

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Ana Carolina Ferreira da Conceição

**Decomposição de gramíneas nativas e
invasoras em áreas invadidas de Cerrado**



Rio Claro
2020

Ana Carolina Ferreira da Conceição

DECOMPOSIÇÃO DE GRAMÍNEAS NATIVAS E INVASORAS EM
ÁREAS INVADIDAS DE CERRADO

Orientadora: Profa. Assoc. Alessandra Fidelis

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de Bacharela e Licenciada em Ciências Biológicas.

Rio Claro
2020

C744d

Conceição, Ana Carolina Ferreira da

Decomposição de Gramíneas Nativas e Invasoras em Áreas
Invadidas de Cerrado / Ana Carolina Ferreira da Conceição. -- Rio
Claro, 2020

31 f. : il., fotos + 1 CD-ROM

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado e licenciatura -
Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Alessandra Fidelis

1. Biodiversidade. 2. Ecologia dos cerrados. 3. Gramíneas
forrageiras. 4. Conservação de áreas silvestres. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

À minha mãe, Ana Teresa,
Por sua luta

AGRADECIMENTOS

Momentos complexos em sua essência e difíceis por sua prática são capazes de transformar certas mentes, pelo agora que estou vivendo, espero que ainda haja tempo para ser grata ao presente e esperançosa pelo futuro.

Agradeço aos que foram amigas e amigos, família escolhida em vida, família de sangue.

Agradeço a cada nova cicatriz literal e figurativa que se ocupou de meu corpo e de minha mente

Agradeço a minha mãe, Ana Teresa, pelas infinitas apostas em mim, pela força às vezes bruta, às vezes lapidada, pela força feminina, ancestral, por me ensinar a ser. Saudades de vc.

Agradeço minha irmã, Bethânia Cristina, que de caçula tornou-se a mais velha de três filhas. Saudades de pentear os teus cabelos.

Agradeço ao meu irmão, Marcus Vinicius, por acreditar sem nunca demonstrar dúvida. Saudades de rir com você.

Agradeço aos meus sobrinhas, Pedro Henrique, por sua infinita imaginação e crença na nesta tia fora do eixo. E Ana Clara, por sua energia sempre renovadora. Saudades de vê-los crescer.

Agradeço ao irmão, Galdi Rosa, pela amizade desta e de outras vidas. Pelas conversas e reflexões insones, risos e gargalhadas, pela vida mais leve, por me mostrar a beleza dos domingos. Saudades de ouvir música com você.

Agradeço ao novo amor, Luísa, que me ensinou essa coisa de amar de outras formas e que relacionamentos são tão complicados que até os cachorros sabem, e mesmo assim não deixam de tentar. Obrigada pelo apoio, paciência, mão na massa e carinho que aquece. Saudades do leve contigo.

Agradeço ao colega de turma, amigo, Lucas Miotelo, pelas conversas, e mais que tudo, agradeço a paciência em me ajudar neste trabalho. Obrigada pela imensa ajuda que fez acontecer este tão esperado TCC. Saudades de dividir a sala com você.

Agradeço a Giovana Leah pela ajuda com os gráficos, pelas conversas pós trabalho, pela empatia e preocupação. Obrigada pela amizade e sororidade real!

Agradeço a Helô Zironi pela grandeza de sua maturidade sem nunca abolir a necessidade de boas risadas e eventuais comédias românticas.

Agradeço a Vagner Zanzarini pela ajuda com os primeiros gráficos e tabelas deste projeto, pelos campos que fizemos, pelas gargalhadas que compartilhamos. Agradeço a Karen Castillioni pela energia renovada e palavras de sabedoria. Sinto sua falta.

Agradeço a Gabi Damasceno, pela casa compartilhada, pelas lembranças que guardo desta amizade repleta de beleza e de alegria e que se mostra cada vez mais forte mesmo com a distância. Agradeço também pela ajuda com este trabalho. Obrigada, Gabi.

Agradeço ao amigo/irmão, Bismarc, o atleta-geógrafo das pistas de corrida, das palavras e das notas musicais. Obrigada por saber quando e onde colher as amoras e alegrar as tardes com suas visitas. Qual o barulho que a chuva faz quando cai?

Agradeço a fella-nigga, Marina Müller, a miosótis-girassol que se tornou mãe e hoje mais sábia pela escola da vida. Obrigada pelos momentos pudim! Foram muitos!!! E merecidos!

Agradeço a irmã, Carla Hortaliça, pelas perguntas sempre dignas de muita discussão, pela caça às borboletas psicodélicas, pela irmandade de vidas passadas, pela morte das moléculas. Agradeço pelo imenso apoio prático do cotidiano como só os amigos sabem. Obrigada por alimentar o pensamento. Saudades infinitas!

Agradeço a mãe de Carla, dona Ilza, por me lembrar sempre, que carro cheio anda. Saudades, Dona Ilza!

Agradeço mais uma irmã, Thamirys Cavaton pela matemática, pelas brigas, pela saudade que sinto de você e das nossas presenças. Obrigada por ser a razão sempre que preciso. Saudades de estar com você.

Agradeço ao grande amigo, Jeff, "que nem ia prestar" e hoje é assistente social de VERDADE. Obrigada por trazer política sempre que necessário, sem faltar aquela pitada de humor.

Agradeço Alê Fidelis, professora, orientadora e amiga, que tornou-se amiga de uma maneira tímida, destas que vão chegando de mansinho e se construindo aos poucos, Obrigada por me ouvir, por me escutar, por entender e apoiar.

Agradeço a amiga e colega de quarto, Laise, pela bondade filosófica que sempre carrega na bolsa. Obrigada por mostrar que algumas pessoas são de fato boas.

Agradeço a Marco Aurélio, o amigo das escritas, por me ajudar na simetria da vida, com meus esquemas, com meus gatos, com nossas jantinhas.

Agradeço a professora e mentora, Maria Rosa, pela sua prática-reflexiva que trouxe à tona uma Ana cativa por sua própria escrita.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP (2015/06743-0) por possibilitar a realização deste trabalho.

Por tantos “obrigados” é que espero um futuro para lembrar deste presente já passado, moldado pela busca, moldado a ferro, moldado a fogo.

"A esperança é o sonho de quem está acordado."
Aristóteles

Resumo

Sendo o Cerrado um hotspot de biodiversidade extremamente comprometido pela introdução de gramíneas exóticas, pela plantação de florestas exóticas e pelo avanço de monoculturas, como cana-de-açúcar e soja, é de máxima importância que sejam realizadas pesquisas com finalidade de manejo e entendimento do comportamento deste domínio fitogeográfico e de seus invasores, bem como espécies vegetais dos gêneros *Pinus*, *Urochloa* e *Melinis*. A introdução destas espécies gera impactos aos processos ecológicos destas áreas afetando fauna e flora nativas, e contribuindo para a redução das áreas de Cerrado. Portanto este trabalho traça um comparativo entre a análise da decomposição de gramíneas africanas dos gêneros *Urochloa* e *Melinis* e da nativa *Axonopus*. O estudo direciona-se a partir da hipótese de que a decomposição das espécies invasoras é mais lenta do que a da espécie nativa, acumulando assim biomassa na comunidade vegetal e muito provavelmente interferindo no comportamento até mesmo do fogo nesta área. O método de estudo foi a utilização de bolsas de biomassa (*decompbags*), onde uma quantidade já estabelecida de biomassa é colocada em recipientes protegidos, e estes espalhados pela área de estudo. As bolsas foram recolhidas mês a mês durante os períodos das estações seca e chuvosa, após retirada do campo a biomassa foi colocada em estufa e após dois dias foi pesada. Por fim os dados obtidos foram analisados no programa estatístico Rstudio e a diferença na velocidade de decomposição e quantidade de biomassa perdida foi avaliada através de análises de variância (fatores: espécie e tempo) para cada estação do ano (seca e chuvosa) por meio de uma Anova, utilizando o teste *post hoc* de Tukey. Pôde-se inferir a partir dos resultados que há variação sazonal entre as espécies invasoras, já a espécie nativa não teve sua taxa de decomposição afetada pela sazonalidade. No geral as diferenças entre as espécies e entre as estações não foram consistentes, configurando assim a necessidade de estudos complementares que possam trazer mais resultados sobre a decomposição destas espécies e como ela pode afetar a ciclagem de nutrientes do sistema.

Palavras-chave: Invasão biológica, decomposição, Cerrado, biodiversidade, gramíneas invasoras.

Sumário

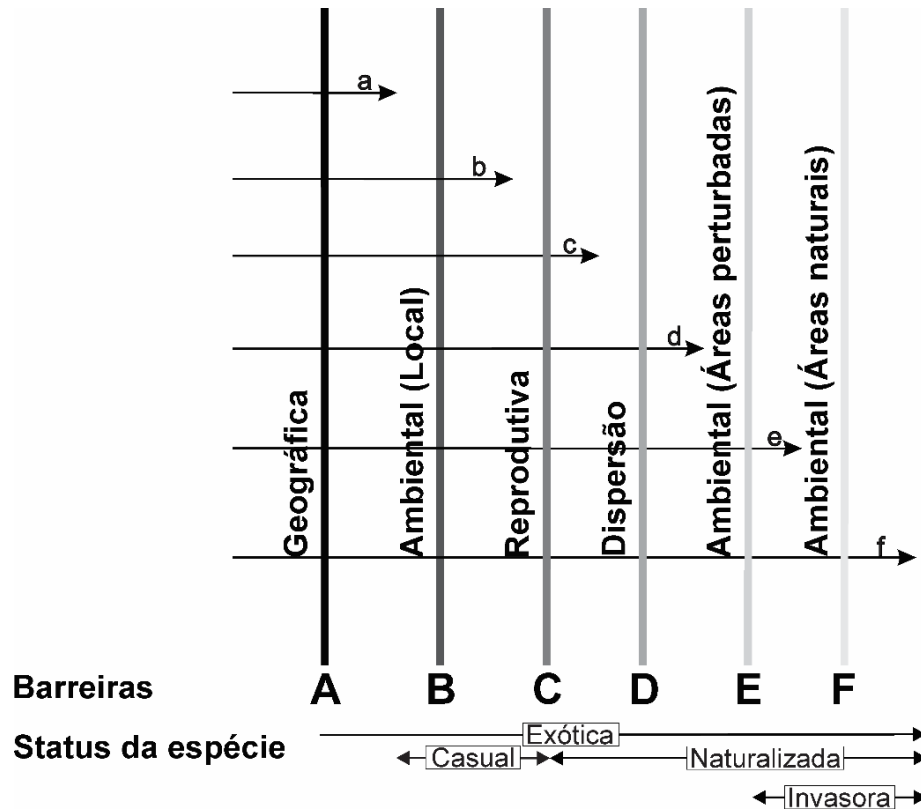
1. Introdução	7
2. Objetivos	12
3. Material e métodos	12
3.1. Área de Estudo	12
3.2. Método	13
3.2.1. Bolsas de decomposição (Decomposition bags/litter bags).....	13
3.2.2. Coleta de biomassa	14
3.2.3. Montagem do experimento	15
3.2.4. Coleta das bolsas.....	16
3.3. Análise de dados.....	17
4. Resultados	18
5. Discussão.....	19
6. Referências Bibliográficas	23

1. Introdução

A invasão biológica é um processo de ampliação da área de ocorrência natural de uma espécie que apresente altas taxas de reprodução e dispersão. É importante salientar que independente das contínuas modificações ambientais, o movimento de invasão é dinâmico, resultando em cenários que podem ou não ser passíveis de reversão, mudando assim a classificação da espécie exótica inserida no meio em questão (RICHARDSON, et al., 2000).

Richardson et al. (2000) definiram invasão biológica e os diversos filtros envolvidos neste processo. Os autores estabeleceram etapas a serem atravessadas para que uma espécie se torne invasora, levando-se em consideração a ordem de barreiras a serem ultrapassadas, sendo elas: (I) **Exótica** e **Casual** - *barreira geográfica e local de introdução* – espécie vai além da área de ocorrência natural, torna-se uma **exótica** e pode ser chamada de **casual** quando se mantém no novo ambiente (Figura 1 A e B). (II) **Naturalizada** - *barreira reprodutiva e de dispersão* – espécie estabelecida é capaz de se reproduzir e dispersar sua descendência, neste caso a espécie é considerada **naturalizada** (Figura 1 C e D). (III) **Invasora** - *barreira ambiental perturbada e natural* – caso a espécie supere uma das barreiras ambientais já pode ser considerada **invasora** (Figura 1 E e F).

Figura 1: Esquema adaptado de Richardson et al. (2000) - principais barreiras que limitam a disseminação de plantas introduzidas e do processo em que se tornam invasoras. As barras verticais representam as barreiras: (A) geográficas em larga escala (intercontinental e ou infracontinental); (B) ambiental - biótica ou abiótica (local de introdução); (C) reprodutiva; (D) de dispersão; (E) ambiental para a colonização de áreas perturbadas; e (F) não perturbadas. As caixas horizontais na parte inferior da figura indicam o status da espécie: exótica (alien); casual (casual); naturalizada (naturalized); e invasora (invasive) O cruzamento destas barreiras não é irreversível, fatores como flutuações climáticas, por exemplo, podem levar os táxons a extinções locais ou regionais e/ ou permitir que sobrevivam e se espalhem.



A ação antrópica acelerou e intensificou o processo de invasões biológicas à medida que se fortaleceu o comércio a níveis internacionais (PARKER et al., 2006; PRIEUR-RICHARD e LAVOREL, 2000). Atualmente, a maior ameaça aos ecossistemas naturais é a introdução de espécies exóticas com alta capacidade competitiva, que disputam com as espécies nativas das comunidades, podendo levar à extinção destas (MACK et al., 2000; MMA, 2006). Dentro deste contexto sócio-econômico-ambiental, um dos domínios fitogeográficos extremamente comprometidos é o Cerrado. O Cerrado, que apresenta grandes peculiaridades e endemismo em relação a sua flora savânica e fauna característica (SILVA e BATES, 2002), vem sendo substituído por monoculturas de árvores exóticas e pastagens de gramíneas africanas invasoras, práticas que contribuem para a contínua transformação do Cerrado em pasto (PIVELLO, et al., 2006; KLINK e MACHADO, 2005).

Estas invasões têm grande impacto nos processos ecológicos e atualmente são uma das maiores ameaças à biodiversidade do Cerrado (PIVELLO et al., 2006;

DURIGAN et al., 2007). Espécies invasoras ao serem introduzidas, afetam a ecologia dos locais invadidos, alterando sua composição, estrutura e condições naturais, com alto custo ambiental (PIVELLO et al., 2006; DAMASCENO et al., 2018). Como consequência, a invasão de espécies exóticas pode afetar a fauna e a flora, já que apresentam alta capacidade adaptativa, modificam a disponibilidade de luz, a composição do solo, o ciclo do fogo e de nutrientes (PIVELLO et al., 2006; LEÃO et al., 2011; GORGONE-BARBOSA et al., 2015). Prejudicam as relações interespecíficas, colocando em risco a diversidade biológica das áreas invadidas, mudando parâmetros como abundância e riqueza das espécies nativas (PIVELLO et al., 2006; MACK et al., 2000; DAMASCENO et al., 2018).

Segundo D'Antonio e Vitousek (1992), as gramíneas invasoras são um grupo extremamente eficiente, afetando negativamente o sistema onde estão inseridas. São ativamente deslocadas pelo homem além de, em geral, serem bem sucedidas na competição com espécies nativas em uma considerável diversidade de ecossistemas (CRUTZEN e ANDREAE, 1991; KELLER et al., 1991). A invasão por gramíneas pode ser observada em todos os continentes, principalmente nas Américas, por apresentarem fatores ecofisiológicos positivos à colonização (SOUZA et al., 2005), bem como elevadas taxas de germinação, rapidez na recolonização de áreas queimadas e perturbadas e capacidade de resistir melhor a seca sazonal (SOUZA et al., 2005; KLINK, 1996; D'ANTONIO e VITOUSEK, 1992). Em diferentes localidades da América do Sul, espécies originárias da África foram introduzidas pelo seu potencial forrageiro, e representam a maior ameaça à biodiversidade das savanas (DURIGAN et al., 2007; SOUZA, et al., 2005). No Brasil, diversas destas gramíneas foram introduzidas com essa finalidade e obtiveram sucesso, tornando-se invasoras de unidades de conservação, dispersando-se rápida e amplamente (FILGUEIRAS, 1991; KLINK, 1996; ZILLER e DECHOUM, 2013).

As gramíneas africanas, *Melinis minutiflora* P. Beauv e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster, foram introduzidas no Brasil como forrageiras para a criação de gado bovino (PIVELLO et al. 1999a, 1999b), mesmo com a grande diversidade de gramíneas nativas presentes em território nacional, é comum a retirada destas espécies e introdução das forrageiras mencionadas (FILGUEIRAS 1992). Além

disso, espécies de *Pinus* foram introduzidas para produção florestal, sendo que todas estas são consideradas de altíssima capacidade invasora (RICHARDSON 1998). Por serem de rápido plantio e fácil adaptação, atendem rapidamente a interesses econômicos, são comumente usadas para pastagem e forrageio, sendo então amplamente distribuídas em diferentes regiões, como é o caso das gramíneas africanas no Centro-Oeste do Brasil (ZILLER e DECHOUM, 2013).

O gênero *Urochloa* apresenta maiores índices de invasão e dominância em comunidades vegetais de unidades de conservação de Cerrado (PIVELLO et al. 1999a, 1999b), com alto potencial alelopático (DAVIS et al. 2000; BARBOSA et al., 2008) que pode reduzir significativamente as herbáceas e gramíneas nativas (DAMASCENO et al., 2018), além de modificar o comportamento do fogo (GORGONE-BARBOSA et al. 2015), sendo encontrado nas diferentes fisionomias do Cerrado. *Melinis minutiflora*, por sua vez é resistente ao fogo, sendo considerada uma invasora agressiva, prejudicando a riqueza e reduzindo a regeneração das espécies nativas (HOFFMANN et al. 2004; MARTINS et al. 2011).

Outro aspecto relevante, referente a gramíneas invasoras está relacionado à produção de biomassa. Geralmente produzem uma grande quantidade de biomassa, que durante a estação seca se acumula morta e presa à planta (RIBEIRO, 2017; GORGONE-BARBOSA, 2016; GORGONE-BARBOSA, et al., 2015). Assim sendo, há uma alteração na comunidade vegetal em relação tanto à produtividade, quanto ao tipo de biomassa produzido e acumulado ao longo do tempo (DAMASCENO et al., 2018), o que pode levar a mudanças na ciclagem de nutrientes do sistema (D'ANTONIO e VITOUSEK, 1992; MACK et al., 2000). Silva (2017) observou que estas invasoras podem favorecer a comunidade de decompositores do solo, diferindo na atividade decompositora dos microrganismos do solo de acordo com o tipo da gramínea africana utilizada na cobertura: *Urochloa* ou *Melinis*.

Portanto, se a presença de espécies invasoras pode afetar até mesmo a ciclagem de nutrientes (MACK et al., 2000), estudos sobre a decomposição de tais espécies fazem-se necessários, pois este é um processo chave para a manutenção da fertilidade do solo e produtividade dos ecossistemas invadidos, bem como no manejo de tais espécies (PODGAISKI et al., 2014). Sendo assim, para melhor

compreender os mecanismos de adaptação e estabelecimento destas espécies, estudar sua decomposição pode trazer respostas sobre como se deve lidar com o manejo de invasoras (NERI et al., 2011). Taxas de decomposição dependem principalmente de fatores como o clima, as características funcionais da planta, herdadas de gerações anteriores, e a qualidade da serrapilheira (CORNWELL et al., 2008).

São múltiplos os fatores que influenciam na decomposição da biomassa produzida por espécies invasoras e nativas. E os comumente observados são: (I) efeitos do ambiente, por exemplo, umidade, temperatura e alternância de estações (GRUGIKI et al., 2017), (II) origem do substrato da serrapilheira, tais como as características fisiológicas, senescência e composição química das folhas (AERTS, 1996) e (III) composição da comunidade de decompositores, como microrganismos, diplopódos, anelídeos e insetos (CORNELISSEM, 1996). Nesta lógica a concentração de carbono e dos nutrientes da serrapilheira e suas características físicas pode ter efeito na abundância e na atividade dos decompositores levando a diferentes taxas de decomposição (AERTS, 1996).

Para determinados cultivos de gramíneas forrageiras preconiza-se a permanência da palha na superfície do solo para manutenção e proteção do sistema solo-planta, prática que beneficia a manutenção da umidade e favorece a biota do solo e o ciclo de nutrientes (BRANCALIÃO e MORAES, 2008; CALVO et al., 2010). Sendo assim é constante a necessidade em produzir biomassa vegetal que apresente lenta decomposição, que possa, portanto, permanecer sobre o solo por um período maior (CERETTA et al., 2002), ponto extremamente prejudicial para espécies nativas quando se cultiva gramíneas invasoras. Não revolver o solo e evitar a manutenção da palhada da superfície resulta em menor velocidade de decomposição e em uma liberação mais lenta de nutrientes se comparados ao revolvimento do solo e à incorporação da palha (WIEDER e LANG, 1982; COSTA et al., 2015)

2. Objetivos

O presente estudo teve como objetivo avaliar se a identidade da espécie (invasora ou nativa) afetaria a taxa de decomposição da biomassa no Cerrado. Para tanto, foram utilizadas como modelo as seguintes espécies: *Urochloa brizantha* e *Melinis minutiflora* representando espécies invasoras e *Axonopus pressus* representando uma espécie nativa.

Tem-se como hipótese de que as espécies invasoras terão taxas de decomposição mais lenta do que a espécie nativa, levando, portanto, a um maior acúmulo de serapilheira na comunidade vegetal ao longo do ano. Além disso, a decomposição será mais rápida durante a estação chuvosa do que durante a estação seca.

3. Material e métodos

3.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Itirapina, localizada nos municípios de Itirapina e Brotas (20°00' - 22°15' S e 47°45' - 48°00' W), no interior do estado de São Paulo, na bacia hidrográfica do Médio Tietê Inferior (Figura 2A). A área estudada é de Cerrado, com fisionomias campestres (campo limpo) e savânicas (cerrado sensu stricto, campo cerrado e campo sujo), enquanto que as áreas de cerradão (fisionomia florestal) estão geralmente limitadas a fragmentos de solos mais férteis (ZANCHETTA et al., 2006).

O clima, segundo o sistema de Köppen é, mesotérmico (Cwa) com invernos secos e verões chuvosos, a temperatura e a precipitação média anual são de 21,9°C e 1459 mm, respectivamente. A estação seca ocorre de maio a setembro e a chuvosa de outubro a abril, sendo bem demarcadas. Os solos são predominantemente do tipo Arenosolos (ZANCHETTA et al., 2006). Estes fragmentos remanescentes de Cerrado estão circundados por pastagens, plantações de cana de açúcar, e áreas reflorestadas com *Pinus* sp (exótica invasora) e *Eucalyptus* sp (exótica não considerada invasora) (ZANCHETTA et al., 2006).

Figura 2: Área de estudo na “Estação Ecológica de Itirapina”. Foco em um antigo talhão de *Pinus*, área de estudo. Seta indicando uma parcela experimental. Foto: Dhemerson Conciani.



A área de estudo possui cerca de 33 hectares e está em regeneração natural desde 1998, quando foi encerrada a silvicultura de *Pinus caribaea var. hondurensis*, sendo excluídas também, as atividades de fogo e pastoreio. Atualmente apresenta uma fisionomia de campo sujo com alto grau de invasão pelas gramíneas africanas *Melinis minutiflora* e *Urochloa brizantha* (ZANCHETTA et al., 2006).

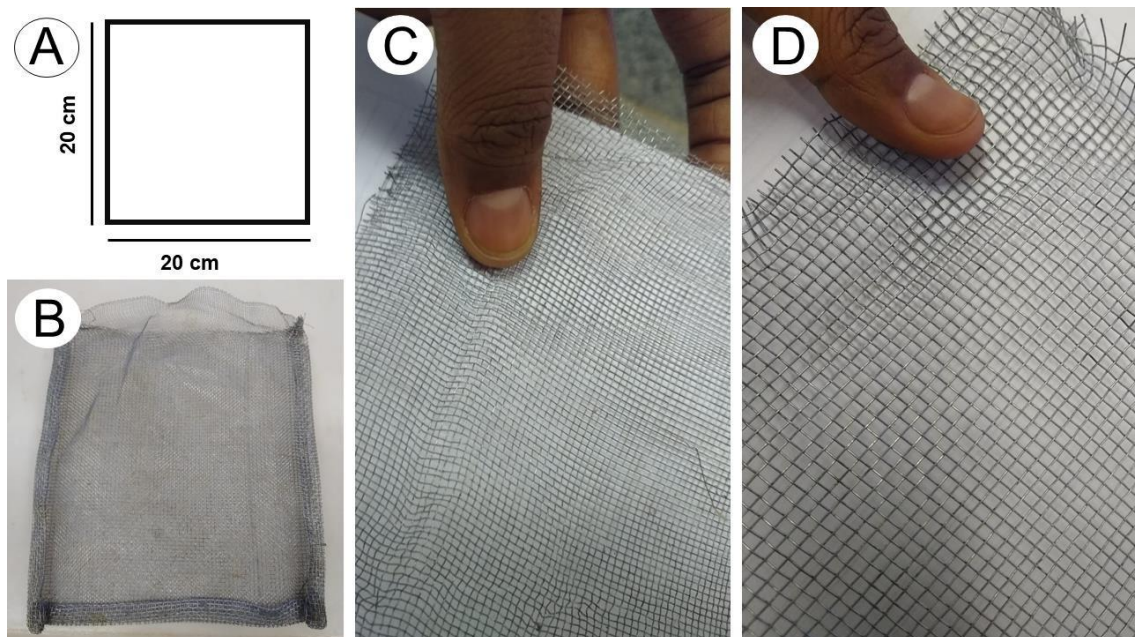
3.2. Método

3.2.1. Bolsas de decomposição (*Decomposition bags/ litter bags*)

A decomposição em ecossistemas terrestres é geralmente estudada a partir do método de bolsas de biomassa, que basicamente consiste em colocar uma quantidade estabelecida de biomassa vegetal, de massa e composição química conhecidas, em recipientes protegidos. Estas são espalhadas pela respectiva área de estudo, sendo recolhidas de acordo com os parâmetros de análise estabelecidos (WIEDER et al. 1982). Para este estudo, foram confeccionadas bolsas de decomposição quadradas, 20 x 20 cm (Figura 3A e 3B), a partir de telas de aço galvanizado, para evitar que as bolsas fossem destruídas por formigas, em duas milimetragens diferentes: 1 mm para a face que permaneceu voltada para o solo, com objetivo de evitar a entrada da macro e mesofauna edáfica, (Figura 3 C) e 3 mm para a face que foi colocada virada para

cima (Figura 3D), permitindo a livre circulação de água e nutrientes, sem uma interferência direta da fauna decompositora no sistema solo-serapilheira.

Figura 3: Montagem das bolsas quadradas de decomposição. A – Esquema representando as medidas das bolsas de decomposição. B - Bolsas de decomposição finalizada. C – Aço galvanizado de 1 mm e D - Aço galvanizado de 3 mm. Imagens elaboradas pela autora do presente estudo.



3.2.2. Coleta de biomassa

Antes da execução dos experimentos em campo, coletou-se a biomassa, tanto das espécies invasoras (*U. brizantha* e *M. minutiflora*) como da espécie nativa (*A. pressus*). Para tanto, foi estabelecido que o material a ser coletado deveria ser composto predominantemente por folhas. Sendo assim, as coletas foram focadas na parte aérea de indivíduos que não estivessem caídos no solo, portanto, folhas secas não decompostas. Após a coleta, a biomassa foi levada para o Laboratório de Ecologia da Vegetação (LEVeg) no Departamento de Biodiversidade, onde foi submetida ao processo de secagem em estufa por dois dias a 70°C. Após a secagem, o material foi cortado em pedaços de aproximadamente 5 cm, e em cada bolsa, foram depositados 5g das respectivas espécies determinadas para o estudo: *U. brizantha*, *M. minutiflora* e *A. pressus* (Figura 4).

Figura 4: Montagem das bolsas de decomposição com as amostras testadas. A – Cinco gramas de biomassa destinadas a uma sacola de decomposição e B – Sacolas de decomposição preenchidas com as amostras e prontas para serem alocadas em campo. Imagens elaboradas pela autora do presente estudo.

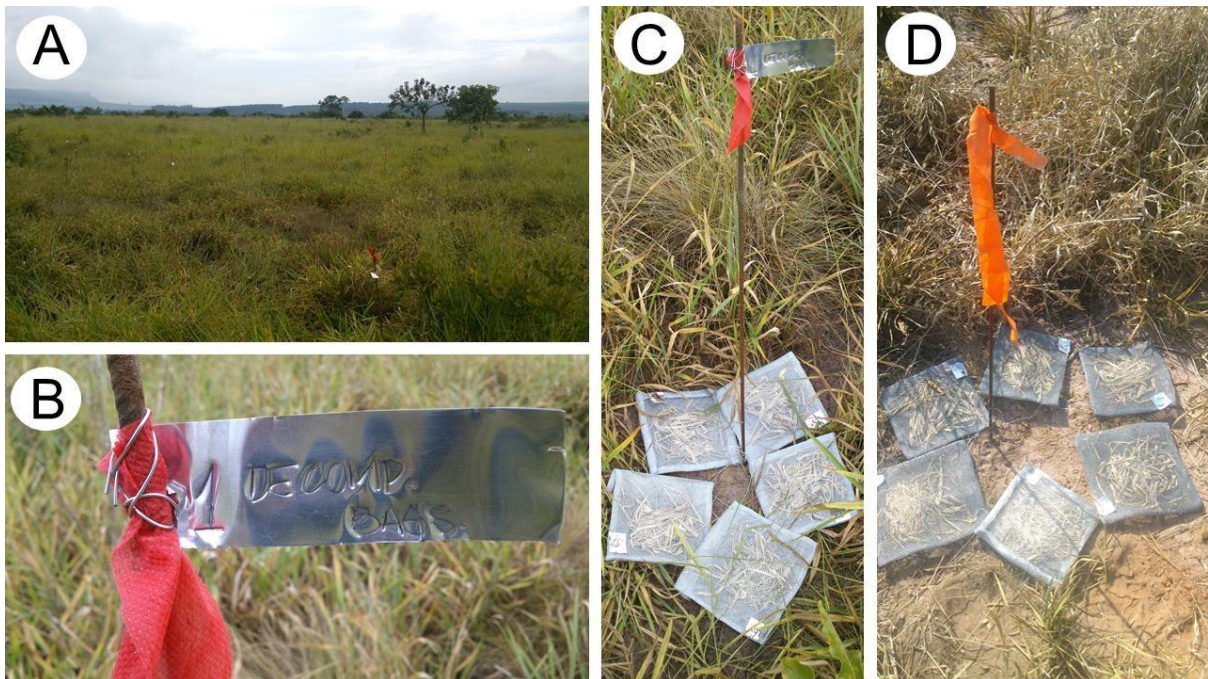


3.2.3. Montagem do experimento

As bolsas já preparadas foram levadas para campo (Figura 5A) e identificadas com uma etiqueta de alumínio (Figura 5B). Também foi confeccionada uma única bolsa para ser levada e trazida do campo em um mesmo dia, sendo pesada antes e depois, como teste/controle do cálculo de possível perda de biomassa durante o trajeto. Em campo, as bolsas foram colocadas em áreas sem interferência do fogo, com a face de 1 mm em contato com o solo. Neste primeiro momento, cada réplica ou ponto da parcela em questão continham 5 bolsas de cada espécie analisada (uma para cada mês da estação seca), que foram presas ao chão e identificadas por uma barra de ferro (Figura 5C). O mesmo procedimento foi realizado para a estação chuvosa, com 6 bolsas por réplica, uma para cada mês de experimento (Figura 5D). A disposição das réplicas em campo foi aleatória, dentro de 12 parcelas de 15 x 15m cada, já utilizadas em experimentos na área, divididas em três grupos de acordo com a gramínea dominante (ao menos 50% de cobertura da gramínea em questão). Para que não houvesse nenhuma interferência entre espécies diferentes e para facilitar a retirada das bolsas ao longo do tempo, cada espécie foi colocada em parcelas dominadas pela mesma espécie (*U. brizantha* em

parcelas de *U. brizantha*, *M. minutiflora* em parcelas de *M. minutiflora*. e *A. pressus* em parcelas de *A. pressus*).

Figura 5: Identificação das bolsas de decomposição em campo. A – Imagem representando o campo, parcela de *U. brizantha*. B – Foco da etiqueta de alumínio. C – Distribuição das bolsas de decomposição sinalizadas por uma etiqueta inserida em uma barra de ferro, estação seca e D - Distribuição das bolsas de decomposição sinalizadas por uma etiqueta inserida em uma barra de ferro, estação chuvosa. Imagens elaboradas pela autora do presente estudo



3.2.4. Coleta das bolsas

Para a coleta das bolsas de decomposição em campo foi realizado o seguinte planejamento: na estação chuvosa (agosto de 2016 a janeiro de 2017) foram retiradas 30 bolsas de decomposição a cada mês (3 espécies x 10 bolsas/espécie x 6 meses – 180 bolsas). Já na estação seca, fevereiro de 2016 a julho de 2016 foram retiradas 30 bolsas de decomposição a cada mês (3 espécies x 10 bolsas/espécie x 5 meses – 150 bolsas) Ao final dos ensaios experimentais, somando o número total de bolsas coletadas na estação seca e na estação chuvosa

havia 330 bolsas para análise.

Em cada mês, as bolsas foram levadas para laboratório. A biomassa foi cuidadosamente removida, acondicionada em sacos de papel (Figura 6A), e colocada para secar em estufa a 70°C durante 2 dias. Após a secagem (Figura 6B), esta foi submetida a uma última pesagem para comparação da variação entre valores iniciais (antes do campo) e finais (depois do campo), os valores obtidos eram referentes a quantidade de biomassa decomposta.

Figura 6: Biomassa sendo triada para pesagem em laboratório A - Pós-coleta, biomassa sendo acondicionada em sacos de papel para secagem em estufa e B – Biomassa após processo de secagem. Imagem elaborada pela autora do presente estudo.



3.3. Análise de dados

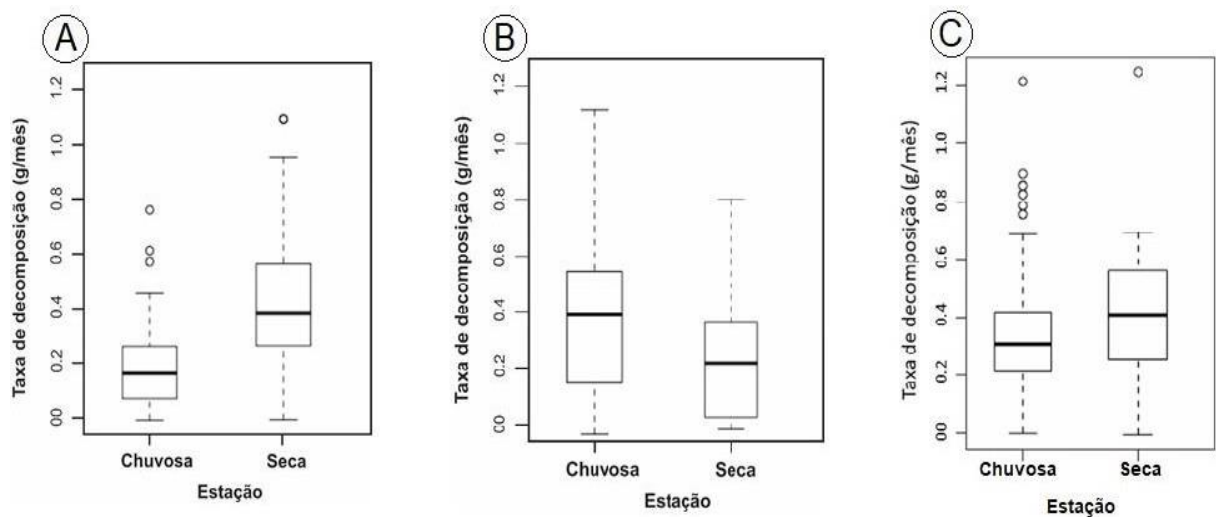
A diferença entre o peso inicial e o medido a cada mês foi estabelecida através da taxa de decomposição ($Txd = \frac{mI - mF}{T}$), determinada pela massa inicial (mI) de 5g, contido em cada uma das bolsas de decomposição, menos a massa final (mF), depois da coleta em campo, dividida pelo tempo (T) que cada bolsa permaneceu em campo.

A diferença na velocidade de decomposição e quantidade de biomassa perdida foi avaliada através de análises de variância (fatores: espécie e tempo) para cada estação do ano (seca e chuvosa) por meio de uma Anova, utilizando o teste *post hoc* de Tukey. As análises foram feitas com auxílio do software R, pacote *stats* (R Development Core Team 2016).

4. Resultados

Melinis minutiflora apresentou taxa de decomposição maior na estação seca e menor na estação chuvosa ($p= 0,00002$) (Figura 7A). Já a espécie *Urochloa brizantha* teve taxa de decomposição cerca de duas vezes maior na estação chuvosa ($p= 0,003$) (Figura 7B). Finalmente, a taxa de decomposição da espécie nativa *Axonopus pressus* não apresentou diferenças significativas entre as estações chuvosa e seca. ($p= 0,9$) (Figura 7C).

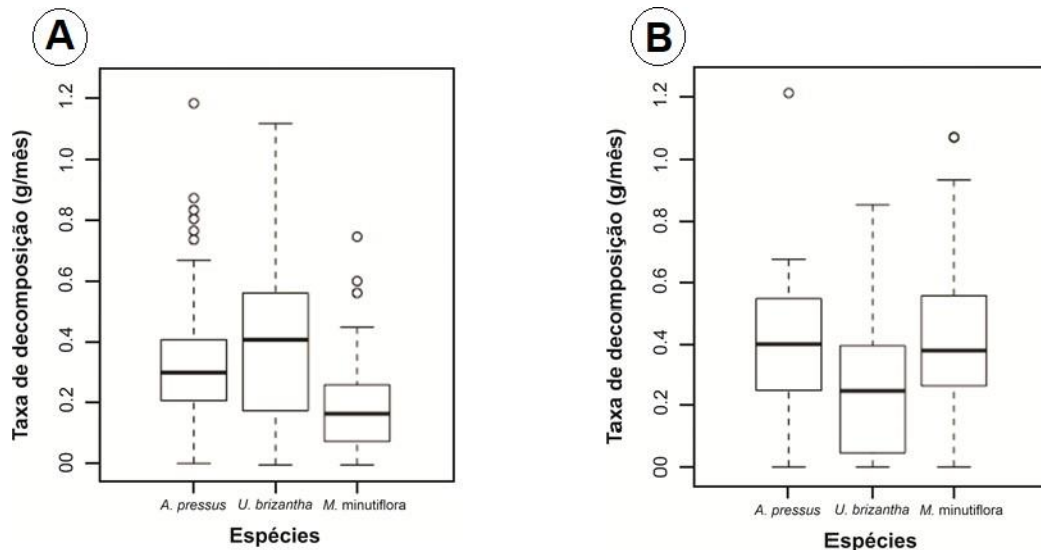
Figura 7: Taxa de decomposição comparando espécie por estação.



A - decomposição de *M. minutiflora* nas estações seca e chuva; B - decomposição de *U. brizantha* nas estações seca e chuvosa e C - decomposição de *A. pressus* também nas estações seca e chuvosa .

Como mencionado houve a alternância entre as duas espécies exóticas quanto a decomposição em relação a estação, no entanto não apresentaram grandes diferenças em suas médias. Na estação chuvosa a espécie invasora com maior taxa de decomposição foi *U. brizantha* (Figura 8A), com média de $0,36 \pm 0,26$ g/mês , enquanto que na estação seca, *M. minutiflora* apresentou maior taxa de decomposição em comparação com a outra espécie invasora (Figura 8B), com média de $0,35 \pm 0,25$ g/mês .

Figura 8: Comparação entre as espécies exóticas e nativa nas estações chuvosa e seca



A- Estação chuvosa: *U. brizantha* apresentou maior taxa de decomposição e B-Estação seca: *M. minutiflora* apresentou maior taxa de decomposição em relação a *U. brizantha*.

Das três espécies apresentadas, *A. pressus* apresentou a maior taxa de decomposição com uma média, entre as duas estações, de $0,35 \pm 0,25$ g/mês, não apresentando alterações em função da estação do ano.

5. Discussão

Compreender como ocorre a decomposição da matéria orgânica produzida por espécies invasoras presentes no Cerrado pode contribuir com medidas auxiliares ao processo de manejo destas espécies (NERI et al., 2011). Dessa forma, visando entender a dinâmica de decomposição de duas espécies invasoras do Cerrado, o presente estudo demonstrou que a taxa de decomposição foi afetada pelas estações seca e chuvosa de maneiras distintas. A espécie *Urochloa brizantha* apresentou uma maior taxa de decomposição na estação chuvosa, no entanto, o oposto ocorreu com *Melinis minutiflora*, que apresentou maior taxa de decomposição

na estação seca. Embora o processo de decomposição esteja diretamente relacionado a três componentes - fauna edáfica, ambiente físico-químico e a qualidade da matéria em decomposição - um dos elementos chave deste processo é o contato com a água (PENNA-FIRME e OLIVEIRA, 2017; LAVELLE, 1992). Durante a estação chuvosa, pode ocorrer lixiviação, abrasão e fragmentação da matéria orgânica disposta no solo. Essas ações são resultados de processos físicos, sendo o contato com a água o gatilho para o início da redução do tamanho e transformação química de compostos solúveis da matéria em decomposição (PETERSEN e CUMMINS, 1974; WEBSTER e BENFIELD, 1986). As diferenças entre os parâmetros físico-químicos como temperatura da água, pH e concentração de oxigênio dissolvido, em função do regime de chuvas somam outros fatores que afetam a decomposição dos detritos foliares (RAMÍREZ et al., 2006; RUEDA-DELGADO et al., 2006). Apesar da falta de monitoramento desses fatores, provavelmente *U. brizantha* foi mais suscetível a eles, refletindo numa maior taxa de decomposição na estação chuvosa, como também observado por outros estudos (PARIZ et al. 2011a; COSTA et al., 2014).

Outro fator que pode ter sido beneficiado durante a estação chuvosa é o crescimento de microrganismos decompositores. Os fungos desempenham um papel essencial no processo de decomposição do detrito foliar. Além disso, a variação da temperatura e a umidade podem influenciar na colonização e assim, potencializar a atividade microbiana (MITRE, 2011). A associação desses fatores pode ter afetado positivamente a taxa de decomposição de *U. brizantha* durante a estação chuvosa. No entanto, para melhor compreensão sobre a microbiota associada à decomposição das espécies avaliadas neste estudo, seria importante considerar outras abordagens, como por exemplo a análise de *metabarcoding* que permitiria identificar as comunidades microbianas e o comportamento das mesmas durante a alternância de estações (GONÇALVES et al., 2011; GRUGIKI et al., 2017). Além disso, Strickland et al. (2009b) observaram que dada a alta diversidade de espécies nas comunidades microbianas e a capacidade dos microrganismos de se adaptarem rapidamente a novas condições, não é plausível considerar que as comunidades microbianas do solo funcionarão de maneira idêntica quando colocadas em ambiente com iguais condições abióticas, independente da composição de sua comunidade. Dessa forma

colocadas em ambiente com iguais condições abióticas, independente da composição de sua comunidade. Então, considerando que aspectos bióticos e abióticos influenciaram na decomposição reportada no presente estudo, a diferença das taxas de decomposição entre as estações também pode ser consequência da variação do comportamento da microbiota relacionada a cada espécie.

Considerando a espécie que apresentou uma maior taxa de decomposição na estação seca, podemos ressaltar que as características ligadas à qualidade da matéria em decomposição, como a alta concentração de componentes estruturais (lignina e celulose), pode ter influência direta neste resultado (GESSNER e CHAUVET, 1994). Silva (2017) relata que a decomposição de *Melinis minutiflora* é mais lenta do que gramíneas nativas e do que *Urochloa decumbens*. No mesmo estudo também foi avaliada a atividade da enzima β -glicosidase, diretamente relacionada com a decomposição da matéria orgânica e associada ao ciclo do carbono no solo. Foi evidenciado que a atividade de β -glicosidase foi maior nas parcelas com presença de *M. minutiflora*, proporcionando uma degradação mais rápida (SILVA 2017).

Por fim os resultados mostraram que as espécies invasoras não apresentaram um padrão em que suas taxas de decomposição fossem mais lentas do que as da espécie nativa. Estes resultados podem ser atribuídos as características das espécies vegetais, que são a principal forma de controle das taxas de decomposição de serapilheira em biomas de todo o mundo (CORNWELL et al., 2008). Os atributos das folhas verdes em diferentes espécies, como perda (respiração) e ganho (fotossíntese) de carbono, participação no ciclo do nitrogênio, presença e ausência de lignina, ou tempo de vida (REICH et al., 1997) demonstram variações em biomas, e em diferentes grupos filogenéticos (REICH et al. 1997; WRIGHT et al. 2004). Assim sendo, de acordo com o que foi observado neste estudo, a identidade das espécies podem ter efeitos diretos nos processos de decomposição. Esta conexão entre as estratégias das plantas e a taxa de decomposição é de grande importância para entender as respostas vegetação-solo e também para melhorar as previsões do ciclo global do carbono (CORNWELL et al.,

2008; SALES et al., 2014).

6. Conclusão

Estudos que visem comparar a decomposição de espécies nativas e exóticas se fazem necessários para fornecer maiores informações acerca de como se dá o processo de invasão e até que ponto essa invasão afeta o ecossistema. Sendo assim este estudo observou que a espécie invasora *Urochloa brizantha* apresentou decomposição mais rápida durante a estação chuvosa e mais lenta na estação seca. A outra espécie estudada, *Melinis minutiflora* apresentou um padrão diferente, com decomposição mais lenta durante a estação chuvosa e mais rápida durante a seca. Por fim, a espécie nativa, *Axonopus pressus* não teve suas taxas de decomposição afetadas pela sazonalidade. O complemento deste estudo se faz necessário e, tão logo seja possível, possibilitará pesquisas futuras que possam dizer mais sobre como as espécies invasoras afetam a ciclagem de nutrientes do sistema.

7. Referências Bibliográficas

- AERTS, R. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? **J. Ecol.**, 84, 597–608. 1996.
- AYRES, E.; DROMPH, K. M.; BARDGETT, R. D. Do plant species encourage soil biota that specialise in the rapid decomposition of their litter? **Soil Biology and Biochemistry**, 38(1), 183–186. 2006.
- BARBOSA, E.G.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 51(4): 835- 831. 2008.
- BRANCALIÃO, S.R. & MORAES, M.H. Alterações de alguns atributos físicos e das frações húmicas de um Nitossolo Vermelho na sucessão milheto-soja em sistema plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:393-404, 2008.
- BRAZ, A.J.B.P.; SILVEIRA, P.M. da; KLIEMANN, H.J.; ZIMMERMANN, F.J.P. Acumulação de nutrientes em folhas de milheto e dos capins braquiária e mombaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.34, p.83-87, 2004.
- CALVO, C. L.; FOLONI, J. S. S.; BRANCALIÃO, S. R. Produtividade de fitomassa e relação c/n de monocultivos e consórcios de guandu-anão, milheto e sorgo em três épocas de corte. **Bragantia**, Campinas, v. 69, n. 1, p. 77-86, 2010.
- CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; FLECHA, A.M.T.; PAVINATO, P.S. & VIEIRA, F.C.B. Manejo da adubação nitrogenada na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, 26:163-171, 2002.
- CORNELISSEN, J.H.C. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. **J. Ecol.**, 84, 573–582. 1996.
- CORNWELL, W. K. et al. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. **Ecology Letters**. 11(10), 1065–1071. 2008.
- COSTA, N. R., ANDREOTTI, M., BUZETTI, S., LOPES, K. S. M., SANTOS, F. G. dos; PARIZ, C. M. Acúmulo de macronutrientes e decomposição da palhada de braquiárias em razão da adubação nitrogenada durante e após o consórcio com a cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, 38(4), 1223–1233. 2014.
- COSTA N. R, ANDREOTTI M, ULIAN NA, COSTA BS, PARIZ CM e TEIXEIRA

- FILHO MCM. Acúmulo de nutrientes e tempo de decomposição da palhada de espécies forrageiras em função de épocas de semeadura. *Bioscience Journal*, 31:818-829. 2015.
- CRUTZEN, P; ANDREAE, M. Biomass Burning in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles. **Science** (New York, N.Y.). 250. 1669-78. 10.1126/science.250.4988.1669. 1991
- DAMASCENO, G., SOUZA, L., PIVELLO, V.R., GORGONE-BARBOSA, E., GIROLDO, P.Z., FIDELIS, A. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. **Biol. Invasions** 20, 3621–3629. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1800-6>.2018.
- D'ANTONIO, C.M. e VITOUSEK, P.M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 23: 63-87.1992.
- DAVIS, M. A. e Thompson K. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. **ESA Bull.** 81: 226-230. 2000.
- DRIEBE, E. M., e WHITHAM, T. G. Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. **Oecologia**, 123(1). 2000.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F. ; FRANCO, G. A. D. C. . Threats to the Cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola** (USP. Impresso), v. 64, p. 366-363, 2007.
- Evans, D. M., KITSON, J. J. N., LUNT, D. H., STRAW, N. A., and POCOCK, M. J. O. Merging DNA metabarcoding and ecological network analysis to understand and build resilient terrestrial ecosystems. **Functional Ecology**, 30(12), 1904–1916.2016.
- FILGUEIRAS, T.S. A floristic analysis of the Gramineae of Brazil's Distrito Federal and a list of the species occurring in the area. **Edinburgh Journal of Botany**. 48: 73-80. 1991.
- FILGUEIRAS, T.S. 1992. Gramíneas forrageiras nativas do distrito federal. **Pesquisa Agropecuária brasileira**. 27: 1103–1111. 1992.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of Stream Microfungi in Controlling Breakdown Rates of Leaf Litter. **Ecology**, 75(6), 1807–1817. 1994.

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**, 6(7), 751–765. 2000.

GONÇALVES, J.F.J., FRANÇA, J.S., CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Braz. Arch. Biol. Technol.** 49, 967–973. 2007.

GORGONE-BARBOSA, E.; PIVELLO, V.R.; BAUTISTA, S.; ZUPO, T.; RISSI, M. N.; FIDELIS, A. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. **Biological Invasions** (Dordrecht. Online), v. 17, p. 423-431, 2015.

GORGONE-BARBOSA, E. **A relação entre fogo e gramíneas invasoras no Cerrado: O fogo pode ser utilizado como uma estratégia de controle?**. [s.l.] Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Brasil., 2016.

GRUGIKI, M; ANDRADE, F; PASSOS, R; FERREIRA, A. Decomposição e Atividade Microbiana da Serapilheira em Coberturas Florestais no Sul do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**. 24. 10.1590/2179-8087.018915. 2017.

HOFFMANN, W. A.; LUCATELLI, V. M. P. C. ; SILVA, F. J. ; AZEVEDO, I. N. C. ; MARINHO, M. da S. ; ALBUQUERQUE, A. M. S. ; LOPES, A. de O. ; MOREIRA, S. P. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, 10(2), 99–103.2004.

KELLER, M.; JACOB, D. J.; WOFESY, S. C.; HARRISS, R. C. Effects of tropical deforestation on global and regional atmospheric chemistry. **Climatic Change**, 19(1-2), 139–158. 1991

KLINK, C.A. Competition between the African grass *Andropogon gayanus* Kunth. and the native Cerrado grass *Schizachyrium tenerum* Nees. **Revista Brasileira Botânica**

19: 11-15. 1996.

KLINK, C.A. e MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19:707– 713. 2005.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A.; MARTIN, S. Impact of Soil Fauna on the Properties of Soils in the Humid Tropics. **Myths and Science of Soils of the Tropics**. 10.2136/sssaspecpub29.c9. 1992.

LEÃO, T.C.C.; ALMEIDA, W.R.; DECHOUM, M.S.; ZILLER, S.R. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas. **CEPAN**. 99p. 2011.

MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; LONDSDALE, W.M.; EVANS, H; CLOUT M.; BAZZAZ, F.A. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. **Ecological Applications**, 10(3), 689. 2000.

MARTINS, C. R., HAY, J. D. V., WALTER, B. M. T., PROENÇA, C. E. B., VIVALDI, L. J. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. **Revista Brasileira de Botânica**, 34(1), 73–90. 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Site oficial do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso: Março de 2020

MITRE, S.K. **Decomposição de detritos foliares alóctones e dinâmica de nutrientes em sistema lótico no cerrado**. [s.l.] Universidade de Brasília, UnB, Brasil. 2011.

MELILLO, J. M., ABER, J. D., e MURATORE, J. F. Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. **Ecology**, 63(3), 621–626. 1982.

NERI, A. V., SOARES, M. P., MEIRA NETO, J. A. A., DIAS, L. E. Espécies de cerrado com potencial para recuperação de áreas degradadas por mineração de ouro, Paracatu-MG. **Revista Árvore**, 35(4), 907–918. 2011.

PARIZ, C. M.; ANDREOTTI, M.; BUZETTI, S.; BERGAMASCHINE, F. A.; ULIAN, N. A.; FURLAN, L. C.; MEIRELLES, P. R. L.; CAVASANO, F. A. Straw decomposition of

nitrogen-fertilized grasses intercropped with irrigated maize in an integrated crop livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 2029-2037, 2011a.

PARKER, J. D.; DERON, E.B.; MARK E. H. Opposing Effects of Native and Exotic Herbivores on Plant Invasions. **Science**, 311(5766), 1459–1461. 2006.

PENNA-FIRME, R e OLIVEIRA, R INDICADORES DE FUNCIONALIDADE ECOSSISTÊMICA: INTEGRANDO OS PROCESSOS DE PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA. **Pesquisas Botânica**. 70. 209-220. 2017

PETERSEN, R. C., & CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**, 4(4), 343–368. 1974.

PIVELLO V. R. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. [S.l: s.n.], 2006. Disponível em: <http://www.ecologia.info/cerrado.htm>. 2006.

PIVELLO, V. R., SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian Savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**. 8, 1281-1294.1999a.

PIVELLO, V.R.; CARVALHO, V.M.C.; LOPES, P.F.; PECCININI, A.A.; ROSSO, S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica** 31: 71-82. 1999b.

PODGAISKI, L. R.; DA SILVA GOLDAS, C.; FERRANDO, C. P. R.; SILVEIRA, F. S.; JONER, F.; OVERBECK, G.E., MENDONÇA, M. S.J.; PILLAR, V. D. Burning effects on detritivory and litter decay in Camposgrasslands. **Austral Ecology**. 39(6), 686–695. 2014.

PRIEUR-RICHARD, A.; LAVOREL, S. Invasions: the perspective of diverse plant communities. **Austral Ecology**, 25(1), 1–7. 2000.

RAMÍREZ, A., PRINGLE, C. M., e DOUGLAS, M. Temporal and spatial patterns in stream physicochemistry and insect assemblages in tropical lowland streams. **J.N. Am. Benthol. Soc.** 25, 108 – 125. 2006.

REICH, P.B.; WALTERS, M.B.; ELLSWORTH, D.S. From tropics to tundra: Global convergence in plant functioning. USA. **Proc. Natl Acad. Sci.** 94, 13730–13734. 1997.

RIBEIRO, G.F.O.D. **Como queimadas em diferentes épocas do ano afetam a relação entre gramíneas invasoras e a vegetação de Cerrado?**. [s.l.] Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Brasil. 2017.

RICHARDSON, D.M. e HIGGINS S.L. Pines as invaders in the southern hemisphere. Cambridge University Press, Cambridge In: **Ecology and Biogeography of Pinus** (ed. D. M. Richardson) pp. 450–73. 1998.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMANEK, M.; BARBOUR, M.G.; DANE, F.; WEST, C.J.; PANETTA, F.D. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions** 6: 93–107. 2000.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2016.

RUEDA-DELGADO, G., WANTZEN, K. M., e TOLOSA, M. B. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. **Journal of the North American Benthological Society**, 25(1), 233–249. 2006.

SALES, M. A., GONÇALVES, J. F., DAHORA, J. S.; MEDEIROS, A. O. Influence of Leaf Quality in Microbial Decomposition in a Headwater Stream in the Brazilian Cerrado: a 1-Year Study. **Microbial Ecology**, 69(1), 84–94. 2014.

SILVA, J.M.C. e J.M. BATES. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience** 52: 225-233. 2002.

SILVA, Laura Vívian Barbosa. **Impacto das alterações ambientais sobre a decomposição da serapilheira em vegetação de Cerrado**. 2017. 114 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017.

SOUZA, A; MORAES, M.G; RIBEIRO, R.C.L.F. Gramíneas do cerrado: carboidratos não-estruturais e aspectos ecofisiológicos. **Acta Botanica Brasilica**, FapUNIFESP (SciELO). [s.l.], v. 19, n. 1, p. 81-90, mar. 2005.

STRICKLAND, M. S.; LAUBER, C.; FIERER, N.; BRADFORD, M. A. Testing the functional significance of microbial community composition. **Ecology**, 90(2), 441–451.2009b.

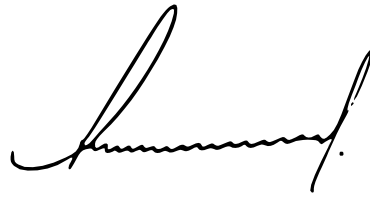
TROPMAIR, H. e MACHADO, M. L. A. Variação da estrutura da mata galeria na bacia do Rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio. Instituto de Geografia/Universidade de São Paulo, São Paulo. **Série Biogeografia** 8. 1974.

WEBSTER, J. R., e BENFIELD, E. F. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. **Annual Review of Ecology**. 1986.

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

ZANCHETTA, D. et al. **Plano de Manejo Integrado – Estação Ecológica e Experimental de Itirapina – 1ª Revisão**, 2006.

ZILLER, S. R. e DECHOUM, M. S. Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. 3(2): 4-31. 2013.



Prof^a Assoc. Alessandra Tomaselli Fidelis (Orientadora)



Ana Carolina Ferreira da Conceição (Orientada)