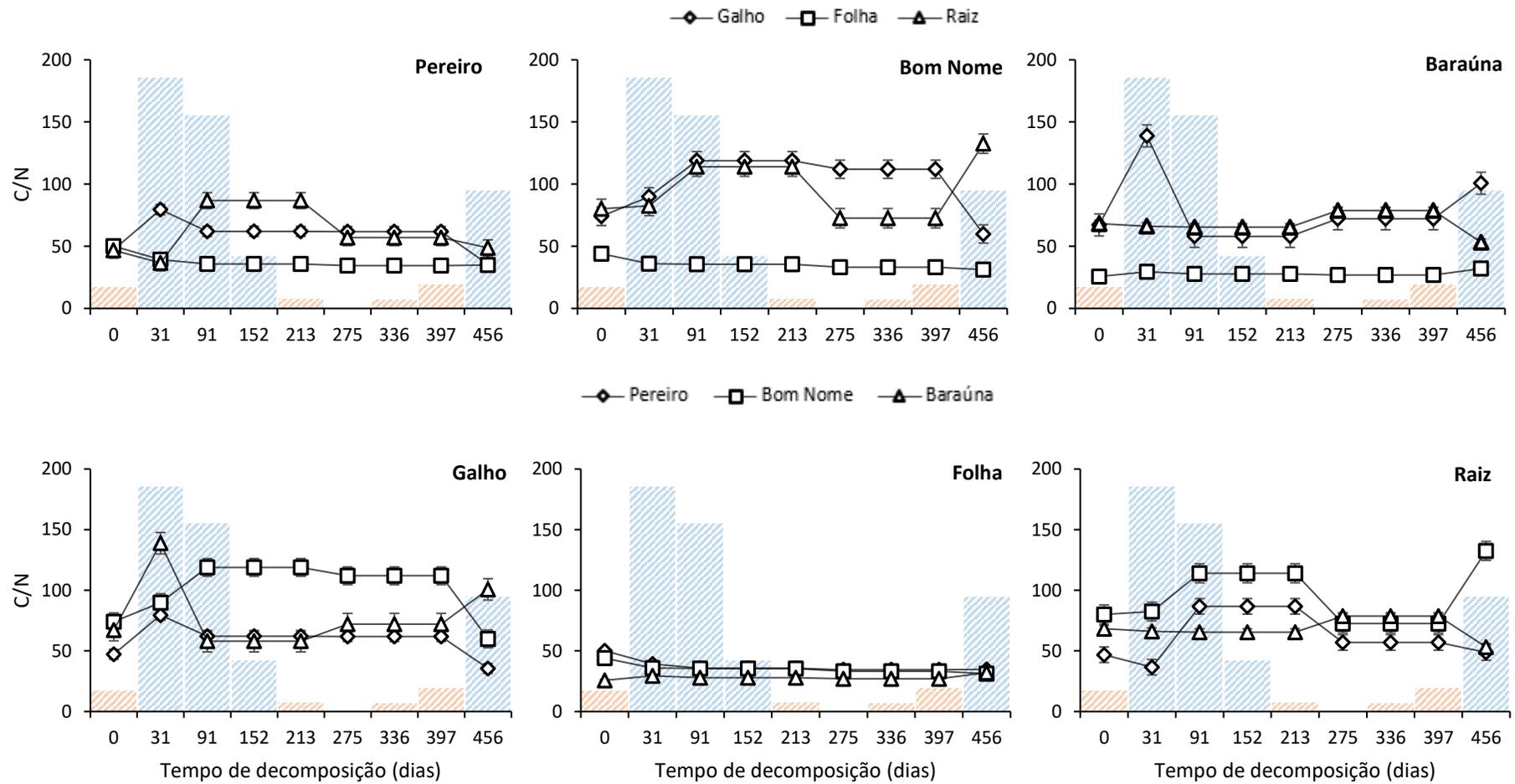


Figura 16. Relação C/N de resíduos superficiais (folhas e galhos) e resíduos em subsuperfície (raízes) de Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), Bom Nome (*Maytenus rigida* Mart.) e Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), durante processo de decomposição nas estações úmida e seca. Colunas nas cores azul e laranja, são meses úmidos e secos, respectivamente. \pm Erro padrão (n=9).

A radiação UV pode positivamente afetar a perda de massa através da quebra fotoquímica do resíduo (GEHRKE et al., 1995; ROZEMA et al., 1997; PANCOTTO et al., 2005; AUSTIN; VIVANCO, 2006; HUANGA; ZHAO; LIA, 2017). O efeito da imobilização do N tanto em superfície como em subsuperfície foi principalmente observado durante a estação seca, devido provavelmente a redução da precipitação e atividade da fauna sobre os resíduos. O efeito da fauna do solo na decomposição, aumenta com o aumento da precipitação e mínima temperatura (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Altos níveis de radiação podem diretamente influenciar a decomposição pelo efeito negativo na comunidade de decompositores (NEWSHAM et al., 1997; DUGUAY; KLIRONOMOS, 2000; PANCOTTO et al., 2003; ADAIR et al., 2008; GALLO et al., 2009; USELMAN et al., 2011; YANNI et al., 2015).

Segundo Vanderbilt et al. (2008), a estimulação da comunidade de decompositores por aumento da umidade do solo no ambiente semiárido pode ser limitada para curtos períodos seguindo os eventos de precipitação, mas os efeitos da fotodegradação e a fragmentação física podem ser mais significativos.

Em todo o experimento, foi observada a presença de decompositores apenas na segunda coleta das litterbags, logo após os maiores eventos de chuva registrados, já no final do período chuvoso, o que corrobora com as afirmações anteriores (Figura 17). Em ambientes áridos e semiáridos onde a biótica decomposição não é favorecida, abióticos fatores podem controlar as de perda de massa dos resíduos (SONG et al., 2013). Fatores, tais como, diferentes ambientes físico-químicos ou composição dos decompositores, podem ser responsáveis pelas diferenças na dinâmica do N entre a decomposição de resíduos em superfície e subsuperfície (FUJII; TAKEDA, 2010).

A mineralização da matéria orgânica do solo pode não depender da biomassa microbiana ou atividade específica, sendo que os processos de liberação de carbono biodisponíveis em sistemas com limitação de carbono, são abióticos (KEMMITT et al., 2008; KLOTZBÜCHER et al., 2011). Também, abióticos fatores podem inibir a ação de decompositores, reduzindo eficiência do uso do C e causar a fixação (SEASTEDT et al. 1992; PARTON et al. 2007; KLOTZBÜCHER et al., 2011).

A qualidade dos resíduos em subsuperfície foi grandemente importante na mineralização do C (FANIN; BERTRAND, 2016). Entretanto, a maior perda de C dos resíduos nas condições úmidas foi devida principalmente a grande influencia da fauna nos processos de fragmentação (WACHENDORF et al., 1997), principalmente minhocas e larvas de dípteros.

No presente estudo, o processo de imobilização de N principalmente durante a estação seca na região semiárida pode não causar muitos danos as espécies nativas, devido ao

metabolismo resistente ao estresse hídrico e nutricional que elas possuem. Por outro lado, o processo de mineralização durante a estação úmida pode ocasionar grandes perdas de nutrientes, principalmente nitrogênio, devido remoção pelo escoamento superficial (SCHICK et al., 2000; BERTOL et al., 2004; SILVA et al., 2005), além da lixiviação. Sendo os solos do semiárido em boa parte apresentando pobres características físicas, além de baixo conteúdo de matéria orgânica. Outro ponto, é que contínuas mudanças climáticas podem influenciar diferentemente a decomposição desses resíduos (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013), alterando a ciclagem de C e N no semiárido.



Figura 17. Fauna do solo registrada logo após os eventos de chuva durante o experimento de decomposição de curta duração

6.6 Sensibilidade da qualidade dos resíduos e parâmetros climáticos a modelagem de decomposição em experimento de curta duração

Baseado nos resultados obtidos por Análise de Componentes Principais - ACP, tentou-se reduzir as dimensões das variáveis originais sem que houvesse perda das informações. As Componentes Principais referente aos resíduos em superfície (galho e folha) e subsuperfície (raiz) foram responsáveis por 65,66%, 73,68% e 73,99% da variação total, sobre a decomposição, composição química e parâmetros climáticos dos resíduos em superfície e subsuperfície, respectivamente (Figuras 18). Dentro da primeira componente principal (CP1) seguindo o nível de correlação, destacaram-se as seguintes variáveis: para galho, $k \text{ ano}^{-1}$, $X_t\%$ e ML com correlação negativa (decomposição); I_a , PM, ICD, com RI e ET_0 apresentando correlação negativa (climático); Lignina/N, FDN, Hemi e C/N (química). Para folha, $k \text{ ano}^{-1}$, $X_t\%$ e ML com correlação negativa (decomposição); I_a , PM, ICD, com RI e ET_0 apresentando correlação negativa (climático); C/N, Hemi, Lignina/N, N e C apresentando correlação negativa (química). Para raiz, $k \text{ ano}^{-1}$, $X_t\%$ e ML com correlação negativa (decomposição); I_a , PM, ICD, com RI e ET_0 apresentando correlação negativa (climático); Lignina, FDN, Cel e C todos apresentando correlação negativa (química).

Na segunda componente principal (CP2) as variáveis de composição química tiveram mais destaque. Para galho, N e Lignina; folha, Cel, Lignina e Lignina/Cel; raiz, C/N, Hemi e N, foram evidentes.

Como hipotetizou-se, depois da redução da dimensionalidade das variáveis, através da análise de componentes principais, $k \text{ ano}^{-1}$ foi a variável de decomposição com maior peso para a constituição do autovetor 1 dos resíduos em superfície e subsuperfície (Figura 18). A taxa de decomposição 'k' é a variável usual para a caracterização dos processos de decomposição (MAKKONEN et al., 2012; GARCÍA-PALACIOS et al., 2013; ZHAO et al., 2014; BOTHWEL et al., 2014).

Associada a taxa de decomposição, parâmetros climáticos ICD, PM e I_a , bem como, a composição química dos resíduos, Lignina/N e Hemi, de acordo com a ACP, são os melhores preditores do processo de decomposição, corroborando com alegações do item 6.4 deste trabalho.

Trofymow et al. (2002) e Currie et al. (2009) encontraram que a relação Lignina/N foi a variável que melhor representou o efeito da qualidade da fonte dos resíduos na decomposição.

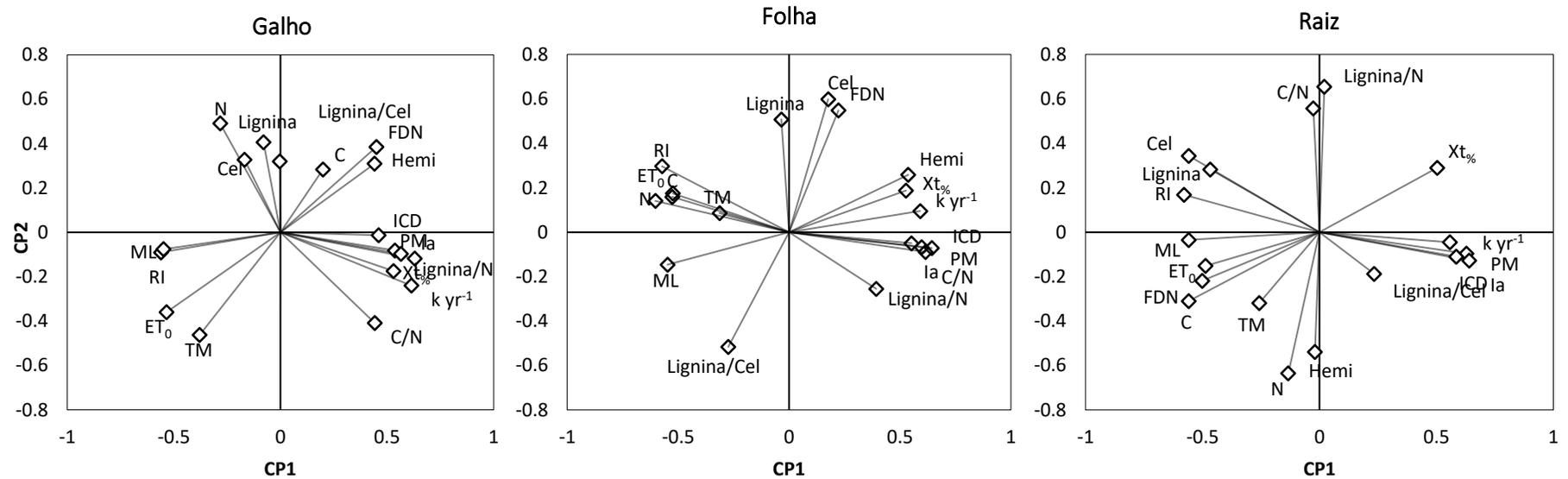


Figura 18. Análise de Componentes Principais (ACP) com coordenação de 18 variáveis (Química e Climática) de experimento de decomposição de resíduos em superfície (Galho e Folha) e subsuperfície (Raiz), de espécies do bioma Caatinga da região semiárida do Brasil. Componentes principais explicam a variância de Galho – 45,87% (CP1) e 19,79% (CP2); Folha - 54,03% (CP1) e 19,65% (CP2); Raiz – 47,90% (CP1) e 26,09% (CP2).

A variável ICD é um bom descritor de como o clima afeta a decomposição (DEL GROSSO et al., 2005; PARTON et al., 2007; CUSACK et al., 2009). As relações apresentadas com ICD refletem o controle do clima na taxa de decomposição (PARTON et al., 2007). Altos valores de ICD refletem o efeito da precipitação, entretanto, menores valores refletem o efeito do estresse hídrico. Cusack et al. (2009) encontraram ICD's para florestas secas e florestas úmidas de 0,39 e 0,89, respectivamente. Nosso valor de ICD na estação seca (0,12) foi próximo do encontrado por Parton et al. (2007), ICD = 0,11, para regiões áridas.

Embora, que as variáveis TM, ET_0 e RI foram negativamente correlatas com $k \text{ ano}^{-1}$, os efeitos da temperatura e do estresse hídrico na decomposição foram descritos pela variável ICD dentro do experimento de decomposição de curta duração (Figura 18). Deve ser enfatizado que a variável ICD é composta por componentes climáticos (TM, PM, ET_0), como também a variável Ia, a qual é resultado da relação entre PM e a ET_0 (Equação 22). Gholz et al. (2000) e Adair et al. (2008) também encontraram variável composta ICD como um bom preditor dos efeitos do clima na decomposição do que ET_0 ou TM individualmente. Esta variável, pode nos trazer mais informações importantes no estudo dos processos de decomposição de resíduos no ambiente semiárido.

Já é sabido que outros fatores climáticos (USELMAN et al., 2011), além da composição química do resíduo (SONG et al., 2013), podem mascarar a ação de outros fatores atuantes no processo de decomposição. Segundo Foereid et al. (2011) ainda não é conhecida a extensão da fotodegradação com outros mecanismos de degradação de resíduos. No entanto, quando introduzimos as variáveis meteorológicas na equação de decomposição de modo a identificar alterações nas taxas de decomposição dos resíduos das espécies arbóreas estudadas, encontramos efeitos significativos para temperatura e radiação incidente (Tabelas 13, 14 e 15).

Entretanto, todos resultados obtidos das taxas de decomposição foram subestimados, ou seja, a velocidade de decomposição foi reduzida em comparação as taxas de decomposição padrão. Assim como, o tempo necessário para decomposição de 50, 95 e 99% dos resíduos foram superestimados. Apesar disto, boas correlações foram encontradas entre as curvas de decomposição obtidas pelo efeito da temperatura e radiação incidente, com relação a curva padrão de cada resíduo (Figuras 19, 20, 21).

Levando em consideração os resultados obtidos, as alegações de Moorhead e Callaghan (1994) de que as elevações dos níveis da radiação UV-B podem causar alterações na composição química dos resíduos, modificando a taxa de decomposição em superfície, podem ser suportadas. Segundo este mesmo autor, um enorme número de reações químicas pode ocorrer mudando a natureza do substrato.

Tabela 13. Coeficiente de decomposição modificado (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de *Aspidosperma pyrifolium* nas condições do semiárido

Resíduo	Variável	Modelo	k ano ⁻¹	R ²	t _{0,5}	t _{0,95}	t _{0,99}
Galho	TM	$y = 0,79e^{-0,012x}$	0,012	0,49**	59,68	258,36	430,60
	PM	$y = 0,69e^{-0,002x}$	0,002	0,09 ^{ns}	410,41	1776,66	2961,10
	RI	$y = 0,80e^{-0,015x}$	0,015	0,52**	47,45	205,40	342,34
	ICD	$y = 0,68e^{-0,097x}$	0,097	0,07 ^{ns}	7,16	31,01	51,69
Folha	TM	$y = 0,93e^{-0,021x}$	0,021	0,95*	32,78	141,89	236,49
	PM	$y = 0,74e^{-0,004x}$	0,004	0,26 ^{ns}	171,03	740,38	1233,97
	RI	$y = 0,94e^{-0,026x}$	0,026	0,94*	27,10	117,33	195,56
	ICD	$y = 0,74e^{-0,268x}$	0,268	0,27 ^{ns}	2,58	11,18	18,64
Raiz	TM	$y = 0,94e^{-0,008x}$	0,008	0,88*	85,74	371,17	618,62
	PM	$y = 0,86e^{-0,001x}$	0,001	0,24 ^{ns}	467,99	2025,95	3376,58
	RI	$y = 0,95e^{-0,010x}$	0,010	0,90*	69,00	298,72	497,86
	ICD	$y = 0,86e^{-0,091x}$	0,091	0,23 ^{ns}	7,59	32,86	54,76

Valores de k foram determinados usando regressão exponencial negativa modificada ($X/X_0=e^{-kt^n}$) de Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ($p < 0,01^*$; $p < 0,05^{**}$).

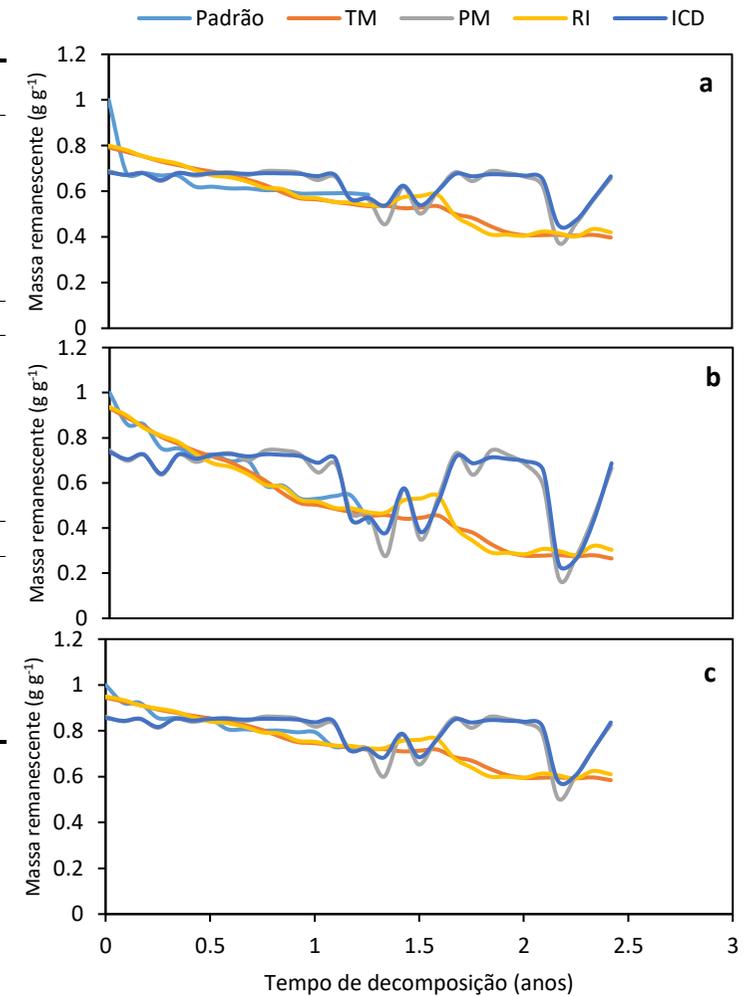


Figura 19. Massa residual de galhos (a), folhas (b) e raízes (c) de *Aspidosperma pyrifolium*, após a modificação da taxa de decomposição pela introdução das variáveis climáticas: temperatura, precipitação, radiação incidente e o índice climático de decomposição, para um período estimado de 882 dias, para região semiárida

Tabela 14. Coeficiente de decomposição modificado (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de *Maytenus rigida* Mart. nas condições do semiárido

Resíduo	Variável	Modelo	k ano ⁻¹	R ²	t _{0,5}	t _{0,95}	t _{0,99}
Galho	TM	$y = 0,84e^{-0,010x}$	0,010	0,61**	68,07	294,67	491,11
	PM	$y = 0,76e^{-0,002x}$	0,002	0,23 ^{ns}	307,34	1330,49	2217,48
	RI	$y = 0,85e^{-0,013x}$	0,013	0,63**	54,88	237,59	395,98
	ICD	$y = 0,75e^{-0,137x}$	0,137	0,21 ^{ns}	5,07	21,95	36,58
Folha	TM	$y = 0,77e^{-0,013x}$	0,013	0,48**	52,52	227,34	378,90
	PM	$y = 0,67e^{-0,003x}$	0,003	0,16 ^{ns}	251,13	1087,12	1811,87
	RI	$y = 0,78e^{-0,016x}$	0,016	0,50**	42,42	183,64	306,07
	ICD	$y = 0,66e^{-0,156x}$	0,156	0,13 ^{ns}	4,43	19,18	31,97
Raiz	TM	$y = 0,91e^{-0,011x}$	0,011	0,82*	65,50	283,56	472,60
	PM	$y = 0,80e^{-0,002x}$	0,002	0,18 ^{ns}	401,58	1738,44	2897,39
	RI	$y = 0,92e^{-0,013x}$	0,013	0,84*	52,84	228,73	381,22
	ICD	$y = 0,80e^{-0,110x}$	0,110	0,18 ^{ns}	6,32	27,35	45,58

Valores de k foram determinados usando regressão exponencial negativa modificada ($X/X_0 = e^{-kt^n}$) de Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ($p < 0,01^*$; $p < 0,05^{**}$).

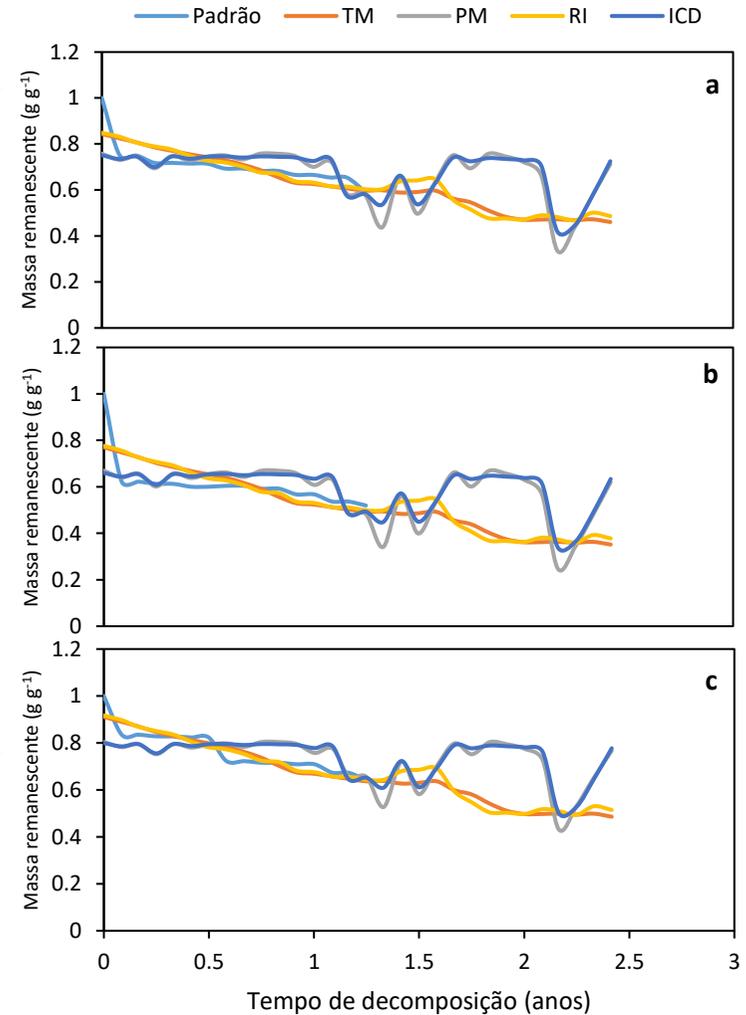


Figura 20. Massa residual de galhos (a), folhas (b) e raízes (c) de *Maytenus rigida* Mart. após a modificação da taxa de decomposição pela introdução das variáveis climáticas: temperatura, precipitação, radiação incidente e o índice climático de decomposição, para um período estimado de 882 dias, para região semiárida

Tabela 15. Coeficiente de decomposição modificado (k), coeficiente de determinação (R^2) para galhos, folhas e raízes de *Schinopsis brasiliensis* nas condições do semiárido

Resíduo	Variável	Modelo	k ano ⁻¹	R ²	t _{0,5}	t _{0,95}	t _{0,99}
Galho	TM	$y = 0,85e^{-0,014x}$	0,014	0,73*	49,50	214,29	357,14
	PM	$y = 0,73e^{-0,003x}$	0,003	0,21 ^{ns}	250,18	1083,02	1805,04
	RI	$y = 0,86e^{-0,017x}$	0,017	0,75*	40,01	173,19	288,65
	ICD	$y = 0,72e^{-0,164x}$	0,164	0,19 ^{ns}	4,22	18,28	30,46
Folha	TM	$y = 0,86e^{-0,072x}$	0,072	0,89*	9,58	41,49	69,14
	PM	$y = 0,46e^{-0,009x}$	0,009	0,12 ^{ns}	73,65	318,83	531,39
	RI	$y = 0,85e^{-0,081x}$	0,081	0,90*	8,51	36,85	61,42
	ICD	$y = 0,45e^{-0,600x}$	0,600	0,12 ^{ns}	1,16	5,00	8,34
Raiz	TM	$y = 0,91e^{-0,019x}$	0,019	0,89*	36,58	158,35	263,92
	PM	$y = 0,72e^{-0,002x}$	0,002	0,09 ^{ns}	331,97	1437,09	2395,15
	RI	$y = 0,92e^{-0,023x}$	0,023	0,92*	29,58	128,07	213,45
	ICD	$y = 0,72e^{-0,135x}$	0,135	0,09 ^{ns}	5,15	22,30	37,17

Valores de k foram determinados usando regressão exponencial negativa modificada ($X/X_0 = e^{-kt}$) de Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ($p < 0,01^*$; $p < 0,05^{**}$).

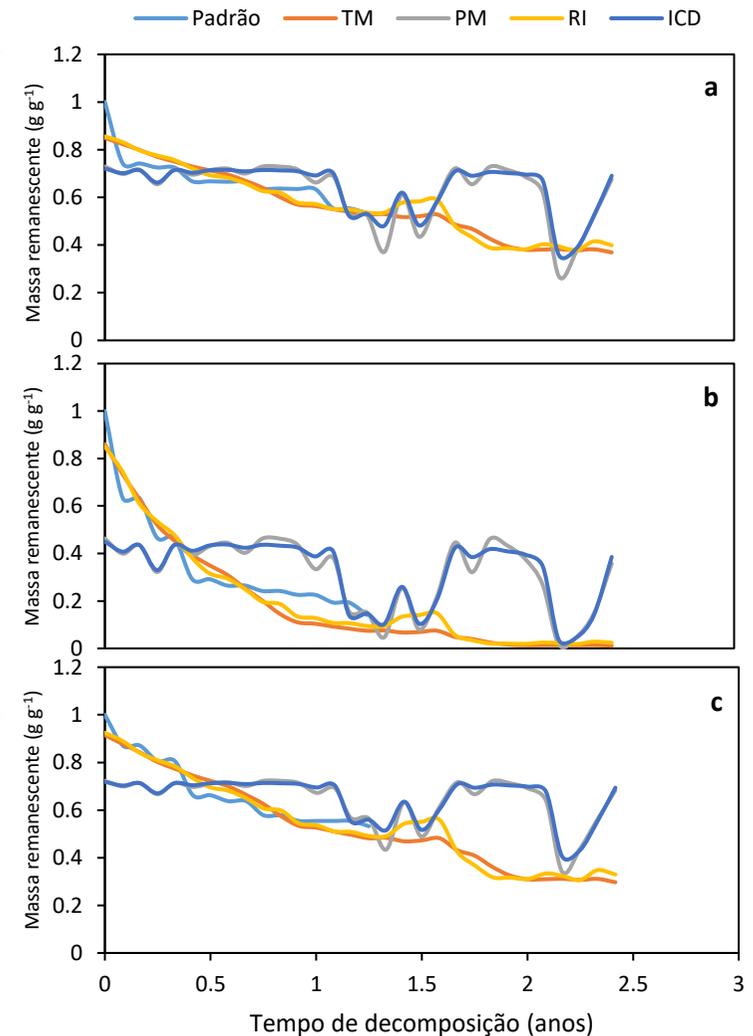


Figura 21. Massa residual de galhos (a), folhas (b) e raízes (c) de *Schinopsis brasiliensis* após a modificação da taxa de decomposição pela introdução das variáveis climáticas: temperatura, precipitação, radiação incidente e o índice climático de decomposição, para um período estimado de 882 dias, para região semiárida.

Essas alterações ocorreriam principalmente na lignina das plantas, induzindo sua degradação ou tornando-as mais recalcitrantes, sendo estas, fotoquimicamente reativas e componente significativa da matéria orgânica do solo. Altas intensidades de radiação UV-B na superfície do solo também podem causar declínio ou morte da comunidade de decompositores, alterando a taxa de decomposição (USELMAN et al., 2011). De qualquer forma, esses resultados corroboram com alegações anteriores, de que alguns efeitos na decomposição podem ser mascarados por outras variáveis. Mesmo assim, uma análise mais profunda dos efeitos de cada variável, além de maiores quantidades de dados, por exemplo, para obtermos a curva padrão, na qual é usada como referência, são necessários. De acordo com Almagro et al. (2015) precisamos incorporar as interações entre radiação UV e outras variáveis em modelos de decomposição de resíduos.

Na avaliação desses processos, a evapotranspiração não foi utilizada, devido ao fato que os dados de temperatura e radiação incidente constituem os cálculos para obtenção da ET_0 , fazendo com que essa variável apresentasse o mesmo comportamento de TM e RI nos gráficos apresentados abaixo, devido ao grau de correlação entre essas variáveis (Tabela 16). Mesmo assim, devido a importância da evapotranspiração de referência para o processo de decomposição no semiárido, avaliou-se outros possíveis métodos para obtenção da ET_0 , que são baseados na radiação (Tabela 4). Todos os outros métodos foram comparados com Penman-Monteith, FAO número 56. Os resultados das avaliações mostraram que outros quatro métodos podem ser utilizados para a nossa condição semiárida, foram eles os métodos de Hargreaves-Samani (1985), McGuinness e Bordne (1972), Caprio (1974) e Doorenbos e Pruitt (1977). A distribuição espacial e o grau de correlação desses métodos com os outros parâmetros climáticos, faz com que em estudos futuros, esses também possam ser utilizados para avaliar a influência do clima nos processos de decomposição no semiárido (Figura 22).

Tabela 16. Correlação entre a taxa de decomposição e parâmetros climáticos com outros métodos baseados na radiação para determinação da ET_0

Variáveis	Superfície			Subsuperfície			
	$k \text{ ano}^{-1}$	TM	PM	$k \text{ ano}^{-1}$	TM	PM	RI
ICD (PMF)	0,69***		0,97*			0,97*	-0,70***
Ia (PMF)	0,87*		0,99*	0,77**		0,99*	-0,83**
ET_0 (PMF)		0,86*			0,86*		0,80**
ICD (HGS)			0,75**			0,75**	
ET_0 (HGS)		0,89*			0,89*		0,80**
Ia (HGS)	0,88*		0,99*	0,78**		0,99*	-0,83**
ICD (Caprio)	0,73**		0,98*			0,98*	-0,71**
ET_0 (Caprio)		0,88*			0,88*		0,85*
Ia (Caprio)	0,87*		0,99*	0,78**		0,99*	-0,83**
ICD (Doorenbos-Pruitt)	0,74**		0,98*			0,98*	-0,71**
ET_0 (Doorenbos-Pruitt)	-0,69***	0,72**	-0,73**	-0,70***	0,72**	-0,73**	0,94*
Ia (Doorenbos-Pruitt)	0,88*		0,99*	0,79**		0,99*	-0,83**
ICD (McGuinness-Bordne)			0,83**			0,83**	
ET_0 (McGuinness-Bordne)		0,96*			0,96*		0,72**
Ia (McGuinness-Bordne)	0,88*		0,98*	0,80**		0,98*	-0,84*

PMF (Allen et al., 1998); HGS (Hargreaves-Samani, 1985); Caprio (1974); Doorenbos e Pruitt (1977); McGuinness e Bordne (1972). Asteriscos indicam significância em níveis de: $p < 0,01$ (*); $p < 0,05$ (**); $p < 0,1$ (***)

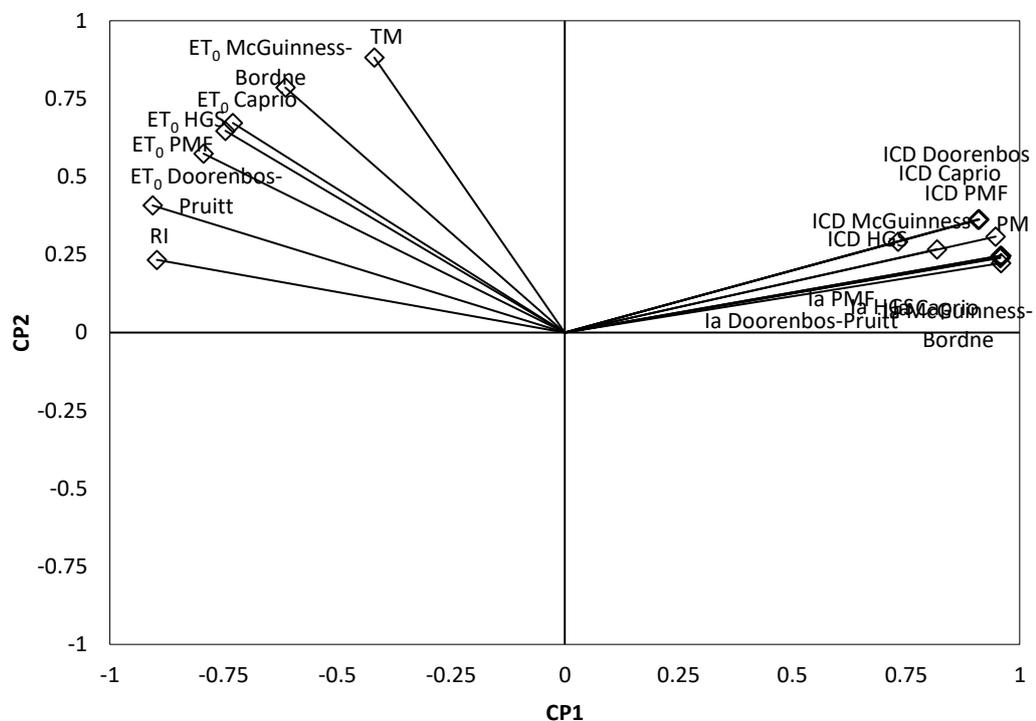


Figura 22. Análise de Componentes Principais (ACP) com coordenação de 18 variáveis climáticas de experimento de decomposição de curta duração no bioma Caatinga da região semiárida do Brasil. Componente principal explica a variância de 72,63% (CP1) 20,82% (CP2); 93,45%

Foram encontradas muitas variações entre as variáveis preditores nos modelos simples e geral, baseado no tipo de resíduo e estação (Apêndices A1, A2 e A3). Como já observado, quando múltiplos fatores são analisados juntos, a inibição de outros fatores pode ocorrer. Entretanto, o estudo isolado destes fatores pode não apresentar boas correlações (Apêndice A1). Resíduos em superfície e subsuperfície foram representados em maior quantidade pela composição química. Entretanto, entre os melhores modelos selecionados, a variável climática de decomposição ICD também mostrou relevância.

Entre as variáveis independentes (composição química e parâmetros climáticos), a mais útil para prever k por regressão múltipla gradual foi o conteúdo de N em superfície e Lignina/Cel, C e C/N em subsuperfície, pelo método Stepwise (Tabela 17). Entre os melhores modelos por regressão linear simples, durante a estação úmida, as variáveis Lignina em superfície e Lignina/Cel em subsuperfície apresentaram regressão significativa ($p < 0,01$); na estação seca, as variáveis Hemi e ICD em superfície, e apenas Hemi em subsuperfície, foram significativas a 1% e 5% de probabilidade, respectivamente (Tabela 18).

Os melhores modelos por regressão linear múltipla para todo o período experimental apresentaram regressões significativas ($p < 0,01$). Em superfície, as variáveis FDN, Hemi, Cel, N, C/N e ICD; e FDN, Lignina, Lignina/N, Lignina/Cel, C/N e RI em subsuperfície, foram mais úteis para prever k (Tabela 19). Usando ainda regressão linear múltipla, entretanto, para a estação úmida, as variáveis C e RI em superfície ($p < 0,05$) e Lignina/Cel e PM em subsuperfície ($p < 0,01$); e para a estação seca, as variáveis FDN, C e Lignina/N em superfície ($p < 0,01$) e FDN e ICD em subsuperfície ($p < 0,01$) foram as variáveis mais úteis para prever a taxa de decomposição (Tabela 20).

Os melhores modelos de regressão linear simples no ambiente semiárido mostraram padrões dentro das estações úmida e seca, sugerindo que Lignina e Hemicelulose, respectivamente, podem influenciar no processo de decomposição num curto período de tempo, considerando o nível de significância $p < 0,01$ (Tabela 18). Para (PAUSTIAN; AGREN; BOSATTA, 1997) a qualidade química dos resíduos vegetais é ainda geralmente considerada o mais importante componente do processo de decomposição e provavelmente o maior fator representado em modelos, mas, os parâmetros climáticos desse estudo mostram que podem grandemente influenciar o processo de decomposição.

Entretanto, apesar de serem selecionadas entre os melhores modelos, as variáveis climáticas (Ia e ICD) trouxeram pouca informação ou não apresentaram bom nível de significância, quando avaliadas isoladamente. Segundo Adair et al. (2008), estudos de

decomposição em curto período, tem sido adequadamente descrito por modelos simples, e a taxa de decomposição em experimentos longos, são frequentemente bem descritos por modelos múltiplos (BUNNELL; TAIT, 1974; WIEDER; LANG, 1982).

Como foi observado através de análise de componentes principais, essas variáveis climáticas exercem relevância no processo de decomposição, desse modo, foi interpretado que outras variáveis poderiam trazer informações relevantes quando incluídas aos modelos, como observado nas Tabelas 19 e 20. Os melhores modelos para a predição da decomposição de resíduos combinam clima e composição química, o qual incluem ICD e Lignina, ou ICD e N (CUSACK et al., 2009).

O surgimento destes parâmetros climáticos nos melhores modelos apresentados pela análise de regressão linear múltipla para todo o período experimental e durante as estações chuvosa e seca, confirmaram a importância dos fatores climáticos no processo de decomposição no ambiente semiárido, principalmente pela ação da precipitação e do estresse hídrico. Além disso, a análise de regressão linear múltipla refere-se à coerência dos resultados da análise de componentes principais, bem como a interpretação do conceito de variáveis climáticas e a qualidade química da serrapilheira no processo de decomposição no ambiente semiárido, o qual o clima é o fator atuante e condicionador, a ação no processo de decomposição, a composição química é o mediador, a depender de componentes lábeis ou recalcitrantes que se apresentam em diferentes proporções nas espécies vegetais, e os organismos são a resposta aos outros fatores.

A taxa de decomposição tem sido tema central de esforços para desenvolver modelos teóricos e preditivos, com capacidade para descrever matematicamente os processos de decomposição (PARTON et al, 1994; ADAIR et al., 2008; KUMADA et al., 2008; CUSACK et al., 2009; GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Em nosso estudo de decomposição de resíduos em superfície e subsuperfície, o efeito climático foi considerado o fator de controle mais importante.

Quando combinados os resultados apresentados neste trabalho, podemos inferir que a contínua alteração do clima nas próximas décadas, poderá levar a alterações substanciais da taxa de decomposição dos resíduos, além de cenários de extrema escassez de água, levando a quadros mais altos de desertificação, cuja a susceptibilidade já se encontra alta.

Tabela 17. Modelos pelo método Stepwise, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos em todo período experimental (Experimento de decomposição de curta duração)

Modelo	Variável	Tipo de resíduo	Model form	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω_r
Regressão Linear	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k = \alpha - \beta_1 N_i$	0,17	0,91	0,0003	0,01	0,0	1
		Subsuperfície	$k = \alpha + \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i - \beta_2 C_i - \beta_3 C/N_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	0,0	1

$k \text{ ano}^{-1}$ = Taxa de decomposição (anos); Em Δr o melhor modelo é zero.

Tabela 18. Melhores modelos por regressão linear simples, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração)

Modelo	Variável	Tipos de resíduos	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω_r		
Estação úmida											
Regressão Linear Simples	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k = \alpha - \beta_1 \text{Lignina}_i$	0,03	0,99	0,0045	0,01	0,0	9,66E-01		
			$k = -\alpha + \beta_1 \text{Ia}_i$	0,87	0,77	0,1218	n.s	0,0	5,12E-01		
		Subsuperfície	$k = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i$	0,02	0,98	0,0089	0,01	0,0	9,87E-01		
			$k = -\alpha + \beta_1 \text{Ia}_i$	0,45	0,65	0,1911	n.s	0,0	3,34E-01		
		Estação seca									
		Superfície	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k = -\alpha + \beta_1 \text{Hemi}_i$	0,00	0,89	0,0590	0,1	0,0	5,74E-01
$k = \alpha - \beta_1 \text{ICD}_i$	0,01				0,86	0,0740	0,1	0,0	7,37E-01		
Subsuperfície	$k = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i$			0,00	0,97	0,0176	0,05	0,0	6,05E-01		
	$k = \alpha - \beta_1 \text{ICD}_i$			0,01	0,67	0,1834	n.s	0,0	3,55E-01		

$k \text{ ano}^{-1}$ = Taxa de decomposição (anos); Em Δr o melhor modelo é zero; n.s = não significativo.

Tabela 19. Melhores modelos por regressão linear múltipla, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos em todo período experimental (Experimento de decomposição de curta duração)

Modelo	Variável	Tipos de resíduo	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de Significância	Δr	ω_r
Regressão Linear Múltipla	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k = -\alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Cel}_i - \beta_4 \text{N}_i + \beta_5 \text{C/N}_i + \beta_6 \text{ICD}_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	0,0	9,99E-01
		Subsuperfície	$k = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{Lignina}_i + \beta_3 \text{Lignina/N}_i + \beta_4 \text{Lignina/Cel}_i - \beta_5 \text{C/N}_i - \beta_6 \text{RI}_i$	0,00	1,00	0,0001	0,01	0,0	1

$k \text{ ano}^{-1}$ = Taxa de decomposição (anos); Em Δr o melhor modelo é zero; n.s = não significativo.

Tabela 20. Melhores modelos por regressão múltipla linear, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração)

Modelo	Variável	Tipos de resíduos	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω_r
Regressão Linear Múltipla	$k \text{ ano}^{-1}$	Estação úmida							
		Superfície	$k = -\alpha + \beta_1 \text{C}_i - \beta_2 \text{RI}_i$	0,00	1,00	0,0130	0,05	0,0	8,71E-01
		Subsuperfície	$k = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i + \beta_2 \text{PM}_i$	0,00	1,00	0,0088	0,01	0,0	9,97E-01
		Estação seca							
		Superfície	$k = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Lignina/N}_i$	0,00	1,00	0,0064	0,01	0,0	5,00E-01
		Subsuperfície	$k = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{ICD}_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	0,0	1,00E+00

$k \text{ ano}^{-1}$ = Taxa de decomposição (anos). Em Δr o melhor modelo é zero; n.s = não significativo.

7 CONCLUSÕES

O padrão de deposição da serrapilheira demonstrou o quanto a vegetação da Caatinga é fortemente influenciada pelas condições climáticas, principalmente pela pluviosidade, ocorrendo no período seco tendo a maior produção ocorrida logo após o ano com maior volume de chuvas.

A variável climática ICD e a taxa de decomposição dos resíduos em superfície e subsuperfície tiveram uma forte correlação, o que refletiu no controle do clima sobre a decomposição no ambiente semiárido.

As espécies arbóreas *Aspidosperma pyrifolium* (Pereiro), *Maytenus rigida* Mart. (Bom nome) e *Schinopsis brasiliensis* (Baraúna), apresentaram variabilidade na composição química dos resíduos vegetais que constituem a serrapilheira, refletindo no processo de decomposição e liberação de N para o solo, fatores preponderantes para manutenção e sobrevivência no ambiente semiárido.

A decomposição dos resíduos vegetais em toda a duração do experimento foi bem descrita por regressão exponencial decrescente, tendo a constante de decomposição k variado de acordo o tipo de resíduo e com a estação do ano.

Galhos, folhas e raízes de *A. pyrifolium*, *M. rigida* e *S. brasiliensis* apresentaram ao longo de 456 dias de experimento, diferentes padrões de mineralização e imobilização, sendo que, a concentração inicial de N não foi o fator chave para esses processos, principalmente na mineralização.

O processo de decomposição de resíduos vegetais no ambiente semiárido é regido pelo conjunto de fatores e atributos, no qual o clima é o fator mais atuante no processo de decomposição, em resposta ao regime hídrico; a composição química é o mediador do processo, no qual, os níveis de labilidade e recalcitrância dos componentes regulam a degradação pelo clima e ação de decompositores; e os organismos, são a resposta aos outros fatores e a regulação de nutrientes ao solo.

A relação entre qualidade química do resíduo e fatores meteorológicos para descrever a taxa de decomposição, foi bem correlacionada por modelos de regressão linear múltipla, mesmo em um experimento de curta duração.

REFERÊNCIAS

- ABTEW, W. Evapotranspiration measurements and methoding for three wetland systems in south Florida. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 32, n.3, p. 465–473, 1996.
- ADAIR, E. C.; PARTON, W. J.; DEL GROSSO, S. J.; SILVER, W. L.; HALL, S. A.; HARMON, M. E.; HART, S. C. A simple three pool model accurately describes patterns of long term, global decomposition in the Long-Term Intersite Decomposition Experiment Team (LIDET) data set. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, p. 2636–2660, 2008.
- ALLEN R. G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56).
- ALMAGRO, M.; MAESTRE, F. T.; MARTÍNEZ-LOPEZ, J.; VALENCIA, E.; REY, A. Climate change may reduce litter decomposition while enhancing the contribution of photodegradation in dry perennial Mediterranean grasslands. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 90, p. 214-223, 2015.
- ALVAREZ, C.; ALVAREZ, C. R.; COSTANTINI, A.; BASANTA, M. Carbon and nitrogen sequestration in soils under diferente management in the semi-arid Pampa (Argentina). **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 142, p. 25-31, 2014.
- ALVES, A. R.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; CAMPOS, M. C. C. Decomposição de resíduos vegetais de espécies da Caatinga, na região de Patos, PB. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.1, n. único, p. 57-63, 2006a.
- ALVES, A. R.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; HOLANDA, A. C. Aporte e decomposição de serapilheira em área de caatinga, na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Sergipe, v. 6, n. 2, 2006b.
- ANDERSON, J. M., SWIFT, M. J. Decomposition in tropical forests. In: Tropical Rain Forest: Ecology and Management. S.L. Sutton. T.C. Whitmores & A.C. Chadwick (eds.). Special Publications Series of the British, **Ecological Society**, London, n. 2, p. 287-309, 1983.
- ANDRADE, R. L.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; BEZERRA, D.M. Deposição de serrapilheira em área de Caatinga na RPPN “Fazenda Tamanduá”, Santa Terezinha - PB. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 2, p. 223-230, 2008.
- ARAÚJO FILHO, J.A. de; CARVALHO, F.C. de; SILVA, N.L. da. Fenología y valor nutritivo de follajes de algunas especies forrajeras de la Caatinga. **Agroflorestería en las Américas**, Internacional, v.9, p.33-37, 2002.
- AUBERT, M.; PARGERIE, P.; TRAP, J.; BUREAU, F. Aboveground–belowground relationships in temperate forests: Plant litter composes and microbiota orchestrates. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 563-572, 2010.

AUSTIN, A. T.; BALLARÉ, C. L. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA.**, v. 107, p. 4618–4622, 2010.

AUSTIN, A. T.; VIVANCO, L. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. **Nature**, London, v. 442, p. 555-558, 2006.

BARET, M.; PEPIN, S.; WARDA, C.; POTHIERA, D. Long-term changes in belowground and aboveground resource allocation of boreal forest stands. **Forest, Ecology and Management**, Amsterdam, v. 350, p. 62–69, 2015.

BERENGENA, J.; GAVILAN, P. “Reference evapotranspiration estimation in a highly advective semiarid environment.” **Journal of Irrigation and Drainage Engineering - ASCE**, Reston, p. 147–163, 2005.

BERG, B.; BERG, M. P.; BOTTNER, P.; BOX, E.; BREYMEYER, A.; CALVO DE ANTA, R.; COUTEAUX, M.; ESCUDERO, A.; GALLARDO, A.; KRATZ, W.; MADEIRA, M.; MÄLKONEN, E.; MCCLAUGHERTY, C.; MEENTEMEYER, V.; MUNOZ, F.; PIUSSI, P.; RECLAME, J.; VRIZO DE SANTO, A. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 20, p. 127-159, 1993.

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II - perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 1045-1054, 2004.

BLAIR, J. M. Nitrogen, sulphur and phosphorus dynamics in decomposing deciduous leaf litter in the Southern Appalachians. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 20, n. 5, p. 693-701, 1988.

BOTHWELL, L. D.; SELMANTS, P. C.; GIARDINA, C. P.; LITTON, C. M. Leaf litter decomposition rates increase with rising mean annual temperature in Hawaiian tropical montane wet forests. **PeerJ**, London, v.2, p. 685, 2014.

BRASIL, J. B.; ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. N.; JÚNIOR, L. R. P. Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido tropical. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife, v. 02, n. 03, p. 167-176, 2017.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Relatório final do grupo de trabalho interministerial para a redelimitação do semi-árido nordestino e do polígono das secas**. Brasília, DF: MIN: MMA, 118 p. il. 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Convenção das Nações Unidas de combate à desertificação**. Brasília, Distrito Federal: MMA/SRH, 2006.

BUNNELL, F. L.; TAIT, D. E. N. Mathematical simulation models of decomposition processes. In: **Soil Organisms and Decomposition in the Tundra** (eds. HOLDING, A.J., HEAL, O.W., MACLEAN, S.F.J., FLANAGAN, P.W.), pp. 207–225. International Biological Programme, Tundra Biome Steering Committee, Stockholm, 1974.

CAMARGO, A. P.; SENTELHAS, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 5, n. 1, p. 89-97, 1997.

CAPRIO, J. M. “The solar thermal unit concept in problems related to plant development and potential evapotranspiration”. Phenology and seasonality methoding, ecological studies, Vol. 8, H. Lieth, ed. **Springer**, New York, p. 353–364, 1974.

CASTELLETTI, C. H. M.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Quanto ainda resta da caatinga? Uma estimativa preliminar. In: SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. da; LINS, L. V. (Org.). **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, p. 91-100, 2004.

CHRISTIANSEN, J. E. “Pan evaporation and evapotranspiration from climatic data”. **Journal of the Irrigation and Drainage Division**, New York, v. 94, n. 2, p. 243–265, 1968.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G. S.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 305-314, 2009.

COSTA, C. C. A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D.; DA SILVA, P. C. M. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na flora de Açu-RN. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.2, p.259-265, 2010.

COSTA, J. T. F.; SILVA, L. S.; ALVES, A. R.; HOLANDA, A. C.; LEITE, E. M.; NUNES, A. K. A. Avaliação da serapilheira em área de mata ciliar na bacia do rio Gurguéia sul do Piauí. **Revista Verde**, Pombal, v. 10, n.1, p. 13-19, 2015.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEFF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, p. 988–995, 2013.

CURREY, D. R.; SACK, D. Hemiarid lake basins: Hydrographic patterns. In: Parsons, A. J., Abrahams, A. D. **Geomorphology of Desert Environments**, Springer, Part VI. p. 467-488, 2009.

CURRIE, W. S.; HARMON, M. E.; BURKE, I. C.; HART, S. C.; PARTON, W. J.; SILVER, W. Cross-biome transplants of plant litter show decomposition models extend to a broader climatic range but lose predictability at the decadal time scale. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, 1744–1761, 2009.

CUSACK, D. F.; CHOU, W. Y. W.; YANG, W. Y. H.; HARMON, M. E.; SILVER, W. L. Controls on long-term root and leaf litter decomposition in neotropical forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 15, p. 1339–1355, 2009.

DAMASCENO, M. M. **Composição bromatológica de forragem de espécies arbóreas da caatinga paraibana em diferentes altitudes.** 2007. 61p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Capina Grande. 2007.

DE BRUIN, H. A. R. “The determination of (reference crop) evapotranspiration from routine weather data.” **Community Hydrology Research**, London, v. 28, p. 25–37, 1981.

DE BRUIN, H. A. R.; LABLANS, W. N. “Reference crop evapotranspiration determined with a modified Makkink equation.” **Hydrological Processes**, Hoboken, v. 12, n. 7, p. 1053–1062, 1998.

DE BRUIN, H. A. R.; STRICKER, J. N. M. “Evaporation of grass under non-restricted soil moisture conditions.” **Hydrological Science Journal**, Oxon, v. 45, n. 3, p. 391–406, 2000.

DE VRIES, F. T.; MANNING, P.; TALLOWIN, J. R.; MORTIMER, S. R.; PILGRIM, E. S.; HARRISON, K. A.; HOBBS, P. J.; QUIRK, H.; SHIPLEY, B.; CORNELISSEN, J. H. Abiotic drivers and plant traits explain landscape-scale patterns in soil microbial communities. **Ecology Letters**, Hoboken, v.15, p. 1230-1239, 2012.

DEL GROSSO, S.J.; PARTON, W.J.; MOSIER, A.R.; HOLLAND, E.A.; PENDALL, E.; SCHIMEL, D.S.; OJIMA, D.S. Modeling soil CO₂ emissions from ecosystems. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 73, p. 71–91, 2005.

DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, Germany, v. 116, p. 397±406, 1998.

DOORENBOS, J.; ANDPRUITT, W. “Cropwaterrequirements.”Irrigation and Drainage Paper 24, **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, Rome, v. 144, 1977.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Eds.). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison: **Soil Science Society of America**, p. 3-21, (Special publication, 35), 1994.

DUGUAY, K. J.; KLIRONOMOS, J. N. Direct and indirect effects of enhanced UV-B radiation on the decomposing and competitive abilities of saprobic fungi. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 14, p. 157–164, 2000.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de classificação de solos.** Brasília, p. 353, 2013.

FANIN, N.; BERTRAND, I. Aboveground litter quality is a better predictor than belowground microbial communities when estimating carbon mineralization along a land-use gradient. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 94, p. 48-60, 2016.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FILHO, M. C.; CANTALICE, J. R. B.; STOSIC, B.; ARAÚJO, A. M.; PISCOYA, V. C.; ALVES, P. S. **Produção de sedimentos em suspensão da Bacia Hidrográfica do Riacho Exu no semi-árido Pernambucano**. Anais do IX Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Out, Brasília- DF. (2010).

FOEREID, B.; RIVERO, M. J.; PRIMO, O.; ORTIZ, I. Modelling photodegradation in the global carbon cycle. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 1383-1386, 2011.

FRACETTO, F. J. C.; FRACETTO, G. G. M.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; NETO, M. S. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1545-1552, 2012.

FREITAS, F. J.; CANTALICE, J. R. B.; BEZERRA, S. A.; SILVA, M. D. R. O.; DO SANTOS, P. M.; CORREA, R. M.; LIMA, P. A.; FIGUEIRA, S. B. Erosão em entressulcos sob caatinga e culturas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1743-1751, 2008.

FREY, S.; ELLIOTT, E.; PAUSTIAN, K.; PETERSON, G. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 689–698, 2000.

FUJII, S.; TAKEDA, H. Dominant effects of litter substrate quality on the difference between leaf and root decomposition process above and belowground. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 2224–2230, 2010.

GALINDO, I.C.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; MENEZES, R.S.C. **Uso da palma na conservação dos solos**. In: MENEZES R.S.C.; SIMÕES, D.A.; SAMPAIO, E.V.S.B. (Ed.). A palma no nordeste do Brasil: conhecimento atual e novas perspectivas de uso. Recife: UFPE, p.163-176, 2005.

GALLO, M.E.; PORRAS-ALFARO, A.; ODENBACH, K.J.; SINSABAUGH, R.L. Photoacceleration of plant litter decomposition in an arid environment. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 1433-1441, 2009.

GARCÍA-PALACIOS, P.; MAESTRE, F. T.; KATTGE, J.; WALL, D. H. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 16, p. 1045–1053, 2013.

GEHRKE, C.; JOHANSON, U.; CALLAGHAN, T. V.; CHADWICK, D.; ROBINSON, C. H. The impact of enhanced ultraviolet-b radiation on litter quality and decomposition processes in *Vaccinium* leaves from the sub-arctic. **Oikos**, Hoboken, v. 72, p. 213–222, 1995.

GHOLZ, H. L.; WEDIN, D. A.; SMITHERMAN, S. M.; HARMON, M. E.; PARTON, W. J. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, p. 751–765, 2000.

GIONGO, V. Balanço de carbono no semiárido brasileiro: perspectivas e desafios. In: Instituto Nacional do Semiárido – INSA. **Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. Campina Grande: INSA, cap. 6, p. 115-126, 2011.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no Sistema Solo-Planta no Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, n. 06, p. 1233-1253, 2011.

GREGORY, S. The definition of wet and dry periods for discrete regional units. **Weather**, Hoboken, v. 34, 1979.

HANSEN, S. "Estimation of potential and actual evapotranspiration." **Nord Hydrology**, London, v. 15, n. 4-5, p. 205-212, 1984.

HARGREAVES, G. H.; ALLEN, R. G. "History and evaluation of hargreaves evapotranspiration equation." **Journal of Irrigation and Drainage Engineering - ASCE**, Reston, v. 129, n. 1, p. 53, 2003.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature. **Applied Engineering in Agriculture**, Usami, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant Litter Quality and Decomposition: An Historical Overview. In: Cadisch, G. and Giller, K.E. **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Dep. Biol. Sci. Wye College, University of London, UK, 1997.

HENDRICKS, J. J.; BORING, L.R. Litter quality of native herbaceous legumes in a burned pine forest of the Georgia Piedmont. **Canadian Journal Forest Research**, Ottawa, v. 22, n. 8, p. 2007-2-10, 1992.

HENRIQUES, I. G. N.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; SANTOS, W. S.; HENRIQUES, I. G. N.; LIMA, T. S. Acúmulo, deposição e decomposição de serrapilheira sob a dinâmica vegetacional da Caatinga em Unidade de Conservação. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 11, n. 1, p. 84-89, 2016.

HISHINUMA, T.; AZUMA, J.; OSONO, T.; TAKEDA, H. Litter quality control of decomposition of leaves, twigs, and sapwood by the white-rot fungus *Trametes versicolor*. **European Journal of Soil Biology**, Moulineaux, v. 80, n. 1, p. 82, 2017.

HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; SOUSA, F. Q.; FREIRE, S. R. O.; ALVES, A. R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de caatinga. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, 2017.

HOLANDA, A.C., FELICIANO, A.L.P., MARANGON, L.C., FREIRE, F.J., HOLANDA, E.M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de caatinga na paraíba. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 2, p. 245-254, 2015.

HOPKINS, W. G. **Correlation coefficient: a new view of statistics**. 2000. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/effectmag.html>>. Acesso em: 18 set. 2017.

HOUGHTON, J. T. (Ed.). **Climate change 2001: the scientific basis**. Cambridge: Cambridge University Press: IPCC, p. 881, 2001.

HUANGA, G., ZHAO, H., LIA, Y. Litter decomposition in hyper-arid deserts: Photodegradation is still importante. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 601–602, p. 784–792, 2017.

IRMAK, S.; IRMAK, A.; ALLEN, R. G.; JONES, J. W. “Solar and net radiation-based equations to estimate reference evapotranspiration in humid climates.” **Journal of Irrigation and Drainage Engineering - ASCE**, Reston, v. 129, n. 5, p. 336–347, 2003.

IRMLER, U. Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig- holsteinischer Walder. **Faunistische Okologische Mitteilungen Supplement**, Germany, v. 18, 184 pp, 1995.

JENSEN, M. E. “Empirical methods of estimating or predicting evapotranspiration using radiation.” Evapotranspiration and its role in water resources management, Vol. 64, **American Society of Agricultural Engineers**, Chicago, p. 49–53, 1966.

KALININA, O.; BARMIN, A. N.; CHERTOV, O.; DOLGIKH, A. V.; GORYACHKIN, S. V.; LYURI, D. I.; GIANI, L. Self-restoration of post-agrogenic soils of Calcisol-Solonetz complex: Soil development, carbono stock dynamics of carbono pools. **Geoderma**, Amsterdam, v. 237–238, p. 117-128, 2015.

KEMMITT, S. J. C V.; LANYON, I. S.; WAITE, Q.; WEN, T. M.; ADDISCOTT, N. R. A.; BIRD, A. G.; Q'DONNELL, P.; BROOKES, C. Mineralization ornative soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: a new perspective. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 61-73, 2008.

KLOTZBÜCHER, T.; KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; GATZEK, C.; KALBITZ, K. A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. **Ecology**, California, v. 92, n. 5, pp. 1052-1062, 2011.

KÖGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 139-162, 2002.

KUMADA, S.; KAWANISHI, T.; HAYASHI, Y.; OGOMORI, K.; KOBAYASHI, N.; SAITO, M.; HAMANO, H.; KOLIMA, T.; YAMADA, K. Litter carbon dynamics analysis in forests in na arid ecosystem with a model incorporating the physical removal of litter. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 215, p. 190-199, 2008.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics. **Biotropica**, Hoboken, v. 25, p. 130-150, 1993.

LEAL, I. G.; ACCIOLY, A. M. A.; NASCIMENTO, C. W. A.; FREIRE, M. B. G. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; FERREIRA, F. L. Fitorremediação de solo salino sódico por Atriplex numulária e gesso de jazida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 1065-1072, 2008.

LEGAY, N.; BAXENDALE, C.; GRIGULIS, K.; KRAINER, U.; KASTL, E.; SCHLOTTER, M.; BARDGETT, R.D.; ARNOLDI, C.; BAHN, M.; DUMONT, M.; LINDERSTROM-LANG, K.; DUSPIVA, F. Beitrage zur enzymatischen Histochemie. XVI. Die Verdauung von Keratin durch die Larten der Kleidermovte. **Hoppe-Seyler's Zeitschrift fur Physiologische Chemie**, Germany, v. 237, p. 131-158, 1935.

LEPPÄLAMMI-KUJANSUUA, J.; AROB, L.; SALEMAAC, M.; HANSSOND, K.; KLEJAE, D. B.; HELMISAARIA, H. S. Fine root longevity and carbon input into soil from below- and aboveground litter in climatically contrasting forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 326, p. 79–90, 2014.

LIMA, R. P.; FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.; MATRICARDI, E. A. T. Aporte e Decomposição da Serapilheira na Caatinga no Sul do Piauí. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 42-49, 2015.

LLOYD, J.; TAYLOR, J. A. On the temperature-dependence of soil respiration. **Functional Ecology**, Hoboken, v. 8, p. 315–323, 1994.

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; LOBATO, F. A. O.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARRAES, F. D. D. Deposição e decomposição de serapilheira em área da Caatinga. **Revista Agro@mbiente On-line**, Boa Vista, v. 3, n. 2, p. 72-79, 2009.

LOPES, M. C. A.; ARAÚJO, V. F. P.; VASCONCELLOS, A. The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. **Journal Biology**, São Carlos, v. 75, n. 3, p. 703-708, 2015.

LOPES, M. I. S.; DOMINGOS, M.; STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. Cielagem de nutrientes minerais. In: Syslvestre LS, Rosa MMT, editores. **Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica**. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002.

LÓPEZ-FANDO, C.; PARDO, M. T. Soil carbono storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 111, p. 224-230, 2011.

MAKKINK, G. F. “Testing the Penman formula by means of lysimeters.” **Journal Institution Water Engineering**, London, v. 11, p. 277–288, 1957.

MAKKONEN, M.; BERG, M. P.; HANDA, I. T.; HATTENSCHWILER, S.; VAN RUIJVEN, J.; VAN BODEGOM, P. M.; AERTS, R. Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, p. 1033–1041, 2012.

MARTINS, C. M.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R. S.; POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo de áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1883-1890, 2010.

MASON, C.F. **Decomposição**. São Paulo: EDU/EDUSP. 63p., 1980.

MATALLO JUNIOR., H. **A desertificação no mundo e no Brasil**. In: SCHENKEL, C. S.; MATALLO JR, H. (Org). Desertificação. Brasília: UNESCO, 2003.

MCCLAUGHERTY C.; BERG, B. Cellulose, lignin, and nitrogen concentrations as rate regulating factors in late stages of forest litter decomposition., **Pedobiologia**, Germany, v. 30, p. 101–112, 1987.

MCGUINNESS, J. L.; BORDNE, E. F. “A comparison of lysimeterderived potential evapotranspiration with computed values.” Technical Bulletin 1452, **Agricultural Research Service**, U.S. Dept. of Agriculture, Washington, DC, 1972.

MEENTEMEYER, V. Microclimate and lignina control of litter decomposition rates. **Ecology**, California, v. 59, p. 456-472, 1978.

MEENTEMEYER, V.; BERG, B. Regional variation in rate of mass loss of *Pinus sylvestris*. Needle litter in Swedish forests as influenced by climate and litter quality. **Scandinavian Journal of Forest Research**, Oslo, n. 1, p. 167-180, 1986.

MELO, R. O.; CANTALICE, J. R. B.; ARAÚJO, A. M.; FILHO, M. C. **Produção de sedimento suspenso de uma típica Bacia Hidrográfica Semi-árida**. Anais do VIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Nov, Campo Grande- MS. (2008).

MINDERMAN, G. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 56, p. 355-362, 1968.

MOORHEAD, D. L.; CALLAGHAN, T. Effects of increasing ultraviolet B radiation on decomposition and soil organic matter dynamics: a synthesis and modelling study. **Biology and Fertility Soils**, New York, v. 18, p. 19-26, 1994.

MOREIRA, J. N.; LIRA, M. A.; SANTOS, M. V. F.; FERREIRA, M. A.; ARAÚJO, G. G. L.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, G. C. Caracterização da vegetação de Caatinga e da dieta de novilhos no Sertão de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, p.1643-1651, 2006.

MOURA, M. M. S.; COSTA, G. B. R.; PALÁCIO, H. A. Q.; NETO, J. R. A.; BRASIL, J. B. Produção de serapilheira e suas frações em área da Caatinga no Semiárido Tropical. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, João Pessoa, v. 3, n. 5, p. 199-208, 2016.

NEWSHAM, K. K.; MCLEOD, A. R.; ROBERTS, J. D.; GREENSLADE, P. D.; EMMETT, B. A. Direct effects of elevated UV-B radiation on the decomposition of *Quercus robur* leaf litter. **Oikos**, Hoboken, v. 79, p. 592–602, 1997.

NUNES, L. A. P. L.; DE ARAÚJO FILHO, J. A.; JÚNIOR, E. V. H.; MENEZES, R. I. Q. Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos orgânicos em atributos biológicos de solo sob caatinga no semi-árido nordestino. **Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 1, p. 131-140, 2009.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, California, v. 44 p. 322–331, 1963.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. **Geophysical Research Letter**, Washington, v. 30, n. 23, p. 2199, 2003.

PAES, J. B.; LIMA, C. R.; OLIVEIRA, E.; MEDEIROS NETO, P. N. Características Físico-Química, Energética e Dimensões das Fibras de Três Espécies Florestais do Semiárido Brasileiro. **Floresta e Ambiente**. Rio de Janeiro, <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2013.022>. 2013.

PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 23, p. 83-88, 1991.

PANCOTTO, V. A.; SALA, O. E.; ROBSON, T. M.; CALDWELL, M. M.; SCOPEL, A. L. Direct and indirect effects of solar ultraviolet-B radiation on long-term decomposition. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, p. 1982–1989, 2005.

PARTON, W. J.; SCHIMEL, D. S.; OJIMA, D. S.; COLE, C. V. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. In: **Quantitative Modeling of Soil Forming Processes** (eds Bryant RB, Arnold RW), pp. 147–167. SSSA Special Publication 39. ASA, CSSA, SSA, Madison, WI, 1994.

PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRIE, W. S.; KING, J. Y.; ADAIR, E. C.; BRANDT, L. A.; HART, S. C.; FASTH, B. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. **Science**, Washington, v. 315, p. 361-364, 2007.

PAUSTIAN, K.; AGREN, G. I.; BOSATTA, E. Modelling litter quality effects on decomposition and soil organic matter dynamics. In: Cadisch, G. and Giller, K.E. **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Dep. Biol. Sci. Wye College, University of London, UK, 1997.

PEGADO, C. M. A.; BARBOSA, L. J. N.; MENDES, J. E. M. F.; PATRÍCIA, C. S.; JACOB, S. S. Decomposição superficial e subsuperficial de folhas de fava (*Phaseolus lunatus* L.) na região do brejo da Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 1, pp. 218-223, 2008.

PENMAN, H. L. The physical bases of irrigation control. In: Hort. Congr., 2, London, **Royal Horticultural Society**, p. 913924. 1110 p. 1953.

PEREIRA, M. G.; SILVA, N. A.; PAULA, R. R.; MENEZES, L. F. T. Aporte e decomposição de serapilheira em floresta periodicamente inundável na restinga da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 59-67, 2012.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 545-556. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000300015>. 2008.

POST, W. M.; EMANUEL, W. R.; ZINKE, P. J.; STANGENBERGER, A. Soil carbon pools and world life zones. **Nature**, London, v. 298, p.156- 158, 1982.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. “On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters.” **Montly Weather Review**, Boston, v.100, n. 2, p. 81–92, 1972.

PRIMO, A.A. **Produção e degradação da serrapilheira de espécies lenhosas da caatinga e sua contribuição na recuperação de áreas degradadas**. 2016. 154 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Vale do Acaraú. 2016.

ROCHA, M. T. Aquecimento e o sequestro de carbono em projetos agroflorestais. **Revista Ecologia**, Rio de Janeiro, n. 151, 2000.

ROZEMA, J.; TOSSERAMS, M.; NELISSEN, H. J. M.; VAN HEERWAARDEN, L.; BROEKMAN, R. A.; FLIERMAN, N. Stratospheric ozone reduction and ecosystem processes: enhanced UV-B radiation affects chemical quality and decomposition of leaves of the dune grassland species *Calamagrostis epigeios*. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 128, p. 284– 294, 1997.

RYAN, M. G.; MELILLO, J. M.; RICCA, A. A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 20, p. 166–171, 1990.

SACRAMENTO, J. A. A. S.; ARAÚJO, A. C. M.; ESCOBAR, M. E. O.; XAVIER, F. A. S.; CAVALCANTE, A. C. R.; OLIVEIRA, T. S. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 784-795, 2013.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. de; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. rev. atual. Porto Alegre: Metrópole, p. 419-441, 2008.

SANTANA, J. A. S.; FLÁVIA, C. R. V.; PATRÍCIA, C. S.; LEONALDO, A. A. Acúmulo de serrapilheira em plantios puros e em fragmento de mata atlântica na floresta nacional de Nísia Floresta-RN. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 3, p. 59-66, 2009.

SANTANA, J.A.S. **Estrutura fitossociológica, produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte**. 2005. 184 f. Tese (Doutorado em Agronomia)-Universidade Federal da Paraíba/CCA-Areia. 2005.

SANTOS, P. F.; ELKINS, N. Z.; STEINBERGER, Y. ET AL. A comparison of surface and buried *Larrea tridentata* leaf litter decomposition in North American hot deserts. **Ecology**, California, v.65, n.1, p.278-284, 1984.

SANTOS, P.S.; SOUZA, J.T.; SANTOS, J.M.F.F.; SANTOS, D. M.; ARAUJO, E. L. Diferenças sazonais no aporte de serrapilheira em uma área de Caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 4, p. 94-101, 2011.

SARAH, P. Soil organic matter and degradation in semi-arid, Israel. **Catena**, Amsterdam, v. 67, p. 50-55, 2006.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JÚNIOR, A. A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: ii. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 437-447, 2000.

SCHMIDT, A.; JOHN, K.; AUGÉ, H.; BRANDL, R.; HORGAN, F. G.; SETTELE, J.; ZAITSEV, A. S.; WOLTERS, V.; SCHÄDLER, M. Compensatory mechanisms of litter decomposition under alternating moisture regimes in tropical rice fields. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 107, p. 79–90, 2016.

SCHUMACHER, M. V. et al. Produção de serapilheira em uma floresta de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 29-37, 2004.

SEASTEDT, T.; PARTON, W.; OJIMA, D. Mass loss and nitrogen dynamics of decaying litter of grasslands: the apparent low nitrogen immobilization potential of root detritus. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 70, p. 384–391, 1992.

SHI, A.; PENFOLD, C.; MARSCHNER, P. Decomposition of roots and shoots of perennial grasses and annual barley—separately or in two residue mixes. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 49, p. 673–680, 2013.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, 2005.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, p. 275-374, 2007.

SILVA, V. N.; SOUTO, L. S.; FILHO, J. A. D.; SOUZA, T. M. A.; BORGES, C. H. A. Deposição de serapilheira em uma área de caatinga preservada no semiárido da Paraíba, Brasil. **Revista Verde**, Pombal, v. 10, n.2, p. 21 - 25, 2015.

SILVA, W. T. M.; LEONARDO, F. A. P.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; LUCENA, J. D. S.; NETO, P. H. M. Deposição de serapilheira em áreas de Caatinga no Núcleo de Desertificação do Seridó. **ACSA**, Patos, v.12, n.4, p. 383-390, 2016.

SILVER, W. L.; MIYA, R. K. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. **Oecologia**, Germany, v. 129, p. 407–419, 2001.

SINGH, S. K.; SINGH, A. K.; SHARMA, B. K.; TARAFDAR, J. C. Carbon stock and organic carbon dynamics in soils of Rajasthan, India. **Journal of Arid Environments**, London, v. 68, p. 408-421, 2007.

SOLIMAN, M. M. **Engineering hydrology of arid and semi-arid regions**. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group LLC, p. 395, 2010.

SOLLY, E. F.; SCHÖNING, I.; BOCH, S.; KANDELER, E.; MARHAN, S.; MICHALZIK, B.; MÜLLER, J.; ZSCHEISCHLER, J.; TRUMBORE, S. E.; SCHRUMPF, M. Factors controlling decomposition rates of fine root litter in temperate forests and grasslands. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 382, p. 203–218, 2014.

SONG, X.; PENG, C.; JIANG, H.; ZHU, Q.; WANG, W. Direct and Indirect Effects of UV-B exposure on litter decomposition: a meta-analysis. **PLOS ONE**, San Francisco, v. 8, n. 6, p. 68858, 2013.

SOUTO, P. C. **Acumulação e decomposição da serrapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil**. 2006. 145 p. Tese (Doutorado em Agronomia). Areia: Universidade Federal da Paraíba. 2006.

SOUTO, P. C.; JACOB, S. S.; RIVALDO, V. S.; IVONETE, A. B. Características químicas da serapilheira depositada em área de caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 1, pp. 264–272, 2009.

STEPHENS, J. C. “Discussion of ‘Estimating evaporation from insolation.’” **Journal Hydraulic Division**, Reston, v. 91, p. 171–182, 1965.

STEPHENS, J. C.; STEWART, E. H. “A comparison of procedures for computing evaporation and evapotranspiration”. **International Association of Hydrological Science**, London, v. 62, p. 123–133, 1963.

SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Dados pluviométricos mensais do Nordeste**. Em: <http://www.sudene.gov.br/aceso-a-informacao/institucional/area-de-atuacao-da-sudene/semiariado> Acesso em: 01 setembro de 2015. Recife: SUDENE, 2015.

TAN, W. F.; ZHANG, R.; CAO, H.; HUNAG, C. Q.; YANG, Q. K.; WANG, M. K.; KOOPAL, L. K. Soil inorganic carbon stock under different soil types and land uses on the Loess Plateau region of China. **Catena**, Amsterdam, v. 121, p. 22–30, 2014.

TAYLOR, B.; PRESCOTT, C.; PARSONS, W.; PARKINSON, D. Substrate control of litter decomposition in four Rocky Mountain coniferous forests. **Canadian Journal Botany**, Amsterdam, v. 69, p. 2242–2250, 1991.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 174, 1995. (Boletim Técnico, 5)

THORNTHWAITE, C.W. Atlas of climatic types in the United States. Mixed Publication, 421, U.S. **Department of Agriculture, Forest Service**, p. 250, 1941.

TILSTON, E. L.; HALPIN, C.; HOPKINS, D. W. Decomposition of tobacco roots with modified phenylpropanoid content by fungi with contrasting lignocellulose degradation strategies. **Biology and Fertility Soils**, New York, v. 49, p. 305–312, 2013.

TROFYMOW, J. A.; MOORE, T. R.; TITUS, B. ET AL. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. **Canadian Journal of Forest Research Revue Canadienne De Recherche Forestiere**, Ottawa, v. 32, p 789–804, 2002.

UNEP. **World Atlas of Desertification** (2nd Edn). London: Arnold. 1997.

USELMAN, S. M.; SNYDER, K. A.; BLANK, R. R.; JONES, T. J. UVB exposure does not accelerate rates of litter decomposition in a semi-arid riparian ecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 1254-1265, 2011.

VAN DER HEIJDEN, M. G.; BARDGETT, R. D.; VAN STRAALLEN, N. M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 11, p. 296-310, 2008.

VAN SOEST, P. J. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds I. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. **Journal Association of Official Analytical Chemists**, Rockville, v. 46, p. 825-835, 1967.

VANDERBILT, K. L.; WHITE, C. S.; HOPKINS, O.; CRAIG, J. A. Aboveground decomposition in arid environments: Results of a long-term study in central New Mexico. **Journal of Arid Environments**, London, v. 72, p. 696-709, 2008.

VIEIRA, G.; SANQUETTA, C. R.; KLÜPPEL, M. L. W.; BARBEIRO, L. S. S. Teores de carbono em espécies vegetais da Caatinga e do Cerrado. **Revista Acadêmica Ciência Agrária Ambiental**, Curitiba, v.7, p.145-155, 2009.

VIVANCO, L.; AUSTIN, A. T. Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: a comparison of temperate grasses from North and South America. **Oecologia**, Germany, v. 150, p. 97–107, 2006.

VIVANCO, L.; AUSTIN, A. T. Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 96, p. 727–736, 2008.

WACHENDORF, C.; IRMLER, U.; BLUME, H. P. Relationships between litter fauna and chemical changes of litter during decomposition under different moisture conditions. In: Cadisch, G. and Giller, K.E. **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Dep. Biol. Sci. Wye College, University of London, UK. 1997.

WALL, D. H.; BRADFORD, M. A.; JOHN, M. G. S.; TROFYMOW, J. A.; BEHAN-PELLETIER, V.; BIGNELL, D. E. et al. 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, p. 2661–2677, 2008.

WANG, J.; LIU, L.; WANG, X.; CHEN, Y. The interaction between abiotic photodegradation and microbial decomposition under ultraviolet radiation. **Global Change Biology**, Oxford, 2015.

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

XU, C. Y.; SINGH, V. P. "Evaluation and generalization of radiation-based methods for calculating evaporation." **Hydrological Processes**, Hoboken, v.14, n. 2, p. 339–349, 2000.

YANNI, S. F.; SUDDICK, E. C.; SIX, J. Photodegradation effects on CO₂ emissions from litter and SOM and photo-facilitation of microbial decomposition in a California grassland. . **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, p. 1-10, 2015.

ZAK, D. R.; HOLMES, W. E.; WHITE, D. C.; PEACOCK, A. D.; TILMAN, D. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? **Ecology**, California, v. 84, p. 2042-2050, 2003.

ZHANG, D. Q.; HUI, D. F.; LUO, Y. Q.; ZHOU, G. Y. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Plant Ecology**, Dordrecht, n. 1, p.85–93, 2008.

ZHAO, H.; HUANG, G.; MA, J.; LI, Y.; TANG, L. Decomposition of aboveground and root litter for three desert herbs: mass loss and dynamics of mineral nutrients. **Biology and Fertility Soils**, New York, v. 50, p. 745–753, 2014.

ANEXO 1. DESCRIÇÃO DO PERFIL DO CAMBISSOLO HÁPLICO

DATA – 25/10/2011

LOCALIZAÇÃO – Coordenadas de 08°08'01,7'' S e 38°24'05,7'' W, Município de Serra Talhada, PE.

SITUAÇÃO, DECLIVIDADE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL – Trincheira em topo plano de elevação muito suave, próximo a uma baixada.

LITOLOGIA E CRONOLOGIA – Pré-cambriano. Granito de granulação grossa.

MATERIAL ORIGINÁRIO – Saprolito da rocha do embasamento.

PEDREGOSIDADE – Ligeiramente pedregoso.

ROCHOSIDADE – Presença de afloramentos tipo boulders nas proximidades da trincheira.

RELEVO LOCAL – Plano.

RELEVO REGIONAL – Plano e suave ondulado.

EROSÃO – laminar moderada.

DRENAGEM – Bem drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Caatinga hiperxerófila.

USO ATUAL – Área experimental em pousio.

DESCRITO E COLETADO POR – Prof. Dr. Mateus Rosas Ribeiro.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Ap 0-20 cm; bruno-avermelhado (5YR 4/4, úmido); franco-arenosa com cascalhos; maciça moderadamente coesa e fraca, pequena e média, blocos subangulares e granular; muitos poros; muito dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição clara e plana.

Bi 20-60 cm; vermelho-amarelado (5YR 5/8, úmido); franco-arenosa cascalhenta; fraca, pequena e média, blocos subangulares; muitos poros; dura e muito dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição gradual e plana.

Bi/R 60-75 cm+; amarelo-avermelhado (5YR 6/6, úmido); franco-argiloarenosa; fraca, pequena e média, blocos subangulares e maciça moderadamente coesa; muitos poros; muito dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Muitas no Ap; comuns no Bi; raras no Bi/R.

APÊNCIDE A. Modelos testados para as variáveis químicas e climáticas.

Tabela A1. Melhores modelos por regressão linear simples, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração).

Modelo	Variável	Resíduos	Forma do Modelo	MSE	R ²	P	Nível de Significância	Δr	ω_r
Estação Úmida									
Variáveis químicas									
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i$	3,20	0,16	0,6036	n.s	18,1	1,11E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Hemi}_i$	1,02	0,73	0,1451	n.s	13,6	1,09E-03
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Cel}_i$	2,39	0,37	0,3911	n.s	17,0	1,99E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Lignina}_i$	0,03	0,99	0,0045	0,01	0,0	9,66E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i$	2,47	0,35	0,4079	n.s	17,1	1,87E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/N}_i$	0,36	0,91	0,0480	0,1	9,4	9,00E-03
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{C}_i$	3,80	0,00	0,9692	n.s	18,8	7,91E-05
Regressão Linear Simples	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{N}_i$	0,35	0,91	0,0468	0,05	9,3	9,46E-03
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{C/N}_i$	0,29	0,92	0,0386	0,05	8,5	1,38E-02
Vriáveis climáticas									
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{TM}_i$	3,46	0,09	0,7027	n.s	5,5	3,22E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{PM}_i$	1,24	0,67	0,1789	n.s	1,4	2,52E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{RI}_i$	1,99	0,48	0,3101	n.s	3,3	9,74E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{ICD}_i$	2,68	0,29	0,4582	n.s	4,5	5,36E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Ia}_i$	0,87	0,77	0,1218	n.s	0,0	5,12E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{ET}_0$	2,70	0,29	0,4614	n.s	4,5	5,31E-02

Modelo	Variável	Resíduos	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω_r
Variáveis químicas									
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i$	0,52	0,60	0,2234	n.s	12,4	1,96E-03
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i$	1,29	0,01	0,8834	n.s	16,1	3,17E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Cel}_i$	0,68	0,48	0,3058	n.s	13,5	1,15E-03
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Lignina}_i$	1,30	0,01	0,9233	n.s	16,1	3,12E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i$	0,02	0,98	0,0089	0,01	0,0	9,87E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Lignina/N}_i$	1,29	0,02	0,8681	n.s	16,1	3,19E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{C}_i$	0,27	0,79	0,1106	n.s	9,9	7,05E-03
Subsuperfície			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{N}_i$	1,19	0,09	0,7024	n.s	15,8	3,71E-04
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{C/N}_i$	0,53	0,60	0,2265	n.s	12,5	1,91E-03
Variáveis climáticas									
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{TM}_i$	0,96	0,27	0,4835	n.s	3,0	7,43E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{PM}_i$	0,66	0,50	0,2964	n.s	1,5	1,57E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{RI}_i$	0,58	0,56	0,2531	n.s	1,0	2,04E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{ICD}_i$	1,12	0,15	0,6186	n.s	3,6	5,47E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Ia}_i$	0,45	0,65	0,1911	n.s	0,0	3,34E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{ET}_0$	0,63	0,52	0,2772	n.s	1,3	1,75E-01
Estação Seca									
Variáveis químicas									
Regressão Linear Simples	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i$	0,01	0,82	0,0933	0,1	1,8	2,38E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Hemi}_i$	0,00	0,89	0,0590	0,1	0,0	5,74E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Cel}_i$	0,02	0,54	0,2654	n.s	5,6	3,56E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina}_i$	0,02	0,47	0,3138	n.s	6,1	2,69E-02

	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i$	0,03	0,11	0,6680	n.s	8,2	9,52E-03
	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/N}_i$	0,02	0,49	0,2997	n.s	6,0	2,90E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{C}_i$	0,02	0,49	0,2997	n.s	6,0	2,90E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{N}_i$	0,02	0,49	0,2997	n.s	6,0	2,90E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{C/N}_i$	0,02	0,49	0,2997	n.s	6,0	2,90E-02
	Variáveis climáticas						
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{TM}_i$	0,02	0,52	0,2780	n.s	4,8	6,54E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{PM}_i$	0,02	0,58	0,2413	n.s	4,4	8,31E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{RI}_i$	0,03	0,17	0,5837	n.s	7,0	2,19E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{ICD}_i$	0,01	0,86	0,0740	0,1	0,0	7,37E-01
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Ia}_i$	0,02	0,44	0,3349	n.s	5,5	4,82E-02
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{ET}_0$	0,02	0,42	0,3521	n.s	5,6	4,45E-02
	Variáveis químicas						
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i$	0,00	0,95	0,0230	0,05	1,1	3,57E-01
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i$	0,00	0,97	0,0176	0,05	0,0	6,05E-01
	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Cel}_i$	0,02	0,22	0,5264	n.s	12,4	1,22E-03
	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina}_i$	0,02	0,05	0,7837	n.s	13,2	8,09E-04
Subsuperfície	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i$	0,03	0,01	0,9135	n.s	13,4	7,46E-04
	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/N}_i$	0,01	0,71	0,1572	n.s	8,5	8,76E-03
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{C}_i$	0,01	0,71	0,1572	n.s	8,5	8,76E-03
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{N}_i$	0,01	0,71	0,1572	n.s	8,5	8,76E-03
	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{C/N}_i$	0,01	0,71	0,1572	n.s	8,5	8,76E-03
	Variáveis climáticas						

$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{TM}_i$	0,01	0,59	0,2327	n.s	0,8	2,33E-01
$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{PM}_i$	0,02	0,36	0,3970	n.s	2,6	9,72E-02
$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{RI}_i$	0,02	0,31	0,4419	n.s	2,9	8,30E-02
$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{ICD}_i$	0,01	0,67	0,1834	n.s	0,0	3,55E-01
$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Ia}_i$	0,02	0,25	0,5048	n.s	3,3	6,91E-02
$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{ET}_0$	0,01	0,51	0,2866	n.s	1,6	1,63E-01

$k \text{ ano}^{-1}$ = Taxa de decomposição (anos); Em Δr o melhor modelo é zero; n.s = não significativo.

Tabela A2. Melhores modelos por regressão linear múltipla, usados para determinar quais parâmetros químicos e climáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre os tipos de resíduos em todo período experimental (Experimento de decomposição de curta duração).

Modelo	Variável	Resíduos	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω_r
Regressão Linear Múltipla	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{C/N}_i + \beta_2 \text{ICD}_i$	0,04	0,98	< 0,0001	0,01	141,0	2,45E-31
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{C/N}_i + \beta_3 \text{PM}_i$	0,01	1,00	< 0,0001	0,01	131,6	2,65E-29
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Cel}_i + \beta_2 \text{C/N}_i - \beta_3 \text{TM}_i + \beta_4 \text{PM}_i$	0,01	1,00	0,0001	0,01	124,9	7,62E-28
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Lignina/N}_i + \beta_3 \text{C/N}_i + \beta_4 \text{PM}_i - \beta_5 \text{Ia}_i$	0,00	1,00	0,0001	0,01	99,5	2,46E-22
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Cel}_i - \beta_4 \text{N}_i + \beta_5 \text{C/N}_i + \beta_6 \text{ICD}_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	0,0	1
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{Cel}_i - \beta_2 \text{Lignina/N}_i + \beta_3 \text{C}_i - \beta_4 \text{N}_i - \beta_5 \text{TM}_i + \beta_6 \text{ICD}_i$	0,00	1,00	0,0001	0,01	29,8	3,46E-07
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Cel}_i + \beta_2 \text{Lignina}_i + \beta_3 \text{N}_i + \beta_4 \text{C/N}_i - \beta_5 \text{TM}_i + \beta_6 \text{PM}_i$	0,00	1,00	0,0007	0,01	54,0	1,91E-12
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Lignina}_i - \beta_3 \text{Lignina/N}_i + \beta_4 \text{C}_i - \beta_5 \text{N}_i + \beta_6 \text{PM}_i$	0,00	1,00	0,0014	0,01	65,7	5,50E-15
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Cel}_i - \beta_3 \text{Lignina}_i + \beta_4 \text{Lignina/Cel}_i + \beta_5 \text{N}_i + \beta_6 \text{C/N}_i$	0,00	1,00	0,0164	0,05	105,0	1,55E-23

	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Cel}_i - \beta_4 \text{Lignina}/\text{N}_i - \beta_5 \text{C}_i - \beta_6 \text{N}_i$	0,03	1,00	0,1017	n.s	134,3	7,04E-30
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Lignina}_i - \beta_4 \text{Lignina}/\text{N}_i - \beta_5 \text{Lignina}/\text{Cel}_i - \beta_6 \text{C}_i$	0,05	1,00	0,1296	n.s	138,2	9,99E-31
	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Cel}_i - \beta_4 \text{Lignina}_i + \beta_5 \text{Lignina}/\text{N}_i - \beta_6 \text{Lignina}/\text{Cel}_i$	0,32	0,97	0,3178	n.s	152,8	6,69E-34
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{C}_i - \beta_2 \text{C}/\text{N}_i$	0,01	0,99	< 0,0001	0,01	114,3	1,49E-25
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i - \beta_2 \text{C}_i + \beta_3 \text{N}_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	106,2	8,54E-24
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i + \beta_2 \text{Lignina}_i - \beta_3 \text{C}_i + \beta_4 \text{N}_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	91,6	1,30E-20
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Lignina}/\text{Cel}_i - \beta_3 \text{ICD}_i + \beta_4 \text{Ia}_i + \beta_5 \text{ET}_{0i}$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	59,1	1,46E-13
Subsuperfície	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{Lignina}_i + \beta_3 \text{Lignina}/\text{N}_i + \beta_4 \text{Lignina}/\text{Cel}_i - \beta_5 \text{C}/\text{N}_i - \beta_6 \text{RI}_i$	0,00	1,00	0,0001	0,01	0,0	1
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i - \beta_2 \text{Cel}_i + \beta_3 \text{Lignina}_i - \beta_4 \text{C}_i + \beta_5 \text{N}_i + \beta_6 \text{PM}_i$	0,00	1,00	0,0003	0,01	16,8	2,22E-04
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Lignina}_i - \beta_4 \text{Lignina}/\text{N}_i - \beta_5 \text{N}_i - \beta_6 \text{C}/\text{N}_i$	0,00	1,00	0,0009	0,01	34,1	3,94E-08
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{Hemi}_i + \beta_3 \text{Lignina}_i - \beta_4 \text{Lignina}/\text{N}_i - \beta_5 \text{C}_i + \beta_6 \text{N}_i$	0,00	1,00	0,0009	0,01	34,1	3,94E-08
	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i - \beta_3 \text{Cel}_i + \beta_4 \text{Lignina}_i + \beta_5 \text{Lignina}/\text{N}_i - \beta_6 \text{Lignina}/\text{Cel}_i$	0,00	1,00	0,0631	0,1	102,8	4,80E-23

$k \text{ ano}^{-1}$ = Taxa de decomposição (anos); Em Δr o melhor modelo é zero; n.s = não significativo.

Tabela A3. Melhores modelos por regressão múltipla linear, usados para determinar quais parâmetros químicos e cimáticos melhor predizem a decomposição $k \text{ ano}^{-1}$, dentre tipos de resíduos nas estações úmida e seca (Experimento de decomposição de curta duração).

Modelo	Variável	Resíduo	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω_r
Estação Úmida									
Regressão Linear Múltipla	$k \text{ ano}^{-1}$	Superfície	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{C}_i - \beta_2 \text{RI}_i$	0,00	1,00	0,0130	0,05	0,0	8,71E-01
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{PM}_i$	0,00	1,00	0,0235	0,05	4,7	8,20E-02

Modelo	Variável	Resíduo	Forma do modelo	MSE	R ²	P	Nível de significância	Δr	ω _r
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i - \beta_2 \text{Lignina}_i$	0,01	1,00	0,0270	0,05	5,8	4,72E-02
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i$	0,85	0,89	0,3338	n.s	25,9	2,03E-06
		Subsuperfície	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Lignina/Cel}_i + \beta_2 \text{PM}_i$	0,00	1,00	0,0088	0,01	0,0	1
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Cel}_i + \beta_2 \text{Lignina}_i$	0,00	1,00	0,0377	0,05	11,7	2,94E-03
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i$	0,80	0,69	0,5538	n.s	33,2	6,30E-08
Estação Seca									
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha + \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{C}_i$	0,00	1,00	0,0064	0,01	0,0	0,5
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Lignina/N}_i$	0,00	1,00	0,0064	0,01	0,0	0,5
		Superfície	$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Hemi}_i + \beta_2 \text{Lignina}_i$	0,00	0,98	0,1556	n.s	25,5	1,46E-06
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{Hemi}_i + \beta_2 \text{Cel}_i$	0,01	0,91	0,3029	n.s	30,8	1,02E-07
			$k \text{ ano}^{-1} = -\alpha + \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Hemi}_i$	0,01	0,91	0,3071	n.s	30,9	9,64E-08
Regressão Linear Múltipla	k ano ⁻¹		$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{ICD}_i$	0,00	1,00	< 0,0001	0,01	0,0	1
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{C/N}_i$	0,00	1,00	0,0168	0,05	56,9	4,42E-13
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{N}_i$	0,00	1,00	0,0168	0,05	56,9	4,42E-13
		Subsuperfície	$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{C}_i$	0,00	1,00	0,0168	0,05	56,9	4,42E-13
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i + \beta_2 \text{Lignina/N}_i$	0,00	1,00	0,0168	0,05	56,9	4,42E-13
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{Hemi}_i + \beta_2 \text{Lignina}_i$	0,00	0,99	0,0873	0,1	70,1	5,99E-16
			$k \text{ ano}^{-1} = \alpha - \beta_1 \text{FDN}_i - \beta_2 \text{Hemi}_i$	0,00	0,99	0,1019	n.s	71,3	3,23E-16

k ano⁻¹ = Taxa de decomposição (anos); Em Δr o melhor modelo é zero; n.s = não significativo.