



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**EFEITO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES HERBÁCEAS SOBRE A
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA CAATINGA**

Néstor Eduardo Sicolo

Natal, junho de 2020

NÉSTOR EDUARDO SICOLO

EFEITO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES HERBÁCEAS SOBRE A
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA CAATINGA

Monografia apresentada como pré-requisito para a
conclusão do curso de graduação em Ecologia pela
Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Orientadora: Profa. Dra. Gislene Maria da Silva Ganade

Coorientador: Me. Raul Mário da Silva Peixoto-Neto

Natal, RN

Junho de 2020

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - -Centro de Biociências - CB

Sicolo, Néstor Eduardo.

Efeito da diversidade de espécies herbáceas sobre a decomposição foliar de espécies arbóreas na caatinga / Nestor Eduardo Sicolo. - Natal, 2020.

39 f.: il.

Monografia (Graduação) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Curso de Graduação em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Gislene Ganade.

Coorientador: Me. Raul Mário da Silva Peixoto-Neto.

1. Ecologia de restauração - Dissertação. 2. Decomposição - Dissertação. 3. Ciclagem de nutrientes - Dissertação. 4. Combretum leprosum - Dissertação. 5. Amburana cearensis - Dissertação. I. Ganade, Gislene. II. Peixoto-Neto, Raul Mário da Silva. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BSCB

CDU 574

NÉSTOR EDUARDO SICOLO

EFEITO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES HERBÁCEAS SOBRE A
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA CAATINGA

Monografia apresentada como pré-requisito para a
conclusão do curso de graduação em Ecologia pela
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Natal, junho de 2020

BANCA AVALIADORA

Profa. Dra. Gislene Maria da Silva Ganade
Departamento de Ecologia

Prof. Dr. Felipe Pereira Marinho
Departamento de Ecologia

Ms. Jeanne Raquel de Andrade Franco
Departamento de Ecologia

AGRADECIMENTOS

Àquele, Objeto de toda a sabedoria, cujo reconhecimento deve ser o objetivo final e mais alto de toda a erudição.

À Professora Dra. Gislene Maria da Silva Ganade por aceitar me orientar neste projeto e por toda a atenção e orientação dispensadas. Também pela disponibilidade e paciência nas correções.

Ao Professor Ms. Raul Mário da Silva Peixoto-Neto por todo o tempo, apoio e paciência dispendidos como coorientador.

Aos Professores Dr. Felipe Pereira Marinho e Ms. Jeanne Raquel de Andrade Franco, por aceitarem o convite para participar da banca e pelas valiosas contribuições para a versão final deste trabalho.

A todo o corpo docente do Programa de Graduação em Ecologia da UFRN, pelo apoio e compreensão constantes, comprometimento e o compartilhar do conhecimento. A eles, meu respeito e admiração.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Restauração e à equipe do Laboratório de Instrumentos de Precisão do Departamento de Ecologia, pela acolhida cordial no seu espaço, a constante prontidão no suporte e o auxílio nas análises feitas em laboratório.

A toda a equipe profissional da FLONA de Açú pelo acolhimento e hospitalidade durante o período do experimento, em especial ao diretor da unidade, Antônio Mauro Guimarães dos Anjos, pela disponibilidade e apoio durante as visitas.

Aos meus colegas da graduação que dividiram comigo essa jornada, pelos conhecimentos compartilhados e pelos trabalhos realizados em conjunto. Minha gratidão e os sinceros votos de sucesso a todos.

Aos amigos Anne, Jeanne, Lidiane, Monnaliza, Niege, Iali, Otília, Ana Cleide, Mika, Cássia, Simone, Thomaz, João Paulo, José Araújo e Carlos Salústio pela colaboração em toda a montagem e monitoramento dos experimentos, além da companhia nas viagens a Açú-RN e as sugestões para a elaboração deste trabalho.

E a toda minha família que esteve ao meu lado em todos os momentos. Em especial a minha esposa, Cláudia, pela paciência e incentivo, a meu irmão Miguel, sem cujo inestimável apoio eu jamais teria conseguido e a meus pais, Ângela e Juan (este, em memória), pela educação que me proporcionaram. O maior mérito de eu chegar aqui é de vocês.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	3
2. MATERIAL E MÉTODOS	6
2.1 Área de estudo	6
2.2 Espécies estudadas	9
2.2.1 Herbáceas	10
2.2.2 Arbóreas	12
2.3 Delineamento Experimental e Análises Estatísticas	13
3. RESULTADOS	17
4. DISCUSSÃO	23
5. CONCLUSÃO	27
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28

EFEITO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES HERBÁCEAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA CAATINGA

RESUMO

A decomposição de serrapilheira é um processo fundamental para a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres. A qualidade dos recursos disponíveis irá determinar a ação da comunidade decompositora, sendo que as características do recurso podem estar associadas à diversidade de folhas presentes na serrapilheira. O objetivo deste trabalho foi verificar se a riqueza de folhas herbáceas tem um efeito sinérgico ou antagônico sobre a degradação de folhas de espécies arbóreas da Caatinga com diferentes durezas foliares. O estudo foi realizado mediante a instalação de *litterbags* que ficaram expostos durante três meses no campo localizado na Floresta Nacional de Açu, ICMBio, RN, nas áreas do Projeto de Restauração para o Combate à Desertificação do Laboratório de Ecologia de Restauração (LER,) Universidade Federal do Rio Grande do Norte, UFRN. As folhas foram subsequentemente removidas do campo e pesadas para verificar perda de biomassa devido à decomposição. Os resultados mostram um efeito maior da riqueza de folhas de herbáceas sobre *Amburana cearensis*, a espécie de menor dureza foliar, sendo esse efeito bem menos expressivo em *Combretum leprosum*, espécie de maior dureza foliar. Os resultados demonstram que a diversidade de folhígio das espécies herbáceas da área restaurada tem papel importante na potencialização da decomposição de folhas de algumas espécies arbóreas.

Palavras-chave: Ecologia de restauração; decomposição; ciclagem de nutrientes; *Combretum leprosum*; *Amburana cearensis*.

EFFECT OF HERBACEOUS SPECIES ON LEAF DECOMPOSITION OF TREE SPECIES IN THE CAATINGA FOREST

SUMMARY

The leaf litter decomposition is a fundamental process for the cycling of nutrients in terrestrial ecosystems. The quality of available resources will determine the action of the decomposing community. The characteristics of the resource may be associated with the diversity of leaves present in the litter. The objective of this work was to verify if the richness of herbaceous leaves has a synergic or antagonistic effect on the degradation of leaves of Caatinga tree species with different leaf hardness. The study was carried out by installing *litterbags* that were exposed for three months in the field at FLONA de Açu, ICMBio, RN, in the Project of Restoration to Combat Desertification area, this project is coordinated by the Restoration Ecology Laboratory (LER,) Federal University of Rio Grande do Norte, UFRN. Leaves were subsequently removed from the field and weighted to verify biomass loss due to decomposition. The results show a greater effect of herbaceous richness on *Amburana cearensis*, the species with lower foliar hardness, being much less expressive in *Combretum leprosum*, the species with higher foliar hardness. The results show that the leaf diversity of the herbaceous species in the restored area plays an important role in enhancing leaf decomposition of some tree species.

Keywords: Restoration ecology; decomposition; nutrient cycling; *Combretum leprosum*; *Amburana cearensis*.

1. INTRODUÇÃO

A decomposição da serrapilheira é a principal via de transferência de nutrientes da vegetação para o solo e os resíduos de plantas são a principal fonte de matéria orgânica particulada (MOP) para a maioria dos ecossistemas (Weathers, Strayer & Likens, 2012). A maior parte da biomassa da serrapilheira em ambientes florestais provém das folhas que caem das árvores (Bray and Gorham, 1964). Além disso a matéria foliar é o componente mais importante e mais bem estudado da serrapilheira nas comunidades florestais (Bray & Gorham 1964; Delitti, dados não publicados), e tem sido utilizada para comparações entre os resultados de diversos estudos sobre decomposição em ecossistemas florestais (Hattenschwiler et. al, 2005; Gartner e Cardon, 2004; Finerty et. al., 2016), uma vez que a decomposição da serrapilheira é considerada o principal meio de transferência de elementos da vegetação para o solo, sendo um dos principais vetores na ciclagem de nutrientes (Xu e Hirata, 2002).

O volume de serrapilheira é regulado pela quantidade de material que cai das plantas e pela sua taxa de decomposição. A decomposição das folhas possibilita a transferência de nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) da parte aérea das plantas para o solo (Dantas, 2003; Santana, 2005), sendo N e P os mais importantes para o crescimento das plantas em diversos biomas (Menezes *et al.* 2012). Esse processo enriquece o solo (Valentini, 2004). Entretanto, esses nutrientes só serão disponibilizados para outras plantas quando passarem pelo processo de decomposição (Swift, 1979). Logo, o aumento das taxas de decomposição implica em uma transferência mais veloz dos nutrientes provenientes da parte aérea das plantas para o solo, promovendo uma ciclagem de nutrientes mais eficiente (Vital *et al.*, 2004; Ward *et. al.*, 2015).

Em ecossistemas similares, a diferença na velocidade de decomposição está relacionada à qualidade do substrato (Caldato *et al.*, 2010) ou à qualidade do ambiente (Pinto *et al.*, 2009). Ou seja, a velocidade do processo de decomposição depende de um conjunto de fatores abióticos e bióticos. A qualidade do ambiente está mais relacionada aos fatores abióticos que abrangem as condições climáticas do local (Berg Staaf, H. 1980; Jansson & Berg 1985; Coûteaux *et al.*, 1995); os níveis de radiação solar (Austin & Vivanco 2006; Henry *et al.* 2008; Costa, 2017); e a precipitação (Moorhead and Reynolds, 1989; Bullock and Solis-Magallanes, 1990; Costa, 2017). Além disso, características físico-químicas do solo, também são fatores abióticos importantes para a determinação das taxas de

decomposição. A granulometria, umidade e o pH influenciam diretamente a velocidade das reações químicas responsáveis pela degradação da matéria orgânica, bem como a composição e atividade da comunidade decompositora (Lavelle *et al.*, 1993).

Já a qualidade do substrato está relacionada à composição química específica da serrapilheira, ou seja, aos fatores bióticos. A serrapilheira tem sua qualidade medida pelos teores de compostos orgânicos e inorgânicos (partes solúveis, nutrientes, lignina, celulose, compostos fenólicos, carbono, substâncias estimulantes ou alelopáticas). Tal composição exerce grande influência na regulação e nas interações da biota do solo (Beare *et al.* 1992). Altos teores de lignina e compostos aromáticos, por exemplo, tornam o material mais resistente à decomposição, dificultando a penetração de organismos detritívoros, enquanto elevados teores de carboidratos solúveis ou celulose conferem menor resistência, favorecendo a atuação dos detritívoros (Moreira & Siqueira 2006). O nitrogênio é um elemento de rápida decomposição encontrado principalmente nas leguminosas. A lignina é mais resistente e é considerada um fator de retardamento da degradação. Materiais com elevados teores de substâncias solúveis e simples são decompostos mais rápida e facilmente do que aquelas com grandes quantidades de lignina (Santos; Camargo, 1999). Textura e o tamanho das folhas também podem interferir na velocidade da decomposição do material (Moura, 2010). Outro fator biótico importante é a diversidade da comunidade decompositora. Uma comunidade com maior diversidade de organismos degrada a serrapilheira e mineraliza os nutrientes de forma mais eficiente por acelerar o processo de decomposição (Gessner *et al.*, 2010).

Diversos estudos também têm apontado a diversidade e riqueza de espécies das folhas que compõem a serrapilheira como um dos fatores bióticos que determinam a velocidade da sua decomposição. Porém, a relação entre o número de espécies presentes na serrapilheira e as taxas de decomposição ainda é uma questão a ser investigada (Peixoto-Neto, 2017). Enquanto vários estudos afirmam que a velocidade de decomposição ocorrerá em proporção correspondente à riqueza de espécies presentes na serrapilheira, outros também apontam efeitos antagônicos, que levam a desaceleração do processo de degradação do material foliar (Cianciaruso *et al.* 2005; Tardif *et. al.*, 2014; Rai *et.al.*, 2016). Isso ocorre porque a interação entre diferentes espécies resulta em efeitos diferentes. Assim, alguns estudos têm chegado à conclusão de que o efeito da riqueza de espécies sobre a decomposição da serrapilheira está relacionado à similaridade funcional entre as espécies que a compõem. Dessa forma, espécies convergentes tendem a potencializar seus efeitos sobre a decomposição enquanto espécies

funcionalmente divergentes tendem a anular os efeitos umas das outras (Hattenschwiler *et al.*, 2005; Gartner e Cardon, 2004; Finerty *et al.*, 2016). Rai *et al.*, 2016) demonstraram que em florestas de terras secas, a razão C:N é a característica funcional que melhor prediz a velocidade do processo de decomposição da serrapilheira. Logo, de acordo com a teoria da diversidade funcional, em um *mix* de espécies com razões C:N similarmente baixas, os efeitos do processo de decomposição da serrapilheira devem ser mais acelerados do que em um mix no qual as espécies apresentem razões C:N divergentes.

Dessa forma, a diversidade de espécies de plantas no ecossistema está diretamente relacionada à produção de biomassa vegetal e à disponibilidade e ciclagem de nutrientes (Naeem *et al.*, 1995; Tilman *et al.*, 1996). E tais processos afetam diretamente o funcionamento dos ecossistemas (Tilman, 1996; Stachová *et al.*, 2012; Cardinale *et al.*, 2013; Bruelheide *et al.*, 2015). Logo, estudos qualitativos e quantitativos de serrapilheira têm se mostrado de relevante importância para compreender a dinâmica do funcionamento dos ecossistemas florestais em geral (César, 1993; Alves *et al.*, 2006) e também são usados como indicadores na recuperação de áreas degradadas (Arato *et al.*, 2003). Porém, a maioria dos experimentos são realizados considerando apenas um estrato da vegetação. Enquanto alguns usam folhas do estrato arbóreo (Both *et al.*, 2017; García-Palacios *et al.*, 2017; Gripp *et al.*, 2018; Jewell *et al.*, 2015), outros utilizam apenas plantas do estrato arbustivo e/ou gramíneas (Barbe *et al.*, 2017; Barbe *et al.*, 2018; Santoja *et al.*, 2017), mas ainda são raros os que investigam o efeito das folhas de estratos ou de outros tecidos das plantas sobre a decomposição de folhas das árvores. Como espécies herbáceas são mais efêmeras e com ciclos de vida mais curtos, suas folhas não possuem muitos compostos estruturais recalcitrantes tornando-as, em sua maioria, mais lábeis e com razões C:N menores que as folhas das arbóreas (Wise & Schaefer, 1994; Schomberg *et al.*, 1994; Köchy & Wilson, 1997; Sá, 2001; Sá *et al.*, 2001). Dessa forma, folhas de plantas herbáceas podem provocar um efeito sinérgico, acelerando a degradação de folhas de espécies arbóreas (Wardle *et al.*, 1997; Peixoto-Neto, 2017).

A Caatinga, floresta semiárida brasileira, possui rica biodiversidade de árvores e herbáceas em seus 844.453 km² (11% do território nacional). Este bioma vem sofrendo com o desmatamento acelerado (MMA, 2018), estima-se que 15% da sua área esteja em processo de desertificação (Leal *et al.*, 2005). Modelos climáticos têm apontado um cenário negativo para a Caatinga com o aumento da temperatura e diminuição da pluviosidade, intensificando um possível avanço da aridez em partes do Nordeste brasileiro (Salazar *et al.*, 2007). Em

virtude desses fatores de degradação, se torna urgente a implementação de programas de restauração de áreas degradadas desse bioma. Ainda, devido ao grande desafio para que programas de restauração sejam implementados, existe a necessidade de se encontrar estratégias para o uso de plantas nativas com bom potencial de produção, sobrevivência e resistência para plantio em áreas degradadas, além de estratégias de manejo que garantam o bom funcionamento dos sistemas restaurados.

Considerando o fato de que a maioria dos projetos de replantio de árvores para reflorestamento de áreas degradadas utilizam a supressão de herbáceas como estratégia de manejo, o presente estudo pretende averiguar as consequências dessa estratégia para os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. Dado as características climáticas do bioma, este trabalho também busca contribuir como um estudo para ações de combate à desertificação da Caatinga, apontando formas alternativas de lidar com as espécies herbáceas em projetos de restauração implementados dentro desse domínio. Desta forma, esse trabalho teve como objetivo investigar como a riqueza de folhas de espécies herbáceas influencia a decomposição foliar de duas espécies de árvores nativas da Caatinga com dureza foliar distinta, avaliando se a serrapilheira foliar de herbáceas retarda ou acelera a decomposição da serrapilheira foliar dessas espécies arbóreas. Esperamos encontrar um feito sinérgico das herbáceas sobre as arbóreas sendo o maior efeito sobre o *C. leprosum*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O experimento foi realizado em um importante remanescente de vegetação nativa de Caatinga localizada no município de Açu, região central do estado do Rio Grande do Norte, a aproximadamente 200 km da capital potiguar (Figura 1). A Floresta Nacional de Açu (FLONA de Açu), possui uma área de 413,52ha entre as coordenadas 05°35'2''S e 36°56'42''O, e apresenta uma formação vegetal em grande parte preservada, predominantemente arbóreo-arbustiva densa (Miranda *et al.* 2007). É uma área de clima semiárido, caracterizado por altas temperaturas e baixa pluviosidade (588.8 mm ao ano) concentrada nos meses de março e abril (CPRM, 2005). Em função disso, além das condições estressantes naturais do Bioma é uma área suscetível à desertificação, principalmente por sofrer alta incidência de secas, pressões antrópicas e o uso inadequado de recursos (Marinho

et al., 2016; Ribeiro, 2015). Entretanto, a formação vegetal que cobre a unidade encontra-se em grande parte preservada. O bioma é um dos maiores exemplos de clima semiárido Neotropical, com elevados índices de evapotranspiração e baixa precipitação, concentrada num período de três a cinco meses (Sampaio, 2010) e índice pluviométrico variando entre 500 e 800 mm/ano (Amorim *et al.*, 2016). São características também os altos índices de radiação solar e de temperatura média anual, a baixa nebulosidade e as baixas taxas de umidade relativa do ar (Prado, 2003).

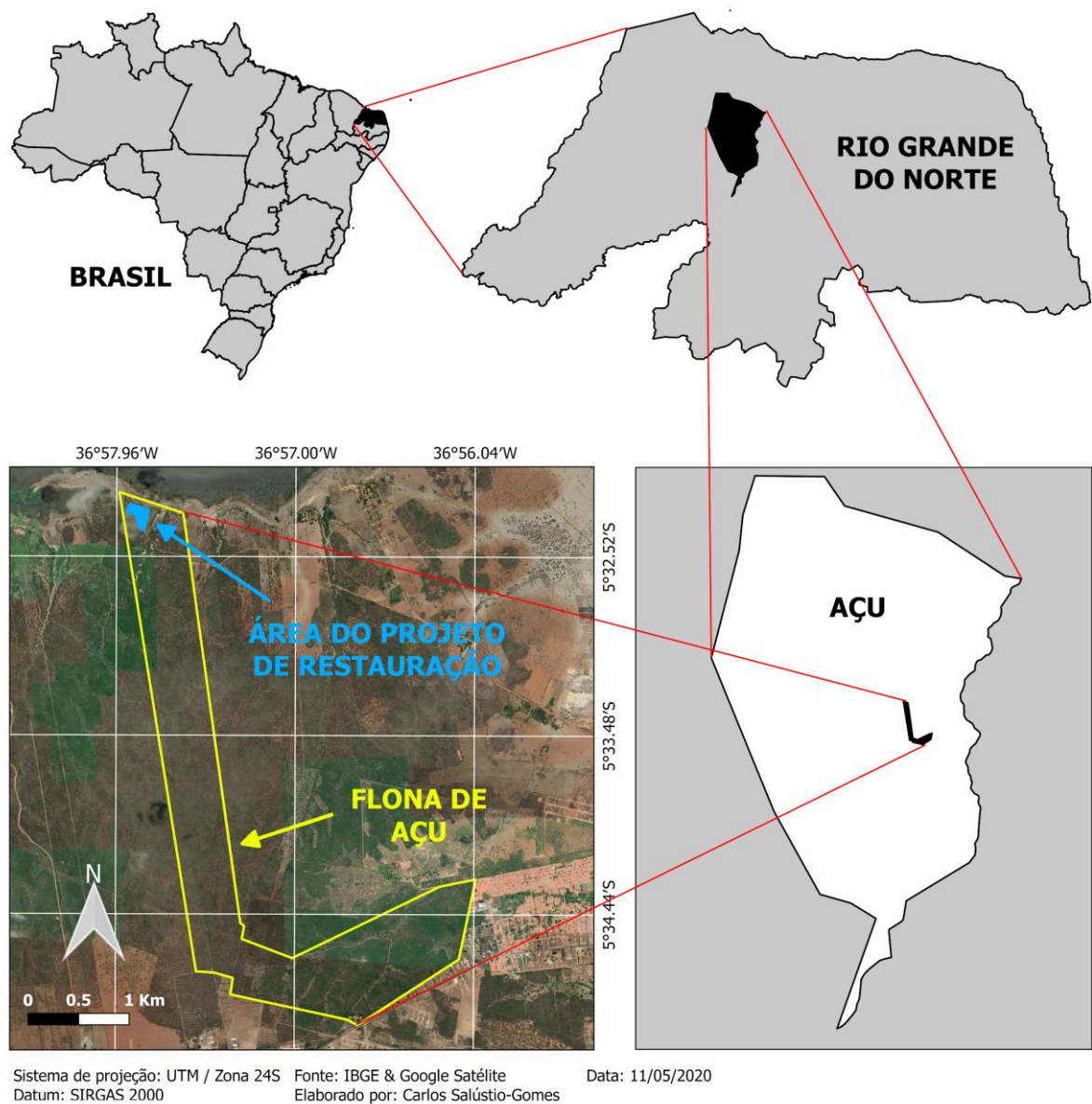


Figura 1. Localização da área do projeto de combate à desertificação, na Floresta Nacional de Açu, sob coordenação da profa. Dra. Gislene Ganade, da UFRN.

Implantamos o experimento de decomposição com misturas de espécies herbáceas e arbóreas em uma das parcelas controles, a de número nove (sem nenhuma espécie plantada) de um projeto de restauração em larga escala composto por 155 parcelas de 8x13m, separadas entre si por trilhas de 2m de largura em uma área de 3,3ha, cada parcela contendo 32 plantas (exceto as parcelas controles) de até 16 espécies abundantes na Caatinga (Figura 2). Essa área encontrava-se totalmente degradada devido atividades agropecuárias e foi cedida à UFRN em 2013 para fins experimentais. Em 2016, teve início o projeto que previa o plantio de um total de 4.704 mudas de 16 espécies arbóreas nativas.

As coletas foram feitas nos períodos de 22 a 24 de junho e de 26 a 28 de julho e os *litterbags* ficaram na área do experimento de 07 de setembro a 13 de dezembro, época de baixa pluviosidade. O período entre as coletas e o retorno do material à área do experimento, foi dedicado à secagem e pesagem das folhas.

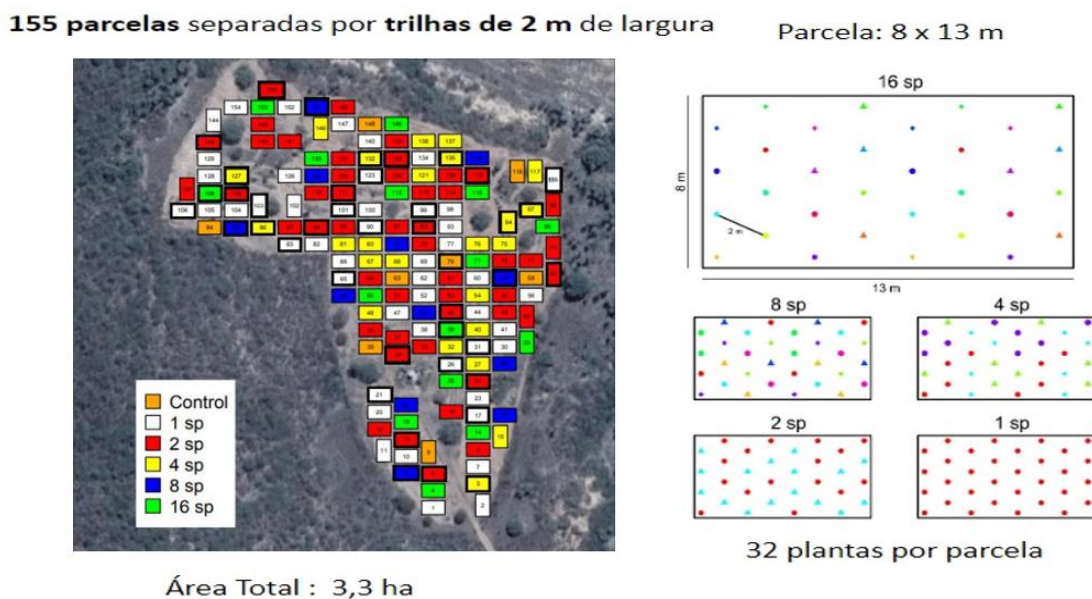


Figura 2. Representação do projeto de combate à desertificação, do Laboratório da Ecologia de Restauração da UFRN, em Açú, RN, ocupando uma área total de 3,3ha, sendo 155 parcelas de 8x13m, separadas entre si por trilhas de 2m de largura. O projeto utilizou 32 plantas por parcela que, de acordo com a cor representada na figura, mostra a diversidade de espécies plantada na parcela, sendo as parcelas reservadas para o controle representadas pela cor laranja; as parcelas que receberam 1 espécie representadas na cor branca; as parcelas que receberam 2 espécies representadas na cor vermelha; as parcelas que receberam 4 espécies representadas na cor amarela; as parcelas que receberam 8 espécies representadas na cor azul; e as parcelas que receberam 16 espécies representadas na cor verde. A parcela 9 foi a parcela controle onde o experimento de degradação de folhio foi realizado.

2.2 Espécies estudadas

Foram selecionadas quatro das espécies herbáceas mais abundantes na área de estudo *Indigofera suffruticosa* (Figura 3), *Croton hirtus* (Figura 4), *Ipomoea Longerosa* (Figura 5), *Digitaria bicornis* (Figura 6) e mais duas espécies arbóreas de ocorrência frequente na Caatinga, uma com material foliar mais lábil, *Amburana cearensis* (Figura 7) e uma segunda com material foliar mais recalcitrante, o *Combretum leprosum* (Figura 8). Segue uma apresentação mais detalhada de cada espécie estudada no experimento de degradação foliar, a lista resumida das espécies se encontra na Tabela 1.

2.2.1 Herbáceas

Indigofera suffruticosa (Mill., Gard. Dict., ed. 8. Indigofera n. 2 (1768), nome popular – Anil. Angiosperma terrícola da família Fabaceae, possui forma de vida arbustiva ou subarbustiva. A espécie é nativa, mas não endêmica do Brasil, sendo encontrada na Amazônia, a Caatinga, o Cerrado e a Mata Atlântica. É um arbusto ereto e ramificado com folhas pinadas, chegando a medir um metro e meio de altura. Seus caules são lenhosos, mas também podem ser herbáceos. É usada como corante devido à sua cor azul profundo. Fixadora de nitrogênio, ocorre em solos leves (arenosos), médios (argilosos) e pesados (argila), preferindo solos bem drenados e podendo crescer em solos nutricionalmente pobres. Ocorre em solo seco ou úmido podendo tolerar a seca. Pode crescer em semisombra ou luz plena (Reflora 2020).



Figura 3 : *Indigofera suffruticosa*
Imagem: Lauren Gurierrez – Flickr
(<https://www.flickr.com/photos/guam-flora-fauna/17202058458>)

Croton hirtus (L'Hér., Stirp. Nov. 17 (1785)) – nome popular Croto. Angiosperma terrícola da família Euphorbiaceae, espécie nativa, mas não endêmica do Brasil, tem como domínio fitogeográfico a Amazônia, a Caatinga, o Cerrado e a Mata Atlântica (Reflora 2020). Uma revisão, das atividades químicas e farmacológicas de extratos brutos e metabólitos puros de *Croton* spp. usados na medicina tradicional foi apresentada por Salatino *et al.*, (2007). A *C. hirtus* foram atribuídas propriedades anti-hipertensivas, anticâncer, antiplasmódica, anti-inflamatória, antimalárica, antimicrobiana, antiespasmódica, anti-úlceras, antiviral, miorelaxante e citotóxica. Na sua composição química há várias classes de terpenos, flavonoides, aromáticos e até alcaloides (Daouda *et al.* 2014).



Figura 4: *Croton hirtus* (Croto)
Imagem: Delondiny – Flickr
(<https://flickr.com/photos/32128173@N07/39>)

Ipomoea longeramosa (Choisy, Prodr. [A. P. de Candolle] 9: 384 (1845)) – nome popular Jetirana-de-moco. Angiosperma da família Convolvulaceae, é uma espécie terrícola com forma de vida trepadeira (Santos & Silva, 2018). Vários representantes deste grupo apresentam importância ornamental, medicinal e alimentícia (Lima & Melo, 2019).



Figura 5: *Ipomoea longeramosa*
Imagem: CC By NC
(<http://convolvulaceae.myspecies.info/file/2008>)

Digitaria bicornis (Roem. & Schult., Syst. Veg., ed. 15 bis [Roemer & Schultes] 2: 470 (1817) – nome popular Capim-colchão; Capim-tinga. Angiosperma da família Poaceae, erva terrícola, naturalizada advinda dos EUA. Essa espécie tem como domínios fitogeográficos no Brasil a Amazônia, a Caatinga, o Cerrado, a Mata Atlântica, o Pampa e o Pantanal (Reflora, 2020).



Figura 6: *Digitaria bicornis*
Imagem: Grasses, Sedges and Rushes of Palm Beach and Martin Counties, Florida
(<http://www.floridagrasses.org/Grassdata/Dibicornis.html>)

2.2.2 Arbóreas

Amburana cearensis (Allemão) A.C.Sm., Trop. Woods 62: 30 (1940), nome popular *Cumarú*. Angiosperma da família Fabaceae, terrícola, nativa, porém não endêmica do Brasil. Essa espécie tem como domínios fitogeográficos a Caatinga, o Cerrado, a Mata Atlântica e o Pantanal. É uma árvore de 20m altura ou mais (Reflora, 2020). Comercialmente, sua madeira é empregada na construção civil, em partes decorativas de móveis, sendo usada também em transporte e embarcações (IPT).



Figura 7: *Amburana cearensis*

Imagem: Gustavo Giacon, www.ciprest.com.br
(<http://www.ciprest.blogspot.com/2018/06/amburana-ou-cerejeira-da-caatinga.html>)

Combretum leprosum (Mart., Flora 24 (2, Beibl.): 1 (1841)), nome popular Mofumbo. Angiosperma terrícola da família Combretaceae, que possui porte arbustivo arbóreo. Espécie nativa, porém, não endêmica do Brasil, com domínios fitogeográficos na Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (Reflora, 2020). *C. leprosum* tem sido empregado na medicina popular e na apicultura; é de grande importância como forrageira e para a recuperação de áreas degradadas, principalmente em matas ciliares (Leal, 2017).



Figura 8: *Combretum leprosum*

Imagem: Souza, Francisco V., Fauna e flora do RN (<http://www.faunaefloradorn.blogspot.com/2016/10/mofumbo-combretum-leprosum.html>)

2.3 Delineamento Experimental e Análises Estatísticas

As espécies arbóreas foram escolhidas a fim de se testar a influência das herbáceas em dois níveis de dureza de folhas. As razões C:N foram medidas em experimento anterior realizado pelo Laboratório de Ecologia da Restauração (LER) do DECOL. A razão C:N do *C. leprosum* é alta, em torno de 28:1, o que o torna uma planta de folhas mais duras. Já *A. Cearensis* é uma planta que tem uma razão C:N mais baixa, em torno de 18:1, o que faz dela uma planta mais lábil.

As folhas das espécies herbáceas foram coletadas de várias parcelas, escolhidas aleatoriamente. Já as folhas das espécies arbóreas foram coletadas de vários indivíduos diferentes que se encontram dentro da FLONA-Açu. Todas as folhas foram levadas ao Departamento de Ecologia (DECOL) da UFRN para que em laboratório as folhas fossem secadas em estufa de secagem por ar forçado (Tecnal, modelo TE 394/2) a 60°C durante 48 horas e posteriormente pesadas em balança de precisão (Scientech, modelo AS 210).

As folhas de cada umas das espécies arbóreas foram misturadas com as das espécies herbáceas em três níveis de diversidade de herbáceas: uma, duas e quatro espécies, com todas

as combinações possíveis, sempre totalizando 5g por tratamento, sendo 1g de arbórea mais 4g de herbáceas, divididos equitativamente entre as espécies herbáceas presentes na mistura (Tabela 2). Foram utilizados *litterbags* de malha de nylon de 15x15cm com trama de aproximadamente 2mm, o material foliar foi exposto para a decomposição no campo, sem cobertura de espécies arbóreas, para evitar um possível efeito da influência da planta arbórea co-específica na parcela “*home field advantage*” (Ayres *et al.*, 2009; Freschet *et. al.*, 2012; Veen *et al.*, 2015). Os *litterbags* foram posicionados de forma randômica com uma distância de pelo menos 1m, em uma parcela de 13m x 8m. Após um período de 120 dias, a necromassa foliar residual de cada espécie foi identificada em cada réplica, novamente secada e medida. A diferença entre o peso inicial e o peso residual das espécies arbóreas, em cada tratamento, foi calculada e as taxas de decomposição de cada arbórea nos tratamentos com presença de espécies herbáceas foram comparadas às taxas dos seus respectivos tratamentos controle. O peso residual total foi utilizado nas análises estatísticas para avaliar os efeitos da presença de folhas de espécies herbáceas nas taxas de decomposição das espécies arbóreas alvos do presente estudo.

A análise do efeito da riqueza de herbáceas na decomposição foliar das espécies arbóreas foi realizada utilizando *one way* ANOVA, com o teste *a posteriori* de Tukey (Tabelas 3 e 4) para verificar quais médias diferem entre si. A riqueza de espécies de folhas herbáceas foi utilizada como variável explanatória categórica com quatro níveis, 0 (controle) 1, 2 e 4 espécies, e a taxa de decomposição das espécies arbóreas foram usadas como variáveis resposta. Os testes foram realizados utilizando o programa estatístico RStudio versão 1.2.5001 para Windows.

Tabela 1.: Espécies arbóreas e herbáceas utilizadas no experimento. A coluna *Espécie* lista as espécies estudadas no experimento; a coluna *Nome popular* mostra o nome popular de cada espécie; a coluna *Forma de vida* descreve sua forma de vida; e a quarta coluna *Abreviação* mostra a abreviação usada no trabalho, referindo-se à: *Amburana cearensis* como “arbórea a” ou Aa; *Combretum leprosum* como “arbórea b” (Ab); *Indigofera suffruticosa* como “herbácea a” (Ha); *Croton hirtus* como “herbácea b” (Hb); *Ipomoea longeramosa* como “herbácea c” (Hc); e *Digitaria bicornis* como “herbácea d” (Hd).

Espécie	Nome popular	Forma de vida	Abreviação
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm., <i>Trop. Woods</i> 62: 30 (1940).	Cumarú	Arbórea	Aa
<i>Combretum leprosum</i> (Mart., <i>Flora</i> 24(2, <i>Beibl.</i>): 1 (1841)).	Mofumbo	Arbórea	Ab
<i>Indigofera suffruticosa</i> (Mill., <i>Gard. Dict.</i> , ed. 8. <i>Indigofera</i> n. 2 (1768).	Anil	Herbácea	Ha
<i>Croton hirtus</i> (L'Hér., <i>Stirp. Nov.</i> 17 (1785)).	Croto	Herbácea	Hb
<i>Ipomoea longeramosa</i> (Choisy, <i>Prodr. [A. P. de Candolle]</i> 9: 384 (1845)).	Jetirana-de-moco	Herbácea	Hc
<i>Digitaria bicornis</i> (Roem. & Schult., <i>Syst. Veg.</i> , ed. 15 bis [Roemer & Schultes] 2: 470 (1817).	Capim-colchão / Capim-tinga	Herbácea	Hd

Tabela 2: Tratamentos, número de réplicas e massa (g) de cada espécie, contido em cada tratamento. A primeira coluna, à esquerda denominada “Tratamento” mostra a diversidade de espécies herbáceas ou arbórea (controle) de cada tratamento; a segunda coluna, “Massa de espécies herbáceas”, mostra o peso (g) de cada espécie herbácea combinada com a espécie arbórea em cada tratamento; a terceira coluna “Massa de espécies arbóreas” mostra o peso (g) que foi constante em todas as combinações, sempre igual a 1g, exceto no controle, que foi de 5g; por fim, a quarta e última coluna mostra o número de réplicas de cada tratamento. Houve a preocupação de se manter o número de réplicas por nível de diversidade semelhante (cerca de 60) para evitar qualquer possível tendência estatística no momento da análise dos dados. Total de *litterbags*: 236.

Tratamento	Massa de espécies herbáceas (g)	Massa de espécies arbóreas (g)	Nº de réplicas
1 sp herbácea	4gHa (<i>I. suffruticosa</i>)	1gAa	7
1 sp herbácea	4gHb (<i>C. hirtus</i>)	1gAa	7
1 sp herbácea	4gHc (<i>I. Longerosa</i>)	1gAa	7
1 sp herbácea	4gHd (capim tinga)	1gAa	7
1 sp herbácea	4gHa	1gAb	7
1 sp herbácea	4gHb	1gAb	7
1 sp herbácea	4gHc	1gAb	7
1 sp herbácea	4gHd	1gAb	7
2 sp herbáceas	2gHa + 2gHb	1gAa	5
2 sp herbáceas	2gHa + 2gHc	1gAa	5
2 sp herbáceas	2gHa + 2gHd	1gAa	5
2 sp herbáceas	2gHb + 2gHc	1gAa	5
2 sp herbáceas	2gHb + 2gHd	1gAa	5
2 sp herbáceas	2gHc + 2gHd	1gAa	5
2 sp herbáceas	2gHa + 2gHb	1gAb	5
2 sp herbáceas	2gHa + 2gHc	1gAb	5
2 sp herbáceas	2gHa + 2gHd	1gAb	5
2 sp herbáceas	2gHb + 2gHc	1gAb	5
2 sp herbáceas	2gHb + 2gHd	1gAb	5
2 sp herbáceas	2gHc + 2gHd	1gAb	5
4 sp herbáceas	1gHa + 1gHb + 1gHc + 1gHd	1gAa	30
4 sp herbáceas	1gHa + 1gHb + 1gHc + 1gHd	1gAb	30
Controle	***	5gAa (<i>A. Cearensis</i>)	30
Controle	***	5gAb (<i>C. leprosum</i>)	30

3. RESULTADOS

A análise dos dados permitiu identificar o efeito positivo da serrapilheira foliar de herbáceas sobre a decomposição foliar de arbóreas, tanto para o *A. Cearensis* quanto para *C. leprosum*, sendo mais evidente em *A. cearensis*. Os dados analisados mostraram que as espécies herbáceas têm um efeito sinérgico sobre a decomposição das arbóreas, acelerando as taxas de degradação de suas folhas, uma vez que todas as combinações mostraram taxas de decomposição superiores ao controle (CTL). Ainda que o percentual de decomposição tenha sido mais elevado sob influência de quatro espécies herbáceas, a diferença entre os níveis de riqueza de herbáceas (de 1 a 4 espécies) não foi expressiva (Figuras 9).

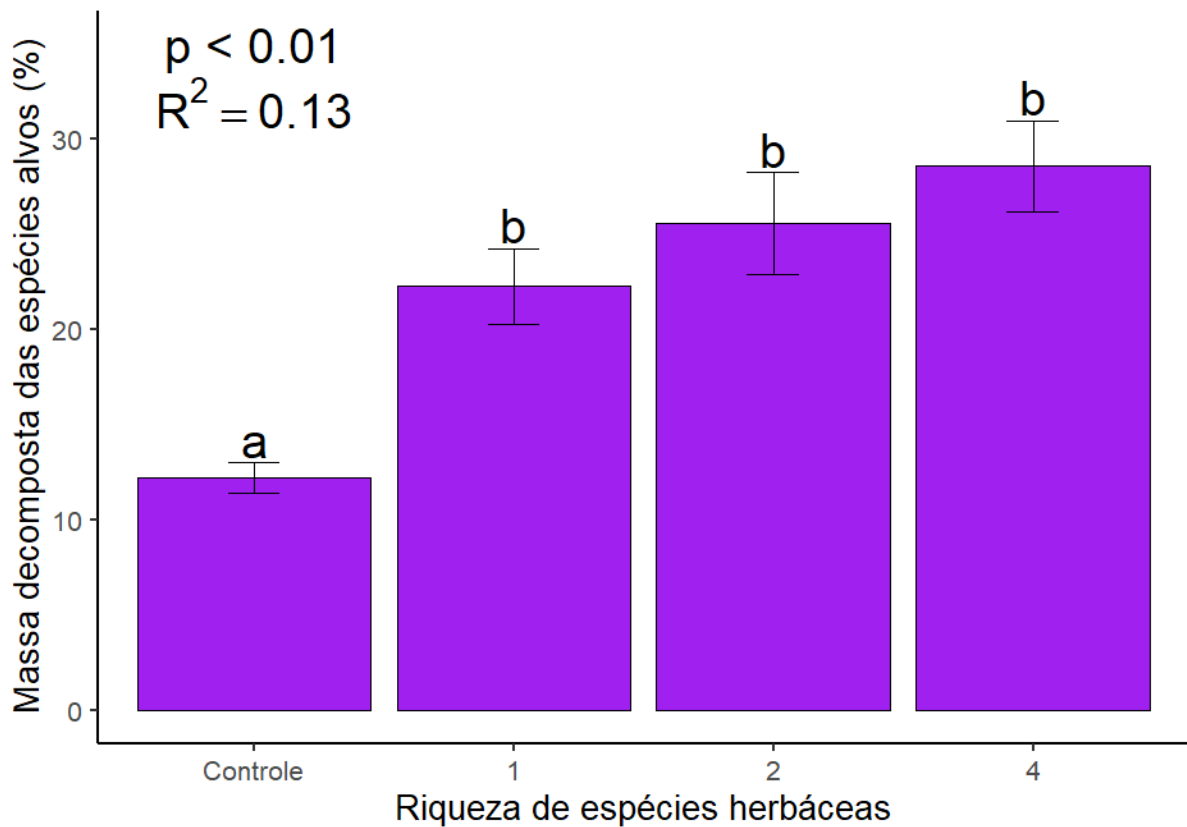


Figura 9 - Efeito da presença de folhas de espécies herbáceas sobre a decomposição das espécies arbóreas. A figura mostra a taxa média de decomposição das duas espécies arbóreas (%) no controle (CTL) e nas combinações com 1, 2 e 4 espécies herbáceas. Letras diferentes representam médias significativamente diferentes pelo teste de Tukey, mostrando que as médias de decomposição da arbórea sob a influência de 1, 2 e 4 espécies são iguais, entretanto a diferença de decomposição entre as combinações de herbáceas e o controle foi significativa ($p < 0.01$). Aqui foram consideradas todas as espécies.

Entretanto, a influência das herbáceas foi mais pronunciada sobre *A. cearensis*. Embora o percentual de decomposição dessa espécie tenha sido mais expressivo sob influência de 2 e 4 espécies herbáceas, a diferença de decomposição entre as combinações do *A. Cearensis* + herbáceas e o controle foi significativa em todos os níveis de riqueza (Figura 10).

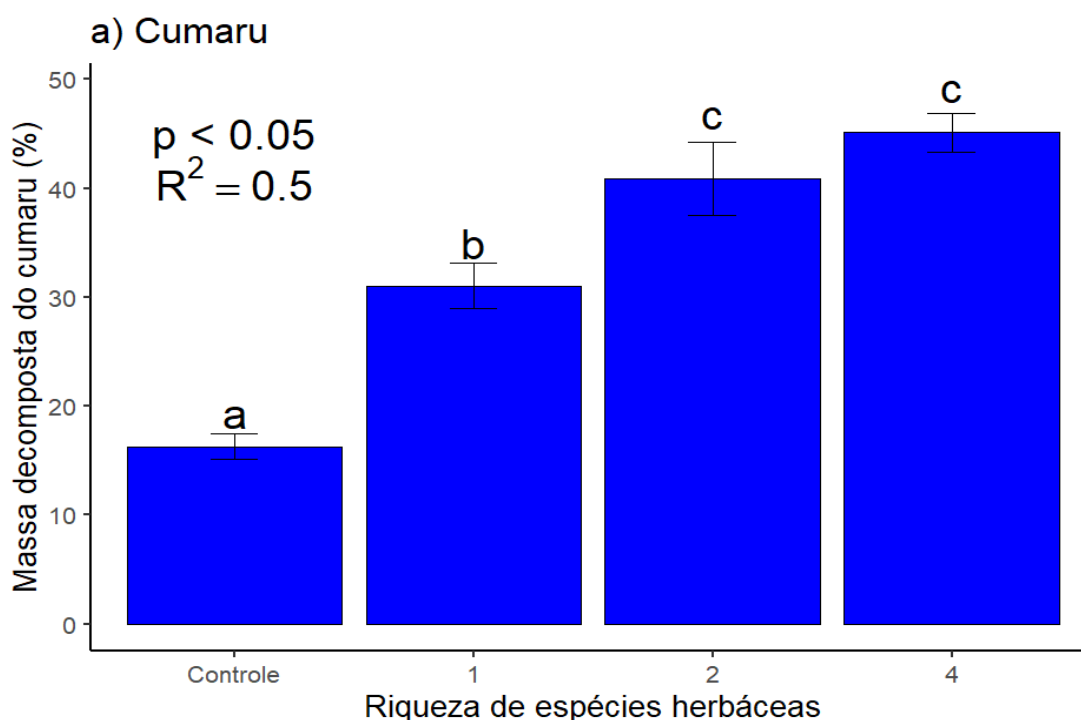


Figura 10 – Efeito das folhas de herbáceas sobre a decomposição de folhas da espécie arbórea nativa da Caatinga, *Amburana cearensis* (*A. Cearensis*). A figura mostra a taxa média de decomposição de folhas (%) do controle em *A. Cearensis* (Controle); a taxa média de decomposição da arbórea sob a influência de 1 espécie herbácea (1); a taxa média de decomposição de *Amburana cearensis* quando combinada com 2 espécies herbáceas (2); e a sua taxa média de decomposição na presença de 4 espécies herbáceas (4). O teste de Tukey mostra que as médias de decomposição do *A. Cearensis* sob a influência de 2 e 4 espécies são iguais (c); e mostra que essa taxa é maior do que quando combinada com apenas uma espécie herbácea (b); o teste indica ainda que as taxas de decomposição foliar dessas combinações são maiores do que a apresentada pelo controle (a) quando este foi combinado com espécies herbáceas nos três níveis de diversidade que foram testados.

Em todas as combinações, *A. Cearensis* apresentou uma taxa de decomposição foliar maior do que no controle, corroborando o efeito sinérgico da riqueza de espécies de folhas sobre a decomposição (Fig. 10) e evidenciando a importância da riqueza de herbáceas no processo de decomposição do *A. Cearensis*. *Indigofera suffruticosa* e *Ipomoea longerosa* (“a” e “c”), separadamente, tiveram a menor influência sobre a *Amburana cearensis*, sendo superadas apenas pela *Digitaria bicornis*. Curiosamente, quando combinadas (a+c) tiveram

o efeito mais expressivo sobre a decomposição da espécie arbórea. Já a combinação que menos influenciou o processo de decomposição da *Amburana cearensis* foi a *Croton hirtus* + *Ipomoea longerramosa* (b+c) embora, separadamente, tenham sido as herbáceas que maior influência tiveram sobre a *Amburana cearensis*, ainda que esse efeito tenha sido bem próximo do exercido por *Indigofera suffruticosa* e *Digitaria bicornis*.

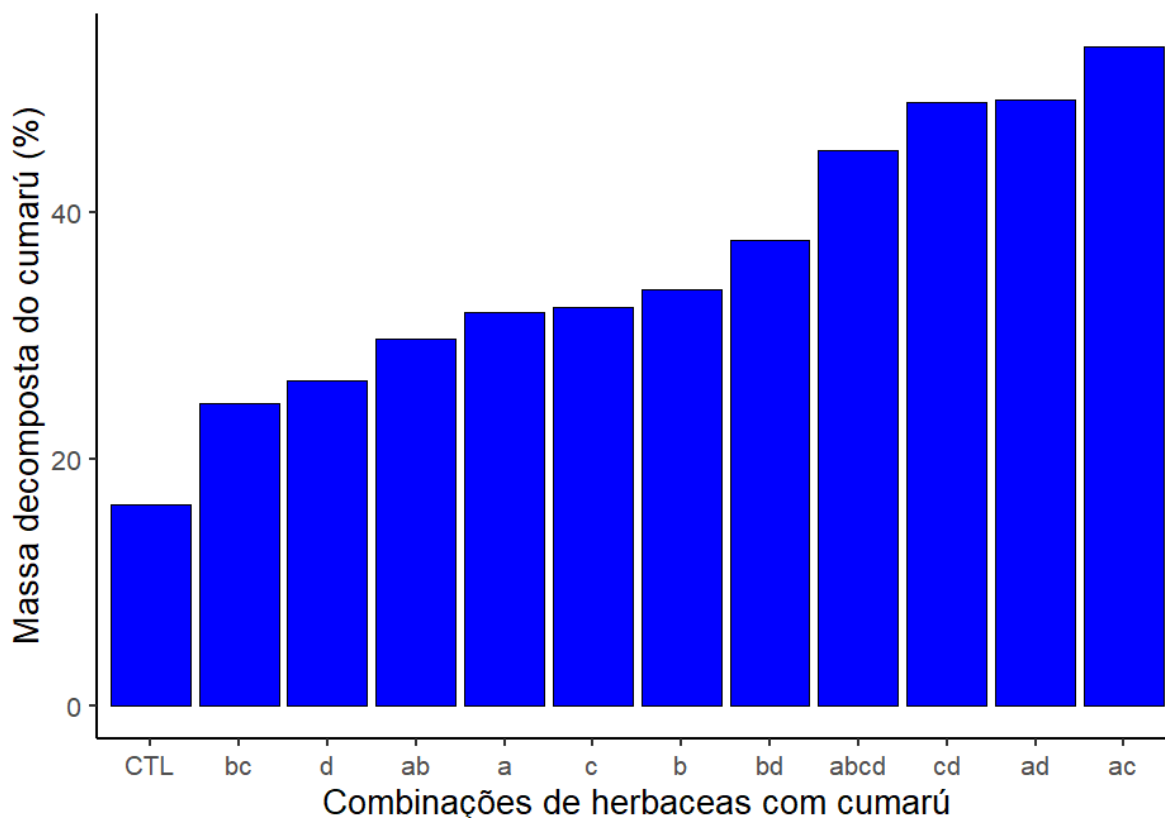


Figura 11 – Efeito das herbáceas sobre a decomposição do *A. Cearensis* em cada uma das combinações. Porcentagem de decomposição do *A. Cearensis*, sem a presença de outras espécies, controle (CTL), 30 réplicas, e sob influência de herbáceas em diferentes formas de combinação. Combinação do *A. Cearensis* com **1 espécie herbácea**: a) *Indigofera suffruticosa*, 7 réplicas; *Croton hirtus* (b), 7 réplicas; *Ipomoea longerramosa* (c), 7 réplicas; e *Digitaria bicornis* (d), 7 réplicas; **A. Cearensis + 2 espécies herbáceas**: ab) *Indigofera suffruticosa* + *Croton hirtus*, 5 réplicas; *Indigofera suffruticosa* + *Ipomoea longerramosa* (ac), 5 réplicas; *Indigofera suffruticosa* + *Digitaria bicornis* (ad), 5 réplicas; e *Croton hirtus* + *Ipomoea longerramosa* (bc), 5 réplicas; *Croton hirtus* + *Digitaria bicornis* (bd), 5 réplicas; *Ipomoea longerramosa* + *Digitaria bicornis* (cd), 5 réplicas; **A. Cearensis + 4 espécies herbáceas**: *Indigofera suffruticosa* + *Croton hirtus* + *Ipomoea longerramosa* + *Digitaria bicornis* (abcd), 30 réplicas.

Tabela 3 – Decomposição de *A. Cearensis* Tabela de resultados da aplicação do Teste de Tukey para *Amburana cearensis* (*A. Cearensis*). A coluna Modelo mostra o *A. Cearensis* enquanto controle (CTL) e suas combinações com as espécies herbáceas (ex. CTL-a; CTL-ab, etc.); A coluna diff indica a diferença entre as taxas médias de decomposição encontradas; a coluna lower lista os valores mais baixos; a coluna upper mostra os valores mais elevados e a coluna p adj mostra o valor de p, onde * indica valor menor que 0,05 e *** indica valor menor que 0,0001.

Taxa de decomposição de <i>A. cearensis</i>				
Modelo	diff	lower	upper	p adj
CTL-a	-15.58	-30.34	-0.83	0.02*
CTL-ab	-13.52	-30.50	3.45	0.26
CTL-abcd	-28.83	-37.90	-19.75	0.00***
CTL-ac	-37.23	-55.93	-18.52	0.00***
CTL-ad	-32.93	-49.90	-15.95	0.00***
CTL-b	-17.53	-34.50	-0.55	0.04*
CTL-bc	-8.23	-26.93	10.48	0.94
CTL-bd	-21.48	-40.18	-2.77	0.02*
CTL-c	-16.01	-30.76	-1.26	0.02*
CTL-cd	-32.73	-49.70	-15.75	0.00***
CTL-d	10.06	-5.66	25.78	0.59

C. leprosum também teve suas taxas de decomposição afetadas pela riqueza de herbáceas nas combinações ($p < 0.03$) com todas as combinações apresentando taxas de decomposição superiores ao controle. O percentual de decomposição foi mais expressivo nas combinações contendo apenas uma espécie herbácea indicando um efeito antagônico da riqueza de herbáceas sobre a decomposição do *Combretum leprosum*. Quando combinado com as quatro espécies herbáceas, a arbórea perdeu pouco mais de 10% de massa. A sua combinação com 2 espécies herbáceas apresentou resultado similar (Figura 12).

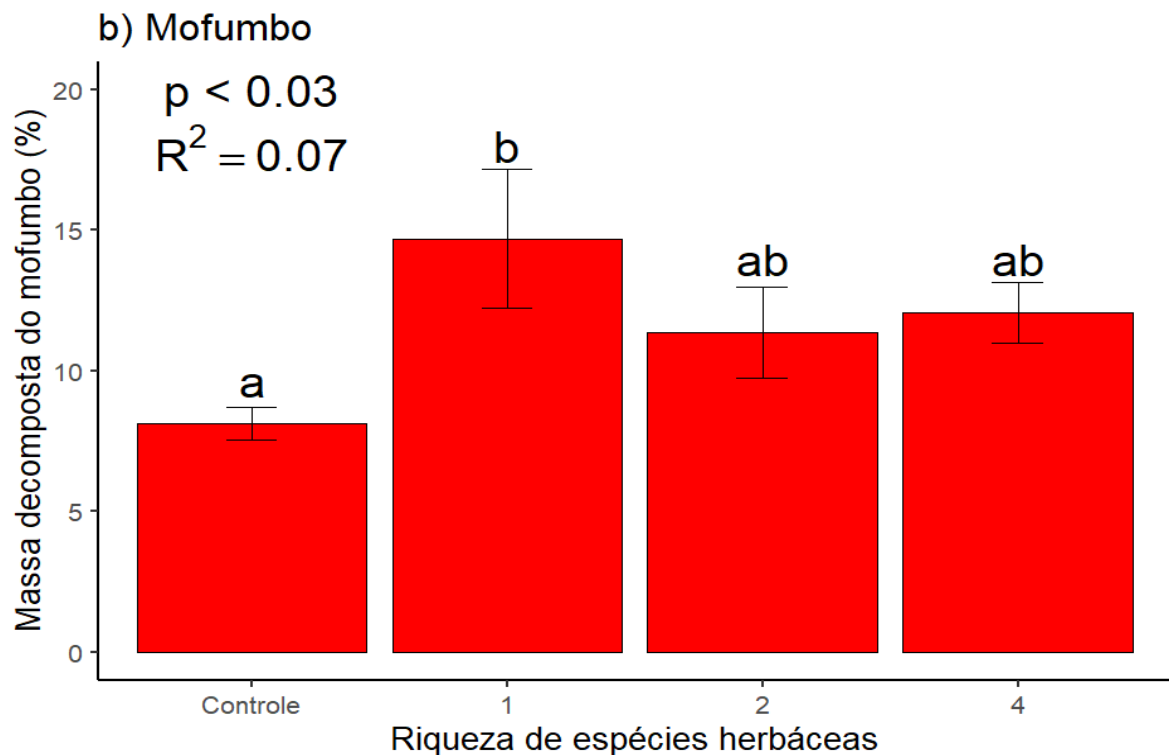


Figura 12 – Efeito das herbáceas sobre o *C. leprosum* em cada nível de riqueza. A figura mostra a taxa média de decomposição (%) do controle em *C. leprosum*; a taxa média de decomposição do *C. leprosum* sob a influência de 1 espécie herbácea; a taxa média decomposição dessa arbórea na combinação com 2 espécies herbáceas; e sua taxa média de decomposição na presença de 4 espécies herbáceas. O teste de Tukey mostrou que a diferença de decomposição entre as combinações contendo uma espécie de herbáceas com *C. leprosum* (b) e o controle (a) foi significativa, as médias de decomposição da arbórea sob a influência de 2 e 4 espécies (ab) são iguais entre si e também iguais ao controle. As espécies herbáceas utilizadas estão listadas na Tabela 1.

Em todas as combinações, exceto quando combinado com *Indigofera suffruticosa* + *Ipomoea longerramosa* (ac), *C. leprosum* apresentou uma taxa média de decomposição foliar maior do que no controle, corroborando o efeito sinérgico da riqueza de espécies sobre a arbórea (Fig. 13). Porém a única combinação significativamente diferente do controle foi a de *C. leprosum* combinado com a *Ipomoea longerramosa* “c”. O maior efeito sobre a decomposição do *C. leprosum* foi exercido pela *Ipomoea longerramosa* (c) e pela combinação desta com *Digitalaria bicornis* (cd), o que pode indicar um efeito oposto entre essas herbáceas, já que *D. bicornis* teve um efeito bem menor do que *I. longerramosa* quando comparamos as combinações das duas herbáceas com *C. leprosum* isoladamente. O menor efeito sobre o *Combretum leprosum* foi registrado na presença de *Indigofera suffruticosa* (a) e na sua

combinação com *Ipomoea longeramosa* (ac), indicando uma tendência do *I. suffruticosa* (a) retardar a decomposição da arbórea.

Em todas as combinações e em todos os níveis de riqueza de herbáceas, as médias das taxas de decomposição de *C. leprosum* foram inferiores, tendo reduzido em torno de 50% quando comparadas com as médias das taxas de decomposição do *A. Cearensis*.

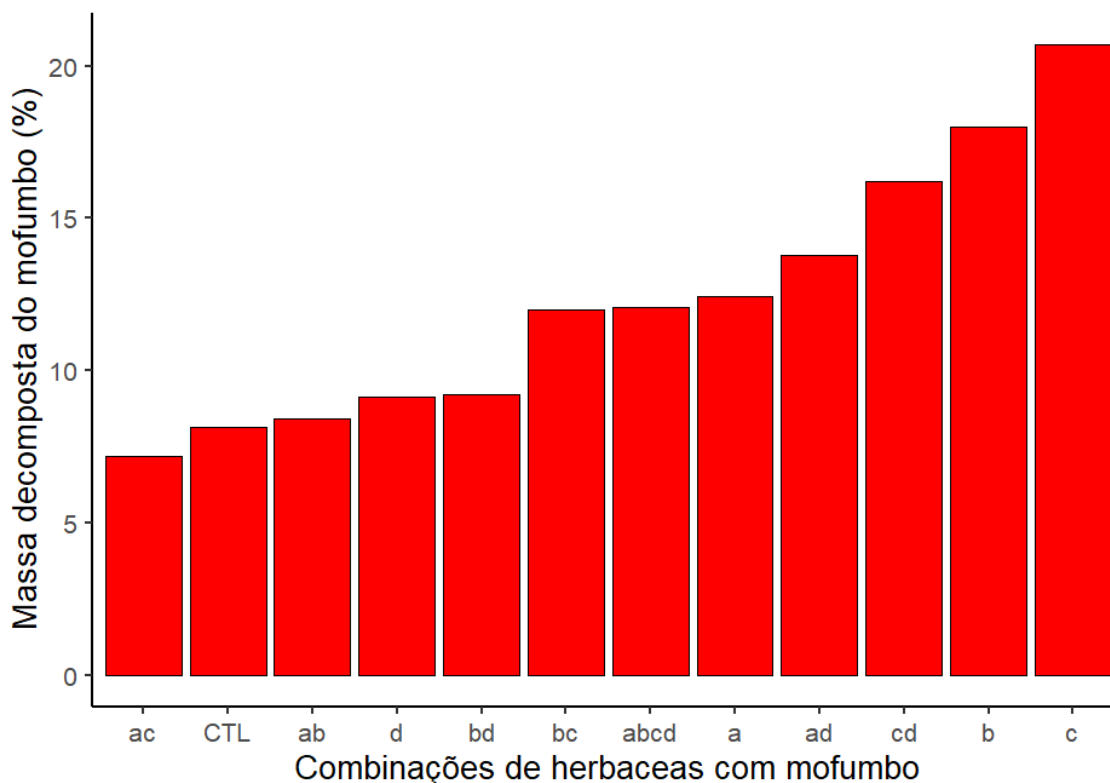


Figura 13 - Efeito das herbáceas sobre a decomposição do *C. leprosum* em cada uma das combinações. Porcentagem de decomposição do *C. leprosum*, sem a presença de outras espécies, controle (CTL), 30 réplicas, e sob influência de herbáceas em diferentes formas de combinação. Combinação do *C. leprosum* com **1 espécie herbácea**: a) *Indigofera suffruticosa*, 7 réplicas; *Croton hirtus* (b), 7 réplicas; *Ipomoea longeramosa* (c), 7 réplicas; e *Digitaria bicornis* (d), 7 réplicas; **C. leprosum + 2 espécies herbáceas**: ab) *Indigofera suffruticosa* + *Croton hirtus*, 5 réplicas; *Indigofera suffruticosa* + *Ipomoea longeramosa* (ac), 5 réplicas; *Indigofera suffruticosa* + *Digitaria bicornis* (ad), 5 réplicas; e *Croton hirtus* + *Ipomoea longeramosa* (bc), 5 réplicas; *Croton hirtus* + *Digitaria bicornis* (bd), 5 réplicas; *Ipomoea longeramosa* + *Digitaria bicornis* (cd), 5 réplicas; **C. leprosum + 4 espécies herbáceas**: *Indigofera suffruticosa* + *Croton hirtus* + *Ipomoea longeramosa* + *Digitaria bicornis* (abcd), 30 réplicas.

Tabela 4 – Decomposição de *C. leprosum* - Tabela de resultados da aplicação do Teste de Tukey para *Combretum leprosum* (*C. leprosum*). A coluna Modelo mostra o *C. leprosum* enquanto controle (CTL) e suas combinações com as espécies herbáceas (ex. CTL-a; CTL-ab, etc.); a coluna diff indica a diferença entre as taxas médias de decomposição encontradas; a coluna lower lista os valores mais baixos; a coluna upper mostra os valores mais elevados e a coluna p adj mostra o valor de p, onde * indica valor menor que 0,05 e *** indica valor menor que 0,0001.

Taxa de decomposição de <i>C. leprosum</i>				
Modelo	diff	lower	upper	p adj
CTL-a	-4.29	-16.06	7.47	0.99
CTL-ab	-0.27	-13.80	13.27	1.00
CTL-abcd	-3.93	-11.17	3.30	0.80
CTL-ac	0.93	-12.61	14.47	1.00
CTL-ad	-5.67	-19.21	7.87	0.96
CTL-b	-9.87	-21.63	1.90	0.19
CTL-bc	-3.87	-17.41	9.67	0.10
CTL-bd	-1.07	-14.61	12.47	1.00
CTL-c	-12.58	-24.35	-0.81	0.02*
CTL-cd	-8.07	-21.61	5.47	0.70
CTL-d	01.01	-10.76	12.78	1.00

4. DISCUSSÃO

A aceleração da taxa média de decomposição foliar de arbóreas registrada em nossas análises mostra a existência de um efeito sinérgico das espécies herbáceas sobre decomposição da serrapilheira foliar das arbóreas. Tal efeito, em nosso experimento, deve estar relacionado ao incremento na qualidade da serrapilheira trazido pelas folhas das espécies herbáceas. Num bioma como a Caatinga, com baixa precipitação e elevada evapotranspiração existe uma maior lignificação das folhas das árvores, que tende a diminuir a condutância estomática e, conseqüentemente, minimiza as perdas hídricas por transpiração com a presença de muitas folhas coriáceas (Santana, 2005). Lima *et al* (2015), aponta para a lignina como inibidor da ação decompositora. Por ter um ciclo de vida mais curto, espécies herbáceas tendem a investir pouco em compostos estruturais mais duros em suas folhas, o que confere a estas tecidos mais lábeis. Logo, ao interagir com as folhas das arbóreas elas podem incrementar a qualidade da serrapilheira e causar um efeito sinérgico sobre a decomposição da serrapilheira. Caldato, Floss & Floss (2010); Terror, Souza e Kozovits

(2010); e Moreira & Siqueira (2006) e Cianciaruso *et al.* (2006), registraram esse efeito sinérgico em seus trabalhos, corroborando nossos resultados.

Diversos trabalhos apontam para a qualidade da serrapilheira e seu papel na regulação do processo de decomposição em diferentes ecossistemas florestais (Gama-Rodrigues *et al.*, 2003, Costa *et al.* 2005; Peixoto-Neto, 2017; Terror *et al.*, 2011, Teixeira *et al.*, 2012;). A relação C:N é um importante indicador da qualidade nutricional da serrapilheira, sendo que valores maiores indicam que o material foliar apresenta uma baixa proporção de N, limitando o processo de decomposição (Terror, Sousa & Kozovitz, 2011). Peixoto-Neto (2017), demonstra em seu experimento que a razão C:N apresenta correlação negativa com as taxas de biomassa decomposta de folhas de espécies nativas da Caatinga, isto é, quanto maior a razão C:N do folhicho, menor é a sua taxa de decomposição, o que certamente se reflete sobre as espécies arbóreas estudadas, principalmente em função de sua dureza foliar diferente. Altas concentrações de C nas folhas são diretamente relacionadas a altas concentrações de compostos estruturais, tais como a lignina. De acordo com Gallardo & Merino (1993), a lignina é a fração orgânica mais resistente à degradação e, conseqüentemente, uma das últimas substâncias a serem decompostas. Ela dificulta a ação de organismos decompositores através da parede celular contribuindo para uma baixa velocidade de decomposição. Então, é provável que, entre as espécies estudadas, as desigualdades nas taxas de decomposição entre os tratamentos controles são consistentes principalmente com as diferenças de dureza foliar. Por apresentarem menor razão C:N, as folhas de *A. Cearensis* são menos recalcitrantes, por isso apresentaram maior taxa de decomposição do que as folhas do *C. leprosum* em todos os tratamentos. Tanto no controle quanto nas possíveis combinações com as quatro espécies herbáceas, as taxas de decomposição do *Combretum leprosum* foram inferiores às da *Amburana cearensis*, provavelmente em função da maior dureza foliar do *C. leprosum* provida pela maior presença de lignina, que proporciona uma característica mais recalcitrante à sua estrutura orgânica. Isso seria corroborado por Gallardo & Merino (1993).

Apesar da presença das herbáceas ter influenciado a decomposição das arbóreas, o efeito da riqueza de herbáceas nos *litterbags* só foi notório ao fazer uma análise de cada uma das arbóreas separadamente. Ou seja, apesar de ter havido uma tendência de aumento da decomposição das folhas de espécies arbóreas de acordo com o aumento da riqueza, não foram observadas diferenças das taxas de decomposição entre os níveis de riqueza de herbáceas ao analisar as espécies arbóreas conjuntamente, mas quando analisamos o efeito das folhas de herbáceas sobre as folhas de cada espécie arbórea separadamente o efeito da

riqueza foi evidenciado. Tal efeito foi verificado tanto sobre o *A. Cearensis* quanto sobre o *C. leprosum*, sendo maior na primeira espécie. No caso da *A. Cearensis* houve maior influência quando combinada com 2 e com 4 espécies de herbáceas. Já em *Combretum leprosum*, o efeito da riqueza sobre a sua decomposição foi mais evidenciado quando combinado com apenas 1 espécie do que quando combinado com 2 ou 4 espécies de herbáceas. Enquanto as taxas de decomposição do *A. Cearensis* aumentaram de acordo com a riqueza de herbáceas dentro dos *litterbags*, as taxas de decomposição do *C. leprosum* foram maiores nas misturas de apenas uma espécie de herbácea em comparação com as misturas com mais espécies. A menor relação C:N, 18 em *A. Cearensis*, favorece igualmente a disponibilização de nutrientes e, conseqüentemente, a ação dos decompositores. Uma maior relação C:N, 28 em *C. leprosum*, inibe a disponibilização de nutrientes e, conseqüentemente, a ação dos decompositores.

De acordo com Gama-Rodrigues (1997), em florestas nativas ou plantios mistos, as taxas de decomposição da serrapilheira expressam não apenas a interação dos processos de decomposição de seus componentes, mas também o somatório das taxas individuais das espécies. Logo, as diferenças encontradas nas taxas de decomposição entre *C. leprosum* e *A. Cearensis* podem ser melhor compreendidas devido à maior proximidade funcional do *A. Cearensis* com as espécies herbáceas no que diz respeito à razão C:N presente nas folhas, motivo pelo qual o efeito sinérgico foi maior nas combinações envolvendo essa arbórea do que as compostas com o *C. leprosum*. Tais diferenças, são corroboradas por outros trabalhos ao indicar que espécies com características convergentes tendem a potencializar seus efeitos sobre a decomposição, enquanto espécies funcionalmente divergentes tendem a anular os efeitos umas das outras (Hattenschwiler *et. al.*, 2005; Gartner e Cardon, 2004; Finerty *et. al.*, 2016). De acordo com Caldato, Floss & Floss (2010) a decomposição ocorre num período de tempo menor quando a diversidade de espécies é maior, indicando que os nutrientes se tornam disponíveis num tempo inferior, sendo a baixa qualidade nutricional da serrapilheira um importante fator limitante na decomposição do material foliar (Terror, Souza e Kozovits, 2010). A decomposição é favorecida por resíduos com baixo teor de lignina ou compostos fenólicos e alto teor de materiais solúveis, nitrogênio e partículas menores com baixa relação C:N, além do próprio teor de N (Moreira & Siqueira, 2006). A velocidade global de decomposição dependerá também da proporção relativa dos diferentes componentes presentes (Cianciaruso *et. al.*, 2006). Isso condiz com as maiores taxas de decomposição encontradas nas combinações das herbáceas com a *Amburana cearensis*, uma vez que sua

folha é mais lábil do que a do *Combretum leprosum* que, por sua vez, apresenta maior teor de lignina.

É provável que a camada formada pelo alto volume de folhas de herbáceas também amenize a baixa umidade do solo da área de Caatinga, que reduz a atividade dos organismos decompositores (Lima *et al.*, 2015), reduzindo a perda de umidade no solo por evaporação o que também pode explicar o efeito das folhas de herbáceas sobre a decomposição das arbóreas. A umidade do solo pode influenciar essas taxas por ser um fator limitante para o processo de decomposição. Variações sazonais também podem determinar mudanças na taxa de decomposição (Gonçalves *et al.*, 2011). De modo que é provável que as taxas de decomposição sejam diferentes durante a estação chuvosa da Caatinga, considerando que em ambientes áridos e semiáridos, a umidade atua como um importante fator regional de controle do processo de decomposição (Moorhead & Reynolds, 1989; Whitford *et al.*, 1986; Chapin *et al.*, 2002), fazendo que ele ocorra com maior velocidade, independentemente da espécie de arbórea nativa estudada. Além disso, em ambientes áridos e semiáridos, a umidade absorvida por folhas com essa capacidade auxilia a ação de organismos decompositores durante a noite, propiciando condições para que atuem sobre as estruturas do detrito que foram quebradas durante o dia através de mecanismos abióticos como temperatura e fotodegradação (Gliskman, 2017). Caso alguma herbácea possua tal característica funcional isso também poderia afetar a taxa de decomposição das arbóreas.

Nosso estudo, por apontar efeitos da riqueza de um estrato sobre a decomposição das folhas de outro, diferencia-se de outros trabalhos que empregam apenas folhas de um mesmo estrato da vegetação, só arbóreas ou só herbáceas (Costa, Gama-Rodrigues & Cunha, 2005), ou focam em fatores ambientais como quantidade de água no solo (Alves *et al.*, 2006; Terror, Souza & Cozovits, 2010), acúmulo de material sobre a superfície do solo (Vital *et al.*, 2004), ou a ação microbiana do solo (Alves *et al.*, 2006). Esses resultados confirmam a importância da riqueza de herbáceas para as taxas de decomposição promovidas pela qualidade do substrato para o qual essas espécies irão contribuir no processo de troca de nutrientes, resultados esses corroborados por Tilman (1996), que mostram como uma maior diversidade de plantas, por exemplo, leva a uma maior deposição de nutrientes para a comunidade decompositora.

5. CONCLUSÃO

Foi encontrado um efeito sinérgico da diversidade de espécies herbáceas sobre as espécies arbóreas, sendo esse bem mais significativo sobre a *A. Cearensis*.

Os resultados encontrados neste trabalho são uma contribuição para o estudo da influência de herbáceas e a importância de sua riqueza como fonte de nutrientes para a aceleração das taxas de decomposição de espécies arbóreas. Tais resultados podem representar novos indicativos da relevância dessa riqueza como elemento essencial para a implementação bem sucedida de ações de manejo, restauração e conservação de áreas degradadas na Caatinga. Também, este estudo, traz um contraponto no que diz respeito à retirada de herbáceas em projetos de restauração. Os dados obtidos neste trabalho representam esforços para o conhecimento e uma contribuição para o estudo e a seleção de ações de manejo que foquem no aumento da disponibilidade de nutrientes e, conseqüentemente, apontem para medidas mais eficazes no combate à desertificação nessas áreas.

Outros trabalhos, avaliando maior número de variáveis, deveriam ser realizados a fim de prover mais informações, tais como a investigação de outras características funcionais das herbáceas que podem ser responsáveis pelos efeitos sinérgicos aqui descritos. Uma escala de tempo maior também pode revelar efeitos mais tardios das interações entre folhas herbáceas e arbóreas e se os efeitos permanecem durante a estação chuvosa da Caatinga. Dessa forma seria possível alimentar uma base de dados que permitisse análises mais aprofundadas e novas descobertas na busca de ações alternativas que podem ser aplicadas em projetos de restauração de áreas degradadas no semiárido.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, A. R., *et al.*, 2006. Aporte e decomposição de serrapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 6(2): 194-203.

AMORIM, L. D. M., et al . Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro , v. 67, n. 1, p. 105-124, Mar. 2016.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V. & FERRARI, S.H. 2003. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de áreas degradadas em Viçosa-MG. *Revista Árvore*, Viçosa 27: 715-721.

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

AYRES, E., *et al.*, . Soil biota accelerate decomposition in high-elevation forests by specializing in the breakdown of litter produced by the plant species above them, 2009.

BEARE, M. H., PARMELEE, R. W., HENDRIX, P. F. & GHENG, W. 1992. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition agroecosystems. *Ecological Monographs*, 62(4):569-591.

BERG, B. & STAAF, H. (1980). Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter II Influence of chemical composition. *Ecol. Bull.* 32. 373-390.

BOTH, S. E. *et al.*, 2017, Land use not litter quality is a stronger driver of decomposition in hyperdiverse tropical forest, *Ecology and Evolution*, vol. 7, no. 22, pp. 9307-9318.

BRAY, J. R., & GORHAM, E. (1964). Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*, 2, 101-157.

BRUELHEIDE, H. *et al.*, - Designing forest biodiversity experiments: general considerations illustrated by a new large experiment in subtropical China. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 5, p. 74-89, 2014.

BULLOCK, S.H. & SOLIS-MAGALLANES, J.A. - Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica*, v 22, p. 22–35, 1990.

CALDATO, S.L.; FLOSS, P.A.; FLOSS, E.C.S. 2010. Producción y descomposición de hojarasca en la selva ombrófila mixta en el sur de Brasil. *Bosque* 31(1): 3-8.

CESAR, O. 1993. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi (SP). *Revista Brasileira de Biologia* 53(4): 671-681.

CARDINALE, B. J., *et al.*, - Biodiversity loss and impact of humanity. *Nature*, v. 486, p. 59-67, 2012.

CHAPIN, F. S., *et al.*, 2002. Terrestrial Decomposition. In: Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York: Springer, 151–175.

CIANCIARUSO, M. V., *et al.*, Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerrado na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. Acta Bot. Bras., São Paulo, v. 20, n. 1, p. 49-59, Mar. 2006

COSTA, G. S., GAMA-RODRIGUES, A. C. & CUNHA, G. M. 2005. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense. Revista Árvore, 29: 563-570

COSTA, U. O., Efeitos da precipitação e da exposição à radiação solar na decomposição da serrapilheira em um ecossistema no semiárido brasileiro. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN, 2016.

COÛTEAUX, M. & BOTTNER, P. & BERG, B. (1995). Litter decomposition, climate and litter quality. Trends in ecology & evolution. 10. 63-66. 10.1016/S0169-5347(00)88978-8.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Açú, estado do Rio Grande do Norte/Organizado [por] MASCARENHAS, J. C.; BELTRÃO, B. A.; SOUZA JUNIOR, L. C.; PIRES, S. T. M; ROCHA, D. E. G. A; CARVALHO, V. G. D. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

DANTAS, JS., Dinâmica da produção e decomposição de folheto e ciclagem de nutrientes em um ecossistema de caatinga arbórea no Agreste da Paraíba. Monografia de Graduação em Agronomia. Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB, 2003.

DAOUDA, T., *et al.*, 2014. Terpenes, Antibacterial and Modulatory Antibiotic Activity of Essential Oils from *Croton hirtus* L' Hér. (Euphorbiaceae) from Ivory Coast, Journal of Essential Oil Bearing Plants, 17:4, 607-616

FRESCHET, G. T., *et al.* Multiple mechanisms for trait effects on litter decomposition: moving beyond home-field advantage with a new hypothesis. Journal of Ecology, Hoboken, v. 100, p. 619–630, 2012

GALLARDO, A.; MERINO, J. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southeast Spain: influence substrate quality. Ecology, v.74, p.721-727, 1993.

GAMA-RODRIGUES, A. C., BARROS, N. F. & SANTOS, M. L. 2003. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no Sudeste da Bahia. Revista Brasileira de Ciências do Solo, 27: 1021-1031.

GAMA-RODRIGUES, A.C. 1997. Ciclagem de nutrientes por espécies florestais em povoamentos puros e mistos em solos de tabuleiro na Bahia, Brasil. 107f. (Tese de Doutorado). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1997.

GARCIA-PALACIOS, P. *et al.*, 2016. The importance of litter traits and decomposers for litter decomposition: A comparison of aquatic and terrestrial ecosystems within and across biomes. *Functional Ecology*, 30, 819–829.

GARTNER, T. B. e CARDON, Z. G. - Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, v. 104, p. 230–246, 2004

GESSNER, M. O., Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, v.25, p. 372 – 380, 2010.

GLISKMAN, D. *et al.*, Biotic degradation at night, abiotic degradation at day: positive feedbacks on litter decomposition in dry lands. *Global Change Biology*, v.23, p. 1564-1574, 2017.

GONÇALVES, S. L.; SARAIVA, O. F. & TORRES, E. 2011. Influência de fatores climáticos na decomposição de resíduos culturais de milho e soja. Londrina: Embrapa Soja. 25 p – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento.

HÄTTENSCHWILER S., TIUNOV, A. V. e SCHEU, S. – Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v.36, p. 191–218, 2005

HENRY A.L., BRIZGYS K. & FIELD C.B. - Litter decomposition in a California annual grassland: Interactions between photodegradation and litter layer thickness. *Ecosystems*, v. 11, p. 545–554, 2008.

IPT. A. *Cearensis*. Disponível em < http://www.ipt.br/informacoes_madeiras/10.htm>. Acesso em 10 fev. 2020

JANSSON, P.& BERG, B. (2011). Temporal variation of litter decomposition in relation to simulated soil climate. Long-term decomposition in a Scots pine forest. *V. Canadian Journal of Botany*. 63. 1008-1016. 10.1139/b85-136.

JEWELL, M.D.; SHIPLEY, B.; PAQUETTE, A.; MESSIER, C.; REICH, P.B. A traits-based test of the home-field advantage in mixed-species tree litter decomposition. *Annals of Botany, Oxford*, v. 105, p. 1-8. 2015.

KÖCHY, M. & WILSON, S. 1997. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie. *Ecology*, 78: 732-739.

LAVELLE, P. *et al.*, A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, v.25, p.130-150, 1993.

LEAL, C. C. *et al.*, Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*, v. 19, p. 701-706, 2005.

LEAL, C. C. P., Biometria de Frutos e Sementes, Estresses Abióticos na Germinação e Produção de Mudanças de Mofumbo (*Combretum leprosum* MART.). 2017. 88 f. Tese (Doutorado) - Curso de Fitotecnia, Agronomia, UFERSA, Mossoró, RN, 2017.

LIMA, A. P. S.; MELO, J. I. M., *Ipomoea L.* (Convolvulaceae) na mesorregião agreste do Estado da Paraíba, Nordeste brasileiro. *Hoehnea*, São Paulo, v. 46, n. 1, e432018, 2019.

LIMA, R. P. *et al.* Aporte e Decomposição da Serapilheira na Caatinga no Sul do Piauí. *Floresta Ambient.*, Seropédica, v. 22, n. 1, p. 42-49, mar. 2015.

MARINHO, F. P.; MAZZOCHINI, G. G.; MANHÃES, A. P.; WEISSER, W. W.; GANADE, G. Effects Of Past and Present Land Use on Vegetation Cover and Regeneration in a Tropical Dryland Forest. *Journal of Arid Environments*, v. 132, p. 26–33, abr. 2016.

MENEZES, R. S. C., *et al.* 2012. Contribuição da adubação orgânica na absorção de nutrientes e na produtividade de milho no semiárido paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 1981-0997, v.7, n.1, p.81-88, jan.-mar., 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2018. Caatinga. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso em 01/02/2020.

MIRANDA, C. C., *et al.*, Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 905-916, Oct. 2007.

MOORHEAD D. & REYNOLDS J., Mechanisms of surface litter mass loss in the northern Chihuahuan desert: a reinterpretation. *Journal of Arid Environments*, v. 16, p. 157 – 163, 1989.

MOREIRA, F. M. de S. & SIQUEIRA, J. O. 2006. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. 2.ed. atualizada e ampliada. Lavras:UFLA. 729 p.

MOURA, P.M. 2010. Ciclagem de biomassa e nutrientes em estádios sucessionais de Caatinga. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares – Universidade Federal de Pernambuco – Recife. 100p.

NAEEM, S.; Thompson, L.J.; Lawler, S.P.; Lawton, J.H.; Woodfin, R.M. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 347: 249-262

PEIXOTO-NETO, R. M. S. Processo de decomposição da serrapilheira atuando como mecanismo de facilitação. 2017. 49f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

PFAF. *Indigofera suffruticosa* Mill. Disponível em <https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Indigofera+suffruticosa>> Acesso em 07/02/2020

PINTO, S.I.C.; MARTINS, S.V.M.; BARROS, N.F.; DIAS, H.C.T. 2009. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual na reserva florestal Mata do Paraíso em Viçosa, MG, Brasil. Revista Árvore, 33(4): 653-663

PL@NTNET. *Croton hirtus*. Disponível em <<http://publish.plantnet-project.org>> acesso em 07 fev 2020.

PRADO, D. E. (2003). As caatingas da América do Sul. Ecologia e conservação da Caatinga. In Leal, I. R., Tabarelli, M., & Da Silva, J. M. C. (Ed.). Ecologia e conservação da Caatinga (3-74). Recife: Editora Universitária UFPE.

RAI, A., SINGH, A. K., GHOSAL, N. e SINGH, N., Understanding the effectiveness of litter from tropical dry forests for the restoration of degraded lands. Ecological Engineering, v. 93, p. 76 – 81, 2016.

REFLORA. *Amburana cearenses*. Disponível em <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB22780>>. Acesso em 08 fev. 2020

REFLORA. *Combretum lemprosum*. Disponível em <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB6906>>. Acesso em 08 fev. 2020

REFLORA. *Croton hirtus*. Disponível em <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB35835>>. Acesso em 08 fev. 2020

REFLORA. *Digitaria bicornis*. Disponível em <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB13175>>. Acesso em 08 fev. 2020

REFLORA. *Indigofera suffruticosa* Mill. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB22980>>, acesso em 07 fev. 2020.

RIBEIRO, E. M. S. Chronic Anthropogenic Disturbance Drives the Biological Impoverishment of the Brazilian Caatinga Vegetation. Journal of Applied Ecology, v. 52, n. 3, p. 611-620, 2015.

SÁ, C. S., 2001. Influência do Coberto Arbóreo (*Quercus suber* L.) em Processos Ecofisiológicos da Vegetação Herbácea em Áreas de Montado. Dissertação de doutoramento. Universidade de Évora, Évora.

SÁ, C. S., MADEIRA, M. A. & GAZARINI, L.C. 2001. Produção e decomposição da folhada de *Quercus suber* L. Revista de Ciências Agrárias, 24 (3 e 4): 245-256.

SALATINO, A., SALATINO, M.L.F., NEGRI, G., Traditional uses, chemistry and pharmacology of Croton species (Euphorbiaceae). J. Braz. Chem. Soc., 18,11–33 (2007)

SALAZAR, L., NOBRE, C. & OYAMA, M. (2007). Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. Geophysical Research Letters - GEOPHYS RES LETT. 34. 10.1029/2007GL029695.

SAMPAIO, E. V. S. B. (2010). Características e potencialidades. In Gariglio, M. A., SAMPAIO, E. D. S., Cestaro, L. A., & Kageyama, P. Y. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga (29-48). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

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. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB, 2005.

SANTOS, E.A.V. & SILVA, K.N. CONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO CONAPESC, 3., 2018, Campina Grande, Pb. MORFO-ANATOMIA DOS ORGÃOS VEGETATIVOS DE *Ipomoea longerramosa* CHOISY (CONVOLVULACEAE). Campina Grande, Pb: Realize, 2018. 12 p.

SANTOS, G. A.; GAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999. 491p.

SCHOMBERG, H.H., Steiner, J.L. & Unger, P.W. 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 372-381.

STACHOVÁ, T., FIBISH, P. & LEPS, J. - Plant density affects measures of biodiversity effects. Journal of Plant Ecology, v. 06, p. 1-11, 2012.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1979. 372p.

TARDIF, A. *et al.*, - Can the biomass-ratio hypothesis predict mixed-species litter decomposition along a climatic gradient. Annals of Botany, v. 113, p. 843–850, 2014.

TEIXEIRA, M. B.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G. & PIMENTEL, C. 2012. Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. Idesia, 30(1): 55-64.

TERROR, V. L.; SOUSA, H. C. & KOZOVITS, A. R. 2011. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serrapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. Acta Botanica Brasílica, 25(1): 113-121.

TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. Ecology, v. 77, p. 350-363, 1996.

TILMAN, D. Wedin, D.; Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. Nature, 379: 718-720

VALENTINI, C.M.A. 2004. Efluxo de CO₂ do solo de uma área de floresta de transição no noroeste de Mato Grosso. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 81pp.

VEEN, G. F., *et al.*, Environmental factors and traits that drive plant litter decomposition do not determine home-field advantage effects, 2015.

VITAL, A. R. T., *et al.*, - Produção de Serrapilheira e Ciclagem de Nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em Zona Ripária. Revista *Árvore*, v.28, n.6, p.793-800, 2004.

WARD, S. E. *et al.*, - Vegetation exerts a greater control on litter decomposition than climate warming in peatlands. *Ecology*, v. 96, p. 113–123, 2015.

WARDLE, D. A. *et al.* - Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, v. 79, p. 247–258, 1997.

WEATHERS, K. C.; STRAYER, D. L.; LIKENS, G. E. *Fundamentals of Ecosystem Science*. 1. ed. Waltham, MA: Academic Press, 2012. 326 p.

WHITFORD, W. G., *et al.*, 1986. Rainfall and decomposition in the Chihuahuan Desert. *Oecologia* 68, 512-515.

WISE, D. & SCHAEFER, M. 1994. Decomposition of leaf litter in a mull beech forest: comparison between canopy and herbaceous species. *Pedobiologia*, 38: 269-288.

XU, X.N. & HIRATA, E. - Forest floor mass and litterfall in *Pinus luchuensis* plantations with and without broad- leaved trees. *Forest Ecology and Management*, v.157, p.165-173, 2002.