



UNIVERSIDADE FEDERAL DA
GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIOLOGIA GERAL/BIOPROSPECÇÃO



**DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA E BIOMASSA
MICROBIANA DO SOLO EM ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA
COMO SUBSÍDIO A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Dourados

2017

PAULA LUIZA ANTUNES DE OLIVEIRA

**DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA E BIOMASSA
MICROBIANA DO SOLO EM ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA
COMO SUBSÍDIO A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Geral/Bioprospecção, da Universidade Federal da Grande Dourados, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Biologia Geral.

Orientadora: Zefa Valdivina Pereira

Dourados

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

O48d Oliveira, Paula Luiza Antunes De
A DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA E BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM
ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA COMO SUBSÍDIO RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
[recurso eletrônico] / Paula Luiza Antunes De Oliveira. -- 2018.
Arquivo em formato pdf.

Orientadora: Zefa Valdivina Pereira.
Coorientadora: Elaine Reis Pinheiro Lourente .
Dissertação (Mestrado em Biologia Geral/Bioprospecção)-Universidade Federal da
Grande Dourados, 2018.
Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:
<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Atributos microbiológicos. 2. Indicadores ecológicos. 3. ciclagem de nutrientes. 4.
qualidade do solo. 5. sustentabilidade. I. Pereira, Zefa Valdivina. II. Lourente, Elaine Reis
Pinheiro. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

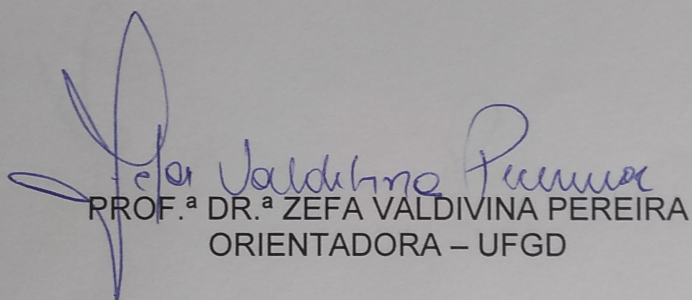
©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

**"DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICO EM
ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA COMO SUBSÍDIO A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL"**

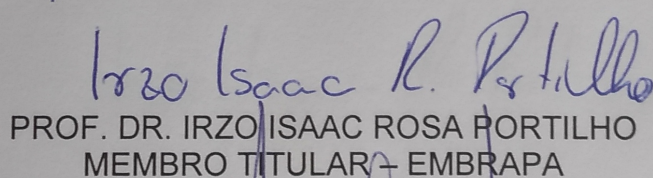
POR

PAULA LUIZA ANTUNES DE OLIVEIRA

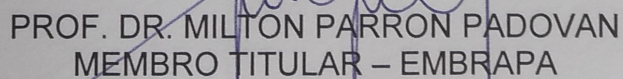
**DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE
DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS EXIGIDOS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM BIOLOGIA GERAL - ÁREA DE
CONCENTRAÇÃO: "BIOPROSPECÇÃO".**



PROF.^a DR.^a ZEFA VALDIVINA PEREIRA
ORIENTADORA – UFGD



PROF. DR. IRZO ISAAC ROSA PORTILHO
MEMBRO TITULAR – EMBRAPA



PROF. DR. MILTON PARRON PADOVAN
MEMBRO TITULAR – EMBRAPA

Aprovada em 17 de dezembro de 2018.

AGRADECIMENTOS

A Deus acima de tudo.

A minha Mãe Nilcéia.

A minha família e Amigos pela força e compreensão.

A minha Orientadora Zefa, pelo acolhimento, orientação, compreensão e paciência.

A Caroline Fróes, Ademir Goelzer, Carmem Zavala e Pedro Junior pela colaboração e ajuda.

Em memória ao Dr. Fabio Mercante por ter me aceito como orientada.

A Professora Elaine Lourente pela ajuda e ensinamentos.

A todos do Labra.

DEDICO

à *Nilcéia Antunes da Silva*,
minha amada mãe.

Sumário

1. Introdução	1
2. Referencial teórico	5
2.1 Serra da Bodoquena	5
2.2 Parque Nacional da Serra da Bodoquena	5
2.3 Restauração Ecológica	6
2.4 Aporte e decomposição de serapilheira	10
2.5 Relação entre topografia e estoque de matéria orgânica	11
2.6 Ciclagem de nutrientes	12
2.7 Organismos responsáveis pela ciclagem de nutrientes	12
2.8 Biomassa Microbiana	14
3. Material e Métodos	16
3.1 Caracterização da área de estudo	16
3.2 Decomposição da serapilheira	18
3.3 Química do solo	20
3.4 Microbiologia de Solo	20
4. Resultados e Discussão	21
4.1 Decomposição da serapilheira	21
4.2 Química do solo	24
4.3 Biomassa microbiana	25
5. Conclusões	28
6. Referências Bibliográficas	29

Decomposição de Serapilheira e Biomassa Microbiana Do Solo Em Ecossistema De Referência Como Subsídio A Restauração Ecológica

Resumo

A serapilheira, altamente utilizada como bioindicador ambiental, visto seu papel fundamental na ciclagem de nutrientes juntamente com a biomassa microbiana do solo que é um agente direto da mesma, assim ambas mediam a disponibilidade de nutrientes do solo, alterações nestas afetam diretamente os processos de sustentabilidade dos ecossistemas. O objetivo deste referiu-se a avaliar o solo de três gradientes topográficos no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, através da velocidade de decomposição da serapilheira e atributos microbiológicos do solo. O experimento consistiu em coletar a serapilheira e solo em três gradientes topográficos na porção sul do Parque Nacional da Serra da Bodoquena para as análises de decomposição com os litter bags e as análises de carbono da biomassa e atividade microbiana, quociente metabólico, quociente microbiano e análise química dos nutrientes do solo. O vale apresentou resultados mais significativos estatisticamente quanto à velocidade de decomposição da serapilheira, contudo, estatisticamente só houve diferença com relação o topo o qual apresentou as menores taxa de decomposição, na análise química dos nutrientes do solo o pH ficou entre o 7,0 e o 8,0 mostrando um solo equilibrado com saturação de base (V%) entre 93 e 95 demonstrando que o solo é fértil, e na biomassa microbiana a encosta obteve os melhores resultados no carbono e atividade microbiana e os quocientes metabólicos e microbianos foram melhores no topo. Desta forma, os atributos nutricional e orgânico da serapilheira influenciou na atividade da biomassa microbiana.

Palavras chave: Atributos microbiológicos, indicadores ecológicos, ciclagem de nutrientes, qualidade do solo, sustentabilidade.

Decomposition of litter and microbial biomass of soil in reference ecosystem as a subsidy Ecological Restoration

Abstract

The serrapilheira has been widely used as an environmental bioindicator, since it plays a fundamental role in the nutrient packing along with the microbial biomass of the soil, which is a direct agent of the soil, both of which mediate soil nutrient availability. sustainability of ecosystems. The objective was to evaluate the soil quality of three topographic gradients in the Serra da Bodoquena National Park, through litter decomposition velocity and soil microbiological attributes. The experiment consisted in collecting the litter and soil in three topographic gradients in the southern portion of the Serra da Bodoquena National Park for litter bag decomposition analysis and carbon analysis of biomass and microbial activity, metabolic quotient and microbial quotient and also chemical analysis of soil nutrients. However, there was only a statistically significant difference in relation to the top, which had the lowest decomposition rate, and in the chemical analysis of soil nutrients the pH was between 7.0 and 8, 0 showing a basal soil with base saturation (V%) between 93 and 95 demonstrating that the soil is fertile, and in the microbial biomass the slope obtained the best results in the carbon and microbial activity and the metabolic and microbial kernels were better at the top . Thus, the nutritional and organic quality of litter influenced the activity of microbial biomass.

Keywords: Microbiological attributes; Ecological indicators; Nutrient cycling; Soil quality; Sustainability.

1. INTRODUÇÃO

O Planalto da Serra da Bodoquena apresenta conexão com os biomas Mata Atlântica, Cerrado e Pantanal; caracteriza-se como Área de Tensão Ecológica e apresenta elevada biodiversidade (IBGE, 2004). Em sua geomorfologia, é um planalto inclinado que se constitui na maior área de relevo cárstico do país, com aproximadamente 200 km de comprimento e altitudes que podem chegar a 800 m (SALLUN FILHO & KARMANN, 2007).

Tem sua importância reconhecida nacionalmente e internacionalmente, estando inserida em duas áreas reconhecidas pela UNESCO como Reservas da Biosfera - da Mata Atlântica e do Pantanal, recebendo o título de Zona Núcleo destas reservas (SALZO et al., 2013).

Visando resguardar as riquezas naturais desta região, em 2000 foi criado o Parque Nacional (PARNA) da Serra da Bodoquena e seu território está delimitado sobre a área escarpada do planalto, com 76.481 ha (SALZO et al., 2013). A vegetação predominante no PARNA é composta pela floresta estacional decidual. Estas florestas desempenham papel importante e pouco conhecido na conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos, podendo, provavelmente, serem usadas como estratégia de manutenção biológica dos vários pequenos remanescentes florestais existentes na região.

De modo igual, é de extrema importância conhecer estes ambientes e entender os mecanismos de conservação, composição, estrutura, diversidade e ecologia das espécies vegetais e a sua relação com os fragmentos a que estão ligados (RODRIGUES & GANDOLFI, 2004).

Para Santos et al. 2007, diversos fatores influenciam na estruturação de uma comunidade florestal, dentre elas as interações bióticas e abióticas possuem grande relevância na ecologia de florestas estacionais deciduais. Conhecer a importância dessas interações é necessário para o entendimento da dinâmica dessas florestas. Além da auto-ecologia das espécies, conhecer seus padrões de ciclagem de nutriente são fundamentais para a definição de metodologias de restauração (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998; PAGANO & DURIGAN, 2000; GANDOLFI & RODRIGUES, 2007).

Parte do processo de retorno de matéria orgânica e de nutrientes para o solo florestal se dá através da produção e decomposição de serapilheira. Assim, estudar o fluxo dos

nutrientes, via serrapilheira, é fundamental para o conhecimento da estrutura e funcionamento de ecossistemas florestais (PAGANO & DURIGAN, 2000).

A camada de serrapilheira consiste em resíduos orgânicos que se acumula sobre o solo dos ecossistemas florestais (SCORIZA, 2012). Segundo CARPANEZZI (1980), é constituída por folhas, gravetos, ramos, caules, cascas, frutos, flores, partes vegetais não identificadas, corpos e dejetos de animais.

Representa um compartimento a partir do qual os nutrientes serão disponibilizados para as camadas superficiais do solo por meio de contínuos processos de degradação ao longo da decomposição do material (SCORIZA, 2012).

A deposição de serrapilheira varia em função da tipologia vegetal e da condição climática (MALHEIROS, 2004) e a velocidade com que esta se decompõe regula o acúmulo de matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes no solo (COSTA et al., 2005; PEGADO et al., 2008; TEIXEIRA et al., 2012).

Para VITAL *et al.* (2004), a qualidade da serrapilheira é um fator determinante da decomposição dos resíduos adicionados, dependendo também do tipo de vegetação encontrada em determinado ecossistema. Assim, a organização do sistema florestal homogêneo ou heterogêneo, conferirá à serrapilheira uma diversidade de resíduos que determinará uma maior diversidade de nichos para a comunidade de decompositores a ela associados.

Para Souza & Davide (2001), o processo de ciclagem é de grande importância não só para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas, mas também na busca de informações para o estabelecimento de práticas de manejo florestal para recuperação de áreas degradadas e manutenção da produtividade do sítio degradado em recuperação. No entanto, de maior relevância do que a simples acumulação quantitativa é o processo de mineralização do material orgânico, responsável pela liberação de nutrientes para o solo.

A decomposição da serrapilheira é um dos processos mais importantes na ciclagem de nutrientes, que retornam ao solo e posteriormente são absorvidos pelas plantas, sendo que parte destes sai do sistema solo-planta, sendo perdidos para outros compartimentos como água e atmosfera (ANDRADE et al., 2003).

Vários fatores controlam o mecanismo de decomposição, destacando-se como os de maior representatividade a atividade e microbiologia do solo, as condições do ambiente e a composição química dos resíduos (ANTONELI & FRANCISQUINI, 2015).

Como a decomposição e a mineralização dos resíduos vegetais dependem da atividade microbiana, a avaliação da biomassa microbiana fornece informações importantes para o entendimento da ciclagem de nutrientes (PAUL & CLARK, 1989).

A biomassa microbiana do solo (BMS) representa o reservatório mais ativo da matéria orgânica do solo (MOS), sendo definida como a parte viva da MOS, excluindo-se raízes e animais maiores do que, aproximadamente, $5.000 \mu\text{m}^3$. A atividade dos microrganismos que compõe a BMS, incluindo bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, algas e microfauna, resulta na decomposição da MOS, participando diretamente do ciclo biogeoquímico dos nutrientes e, conseqüentemente, mediando a sua disponibilidade no solo (ROSCOE et al., 2006).

Neste sentido, a BMS representa o compartimento central do ciclo de carbono no solo e, de acordo com as condições edafoclimáticas do ecossistema e da composição dos resíduos vegetais existentes sobre a superfície do solo, pode funcionar como compartimento de reserva, dreno ou como um catalisador na decomposição da MOS (PAUL & CLARK, 1989).

A alteração na comunidade microbiana e na sua atividade interferem diretamente nos processos biológicos e bioquímicos do solo, na sustentabilidade dos agroecossistemas, atuando como indicador de degradação dos solos (TURCO et al., 1994; MATSUOKA et al., 2003).

Contudo, diversos relatos têm mostrado que a BMS representa o parâmetro mais sensível de detecção das mudanças iniciais no conteúdo de matéria orgânica do solo (CARTER, 1986; POWLSON et al., 1987).

Deste modo, a BMS e a sua atividade, avaliada pela quantidade de CO_2 liberada pela respiração dos microrganismos, têm sido utilizadas como indicadores ecológicos (ROSCOE et al., 2006), sendo assim possível o seu uso como ferramenta na determinação de respostas a técnicas de recuperação de áreas degradadas.

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) é um índice que combina os resultados de BMS com as determinações das taxas de respiração, representado pela taxa de respiração por unidade de BMS. Uma biomassa mais eficiente seria aquela que perderia menos C na forma de CO_2 com a respiração e incorporaria mais C aos tecidos microbianos (ROSCOE et al., 2006).

Deve-se, contudo, ressaltar que solos tropicais, em geral, possuem uma percentagem maior de C total na biomassa em comparação a solos de clima temperado, o que sugere uma maior dinâmica da MOS nesses ambientes (ROSCOE et al., 2006). O cálculo da proporção que a BMS representa do carbono orgânico total, índice conhecido como quociente microbiano ($q\text{MIC}$), tem sido utilizado para fornecer indicações sobre a dinâmica da MOS

(TÓTOLA & CHAER, 2002; ROSCOE et al., 2006).

Nesse sentido, esta dissertação tem por objetivo avaliar através da velocidade de decomposição da serapilheira e atributos microbiológicos do solo em três cotas altitudinais no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 SERRA DA BODOQUENA

A Serra da Bodoquena, situa-se entre os municípios de Bonito, Jardim, e Bodoquena, no estado de Mato Grosso do Sul. Com cerca de 200 km na direção norte-sul e até 800 metros de altitude, e consiste de um planalto carbonático (serra propriamente dita) do Grupo Corumbá e circundado pela planície do pantanal, onde apresenta características cársticas (BOGGIANI 1999), que são dissoluções químicas que leva ao aparecimento de formações físicas tais como cavernas, dolinas, rios subterrâneos entre outros.

Dispondo assim de uma região com grande potencial turístico, devido as grutas, cachoeiras e rios translúcidos que colabora com a preservação ambiental da mesma (DEAN, 2012).

Com vegetação arbórea densa, e com remanescentes da Mata Atlântica e transição para Cerrado/ floresta, onde no topo dos morros tem-se a Floresta Estacional Decidual e em demais ambientes encontra-se a Floresta Estacional Semidecidual.

A complexidade e heterogeneidade de sua fauna e flora encontradas em suas diversas fitofisionomias (EITEN 1972; COUTINHO, 1978), bem como a influência dos biomas vizinhos, sugerem a existência de padrões de distribuição geográfica das espécies vinculadas a essas formações (BRANDÃO & ARAÚJO, 2001; COLLI, 2005).

2.2 PARQUE NACIONAL DA SERRA DA BODOQUENA

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena foi criado em setembro de 2000, contudo sua criação já havia sido sugerida na década de 1980 pelo Macrozoneamento Geoambiental do Mato Grosso do Sul. Com os acontecimentos da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, chegou ao então secretário de meio ambiente do estado uma proposta para a criação do parque, assim foi então criado um projeto de lei, mas este não foi aceito pela assembleia legislativa da época, todavia diversos esforços continuaram sendo realizados na década de 1990, para a criação do parque.

O Plano de Manejo elaborado é um documento que estabelece o zoneamento e as normas que devem presidir o uso de uma unidade de conservação (UC) e o manejo dos recursos naturais que nela existem. A aprovação do documento também implica na elaboração e compreensão acerca do conjunto de ações que se fazem necessárias na gestão de uma UC,

de modo a conciliar de maneira adequada, e em espaços apropriados, os diferentes tipos de usos, com a conservação da biodiversidade (HILDEBRAND, 2016).

De acordo com o plano de manejo do parque, os dados referentes à fauna provêm principalmente da região do Pantanal, que é bastante rica, existindo pelo menos 264 espécies de peixes, 652 de aves, 102 de mamíferos, 177 de répteis e 40 de anfíbios e 1.100 espécies de borboletas. A fauna é típica do Cerrado, com influências amazônicas. Existe uma alta densidade de muitas espécies de grandes vertebrados brasileiros, não encontrada em outros lugares do continente (PEREIRA, 2009).

A região é caracterizada por savanas tropicais, com verão úmido e inverno seco. As precipitações anuais oscilam entre 1.000 e 2.000 mm, concentradas entre os meses de outubro a abril. No restante do ano, as chuvas são fracas e raras. As temperaturas médias mensais são superiores a 18°C e o mês mais quente é o que antecede ao período chuvoso. Em junho e julho, ocorrem as temperaturas mais baixas, sendo comuns temperaturas mínimas absolutas inferiores a 0°C na Serra da Bodoquena (JUSTO, 2000).

2.3 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A ecologia da restauração possui avanços significativos nas últimas décadas, auxiliando nas práticas de recuperação de ecossistemas degradados e para o progresso e ampliação do pensamento ecológico. Esse setor da ecologia vem se tornando uma ferramenta fundamental para a administração, conservação e recuperação de vários ecossistemas em volta do mundo (HAAG, 2015).

A restauração ecológica, aqui definida como ‘o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, arruinado ou enfraquecido’ (DEAN, 2012), possui como base científica a ecologia da restauração, e pode ser descrita como um conjunto de componentes que compõem o campo da restauração, inclusive aspectos políticos, tecnológicos, econômicos, sociais e culturais.

A restauração é um esforço de voltar o ecossistema ao seu percurso histórico. Então, as condições históricas são o ponto de partida ideal para o planejamento da restauração. O ecossistema restaurado não irá impreterivelmente restabelecer seu estado prévio, já que as condições e limitações atuais são capazes de ter causado seu progresso em um caminho alterado. O trajeto histórico de um ecossistema seriamente impactado pode ser complicado ou até improvável de ser determinado com acurácia.

Não atravancante, a direção geral e os limites deste caminho são capazes de ser estabelecidos por meio de um melhor entendimento da estrutura antecedente do ecossistema

degradado, sua composição e desempenho, por meio de pesquisas em ecossistemas parecidos intactos, por meio de informações sobre as condições ambientais regionais e pela avaliação da informação de outras referências ecológicas culturais e históricas. Estas fontes combinadas permitem desenhar o caminho histórico ou condições de informações a partir dos dados ecológicos essenciais e dos modelos preditivos. Seu consumo no processamento de restauração precisa ajudar a condução do ecossistema na direção de aumentar sua saúde e candura (HILDEBRAND, 2016).

Segundo Walter (2016) a restauração representa um compromisso a prolongado e ambíguo tempo de terra e recursos e por causa disso, necessita de ponderação. Decisões coletivas são mais prováveis de serem honradas e implementadas que aquelas tomadas unilateralmente. Por esta justificativa, é preciso que todos os integrantes concordem em começar o projeto de restauração por consenso, uma vez que a decisão de restaurar é tomada, o projeto necessita de planejamento acurado e sistemático, auditoria da recuperação do ecossistema. A necessidade de planejamento amplifica no momento em que a unidade de restauração é um campo complexo de ecossistemas contíguos.

As intervenções empregadas em restaurações variam grandemente entre projetos, dependendo da área e duração das perturbações passadas, condições culturais que formaram a paisagem, além das limitações e possibilidades atuais. Na conjuntura mais simples, a restauração consiste em afastar ou adulterar uma abalo característico, por isso permitindo que o processamento ecológico realize uma recuperação independente. Frequentemente, a deterioração ou modificação de um ecossistema foi múltipla, os motivos bastante antigos e os constituintes históricos foram perdidos em sua maior parte (DEAN, 2012).

Algumas vezes o caminho de desenvolvimento de um ecossistema degradado está completamente bloqueado e sua recuperação por meio de processos naturais parece estar atrasada indefinidamente. Em todos esses casos, no entanto, a restauração ecológica concreta começa ou favorece a retomada destes processos que irão voltar o ecossistema ao caminho pretendido (HILDEBRAND, 2016).

Conforme Haag (2015), no momento em que o ecossistema sob adulteração descreve o caminho desejado, não mais necessitar assistência externa para abonar suas saúde e candura futuras, no momento em que a restauração pode ser considerada completa. No entanto, o ecossistema restaurado frequentemente requer a gestão continua para neutralizar a apropriação de espécies oportunistas, dos impactos de diversas atividades humanas, da oscilação do clima e de mais acidentes imprevisíveis.

Neste caso, um ecossistema restaurado não é distinto de um ecossistema parecido não arruinado, e os dois são passíveis de necessitar de um nível de manejo. Ainda que a restauração do ecossistema e o seu manejo formem um contínuo e frequentemente empreguem técnicas parecidas de ação, a restauração ecológica visa auxiliar ou começar à recuperação, enquanto o manejo do ecossistema deseja garantir bem estar constante do ecossistema restaurado (HAAG, 2015).

Alguns ecossistemas, especialmente em países em desenvolvimento, são também manejados por costumes tradicionais, culturalmente sustentáveis. Há uma correlação nestes ecossistemas culturais entre atividades culturais e processos ecológicos, de forma que as ações humanas reforçam a saúde dos ecossistemas e o desenvolvimento sustentável. Vários ecossistemas culturais têm aguentado com o desenvolvimento demográfico e pressões externas de diversos tipos e necessitam restauração (ANDRADE et al, 2015).

A restauração de tais ecossistemas geralmente abarca ao mesmo tempo a recuperação de costumes indígenas de manejo de ecossistemas, inclusive a ajuda à conservação artística de povos indígenas e seus idiomas como bibliotecas vivas do entendimento ecológico clássico (ANDRADE et al, 2015).

A restauração ecológica encoraja e pode até ser correlativo da atividade a prolongado tempo dos indivíduos. As culturas tradicionais estão agora passando por mudanças sem precedentes por todo mundo. Para acalmar estas mudanças, a restauração ecológica pode abraçar e até acoroçar novas e apropriadas culturas e costumes sustentáveis que levem em conta as condições e limitações contemporâneas (WALTER, 2016).

Uma restauração adequadamente planejada, concreta adquirir metas diretamente propostas que refletem atributos essenciais dos ecossistemas de referência. Metas são atingidas por meio de objetivos específicos. As metas são convicções e as objetivas atitudes concretas que são tomadas para alcançar aquelas metas. Duas questões essenciais precisam ser feitas com respeito à análise de ecossistemas restaurados. Os objetivos foram cumpridos? As metas foram atingidas? As respostas a ambas perguntas são válidas apenas se os dois foram propostos antes da efetivação da restauração. Ecossistemas são complexos e nenhum deles é idêntico a outro, pelo menos se forem examinados em detalhe (DEAN, 2012).

O número de variáveis de ecossistema potencialmente benéficas é muito amplo para que todas sejam com efeito utilizado para análise em um período de tempo aceitável. A compilação de quais variáveis medir e quais ignorar requerem pragmatismo e análise por parte do avaliador (ANDRADE et al; 2015).

Objetivos são avaliados com base em padrões de desempenho, similarmente conhecidos como bases de planejamento ou de sucesso. Esses padrões ou bases são concebidos em grande indicador através da compreensão do ecossistema de referência. Padrões de desempenho provêm uma base empírica para a determinação se os objetivos do projeto foram cumpridos (HILDEBRAND, 2016).

Padrões de desempenho e protocolos para a auditoria e para aquisição de dados deveriam ser incorporados ao projeto de restauração antes do início do projeto. Se a acepção dos dados coletados ao longo da auditoria mostrarem que os padrões de desempenho foram atingidos, por isso não poderá haver dúvida se os objetivos foram atingidas e que o ecossistema restaurado certamente é abastadamente resiliente para requerer jovem ou nenhuma assistência extra do restaurador (HILDEBRAND, 2016).

Reconhecido que os objetivos do projeto estão cumpridos ou o serão alcançados em breve, uma vez que os mesmos foram cumpridos. A utilidade desta afirmativa não é garantida se os objetivos e padrões de desempenho forem inadequadas e vicissitudes ambientais alterem o caminho da restauração. Por esta justificativa, e a partir de que objetivos são convicções que resistem a demarcação empírica, um componente de análise profissional e parcialidade é decisivo na análise de metas (DEAN, 2012).

Walter (2016) relata que há 3 técnicas para a condução de uma análise. Acareação direta, avaliação de atributos e avaliação de trajetória. Na acareação direta, bases selecionadas são determinadas ou medidas nas informações e nos locais da restauração. Se a descrição da referência é completa, uma coisa como 20 ou 30 parâmetros são capazes de ser comparadas, inclusive aspectos tanto da biota como do local abiótico.

Isso, contudo, pode provocar a ambiguidade de acepção no momento em que os resultados de algumas comparações estejam próximos e outros não. A questão que se coloca – Quantas bases precisam ter princípios parecidos e quão próximos precisam estar para que as metas da restauração estejam cumpridas? O aspecto mais aceitável pode ser a escolha cuidadosa um conjunto adequado de caracteres que coletivamente descrevam um ecossistema absolutamente, embora sucintamente (WALTER, 2016).

De acordo com Haag (2015), a avaliação de caminho é uma estratégia promissora, porém, também em progresso, para aclarar grandes conjuntos de dados comparativos. Nesta estratégia, dados coletados periodicamente na área em restauração são plotados para abrir tendências. Tendências que levam à requisito da referência confirmam que o caminho está alcançando o caminho pretendido. Avaliações incluem similarmente as metas e objetivos relativas a questões culturais, econômicas e sociais. Para estas, as técnicas de análise são

capazes de adicionar aquelas das ciências sociais. A análise das metas sócio-econômicos é fundamental para os agentes e, similarmente, para políticos que autorizam e financiam projetos de restauração.

De acordo com Daronco (2013), relativo a algumas pesquisas recentes, na qual foram analisadas vários resultados referentes a concepções de restauração no mundo, se tem chegado à entendimentos de que restabelecer os serviços ecossistêmicos frequentemente é possível, porém exibir o ecossistema de origem é aproximadamente improvável. Para estes autores elementos diferentes são capazes de acarrear a cadeia por rumos distintos, chegando a um resultado final diferente do ecossistema natural anteriormente existente.

Já Durigan (2011), considera restaurado um ecossistema que tiver atingido o nível previsto de biodiversidade e desempenho, e a autossustentabilidade, representados por alguns atributos mensuráveis, que depende da preservação dos processos de regeneração natural das espécies vegetais, especificamente arbóreas, que formam a estrutura que abriga todas as outras espécies e produz condições ambientais para o desencadeamento dos processos ecológicos.

Segundo a Society for Ecological Restoration – SER (2004), um ecossistema restaurado deverá apresentar diversidade e estrutura similares às de um ecossistema de referência, espécies nativas da região, grupos funcionais necessários para um desenvolvimento estável, capacidade física necessária para a reprodução das populações locais, funções normais de desenvolvimento da comunidade, relação equilibrada com a paisagem onde está inserido, sem influência de potenciais distúrbios externos, capacidade de suportar períodos de estresse e autossustentabilidade.

Um ecossistema de referência é aquele que servirá inicialmente de modelo para o planejamento da restauração, e posteriormente para a avaliação e o monitoramento (SER, 2004).

2.4 APORTE E DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHERA

A serrapilheira pode ser chamada de camada orgânica superficial do solo de ecossistemas florestais, sendo formada por folhas, galhos, material reprodutivo e miscelânea (COSTA et al., 2010).

A serrapilheira é um fundamental elemento do ecossistema florestal. Compreende resíduos animais e o material depositado no solo pelos organismos vivos que nele habita, inclusive, especialmente, caules, folhas, flores, frutos e sementes (HAAG, 2015). Esse

sistema pode indicar a personalidade produtiva da floresta, ao alistar os nutrientes disponíveis com as necessidades nutricionais de uma dada natureza.

Com relação aos nutrientes minerais, a porção completa de uma floresta é a soma da porção deles contidos nas plantas, serapilheira e solo. A rapidez de decomposição da serapilheira dependerá da agilidade com que o material orgânico original pode ser decomposto, de suas qualidades químicas e do pH do meio no qual os processos acontecerão, bem como dos elementos climáticos (WALTER, 2016).

As taxas de decomposição da base são sensíveis às mudanças no local; então, eles são usados para avaliar as utilidades e distúrbios do ecossistema ou para comparar distintos ecossistemas ou práticas de manejo (HARMON et al., 1999). Os materiais de plantas padrão são comumente usados para separar o resultado do meio local na decomposição de serrapilheira (NIELSEN, 2011).

De acordo com Swift et al. (1979), a decomposição inicial mais ágil decorre do material se obter mais disponível aos agentes decompositores e corresponde a deterioração de constituintes pouco resistentes.

A média de decomposição da serapilheira, que indiretamente representa a rapidez com que os nutrientes, relacionados a ela, tornam-se disponíveis. A acelerada ausência da serapilheira no setor estudado indica ágil ciclagem de nutrientes da plantas. Então, pode-se acarretar que por intermédio da decomposição da serapilheira, as plantas locais vêm ajudando para a recuperação da fertilidade do solo, especialmente da base aparente (VALENTIN, 2014).

As taxas de decomposição de serapilheira e de liberação de nutrientes no solo abrange estudos em uma ampla diversidade de florestas, perfazendo bastante, mais que 1000 trabalhos já realizados no mundo, indicando a valia da decomposição na ciclagem de nutrientes dentro dos ecossistemas (ANDRADE et al., 2015).

A maior parte da matéria orgânica acumulada na superfície do solo das florestas é constituída especialmente de material orgânico disponível pela deposição de serapilheira. Dentre os componentes dessa cobertura orgânica, o material foliar é o mais expressivo em porção de nutrientes orgânicos e inorgânicos (HILDEBRAND, 2016). A decomposição depende do local físico (temperatura, umidade, sazonalidade e elementos pedológicos), da composição do material (teores de lignina, celulose, compostos fenólicos, abc minerais, substâncias estimulantes ou alelopáticas no material biológico) e, conseqüentemente, da ação de organismos decompositores (microflora e fauna).

A decomposição da serapilheira tem consequência na concentração da matéria orgânica do solo, na liberação de seus nutrientes para a biota e na dissipação de parte do bióxido de carbono, sendo um processamento que preserva a fertilidade e produtividade da área. É por causa da eficiência do processamento de ciclagem que acontece nas camadas e horizontes mais superficiais do solo que a maior parte das florestas tropicais e subtropicais, como a maior parte das formações da Floresta Ombrófila Densa, mantêm sua alta produtividade, inclusive em solos com baixo desimpedimento de nutrientes (HAAG, 2015).

A vegetação nos estágios iniciais e intermediários de cadeia secundária que nos dias de hoje predomina, especialmente, nas áreas planas – como nas formações aluviais que foram degradadas na Floresta Ombrófila Densa (74% de redução em correlação à aglomeração admirável, de acordo com SEMA, 2002) – possui estreita submissão da decomposição da serapilheira depositada pelas espécies pioneiras, as quais contribuem para a compensação de matéria orgânica dos horizontes superficiais do solo e para a disponibilização de nutrientes.

Nesse processamento, são criadas condições para a colonização por espécies vegetais mais exigentes, aumentando a fabricação primária (resiliência do sítio) e promovendo o acrescentamento do processamento sucessional (ANDRADE et al., 2015).

2.5 RELAÇÃO ENTRE TOPOGRAFIA E ESTOQUE DE MATÉRIA ORGÂNICA

A declividade da superfície do solo, dentre outros fatores, produz uma variedade de situações ambientais como a diferença entre a umidade do solo entre o topo e da base, favorecimento do transporte de partículas do solo ao longo do perfil e interferência na organização vertical do dossel, ocorrendo assim variações nos ângulos de penetração e distribuição da luz no interior das florestas, aparente sobreposição de indivíduos menores e mais jovens, de modo que esses irão alcançar mais rapidamente o dossel em áreas de declividade mais acentuada, com incidência de radiação no topo durante um intervalo maior de meses (PARRON, 2004; GANDOLFI, 2000).

A influência da topografia na ciclagem de nutrientes atua tanto na heterogeneidade espacial das quantidades de acúmulo da serapilheira, como também regula, através da declividade, pontos de maior ou menor acúmulo de detritos, quanto no condicionamento ao regime hídrico, formando gradientes de maior ou menor umidade (CARDOSO & SCHIAVINI, 2002).

2.6 CICLAGEM DE NUTRIENTES

A ciclagem de nutrientes compreende a rotação fundamental à vida dentro dos ecossistemas. Este metabolismo depende do ajustamento de todos os elementos do ambiente (DELITTI, 1995). Dessa maneira o material derivado da biomassa viva, que ao morrer decai, entrando em contato com o solo, que ao ser mineralizado pelas atividades microbiológicas pode ser recapturado pelo sistema dos produtores (MIRANDA et al, 2006).

Já que as plantas abrange dificuldade de capturar os nutrientes na forma orgânica, de maneira que é essencial a valia da atuação dos microrganismos que atuam no processamento de mineralização (KINDEL, 2001).

Ressalta-se que nas regiões tropicais, a abundância do solo é bastante comprometida pelas altas taxas pluviométricas, com grande redução de nutrientes por processo de lixiviação. A grande produtividade e variedade biológica dos seus sistemas florestais depende bastante da eficiência da reabsorção dos nutrientes disponibilizados pelo próprio sistema por intermédio da ciclagem (PEREIRA, 2005).

2.7 ORGANISMOS RESPONSÁVEIS PELA CICLAGEM DE NUTRIENTES

Para que ocorra a deterioração dos detritos vegetais e animais do solo é preciso que um processamento biológico, no qual se inserem os macros e microrganismos do solo seja ativado para que o carbono seja reciclado para a ambiente como dióxido de carbono. O nitrogênio se torna disponível como amônia e nitrato e mais elementos associados (fósforo, enxofre e diversos micronutrientes) assumem formas inorgânicas e são capazes de por isso ser assimilados pelas plantas (STEVENSON & COLE, 1999).

Dessa maneira, a variedade dos organismos que compõem a teia alimentar decompositora determinam a rapidez e a amplidão de processos como a mineralização e imobilização desses nutrientes. Embora os microrganismos são os principais responsáveis pelo processamento de mineralização dos nutrientes, é a fauna de solo que, por intermédio da predação seletiva, executa um papel de controle das populações microbianas (CORREIA & OLIVEIRA, 2005; CRAGG & BARDGETT, 2001).

As características morfológicas, fisiológicas e comportamentais são essenciais na definição no qual e como a fauna de solo irá acontecer na decomposição e na ciclagem de nutrientes. Sua variedade de desvio pode reforçar ou não a heterogeneidade, se preponderantemente horizontal, promove a redistribuição de nutrientes e matéria orgânica em um determinada setor. Se este desvio for preferencialmente alinhado, essa redistribuição acontece no perfil do solo dessa maneira, com a formação de um mosaico de pequenas manchas de solo mais ou menos abastado (CORREIA & OLIVEIRA, 2005).

2.8 BIOMASSA MICROBIANA

Os microrganismos são os principais agentes do dinamismo bioquímico do solo, atuando nos processos biológicos e influenciando processos físicos e químicos do solo. De forma similar a fauna do solo pode atuar na qualidade do solo por meio de duas vias principais: de modo direto, pela modificação física da serapilheira e por meio da construção de galerias, e indiretamente, pelas interações com a biomassa microbiana (GONZÁLEZ et al., 2001).

Porém, somente as determinações da Biomassa Microbiana do Solo (BMS) não fornecem informações sobre os níveis de desempenho das populações de microrganismos, isto é, pode existir no solo elevadas quantidades de biomassa inativa justificando a importância dos parâmetros que medem as atividades microbianas para avaliar o estado metabólico atual e potencial dessas comunidades (TOTOLA & CHAER, 2002).

De acordo com Machado (2016), é fundamental acentuar que, os indicadores biológicos do solo, considerado a parte viva mais ativa da matéria orgânica do solo, e por acionar importantes processos biogeoquímicos, que se apresentam mais sensíveis frente a todos indicadores, para precedentemente revelar modificações que ocorrem na estrutura de um ecossistema. Assim sendo, este é responsável pela reserva transitória e ciclagem de nutrientes, que em condições favoráveis representam de 1 a 3% do conteúdo total de carbono e aproximadamente 5% do nitrogênio.

Não obstante, a decomposição e a mineralização dos resíduos vegetais dependem da atividade microbiana. A análise da biomassa microbiana fornece informações essenciais para o conhecimento da ciclagem de nutrientes. Por entregar ágil ciclagem, essa condição microbiológica responde intensamente a flutuações sazonais de umidade e temperatura, ao cultivo e ao manejo de resíduos, sendo um indicador mais vulnerável das mudanças nos graus de matéria orgânica que o assunto de carbono orgânico (ANDERSON & DOMSCH, 1989; SPARLING, 1997). Porém, mais fundamental que o valor absoluto da biomassa microbiana é a pesquisa das relações entre a biomassa e a atividade microbiana e atributos químicos para o melhor conhecimento sobre a utilidade do sistema solo-serapilheira.

Desse modo, a biomassa microbiana pode diversificar de acordo com o tipo de solo, vegetação e clima, e sua quantificação está relacionada com a quantidade e qualidade do carbono orgânico aportado ao solo (SILVEIRA, 2007). Do mesmo modo que demais processos metabólicos, a respiração microbiana depende do estado fisiológico das células e pode mostrar diversas variações em consequência dos fatores ambientais, disponibilidade de

nutrientes e resíduos orgânicos, relação C/N, dentre outros (CREMON et al., 2009; FERREIRA et al., 2007)

Ambientes de floresta nativa refletem uma condição mais favorável à microbiota do solo, por esses ambientes serem caracterizados pelo mínimo de intervenção antrópica e em pressuposto equilíbrio (CARDOSO, 2009). Por conseguinte, os valores obtidos de C-BMS, quociente MIC, COT, emissão de CO₂ e quociente CO₂ em áreas assim serão superiores quando comparados com sistema de manejos utilizados na agricultura e pecuária.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em uma toposequência no fragmento de Floresta Estacional Decidual na porção sul do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (Figura 1), definida por três cotas de altitude:

1. Terço Superior (Topo) – parte mais alta do terreno ($14^{\circ} 57' 42,4''$ S e $40^{\circ} 33' 07,5''$ W), a 560 m de altitude;
2. Terço Médio (Encosta)- corresponde a cota intermediária ($21^{\circ} 07' 26,87''$ S e $56^{\circ} 43' 16,40''$ W), localizada a 540 m de altitude; e
3. Terço Inferior (Vale)– baixada, parte mais baixa do terreno ($21^{\circ} 07' 20,48''$ S e $56^{\circ} 43' 16,30''$ W), a 515 m de altitude. Esta área apresenta inundação periódica ocorrida pelas cheias do Rio Perdido (Obs. Pessoal).



Figura 1:Localização das cotas altitudinais ao longo da toposequência no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito, MS.

(Elaborado por SABINO Victor Dengo, 2018)

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena possui um imenso patrimônio natural, em boas condições de preservação, abrangendo a maior extensão de florestas naturais do estado de Mato Grosso do Sul. O Parque é formado por duas áreas bem próximas uma da outra, somando 76.481 ha. A área Norte, com 27.797 ha, engloba parte da Bacia do Rio Salobra, e a Sul, com 48.684 ha, parte da Bacia do Rio Perdido. Sua área de influência abrange os municípios de Bonito, Bodoquena, Porto Murtinho e Jardim, localizados no sudoeste do Estado de Mato Grosso do Sul, na região Centro-Oeste brasileira” (FUNDAÇÃO NEOTRÓPICA DO BRASIL, 2004).

O presente estudo foi desenvolvido no bloco sul no qual as águas drenam principalmente para o rio Perdido, e as feições cársticas são mais comuns que as fluviais. Além disso, ao sul o relevo não é tão heterogêneo (acidentado) quanto no norte. Ambos os compartimentos apresentam calcários calcíticos e acredita-se que as diferenças entre eles sejam atribuídas ao maior soerguimento tectônico da parte norte (SALLUN et al., 2004).

O Parque Nacional se insere geologicamente no Grupo Bocaína do período pré-cambriano (ANA et al., 2004).

A fitofisionomia vegetal da área estudada do parque se insere na Floresta Estacional Decidual, que se caracteriza no decaimento das folhagens com percentagem acima de 50%, ocupa parte do Cerrado e está entre os tipos de vegetação mais degradada e fragmentada, neste bioma. É constituído principalmente por composição florística das famílias Fabaceae, Malvaceae, Anacardiaceae, Apocynaceae e Bignoniaceae; e o componente herbáceo-arbustivo também é composto por espécies de diversas famílias, como Maranthaceae, Rubiaceae e Acanthaceae, respondendo pela maior parte da riqueza do sub-bosque. As famílias Cactaceae e Bromeliaceae também se fazem presentes (PEREIRA, 2011).

No Parque, os solos são predominantes do tipo cheinossolos (SANTOS, 2013), caracterizados por serem pouco desenvolvidos, com horizonte A chernozêmico sobre a rocha calcária ou sobre um horizonte C derivado desta. Os solos e a vegetação apresentam-se distribuídos de acordo com o relevo e as litologias, onde ocorrem as formas aplanadas em litologias da Formação Cerradinho (ALVARENGA et al., 1982).

Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo AW, com verão úmido e inverno seco (entre maio e setembro) e precipitação anual entre 1.000 e 1.700 mm, atingindo o menor índice pluviométrico em agosto. A temperatura máxima no período seco é de 35°C, e a média do mês mais frio maior que 15°C e menor que 20°C. Na figura 2 encontra-se os dados de precipitação e temperatura durante o período de estudo.

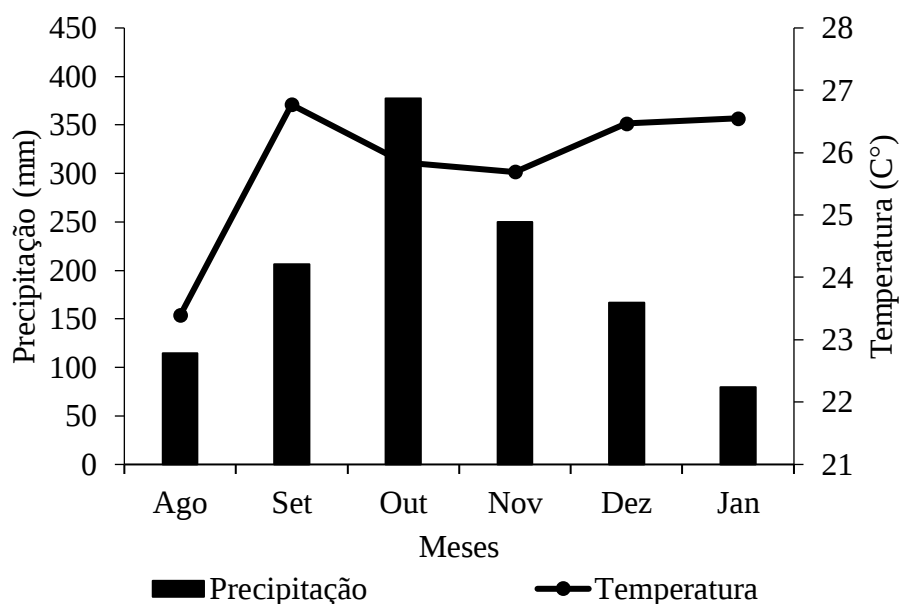


Figura 2 - Precipitação e temperatura média em Bonito (Mato Grosso do Sul, Brasil), de agosto de 2017 a janeiro de 2018. <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>

3.2 Decomposição da serapilheira

A coleta da serapilheira ocorreu nos meses de junho e julho de 2017, de 45 coletores de 1 m² instalados a 1,30 m do solo nas três cotas altitudinais acima citado (15 em cada um).

Para estimativa da decomposição, porções de $10 \pm 0,02$ g das folhas secas foram pesadas e acondicionadas em bolsas de náilon (*litter bags*), com 1 mm² de malha e dimensões de 20 x 20 cm (ANDERSON & INGRAM, 1996). A malha foi escolhida com propósito de permitir o acesso da mesofauna, tais como cupins, pequenos besouros e artrópodes, assim como microorganismos (bactérias, fungos, nematóides e protozoários).

Em cada área (Topo, Encosta e Vale) distribuíram-se 5 “litter bags”, com seis repetições cada (Figura 3). As coletas foram realizadas em intervalos regulares de 30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias, sendo nos meses de agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro de 2017 e janeiro de 2018, respectivamente. Considerou-se o tempo 0 o peso antes de ser encaminhado a campo.



Figura 3- litter bag na área do estudo

Após a coleta de cada repetição, foi colocado para secar por 72h em estufa de circulação a 60°C. A quantificação da taxa de decomposição foi feita por meio de medidas de perda de massa, calculando-se a diferença entre as quantidades iniciais do material original contido no “litter bag” (tempo zero) e as que permaneceram no período de cada coleta.

De posse desses valores, ao longo do período de estudo, foi estimada a constante de decomposição k , segundo modelo exponencial ajustado, de acordo com Olson (1963):

$$X = X_0 e^{-kt}$$

Em que: X é a quantidade de matéria seca remanescente após um período de tempo t , em dias; X_0 é a quantidade de matéria seca inicial; e k é a constante de decomposição, que indica a velocidade de decomposição diária.

O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) desse resíduo foi calculado conforme Rezende et al. (1999) por meio da equação:

$$t^{1/2} = \ln(2) / k$$

Em que: k é a constante de decomposição.

Os resultados de cada período de decomposição das folhas da serapilheira foram submetidos a uma análise de regressão exponencial simples e determinando o coeficiente de regressão (R^2).

Aplicou-se análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, para comparar o percentual da massa foliar remanescente nos diferentes períodos de coleta e entre as três cotas altitudinais estudadas.

Foi realizada a correlação linear simples de Pearson (r) entre a Constante de decomposição (k) e tempo de meia-vida ($t^{1/2}$) e também da decomposição de serapilheira e as variáveis ambientais (precipitação e temperatura). Os valores da Correlação de Pearson (R^2)

podem variar de -1 a 1, e de acordo com Callegari-Jacques 2003), da seguinte forma: 0,00 a 0,30 fraca correlação; 0,30 a 0,60 moderada correlação; 0,60 a 0,90 forte correlação; 0,90 a 1 correlação muito forte.

A coleta do solo foi realizada no mês de julho de 2017, onde em cada gradiente topográfico foram coletadas 7 amostras de locais aleatórios, totalizando 21 amostras de 0 a 20 cm de profundidade do solo.

3.3 Química do solo

Foram realizadas as seguintes análises: pH, Carbono Orgânico, P, K, Ca, Mg, H+Al, Al, SB, CTC e V% (Claessen, 1999), estas análises foram realizadas pelo AP AgroSciences - Laboratório de Análises, localizado na cidade de Maracaju, MS.

3.4 Microbiologia de Solo

3.4.1 Carbono da biomassa microbiana (C microbiano)

O C microbiano foi determinado pelo método da fumigação- extração proposto por (Vance et al., 1987) e (Tate et al., 1988).

3.4.2 Avaliação da atividade microbiana (C-CO₂)

A atividade microbiana foi avaliada pelo método da respirometria (evolução de CO₂), com a umidade das amostras de solo ajustadas para 80% de sua capacidade de campo. Essas amostras (50g) foram colocadas em recipientes hermeticamente fechados, individualmente, onde o C-CO₂ produzido foi captado por uma solução de NaOH 1,0 N. Após um período de incubação de sete dias, o C-CO₂ será quantificado por titulação com HCl 1 N, acrescentando-se uma solução saturada de BaCl₂ para precipitação de Na₂CO₃.

3.4.3 Determinação do quociente metabólico (qCO₂)

O quociente metabólico, definido pela relação entre a respiração e o C microbiano, foi determinado conforme Anderson E Domsch (1990), pela equação: mg C-CO₂. g solo fresco⁻¹h⁻¹/ mg C microbiano g solo⁻¹.

3.4.4 Quociente microbiano (qMIC)

As alterações na biomassa microbiana do solo e, conseqüentemente na dinâmica da matéria orgânica do solo nos diferentes sistemas foram analisadas, também, pela relação entre o C da biomassa microbiana e o C orgânico total do solo.

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Decomposição de Serapilheira

Houve correlação significativa entre o tempo de decomposição das folhas de serapilheira e a percentagem de material remanescente para as três cotas altitudinais estudadas (Figura 3). Aos 30 e 60 dias de observação, houve perda de quase 20% da massa, não havendo diferenças significativas (Tabela 1). Porém a partir dos 90 dias observa-se que o vale apresenta os menores valores, se mantendo assim até o fim das avaliações. Ao final de 180 dias observa-se que o vale apresentou maior velocidade de decomposição, contudo, estatisticamente só houve diferença com relação ao topo, o qual apresentou as menores taxas de decomposição (Tabela 1).

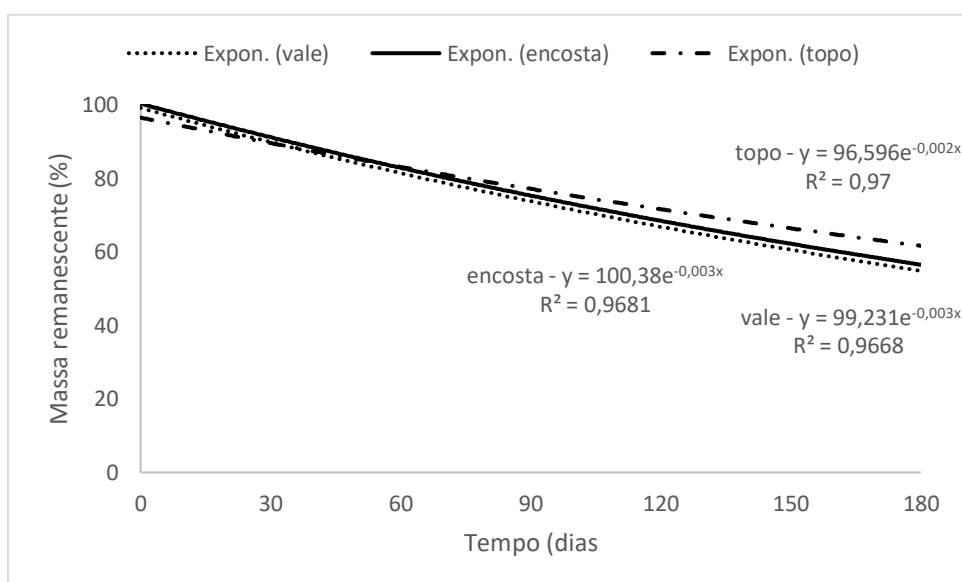


Figura 3: Coeficientes de regressão, relacionados com a perda mensal de peso do material remanescente da serapilheira coletadas em três cotas altitudinais topográficas de Floresta Estacional Decidual do PARNA da Serra da Bodoquena, MS durante o período de 180 dias.

Tabela 1- Massa remanescente da serapilheira coletadas em três cotas altitudinais topográficas de Floresta Estacional Decidual do PARNA da Serra da Bodoquena, MS durante o período de 180 dias.

Tratamento	Tempo de Avaliação					
	30	60	90	120	150	180
Vale	8,552 b	8,138 b	7,596 a b	7,006 b	6,164 b	5,192 b
Encosta	8,714 b	8,354 b	7,904 a	7,166 b	6,926 a	5,420 b
Topo	8,764 b	8,190 b	7,498 b	7,137 b	6,180 b	5,975 a

Letras diferentes (linhas) - significativo a 5%.

Vários estudos apontam que a velocidade de decomposição é maior nos primeiros 3 meses (PORTES, 2001; SCHEER, 2007). Nas fases iniciais da decomposição, ocorre a fragmentação de partículas por agentes físicos e pela biota, e a liberação de compostos mais solúveis, como açúcares, amido e proteínas, os quais são rapidamente utilizados pelos decompositores. Após esse período, grande parte das estruturas mais resistentes, ricas em lignina, celulose, gorduras, ceras e taninos, como nervuras e pecíolos, ainda permanece, diminuindo a velocidade de decomposição (WIEDER & LANG, 1982).

Diversos fatores podem afetar os processos de decomposição da serapilheira, dentre eles destacam-se a temperatura, umidade disponível no solo e na serapilheira, qualidade química do material, granulometria e fertilidade do solo, e comunidade decompositora disponível (SWIFT et al. 1979; CASTRO JUNIOR, 2002; PEREIRA, 2005; SOUZA et al. 2011).

A maior velocidade de decomposição observada para a área de vale provavelmente se deve ao fato desta área apresentar maior umidade, a qual afeta diretamente a comunidade decompositora como sugerido por SWIFT *et al.*, (1979). Nesta área, observou-se que em alguns meses do ano ocorre inundação de cerca de uns dois ou três dias depois a água abaixa, contudo o solo permanece bastante úmido, afetando a decomposição.

Para Miranda (2013), a topografia pode influenciar os fluxos hídricos gerando um gradiente de umidade. Essa característica confere a topografia uma influência considerável sobre as taxas de decomposição e de retorno de nutrientes ao solo, assim como podem afetar a sua estruturação.

Pesquisadores observaram maior velocidade de decomposição da serapilheira em fundos de vale. Como por exemplo, Clevelário júnior (1988), que avaliou se havia diferenças nas taxas de decomposição da serapilheira entre o topo, a encosta e o fundo de vale em um perfil topográfico no PARNA-Tijuca, encontrando taxas mais altas no fundo de vale, intermediárias na encosta e mais baixas no topo, relacionando este fato às maiores concentrações de umidade no fundo de vale, condicionadas pela topografia. Borém & ramos (2002) encontraram diferenças consideráveis entre as taxas de produção e decomposição da serapilheira

relacionadas às quantidades de umidade, tanto referentes à topografia, quanto às condições sazonais em gradientes topográficos de fragmentos de mata atlântica no município de Silva Jardim, RJ.

A Correlação de Pearson entre a constante de decomposição (k) e o tempo de meia vida ($t_{1/2}$) para todas as áreas foi significativa e os valores apontam uma correlação muito forte (Tabela 2).

Tabela 2. Constante de decomposição (k) e tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) ao fim de 180 dias, em três cotas altitudinais topográficos de Floresta Estacional Decidual, Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito-MS.

Cotas altitudinais topográficas	Constante de decomposição (k) ($\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)	Tempo de meia vida ($t_{1/2}$) (dias)	Correlação de Pearson (R^2)
Topo	0,003	253,27	-0.99556
Encosta	0,003	204,04	-0.99967
Vale	0,004	190,86	-0.99848

Quanto a constante de decomposição (k), esta foi estimada em $0,004 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para o vale, e $0,003 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para a encosta e topo. O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), que representa o tempo médio necessário para decompor 50% do material foliar, foi estimado em cerca de 190 dias para o vale e 204 e 253, respectivamente, para encosta e topo (Tabela 2).

Em geral, maiores valores de k representam menor tempo para que a serapilheira acumulada sobre o solo se renove e, conseqüentemente, aumentam a ciclagem de nutrientes no ecossistema (ARATO et al., 2003; SCHUMACHER et al., 2013), o que favorece o crescimento das plantas e, conseqüentemente, aumenta a deposição de serapilheira e a ciclagem de nutrientes, de forma cíclica.

Os valores obtidos para os coeficientes k são próximos aos observados para outras formações florestais brasileiras. Cunha neto et al. (2013), em floresta secundária e plantios homogêneos de *Acacia mangium*, *Mimosa artemisiana* e *Eucalyptus urograndis*, encontraram valores de k entre $0,0013$ e $0,0034 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Paula et al. (2009), em fragmentos florestais periodicamente inundados, encontraram valores de k variando de $0,0015$ a $0,0028$.

Para Zhang et al. (2008) os valores anuais da constante de decomposição (k) variam entre as diferentes fitofisionomias, o que está relacionado principalmente à variação do clima e da fertilidade do solo.

A decomposição da serapilheira da floresta estacional decidual do PARNA da Serra da Bodoquena apresentou fraca correlação com a precipitação e uma correlação média com a temperatura (Tabela 3).

Tabela 3. Correlação de Pearson (R^2) entre as variáveis climáticas em relação a massa remanescente em três cotas altitudinais topográficos de Floresta Estacional Decidual submontana, Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito-MS.

Massa remanescente (%)	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)
Topo	0,1433	-0,64267
Encosta	0,3644	-0,5612
Vale	0,3374	-0,5741

Os dados obtidos neste estudo sugerem que outros fatores além da temperatura e precipitação pode estar influenciando a decomposição da serapilheira. Dessa forma, mais estudos são necessários para compreender a dinâmica de deposição de nutrientes nos solos da área estudada.

4.2 Química do solo

Analisando-se os teores de macronutrientes do solo da área em estudo, observa-se que o pH das cotas altitudinais está entre o neutro (7,0) e o levemente básico (8,0), sendo na faixa superior do solo (0-20cm) onde os nutrientes ficam mais disponíveis as plantas, colaborando com o bom desenvolvimento da vegetação, assim sendo, segundo Raij et al. (1987), esses valores caracterizam um solo calcário.

Tabela 4. Atributos químicos do solo sob cotas altitudinais na área de estudo. Médias dos valores de pH, fósforo (P), teor cátions trocáveis (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}), acidez potencial

(H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V%) e Matéria Orgânica (MO) na camada de 0-20 cm de profundidade.

	pH		P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	V	Ca/Mg	Ca/k	Mg/K	MO
	H ₂ O	CaCl ₂	mg/dm ⁻³				mmol _c /dm ⁻³				%	Relações			
Topo	7,35	6,9	16,75	3,2	321	19,5	24,5	0	343,7	368,2	93	16,75	101,2	6	5,5
Encosta	7,67	7,2	11,75	2,8	285,2	19	14,2	0	307	321	95	17	120,5	7,25	6,2
Vale	7,95	7,5	2,825	1,7	190,5	8,5	11,7	0	200,5	187,2	94	36,75	194,7	5,75	5,6

Mendes (2012) diz que solos de cerradão e de mata de galeria, tipologias comumente encontradas no estado de Mato Grosso do Sul apesar de terem solos ácidos ($\cong 5$) também são ricos em nutrientes, fato esse devido a sua cobertura vegetal. Neste estudo, independente da toposequência estudada não foi observada acidez medida por meio do pH, contribuindo para ausência de alumínio. De acordo com os atributos químicos e morfológicos do solo esse solo pode ser classificado como Chernossolo, apresentando saturação por bases maior que 65%, com acúmulo de carbonato de cálcio, formação e persistência de um horizonte superficial rico em matéria orgânica e com alto conteúdo de cálcio (EMBRAPA, 2018).

Os teores de P, K, Ca, Mg, variam entre o médio e o alto, contribuindo para elevada fertilidade do solo (EMBRAPA, 2015). Já os valores de H+Al (acidez potencial) são todos baixos, o que é positivo, pois este se refere à acidez potencial do solo, onde o alumínio (Al) pode interferir no pH do mesmo e torná-lo ácido uma vez que perde-se as hidroxilas ligadas na molécula de Al liberando este no solo.

Segundo a tabela da EMBRAPA 2015, analisamos que, a capacidade de troca catiônica (CTC), obtida por soma de bases, mostrou valores maiores do que 15 cmol_c/dm⁻³ o que indica uma alta presença de argila.

O teor de fósforo encontrado no solo estimado pelo Mehlich-1 leva-se em consideração o teor de argila, o que no vale é médio/baixo, na encosta e médio/médio e no topo é argiloso/adequado (EMBRAPA, 2015).

4.3 Biomassa Microbiana

As cotas altitudinais não influenciaram estatisticamente o C-BMS, de forma que foram semelhantes entre si. Entretanto, a biomassa microbiana no vale foi 30% inferior a observada na encosta. Em todas as cotas estudadas, houve o favorecimento da microbiota pela

diversidade vegetal encontrada nesse ecossistema em função da área ser de preservação e não ter ação antrópica (Tabela 5).

Tabela 5: Atributos microbiológicos nas cotas altitudinais do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS), respiração basal (C-CO₂), quociente metabólico (qCO₂) e quociente microbiano (qMIC).

	C-BMS	C-CO ₂	qCO ₂	qMIC
Cotas altitudinais	μg C g ⁻¹ solo seco	μg C-CO ₂ g ⁻¹ solo dia ⁻¹	μg C-CO ₂ μg ⁻¹ C-BMS h ⁻¹	%
VALE	546 a	86 a	7,9 a	1,6 a
TOPO	761 a	81 a	13 a	2,3 a
ENCOSTA	809 a	98 a	10 a	2,3 a

As médias não contrastam pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Os valores de carbono da biomassa microbiana para as cotas altitudinais topográficos não divergiram significativamente de acordo com o teste de tukey ($p < 0,5$), porém, quando analisados com outros trabalhos que utilizaram biomassa microbiana do solo e tinham sua área de vegetação nativa classificada como floresta estacional do cerrado. O teor de C-BMS observado neste trabalho está dentro do limite observado em diferentes vegetações nativas, independente das cotas altitudinais topográfico 665, 988; 420; 1200; 647 e 587 μg C g⁻¹ solo seco, de acordo com Ribeiro (2016), Braga et. al., (2016), Matsuoka et al, (2003) D'andrea et al, (2002), Oliveira et al, (2001) e Lourente et al, (2011), respectivamente.

A manutenção de níveis elevados de carbono da biomassa microbiana condiciona um incremento na ciclagem de nutrientes, pois estão imobilizados na fitomassa; após a decomposição são liberados para o solo. Assim, a própria biomassa microbiana constitui-se em uma reserva transitório de nutrientes, também rapidamente liberados para o solo, em virtude do baixo tempo de vida dos microrganismos (CARNEIRO et al., 2008).

É importante considerar que o estudo sobre a diversidade desta biomassa microbiana seria um importante avanço para melhor compreensão destes ecossistemas, uma vez que o ambiente de maior atividade e diversidade de microrganismos é a rizosfera. Mudanças na composição da comunidade de microrganismos do solo influenciada pela diversidade vegetal, terá efeito sobre as espécies de plantas e características do solo (MENDES et al., 2014).

A liberação de CO₂ constatada neste estudo, foram superiores às aquelas observadas em sistemas com influência antrópica e sob condições de estresse. Ocorre que, em função da elevada população microbiana no solo em sistemas sem influência antrópica e com diversidade vegetal, há proporcional elevada perda de CO₂. Entretanto, não é indicativo de sistema ineficiente ou em condição de estresse, uma vez que a relação de C-CO₂/C-BMS (qCO_2) apresentaram valores abaixo daqueles encontrados em áreas sob condições de estresse como área de cana de açúcar com queima (22 a 31 34,4 a 47,3 $\mu g\ C-CO_2\ \mu g^{-1}C-BMS\ h^{-1}$) ou de baixa variabilidade vegetal, café em monocultivo (29,87 34,4 a 47,3 $\mu g\ C-CO_2\ \mu g^{-1}C-BMS\ h^{-1}$) ou ainda, sob diferentes sistemas de culturas de coberturas e adubos verdes (34,4 a 47,3 $\mu g\ C-CO_2\ \mu g^{-1}C-BMS\ h^{-1}$) e , sistemas de cultivo, por exemplo (GUIMARÃES et al., 2017; PAREDES JUNIOR et al., 2015; DUARTE et al., 2014). À medida que a biomassa microbiana se torna mais eficiente na utilização de recursos do ecossistema, menos CO₂ é perdido pela respiração e maior proporção de carbono é incorporada aos tecidos microbianos, o que resulta em diminuição do qCO_2 , e consequentemente, agroecossistemas mais estáveis (CUNHA et al., 2011).

Salienta-se que, apesar do qCO_2 estar em níveis mais altos em relação ao observado por outros autores (ou em outras vegetações nativas), a respiração basal não exibiu valores muito altos, conforme Silva et al., (2010) mostrando que o sistema liberou mais carbono na forma de CO₂ do que incorporou aos tecidos, mostrando que a respiração microbiana depende da condição fisiológica das células e pode variar com determinadas características ambientais (CREMON et al., 2009; FERREIRA et al., 2007).

Os valores de $qMIC$ estão próximos do preconizado para sistemas em equilíbrio (2,2) (JENKINSON E LADD, 1981). Valores abaixo são indicativo de que uma maior quantidade de carbono está sendo perdida para atmosfera e reduzindo a quantidade incorporada ao solo. O $qMIC$ é um indicador de disponibilidade da matéria orgânica para os microrganismos, e a redução nos valores deste quociente indicam uma redução da sua dinâmica no solo (Sampaio et al., 2008).

A área do Parque Nacional da Serra da Bodoquena favorece o desenvolvimento dos microrganismos pela cobertura oriunda das folhas decaídas de suas árvores, colaborando com a diversidade vegetal, preservação da umidade do solo, contribuindo para a microbiota do solo.

5. CONCLUSÃO

O tempo médio de decaimento do material foi de cerca de 216 dias, tempo este moderado devido ao ambiente estudado ser de preservação ambiental, das cotas altitudinais estudadas o topo apresenta a maior velocidade de decomposição, pois ocorre maior concentração de material orgânico em menor quantidade de solo. A velocidade de decomposição da serapilheira do PARNA da serra da Bodoquena é pouco afetada pelos parâmetros ambientais como precipitação e temperatura.

Os teores de macronutrientes do solo da área em estudo assemelham-se as florestas estacionais decíduais preservadas já estudadas. A biomassa microbiana do solo do PARNA encontra-se em equilíbrio com incorporação de carbono ao sistema e reduzidas perdas de CO₂.

A avaliação da qualidade nutricional e orgânica da serapilheira mostrou influência na atividade da biomassa microbiana, pois a ciclagem de nutrientes está estabilizada. A análise de variância da BMS não foi significativa, pela similaridade das variáveis, já na análise da velocidade de decomposição da serapilheira mostrou que o vale obteve melhores resultados, concluindo que o sistema, por ser uma área de preservação, encontra-se em adiantado equilíbrio, tendo em vista que o parque já tem 17 anos de criação, sendo restrita a entrada de pessoas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA - Agencia Nacional de Água et al. Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai. Brasília: TODA Desenho e Arte Ltda, 2004. 315

ALVES, T. S.; CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. *Acta Scientiarum Agronomy*, Maringá, v. 33, n.2, p. 341-347, 2011.

ANDERSON, T.-H. & DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, 21:471-479, 1989.

ANDERSON, J.D. & INGRAM, J.S.I. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. 2.ed. Wallingford, CAB International, 1996. 171p.

ANDRADE, A. G.; COSTA, G. S.; FARIA, S. M. Deposição e decomposição da serrapilheira em povoamento de *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea*, com quatro anos de idade em Planossolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v.24, n.4, p.777-785, out./dez. 2000.

ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO H. L. C. A contribuição da serapilheira para a recuperação de áreas degradadas e para a manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 55-63, 2003.

ANDRADE, A.G.; et al. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. ed.7. Embrapa Solos. Editora Embrapa. Rio de Janeiro, 2015.

ANTONIELI, V., FRANCISQUINI, R. Influence of some climatic elements in the production of litter in a pinus reforestation in flora (National Forest) of Irati – Paraná, 2015. Pagina 176 -190.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para a recuperação de área degradada em Viçosa-MG. Revista Árvore, Viçosa, v. 27, p. 715–721, 2003.

BORÉM, R. A., RAMOS, D. P. (2002) Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de mata atlântica. CERNE, V. 8, N. 2, p. 042-059.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. Revista Brasileira de Ciencia do Solo, v. 22, n. 4, p. 641-649, 1998.

BOGGIANI, P.C.; et al. Tufas Calcárias da Serra da Bodoquena. In: Schobbenhaus, C.; Campos, D.A.; Queiroz, E.T.; Winge, M.; Berbert-Born, M. (Edit.) Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil. Publicado na Internet 20/12/1999 no endereço: [<http://sigep.cprm.gov.br/sitio034/sitio034.htm>]

BRANCALION P. H. S.; VIANI R. A. G.; RODRIGUES R. R.; GANDOLFI S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2. ed. Viçosa: Editora UFV; 2015.

BRAGA, R. M.; Sousa, F. S.; Venturin, N.; Braga, F. A. Biomassa e atividade microbiana sob diferentes coberturas florestais. CERNE v. 22 n. 2 p. 137-144 2016.

BRANDÃO, R.A. & ARAÚJO, A.F.B. A herpetofauna associada às matas de galeria no Distrito Federal. In Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria (J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva, eds.). Embrapa. Planaltina, p. 561-604. 2001

BRUN, E. J. et al. Decomposição da serapilheira produzida em três fases sucessionais de floresta. ed.5. Revista Floresta. Editora Atlas. São Paulo, 2014.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. Bioestatística: princípios e aplicações (pp.165-184). Porto Alegre: Artmed. 2003.

CARDOSO E.; SCHIAVINI I. Relationship between tree species distribution and topography in a forest gradient in the Panga Ecological Station (Uberlândia, MG). Brazil J Bot 25:277–289. 2002

CARPANEZZI, A. A. Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de Eucalyptus no interior do Estado de São Paulo. 1980. 107 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 1980.

CARTER, M. R. Microbial biomass and index for tillage-induced changes in soil biological properties. Soil & Tillage Research, Amsterdam, v. 7, n. 1-2, p. 29-40, May 1986.

CASTRO JUNIOR, E. Valor indicador da fauna de macroartrópodes edáficos em fragmentos primários e secundários do ecossistema de floresta de tabuleiros, ES. Tese de Doutorado, PGG/UFRJ. 2002.

CASTRO, K.C. Serapilheira e estoque de carbono ao longo de um gradiente altitudinal na floresta ombrófila densa, no Parque nacional do Caparaó, ES. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2014

CLEVELARIO JUNIOR, J. Quantificação da massa e do reservatório de nutrientes na serapilheira da bacia do Alto rio Cachoeira, Parque Nacional da Tijuca e avaliação da sua participação na ciclagem de nutrientes. UFF, Tese de Doutorado. 1988

COLLI, G.R. As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado. In Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. (A. Scariot, J.C. Souza-Silva & J.M. Ferreira, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 247-264. 2005.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L.C.M. Importância da Fauna de Solo para a Ciclagem de Nutrientes. 2005. Disponível em

[<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/biotacap4ID-QOAsuHeSsM.pdf>] Acesso em 30/11/2017 as 13:05

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

COSTA CCA, CAMACHO RGV, MACEDO ID, SILVA PCM. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na FLONA de Açú-RN. *Revista Árvore* 2010; 34(2): 259-265.

COUTINHO, L. M. O conceito de cerrado. *Revista Brasil Botânica* 1(1):17-23. 1978.

CRAGG, R. G.; BARDGETT, R. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v. 33, p. 2073-2081, 2001.

CREMON, C. et al. Atributos do solo em diferentes fitofisionomias do Cerrado Matogrossense. *Agrarian*, v. 2, n.6, p. 47-59, out./dez. 2009.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G. H. & ALONSO, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. *Ciência Florestal*, 23(3): 379-387. 2013.

DARONCO, C. et al. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea* 40(3): 485-498, 2013.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de goiás . *R. Bras. Ciência Solo*, 26:913-923, 2002

DEAN, W. A. Ferro e Fogo: A história da devastação da mata atlântica brasileira. ed.5. Editora Cia das Letras. São Paulo, 2012.

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de Nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecologia Brasiliensis*. vol 1. Rio de Janeiro. 1995.

DUARTE, I. B.; GALLO, A. de S.; GOMES, M da S.; GUIMARÃES, N. de F.; ROCHA, D. P.; SILVA, R. F. Plantas de cobertura e seus efeitos na biomassa microbiana do solo Indiana *Acta Iguazu, Cascavel*, v.3, n.2, p. 150-165, 2014

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. *Cadernos da Mata Ciliar* 4: 11-13. 2011

EISENLOHR P. V. et al. 2013. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 22: 2767-2783.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Review* 38(2):201-341. 1972.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5.ed. Brasília, 2018. 353p.

ENTRY, J. A.; RYGIEWICZ, P. T.; WATRUD, L. S.; DONNELLY, P. K. Influence of adverse soil conditions on the formation and function of arbuscular mycorrhizas. *Advances in Environmental Research*, v. 7, n. 2, p. 123-138, 2002.

FERREIRA, E. A. B. et al. Influência de variações ambientais sobre o fluxo de CO₂ em solos sob campo limpo úmido no cerrado. In: IX Simpósio nacional do cerrado: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais, 2008, BrasíliaDF. Simpósio nacional do Cerrado, p. 3, 2007.

GANDOLFI, S.. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração ambiental. In: Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. São Paulo, 2007: Fundação Cargill, p. 109-143.

GONZÁLEZ, G. et al. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. *Oecologia*, New York, v. 128, p. 549-556, 2001.

HAAG, H.P. Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais. ed.15. Editora Fundação Cargill. Campinas, 2015.

GUIMARÃES, N. de F.; GALLO, A.de S.;FONTANETTI, A.; MENEGHIN, S. P.; SOUZA, M. D. B.; MORINIGO, K. G.; SILVA, R. F. da. Biomassa e atividade microbiana do solo em diferentes sistemas de cultivo do cafeeiro Biomass and soil microbial activity in different systems of coffee cultivation *Revista de Ciências Agrárias*, v. 40, n. 1, 34-44p., 2017

HARMON, M.E.; NADELHOFFER, K.J. & BLAIR, J.M. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. In: ROBERTSON, G.P.; COLEMAN, D.C.; BLEDSOE, C.S. & SOLLINS, P., eds. *Standard soil methods for long-term ecological research*. New York, Oxford University Press, 1999. p.202-240.

HENDRIX, P. F.; CROSLEY JR., D. A.; BLAIR, J. M.; COLEMAN, D. C. Soil biota as component of sustainable agroecosystems. In: EDWARDS, C. A.; LAL, R.; MADDEN, P.; MILLER, R. H.; HOUSE, G. (Ed.) *Sustainable Agricultural Systems*. Ankey: Soil and Water Conservation Society, 1990. p. 637-654.

HILDEBRAND, C. Manual de análises químicas de solo e plantas. ed.20. Editora UFPR. Curitiba, 2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. Mapa de Biomas do Brasil. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos>, acessado em jan. 2017.

KLUTHCOUSHI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. Integração lavoura-pecuária. Santo Antonio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003.

KINDEL, A.; GARAY, I. Caracterização de ecossistemas da mata atlântica de tabuleiros por meio das formas de húmus. *Revista Bras. Ciências do Solo*, 25:551-563, 2001

LOURENTE, E. R. P.; Fábio Martins Mercante, F. M.; Alovisei, A. M. T.; Gomes, C. F.; Gasparini, A. S.; Nunes, C.M. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de cerrado. *Pesq. Agropec. Trop.*, Goiânia, v. 41, n. 1, p. 20-28, jan./mar. 2011

MACHADO, L.V. Relação entre solos e vegetação em gradiente topográfico de fragmento de floresta atlântica. 2016. Disponível em <http://portais4.ufes.br/posgrad/teses/tese_8997_Luciana%20Ventura%20Machado.pdf> acesso em 2/02/2018 as 15:05

MALHEIROS, R. Cerrado: A rodovia e os corredores da fauna do cerrado. Goiânia: Ed. da UCG, 2004.

MATSUOKA, M.; MENDES, L.C. & LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). *R. Bras. Ciências Solo*, 7:425-433, 2003.

MENDES et al. 2012. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. *Plant Soil*. Disponível em < file:///C:/Users/User/Desktop/10.1007@s11104-012-1195-6.pdf> acesso em 21/02/2018 as 14:45

MENDES, L. W.; KURAMAE, E. E.; NAVARRETE, A. A.; VEEN, J. A. V. TSAI, S. M.; Taxonomical and functional microbial community selection in soybean rhizosphere. *The ISME Journal*, V. 8, 1577–1587p., 2014.

MIRANDA, F. S. M. et al. Relação Entre Topografia e Estoque de Matéria Orgânica no Parque Nacional da Tijuca – RJ. 2006. Disponível em [<http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/7/0119.pdf>] Acesso em 30/11/2017 as 14:05

MIRANDA, Felipe Soter. Matriz e Dinâmica de serapilheira em encosta íngreme no Parna-Tijuca (Rj): A posição na encosta e declividade como fatores condicionantes à formação dos estoques, Felipe Soter de Mariz e Miranda – Rio de Janeiro: UFRJ/PPGG, 2013.

NIELSEN, U.N.; AYRES, A.; WALL, D. H.; BARDGETT, R.D. Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity–function relationships. *European journal of soil Science*. 2011. Vol 62, pages 105-116.

OLIVEIRA, J. R. A.; MENDES, I.C.; VIVALDI, L. Carbono da biomassa microbiana em solos de cerrado sob vegetação nativa e sob cultivo: avaliação dos métodos fumigação-incubação e fumigação-extração. *R. Bras. Ciência do Solo*, 25:863-871, 2001.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues, R.R; Leitão Filho H.F. (eds). São Paulo : matas ciliares : conservação e recuperação. São Paulo, 2000 : Editora da USP : Fapesp, p. 109-123.

PAEKINSON, D.; COLEMAN, D. C. Microbial communities, activity and biomass. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1991. Vol 64, pgs 3-33

PARRON, L.M. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma Mata de Galeria no Distrito Federal. Tese de Doutorado em Ecologia - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF 2004.

PAREDES JÚNIOR, F. P.; PORTILHO, I. I. R.; MERCANTE, F. M. Atributos microbiológicos de um latossolo sob cultivo de cana-de-açúcar com e sem queima da palhada. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 36, n. 1, p. 151-164, 2015

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. Soil microbiology and biochemistry. San Diego: Academic Press, 1989. 272p.

PAULA, R. R., PEREIRA, M. G. & MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na Ilha da Marambaia, RJ. *Ciência Florestal*, 19(2): 139-148. 2009.

PEGADO, C. M. A.; BARBOSA, L. J. N.; MENDES, J. E. M. F.; SOUTO, P. C. & SOUTO, J. S. Decomposição superficial e subsuperficial de folhas de fava (*Phaseolus lunatus* L.) na região do Brejo da Paraíba, Brasil. *Caatinga*, 21(1): 218-223. 2008.

PEÑA, M.L.P.; MARQUES, R.; JAHNEL, M. C.; ANJOS, A. DOS. Respiração microbiana como indicador da qualidade do solo em ecossistema florestal. *Floresta*. Curitiba, PR, v.35, n. 1, jan./abr. 2005.

PEREIRA, T.F.P.D. Uso de indicadores funcionais globais do diagnóstico geobiofísico de casos de fragmentação da floresta atlântica na bacia do rio Macacú (RJ). Dissertação de Mestrado, UFRJ/IGEO. 2005.

PEREIRA, B. A. da S; Venturoli, F; CARvalho, F. A. FLORESTAS ESTACIONAIS NO CERRADO: UMA VISÃO GERAL. 2011. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/pat/v41n3/a19v41n3.pdf>> acessado em 21/02/2018 as 15:35.

PEREZ, K.S.; RAMOS, M.L.G. & McMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. *Pesq. Agropec. Bras.*, 39:567-573, 2004.

PORTES, M. C. G. de O. Deposição de serapilheira e decomposição foliar em Floresta Ombrófila Densa Altomontana, Morro Anhangava, Serra da Baitaca, Quatro Barras, PR. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

RIBEIRO, I. S. Atributos biológicos e qualidade do solo sob arranjos de espécies arbóreas e arbustivas. Dissertação de mestrado. UFGD. 2016

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. 1998. Recomposição de florestas nativas. *Revista Brasileira de Horticultura Ornamental*, .v. 2, n. 1, p.4-15.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. 2004. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. EDUSP/FAPESP 3 ed., p.235-247.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; MENDES, I. de C.; REIS JUNIOR, F.B. dos; SANTOS, J.C.F.dos e HUNGRIA, M.. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; SALTON, J.C. (Ed.). Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p.163-198.

SALLUN FILHO, W.; KARMANN, I. & BOGGIANI, P. C. Paisagem cárstica da Serra da Bodoquena (MS). In: MANTESSO-NETO, V. A. Geologia do Continente Sul-Americano: evolução da obra de Fernando Marques de Almeida. 2004.673p.

SALLUN FILHO, W.; KARMANN, I. Geomorphological map of the Serra da Bodoquena karst, West-central Brazil. Journal of Maps, p. 282-295, 2007

SALZO, I. Plano de Manejo Do Parque Nacional Da Serra Da Bodoquena. Encarte 1. Brasília: MMA, ICMBio, 2013. 91p.

SANTOS, F. A. M.; MARTINS, F. R.; TAMASHIRO, J. Y. Variação temporal das interações bióticas na comunidade arbóreo-arbustiva em um fragmento de cerrado. Relatórios da disciplina Ecologia de Campo II. 2007. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Biologia Vegetal. Unicamp, disponível em: <http://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/ecocampo/ne211/2006/R2-NE211-A.pdf> Acesso: Outubro de 2012.

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

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. Floresta e Ambiente, Seropédica, v. 2, n. 2, p. 01-18, 2012.

SILVA, I.R. & Mendonça, E.S. Matéria Orgânica Do Solo. In: Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. (Eds.) Fertilidade Do Solo Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.275-374. 2007.

SILVA, R. R.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes – MG. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, p. 1585-1592, 2010.

SILVEIRA, A. O. Atividades enzimáticas como indicadores biológicos da qualidade de solos agrícolas do Rio Grande do Sul. 2007. Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. 81 p.

SOUSA NETO, E., CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. Biogeosciences, v.8, n.3, p.733-742, 2011.

SCHEER, M. B. Decomposição e liberação de nutrientes da Serapilheira foliar em um trecho de floresta ombrófila densa aluvial em regeneração, guaraqueçaba (pr) . FLORESTA, Curitiba, PR, v. 38, n. 2, abr./jun. 2008.

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serrapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. Rev. Cerne, Lavras, v. 7, n. 1, p. 101-113. 2001.

SPARLING, G.P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: PANKHURST, C.; DOUBE, B.M. & GUPTA, V.V.S.R., eds. Biological indicators of soil Health. Cambridge, CAB International, 1997. p.97-120.

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. Cycles of soil: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley & Sons, 1999. 427 p.

SWIFT, M. J. et al. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Berkeley and Los Angeles: University of California Press. 1979.

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

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A.S.S.; ALVAREZ V., V.H., eds. *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v.2. p.195-276.

TURCO, R.F. et al. Microbial indicators of soil quality. In: DORAN, J.W. et al. (Ed.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.107-124. (SSSA. Special publication, 35).

VALENTINI, C. M. A.; SOARES, G. S.; SANTANA, R. A.; GUIMARÃES, A. F. S.; SILVA, A. H. B. Produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em uma área revegetada do parque estadual massairo okamura em mato grosso. 2014. *HOLOS*, Ano 30, Vol. 5

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Rev. Árvore*, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, ago. 2004.

WALTER, H. *Vegetação e zonas climáticas*. ed.15. Editora EPU. São Paulo, 2016.

WIEDER, R. K.; LANG, G. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, Durham, v. 62, n. 6, 1982.

ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y.; ZHOU, G. L. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, v.1, n.2, p.85-93, 2008.