

**TARIK GODOY DANGL PLAZA**

**DIVERSIDADE DE TÉRMITAS (INSECTA: ISOPTERA) EM  
FUNÇÃO DO PULSO DE INUNDAÇÃO E DO TIPO DE  
VEGETAÇÃO NO PANTANAL DE CÁCERES, MT**

**NOVA XAVANTINA  
MATO GROSSO – BRASIL  
2013**

**TARIK GODOY DANGL PLAZA**

**DIVERSIDADE DE TÉRMITAS (INSECTA: ISOPTERA) EM  
FUNÇÃO DO PULSO DE INUNDAÇÃO E DO TIPO DE  
VEGETAÇÃO NO PANTANAL DE CÁCERES, MT**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dra. Carla Galbiati

**NOVA XAVANTINA  
MATO GROSSO – BRASIL  
2013**

**DIVERSIDADE DE TÉRMITAS (INSECTA: ISOPTERA) EM  
FUNÇÃO DO PULSO DE INUNDAÇÃO E DO TIPO DE  
VEGETAÇÃO NO PANTANAL DE CÁCERES, MT**

**TARIK GODOY DANGL PLAZA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de “Mestre”.

Aprovada em 21 de março de 2013, pela BANCA EXAMINADORA:

---

Dra. Carla Galbiati  
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT  
Departamento de Agronomia  
Orientadora

---

Dr. Og De Souza  
Universidade Federal de Viçosa/ UFV

---

Dr. Joana D'arc Batista  
Bolsista CNPq

## AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Carla Galbiati, pela paciência, ensinamentos e confiança depositada em mim, e acima de tudo, oportunidade para realização deste mestrado.

A minha família pelas leituras, discussões e incentivo a realização do mestrado.

A Talita, pela paciência e apoio durante todos os momentos dessa jornada.

Aos meus colegas de alojamento: Adriana, Keila, Sara, Lucirene, Wanderlei pelas infundáveis discussões, convivência e elaborações de trabalho.

Aos alunos do curso de agronomia: Adrissom e Valkiria, pela ajuda na coleta de térmitas durante o estudo.

A o professor Reginaldo Constantino, pela ajuda na identificação dos térmitas, enriquecendo e dando confiabilidade aos dados aqui presentes.

A professora Eliana Marques Canello e toda a equipe do Laboratório de Termitologia do Museu de Zoologia da USP, pelo acolhimento e ajuda na identificação dos térmitas.

Ao Laboratório de sensoriamento remoto da Universidade de São Paulo (USP), por me proporcionar conhecimento e ajuda para elaboração dos mapas deste trabalho.

Ao programa de Pós-Graduação de Ecologia e Conservação da Universidade do Estado do Mato Grosso (UNEMAT), pelos conhecimentos, estrutura e financiamento dessa pesquisa.

Ao órgão de fomento à pesquisa CAPES, pela concessão da bolsa durante todo o período de estudo para que este estudo científico fosse concluído.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente a realização deste trabalho e minha formação profissional e pessoal.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS .....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vii
RESUMO.....	1
INTRODUÇÃO .....	5
MATERIAL E MÉTODOS .....	7
Área de estudo .....	7
Amostragens de térmitas e observação das variáveis ambientais .....	8
Análise dos dados .....	9
RESULTADOS.....	11
Efeitos dos distúrbios do pulso de inundação e o uso e ocupação do solo sobre térmitas.....	11
Efeito dos mecanismos referente à incidência de luz, número e tamanho de ninhos sobre térmitas .....	17
DISCUSSÃO .....	19
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	23
APÊNDICES.....	30
ANEXOS .....	35

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Abundância de espécies de térmitas (Insecta: Isoptera) coletados nos ambientes de pastagem inundável (PI), pastagem sem inundação (PS), savana inundável (SI) e savana sem inundação (SS) no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. ....	13
Tabela 2. Índice de Similaridade de Jaccard entre as áreas de amostragem em pastagem inundável (PI), pastagem sem inundação (PS), savana inundável (SI) e savana sem inundação (SS), e a resposta do teste de permutação multi-resposta de grupos pareados, localizadas no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.....	16
Tabela 3. Valores de IndVal (%) para as espécies de térmitas ao nível de 5%, coletados no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. ....	16
Tabela 4. Riqueza de espécies de térmitas, abundância (Ab), média de incidência de luminosidade (IL), número total de ninhos e tamanho de ninhos nas parcelas estudadas no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.....	17

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Série histórica, de 20 anos, da altura média do Rio Paraguai em Cáceres, MT (A), e das médias anuais de precipitação para a região (B). (Fonte: Cáceres/DNPVN, 2012) .....7
- Figura 2. Curva de rarefação (Mao Tao) entre a riqueza de espécies amostrada e as parcelas coletadas no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. A linha contínua indica a curva acumulada de espécies e as pontilhadas o intervalo de confiança superior e inferior a 95%. .....12
- Figura 3. Riqueza espécies de térmitas em função do uso e ocupação do solo ( $p=0,006$ ;  $GL=22$ ) (A) e abundância de térmitas em função do uso e ocupação do solo ( $p=0,001$ ;  $GL=22$ ) (B) no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. ....14
- Figura 4. NMDS (nom metric multidimensional scalin) indicando o agrupamento ou distinção das áreas amostradas através da composição de espécies de cada área, em que o stress foi 0,012. ....15
- Figura 5. Riqueza de térmitas em função da incidência de luz no solo (modelo simplificado,  $Y_{savana} = 7,941 - 0,063.x$ ;  $Y_{pastagem} = 5,170 + 0,052.x$ ,  $p < 0,001$ ;  $GL=20$ ) encontrados em áreas de cerrado e pastagem do Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. ....18
- Figura 6. Número de espécies de térmitas em função do número de ninhos (modelo simplificado,  $Y_{savana} = 1,423 + 0,189.x$ ;  $Y_{pastagem} = 0,916 - 0,178.x$ ,  $p < 0,001$ ;  $GL=18$ ) (A) e abundância de indivíduos em função do número de ninhos (modelo simplificado,  $Y_{savana} = 1,987 + 0,153.x$ ;  $Y_{pastagem} = 1,134 - 0,145.x$ ,  $p = 0,002$ ,  $GL = 18$ )(B) encontrados em áreas de cerrado e pastagem do Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. ....18

## FORMATAÇÃO

Esta dissertação compreende um estudo sobre a diversidade de térmitas em diferentes usos e ocupações do solo (savana e pastagens cultivadas) que sofrem influência do pulso de inundação do Rio Paraguai em áreas próximas ao município de Cáceres, MT. A investigação relacionou os mecanismos de incidência de luz no solo, número e tamanhos de ninhos de térmitas para explicar a riqueza e abundância de espécies. Este estudo encontra-se formatado de acordo com a norma da Revista *Agriculture, Ecosystems & Environment*, que está disponível para consulta no Anexo A.

## RESUMO

Este estudo teve como objetivo relacionar a diversidade dos térmitas com os distúrbios ambientais devido ao pulso de inundação do rio Paraguai ao tipo de uso e ocupação do solo. Dessa forma temos como pressuposto que o pulso de inundação influencia negativamente a diversidade de térmitas, bem como áreas de pastagem em relação à savana. A pesquisa foi realizada no município de Cáceres, Pantanal de Cáceres, em seis fazendas de pecuária que sofrem ação do pulso de inundação do rio Paraguai. Os tipos de uso e ocupação do solo foram savana nativa e pastagem cultivada. Em cada área amostral foram escolhidos pontos com inundação e sem inundação, tanto na Savana como na pastagem. A coleta de térmitas em cada fazenda foi realizada de acordo com o protocolo de amostragem de transecto de 100x2m. Nos transectos foram mensurados a incidência de luz no solo, o número de ninhos epígeos e arbóreos e o tamanho dos ninhos. A riqueza ou abundância em função do pré e pós-inundação (x1) e a presença ou ausência do pulso (x2) e a interação x1x2, por meio da análise de variância, sequencialmente se analisou a riqueza e abundância de espécies em função das variáveis explicativas pulso de inundação (x1), tipo do uso e ocupação do solo (x2) de da interação x1:x2, com esquema de análise aninhada. A composição de espécies foi analisada através de modelo NMDS e teste de similaridade de Jaccard, posteriormente foi realizado IndVal. Para os mecanismos foram utilizadas variáveis explicativas significativas do modelo de distúrbio e acrescentadas incidência de luz (x3), número de ninhos (x4) e tamanho de ninhos (x5) e as interações com o distúrbio. O número de espécies de térmitas foi de 39, pertencentes a 19 gêneros. A riqueza e a abundância de espécies de térmitas foram explicadas apenas pelo uso e ocupação do solo, com maior diversidade na savana do que na pastagem, enquanto para o pulso não houve resposta. A composição de espécies determinou que as áreas de savana são similares entre si, a área de pasto inundado também possui sua composição de espécies semelhante as savanas, porém o pasto seco tem a fauna mais diversificada em relação aos outros. A riqueza de espécies e a abundância foram explicadas pela interação entre o uso e ocupação do solo e número de ninhos, bem como a incidência de luz. A riqueza de espécies e abundância de indivíduos esteve relacionada positivamente com o número de ninhos no local, principalmente em áreas de pastagem, enquanto em savanas esse resultado não foi tão incisivo. Concluimos que a riqueza de espécies e

abundancia de térmitas não foi explicada devido ao pulso de inundação, porém ambas responderam ao uso e ocupação do solo, demonstrando que savana possui maior diversidade de térmitas, uma vez que esta possui maior quantidade de nichos no ambiente. A riqueza de espécies nas áreas de pastagem tem uma relação positiva com o número de ninhos encontrados nos locais, principalmente pela maior quantidade de espécies inquilinas de ninhos de *Cornitermes*, além disso, o aumento da incidência de luz nos ambientes reduz a diversidade de térmitas, sendo esse efeito mais acentuado em áreas de pastagem.

**Palavras-chave:** Pastagem, Cerrado, Savana, cupins, ninhos.

## ABSTRACT

This study aimed to relate the diversity of termites with environmental disturbances due to the flood pulse of the Paraguay River to the type of use and occupation. Thus we have assumed that the flood pulse negatively influences the diversity of termites, as well as grazing areas in relation to the savannah. The research was made in the city of Cáceres, Pantanal of Cáceres, in six areas suffering of the flood pulse action of the Paraguay River. The types of use and occupation of land were cultivated native savanna and grassland. In each sampling area were chosen points with flooding and no flooding, both in Savannah and in pasture. The collection of termites in each farm was carried out according to the protocol of sampling transect 100x2m. Transects were measured in the incidence of light on the ground, the number and size of nests epigeal and trees nests.

The richness or abundance as a function of pre and post flood ( $x_1$ ) and the presence or absence of a pulse ( $x_2$ ) and  $X_1X_2$  interaction, through the analysis of variance, was sequentially analyzed the species richness and abundance was analyzed in terms of the explanatory variables flood pulse ( $x_1$ ), type of use and land cover ( $x_2$ ) the interaction of  $x_1: x_2$ , with nested analysis scheme. The species composition was analyzed by NMDS model and test Jaccard similarity was subsequently performed IndVal. Mechanisms were used for significant explanatory variables of the model and added disturbance is incidence of light ( $x_3$ ), number of nests ( $x_4$ ) and size of nests ( $x_5$ ) and interactions with the disturbance. The number of species of termites was 39 belonging to 19 genera. The richness and abundance of species of termites were explained only by the use and occupation of land, with greater diversity than in the savanna grasslands, while for the pulse there was no response. The species composition determined that the savanna areas are similar to one another, pasture area also has flooded their species composition similar savanna's, however the dry grass has the most diverse fauna in relationship to others. Species richness and abundance were explained by the interaction between the use and occupation of land and number of nests, and the incidence of light. Species richness and abundance were positively related to the number of nests at the site, particularly in the areas of grassland, savanna while in this result was not as so incisive. We conclude that species richness and abundance of termites was not explained due to the flood pulse, but both responded to

the use and occupation of land, showing that Savannah has a greater diversity of termites, since this has a higher number of niches in the environment. The richness in the pastures has a positive relationship with the number of nests found in places, particularly for the largest number of species tenants nests *Cornitermes*, moreover, the increased incidence of light in the surroundings reduces the diversity of termites, and this effect is more pronounced in areas of pasture.

**Keywords:** Pasture, Cerrado, Savannah, termite nests.

## INTRODUÇÃO

O Pantanal do Mato Grosso é uma das maiores áreas inundáveis do mundo, devido ao extravasamento do lençol freático e ao regime de pulso de inundação dos rios próximos, aqui representado pelo Rio Paraguai que compreende a uma área de 140.000 Km<sup>2</sup> (Junk e Da Silva, 1999). Sua paisagem é composta por espécies vegetais e animais de diversos biomas brasileiros como Amazônia, Chaco, Cerrado e Mata Atlântica (Alho, 2005).

O pulso de inundação influencia diretamente a diversidade florística e faunística, principalmente de insetos, tais como as formigas (Marchioretto e Diehl, 2006) e térmitas (Mill, 1982). Como consequência da inundação, uma grande quantidade de nutrientes trazidos pelos rios são depositados nas áreas alagadas, alterando a composição florística do local (Fantin-Cruz, 2008).

Uma vez que animais devem suportar a inundação ou serão extintos localmente, eles precisam desenvolver mecanismos que possibilitem sua sobrevivência durante o período da cheia (Uetz et al., 1979) como migrações verticais (Adis, 1997), migrações para campos próximos sem a ocorrência do distúrbio (Begon et al., 2006) ou refúgio em locais resistentes a inundação, tais como ninhos de térmitas (Forschler e Henderson, 1995).

Além dos distúrbios naturais, áreas de florestas nativas no Pantanal do Mato Grosso vêm sofrendo alterações na paisagem devidas principalmente à pecuária (Padovani, 2004), diminuindo a diversidade de espécies locais. Uma vez detectado o distúrbio ambiental devido ao surgimento de pastagem, é importante identificarmos os mecanismos ecológicos relacionados a esta alteração.

Os térmitas são organismos fundamentais para a manutenção dos ecossistemas por terem o papel de estruturação do ambiente porque são detritívoros, responsáveis pelo fluxo de nutrientes no solo (DeSouza e Brown 1994; Eggleton et al., 1995; Jones e Eggleton, 2000).

As alterações no uso do solo, tal como a substituição de vegetação nativa por pastagens cultivadas, tem grande impacto na diversidade de térmitas, pois reduzem a diversidade natural (DeSouza et al., 2001; Fahrig, 2003). A comunidade de térmitas parece estar fortemente relacionada ao tamanho da área basal das árvores, indicando que a simplificação da estrutura do *habitat*, causada pelo corte seletivo das árvores,

que reduz a cobertura vegetal, causa alterações microclimáticas e perdas de sítios de alimentação e nidificação para os térmitas (Jones et al., 2003; Vasconcellos et al., 2008). Destaca-se a preferência dos térmitas por locais com maior cobertura vegetal e menor incidência de luz (Dajoz, 2000; Ettema e Wardle, 2002).

De modo geral, áreas de clareira ou com influência antrópica possuem uma menor riqueza de espécies em relação a áreas de mata preservada (Jones et al., 2003; Calderon e Constantino, 2007). Espécies construtoras de ninhos epígeos tendem a possuir uma alta densidade populacional, aumentando a quantidade de ninhos disponíveis nestes ambientes (Constantino, 2002; Cunha e Orlando, 2011).

O grau de impacto nestas áreas também é importante, uma vez que a vegetação foi alterada. Assim, quanto maior a simplificação em relação à área natural anterior, maior o impacto negativo na comunidade de térmitas (Barros et al., 2002; Dawes, 2010).

Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo relacionar a diversidade de térmitas aos distúrbios ambientais devido ao pulso de inundação do rio Paraguai e aos tipos de uso e ocupação do solo (pastagem e savana). Como hipóteses foram testadas: (i) o pulso de inundação e a redução da diversidade de térmitas, uma vez que Mill (1982) atribui ao pulso efeitos capazes de reduzir o número de espécies, (ii) se as áreas naturais de savana são capazes de manter maior diversidade de térmitas do que pastagem, como encontrado por Constantino (2002), Rodrigues (2009) e Cunha e Orlando (2011) para outras regiões do Brasil e (iii) se a composição de espécies de térmitas se diferencia entre os distúrbios do pulso de inundação (Mill, 1982) e do tipo de uso e ocupação do solo (Rodrigues, 2009).

Dentre os mecanismos ecológicos que podem estar relacionados aos térmitas, o trabalho ainda investigou as hipóteses: (iv) como a incidência de luz no solo reduz a diversidade de térmitas (Correia e Oliveira, 2000), uma vez que há indícios que em áreas com menor intensidade de luz no solo haveria maior quantidade de térmitas, identificando uma maior cobertura vegetal, e maior quantidade de locais para nidificação (Bandeira et al, 2003), e (v) relação positiva entre o número e o tamanho de ninhos com a diversidade de térmitas, devido a variedade de locais para colonização e proteção da colônia (Noroit, 1970; Noroit e Darligton, 2000).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A área de estudo encontra-se no município de Cáceres, localizado a 230 km da capital do Estado de Mato Grosso, na mesorregião Centro-Sul Matogrossense, micro região do Alto Pantanal, próximo à fronteira do Brasil/Bolívia (IBGE, 2005).

Em nosso estudo foram amostradas seis áreas que sofrem influência periódica de inundação pelo Rio Paraguai, em seis fazendas, distantes no mínimo 3 km entre si. Os pontos amostrais foram georreferenciados (Anexo A) e apresentavam 4 sítios amostrais em cada local, estes: pastagem inundável (PI), pastagens sem influência do pulso de inundação (PS), savanas inundáveis (SI) e savanas sem a influência do pulso de inundação (SI).

A região apresenta clima segundo a classificação de Köppen com o tipo Tropical de Savana (Aw), com invernos secos e verões chuvosos. A média da precipitação anual está entre 1000 e 1400 mm, com picos máximos em janeiro e mínimos em julho. A precipitação varia durante o ano, causando ciclos regulares de seca e cheia, o que torna o Pantanal um ecossistema único (PCBAP, 1997).

O nível médio do pulso de inundação nas áreas do Rio Paraguai tem registrado uma redução, nos últimos 20 anos, de aproximadamente 1,5 m (Figura 1-A), apesar de a precipitação anual ter se mantido relativamente constante (Figura 1-B).

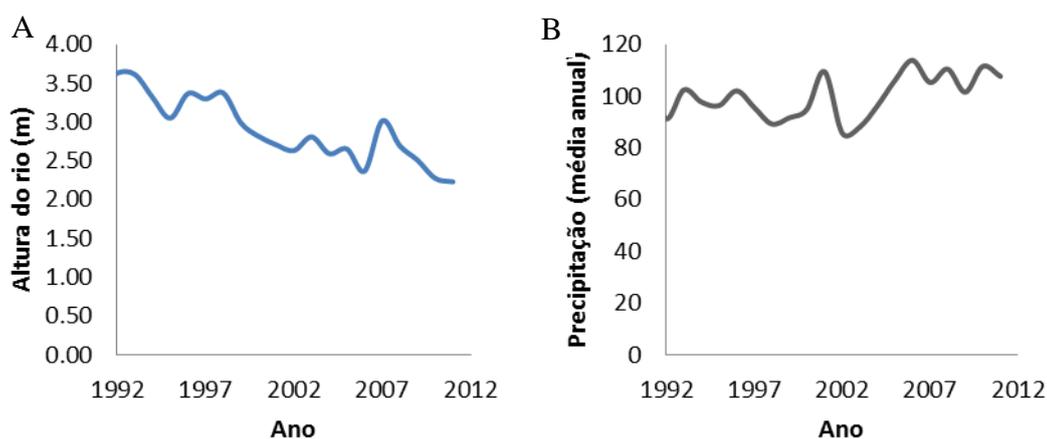


Figura 1. Série histórica, de 20 anos, da altura média do Rio Paraguai em Cáceres, MT (A), e das médias anuais de precipitação para a região (B). (Fonte: Cáceres/DNPVN, 2012)

### **Amostragens de térmitas e observação das variáveis ambientais**

As coletas das amostras de térmitas ocorreram nos meses de março a maio de 2012, depois do pulso de inundação e dezembro de 2012 e janeiro de 2013, antes do pulso de inundação, em 06 áreas em Cáceres, MT, Brasil. Em cada área foram amostrados dois tipos de uso e ocupação do solo: áreas de cerrado nativo com a característica de fisionomia de Savana (parcelas SS e SI) (Eiten, 1977) e pastagem cultivada com *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) (parcelas PI e PS), totalizando 24 parcelas por período (Apêndice A, B e C). Para todas as parcelas determinamos distâncias mínimas de 2 km entre elas.

A determinação dos limites da influência do pulso de inundação, tanto para as áreas savânicas (SI) como de pastagem (PI), foi estabelecida por meio de informações dos moradores e proprietários das fazendas em que foram realizadas as coletas.

As parcelas foram marcadas, fotografadas (Apêndice B) e georreferenciadas (Apêndice C) por meio de imagem de satélite SPOT 4, datada de julho de 2011, com resolução espacial de 10 metros. O processamento foi executado no software Spring e ENVI 4.3 e a finalização topológica e a aplicação das classes de uso foi realizada no software ArcGis 9.1, servindo como caracterização preliminar dos aspectos fisiográficos da área de estudo.

A amostragem de térmita em cada parcela foi realizada de acordo com o protocolo de amostragem de riqueza de térmitas de Jones e Eggleton (2000), que consiste em um transecto de 200 m<sup>2</sup> (100 x 2 m), subdividida em 20 pontos de 10 m<sup>2</sup> (5x2 m), em que cada espécie de cupim coletada, independente da quantidade de indivíduos, foi tratada como amostra. O esforço amostral dentro dos pontos (5x2 m) apresentou-se em 2 coletores/30 min, em que amostramos os térmitas em serapilheira, matéria orgânica em vários estágios de decomposição, troncos de árvores, raízes e ninhos arborícolas e epígeos (Anexo B).

As amostras coletadas de térmitas foram identificadas, inicialmente por gênero (Constantino, 1999) e posteriormente por espécie (Mathews, 1977; Howard et al., 1988) no Laboratório do Centro de Estudo de Apicultura (CETApis), da Universidade do Estado de Mato Grosso, no Campus Universitário de Cáceres. Espécimes testemunho foram depositados no laboratório de Termitologia do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília (UnB) e na coleção de Térmitas e no Laboratório de Termitologia do Museu de Zoologia da USP (MZUSP).

A somatória das amostras de térmitas coletadas nas parcelas representou a abundância de espécies em cada transecto (Davies, 2003), considerando que a estimativa da abundância de insetos sociais, como os térmitas e as formigas, é frequentemente considerada pelo número de ocorrências da espécie em uma determinada área (Abensperg-Traun e Milewski, 1995; Davies, 2003; Gibb e Hochuli, 2002).

As variáveis ambientais testadas para comprovar as hipóteses deste trabalho, em relação aos distúrbios do pulso de inundação e do uso e ocupação do solo, apresentam incidência de luz, número e tamanho dos ninhos.

O número de ninhos foi estabelecido pela somatória dos ninhos epígeos encontrados dentro de cada transecto.

O tamanho dos ninhos epígeos deu-se pela contabilização da mensuração da área externa do ninho (altura máxima X maior diâmetro) em  $\text{cm}^2$ , considerando a altura acima da superfície. A somatória das áreas externas dos ninhos em cada subparcela representou o tamanho total de ninhos na parcela amostrada.

A variável ambiental incidência de luminosidade no solo foi avaliada por meio de um densiômetro, posicionado a 30 cm do solo no centro de cada ponto de coleta (5X2 m), em seguida foram contabilizados os quadrados com incidência de luz e realizada a proporção de luminosidade. Atribui-se a luminosidade total da parcela considerada na média dos 20 pontos amostrados dentro do transecto.

### **Análise dos dados**

A qualidade da amostragem de térmitas do estudo deu-se através da avaliação da análise de rarefação (Mao Tao), a fim de representar o esforço amostral utilizado nas áreas coletadas (Gotelli e Colwell, 2001). A ordem de entrada das amostras na análise de rarefação foi aleatorizada e replicada 1000 vezes. Dentro de uma mesma espécie, a abundância dos indivíduos foi aleatorizada entre as amostras para diminuir o efeito da heterogeneidade espacial (Santos, 2008).

As análises estatísticas a seguir foram realizadas através de modelo misto aninhado devido a característica das parcelas (influência do pulso de inundação) representarem uma pseudoreplica amostral das fisionomias (pastagem e savana) coletadas nas áreas do estudo e as parcelas de datação (antes e depois da inundação) representarem uma pseudoreplica temporal das mesmas áreas.

Para testarmos a hipótese que a diversidade de espécies é explicada pelo uso e ocupação do solo e o pulso de inundação utilizamos análise de variância (two-way). O modelo estatístico teve como variável resposta à riqueza de espécies (y) e as variáveis explicativas foram o tipo de uso e ocupação do solo (x1), a presença ou ausência do pulso de inundação (x2) e a interação entre as variáveis x1: x2. O mesmo modelo estatístico foi usado para analisar a variável resposta como abundância de indivíduos (y).

Na análise do efeito do pulso de inundação sobre a diversidade de térmitas utilizamos uma análise de variância com modelo misto, em que foram comparadas as coletas antes da inundação com as posteriores. O modelo estatístico teve como variável resposta à riqueza de espécies (y) e as variáveis explicativas foram o período de coleta (x1), com dois níveis antes e depois do pulso de inundação, pulso de inundação (x2), com dois níveis presença e ausência de inundação e a interação entre as duas variáveis x1: x2. O mesmo procedimento foi utilizado para a variável resposta de abundância.

A composição de espécies de térmitas nos diferentes tipos de distúrbios (pulso de inundação e uso e ocupação do solo) realizou-se pela análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS) (Kruskal, 1964). O procedimento geral da NMDS resumido por McCune e Grace (2002) foi seguido e o método de distância de Jaccard foi computado. Para testar se houve diferenças significativas na composição e estrutura da comunidade de térmitas, sumarizados pela NMDS, usou-se o procedimento de permutação multi-resposta (MRPP), um método não-paramétrico para testar diferenças multivariadas entre grupos pré-definidos (Zimmerman et al., 1985).

A composição de espécies entre os ambientes amostrais foi ainda analisada pelas espécies indicadoras, para isto utilizou-se o método do valor indicador (IndVal), que combina abundância relativa das espécies por locais com frequência relativa de ocorrência das mesmas (Dufrene e Legendre, 1997). Esta análise de espécies indicadoras emite um valor de 0 a 100, em que zero equivale a não-indicação da espécie como indicador e 100 indica que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente. Para testar a significância do valor indicador para cada espécie foi usado o procedimento de randomização de Monte Carlo com 1000 permutações.

Para verificar como a diversidade de térmitas responde aos distúrbios (pulso de inundação e uso e ocupação do solo) e se isso deu-se por conta dos mecanismos selecionados, foi usada uma regressão múltipla, com modelo estatístico resultante da simplificação das variáveis de distúrbio que apresentaram  $p < 0,05$  e acrescentou-se as variáveis de incidência de luz (x3), número de ninhos (x4), tamanho de ninhos (x5) e as respectivas interações entre as variáveis de distúrbio e as dos mecanismos de ação. Este modelo estatístico foi usado tanto para a riqueza de espécies de térmitas como variável resposta para a abundância de indivíduos.

Para simplificação dos modelos estatísticos utilizou-se o procedimento *backward* com a retirada das variáveis com  $p > 0,05$ .

Para todas as análises estatísticas descritas foi utilizada a distribuição de erros de Poisson, por tratar-se de dados de contagem, seja para a riqueza de espécies ou abundância de indivíduos.

Para o teste de normalidade das variáveis respostas riqueza e abundância foi utilizado o Teste de Shapiro-Wilk; uma vez constatada a necessidade de correção, utilizou-se a função “log” para normalizar a variável.

As análises estatísticas descritas acima foram realizadas por meio do *software* livre R versão 2.13.0 (R Development Core Team, 2011).

## RESULTADOS

### **Efeitos dos distúrbios do pulso de inundação e o uso e ocupação do solo sobre térmitas**

Em nosso estudo foram coletadas 873 amostras, 451 antes da inundação e 422 pós-inundação, em que identificamos 39 espécies/morfoespécies de térmitas, distribuídos em 19 gêneros (Tabela 1).

Nas áreas de PI encontramos 129 amostras, que contribuíram com 26 spp., na área de PS foram encontradas 152 amostras e 22 spp., com a congruência de 15 espécies entre eles (Tabela 1).

Nas áreas de SI obtivemos 313 amostras, identificadas em 33 spp., enquanto na área SS encontramos 279 amostras, perfazendo 31 spp., com a congruência em 26 espécies entre eles (Tabela 1).

A espécie mais abundante nas áreas de pastagem (PI e PS) foi a *Cornitermes silvestrii* (possuindo 37 amostras), seguida da espécie *Nasutitermes corniger* (27 amostras). Na savana, a espécie mais abundante foi a *N. corniger* (106 amostras), seguida da espécie *Heterotermes tenuis* (53 amostras).

A curva de rarefação do estudo teve próxima a assíntota, indicando que as amostras coletadas no presente estudo foram suficientes para amostrar a comunidade de térmitas da região (Figura 2).

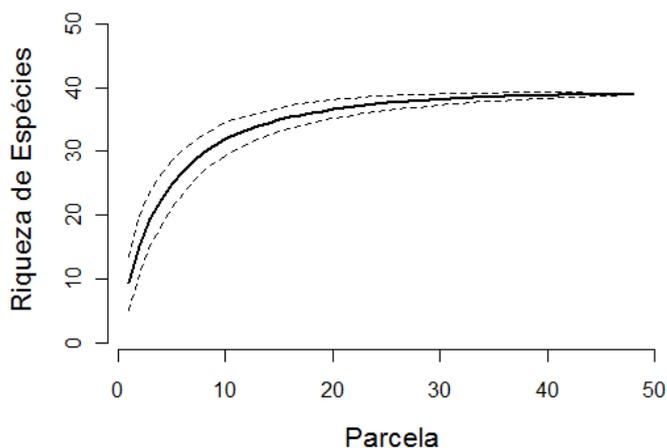


Figura 2. Curva de rarefação (Mao Tao) entre a riqueza de espécies amostrada e as parcelas coletadas no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013. A linha contínua indica a curva acumulada de espécies e as pontilhadas o intervalo de confiança superior e inferior a 95%.

Tabela 1. Abundância de espécies de térmitas (Insecta: Isoptera) coletados nos ambientes de pastagem inundável (PI), pastagem seca (PS), savana inundável (SI) e savana seca (SS) no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

Família/espécie	Parcela				Total
	PI	PS	SI	SS	
<b>Rhinotermitidae</b>					
<i>Coptotermes</i> sp.1	-	-	8	2	10
<i>Coptotermes</i> sp.2	-	2	5	3	10
<i>Coptotermes</i> sp.3	1	-	-	-	1
<i>Heterotermes tenuis</i> (Hagen, 1858)	-	14	21	32	67
<b>Termitidae</b>					
<i>Amitermes amifer</i> (Silvestri, 1901)	7	6	9	8	30
<i>Anoplotermes</i> sp.1	9	5	5	14	33
<i>Anoplotermes</i> sp.2	5	1	17	3	26
<i>Anoplotermes</i> sp.3	10	10	3	3	26
<i>Anoplotermes</i> sp.4	2	5	6	-	13
<i>Anoplotermes</i> sp.5	7	-	1	-	8
<i>Anoplotermes</i> sp.6	14	4	14	13	45
<i>Anoplotermes</i> sp.7	2	10	17	21	50
<i>Anoplotermes</i> sp.8	-	-	-	24	24
<i>Cornitermes bequaerti</i> Emerson, 1952	-	2	-	1	3
<i>Cornitermes silvestrii</i> Emerson, 1952	7	30	19	21	77
<i>Cylindrotermes sapiranga</i> Rocha & Canello, 2007	2	7	17	9	35
<i>Dentispicotermes globicephalus</i> (Silvestri, 1901)	-	-	3	5	8
<i>Diversitermes diversimiles</i> (Silvestri, 1901)	3	-	6	7	16
<i>Diversitermes</i> sp.2	2	-	2	1	5
<i>Labiotermes emersoni</i> (Araújo, 1954)	4	-	2	2	16
<i>Labiotermes longilabius</i> (Silvestri, 1901)	2	-	2	5	8
<i>Labiotermes orthocephalus</i> (Silvestri, 1901)	2	-	5	1	9
<i>Labiotermes</i> sp.1	5	-	4	7	8
<i>Microcerotermes strunckii</i> (Soerensen, 1884)	2	-	8	5	8
<i>Microcerotermes</i> sp.1	-	2	6	-	15
<i>Nasutitermes corniger</i> (Motschulsky, 1855)	4	23	65	41	133
<i>Nasutitermes ephratae</i> (Holmgren, 1910)	5	4	-	-	9
<i>Nasutitermes kemneri</i> Snyder & Emerson in Snyder, 1949	6	1	17	12	36
<i>Nasutitermes macrocephalus</i> (Silvestri, 1903)	5	3	8	-	16
<i>Procornitermes triacifer</i> (Silvestri, 1901)	-	-	9	5	14
<i>Rhynchotermes nasutissimus</i> (Silvestri, 1901)	2	-	6	1	9
<i>Silvestritermes euamignathus</i> Silvestri, 1901	6	7	7	7	27
<i>Spinitermes brevicornutus</i> (Desneux, 1904)	-	3	4	3	10
<i>Spinitermes robustus</i> (Snyder, 1926)	-	3	-	-	3
<i>Subulitermes microsoma</i> (Silvestri, 1903)	-	5	-	1	6
<i>Syntermes molestus</i> (Burmeister, 1839)	8	5	1	18	32

Continuação Tabela 1:

<b>Família/Espécie</b>	<b>PI</b>	<b>PS</b>	<b>SI</b>	<b>SS</b>	
<i>Termes nigrinus</i> (Silvestri, 1901)	7	-	14	-	21
<i>Velocitermes cf. velox</i> (Holmgren, 1906)	-	-	2	1	3
<i>Velocitermes melanocephalus</i> (Snyder, 1926)	-	-	-	3	3
<b>ABUNDANCIA TOTAL</b>	<b>129</b>	<b>152</b>	<b>313</b>	<b>279</b>	<b>873</b>
<b>RIQUEZA TOTAL</b>	<b>26</b>	<b>22</b>	<b>33</b>	<b>31</b>	<b>39</b>

A riqueza de espécies não pode ser explicada pelo período antes e depois da inundação ( $p=0,685$ ;  $GL=22$ ), nem pela presença do pulso de inundação ( $p=0,74$ ;  $GL=22$ ) ou pela interação destas variáveis ( $p=0,664$ ;  $GL=20$ ). A abundância também não pode ser explicada pelo período de antes e depois da inundação ( $p=0,871$ ;  $GL=22$ ), nem pela presença do pulso de inundação ( $p=0,837$ ;  $GL=22$ ) ou pela interação destas variáveis ( $p=0,455$ ;  $GL=20$ ).

No teste da hipótese ii, a riqueza de espécies de térmitas pode ser explicada pelo uso e ocupação do solo (pastagem e savana) ( $p=0,006$ ;  $GL=22$ ), com maior número de espécies nas áreas de savana do que nas pastagens (Figura 3-A). Entretanto, a riqueza de espécies não foi explicada pelo pulso de inundação ( $p=0,5$ ;  $GL=22$ ) e pela interação entre as variáveis: uso e ocupação do solo e pulso de inundação ( $p=0,849$ ;  $GL=20$ ).

A abundância de térmitas foi explicada pelo uso e ocupação do solo ( $p=0,001$ ;  $GL=22$ ), com maior abundância na savana do que na pastagem (Figura 3-B), porém não foi explicada pelo pulso de inundação ( $p=0,658$ ;  $GL=22$ ) e pela interação entre essas variáveis ( $p=0,159$ ;  $GL=20$ ).

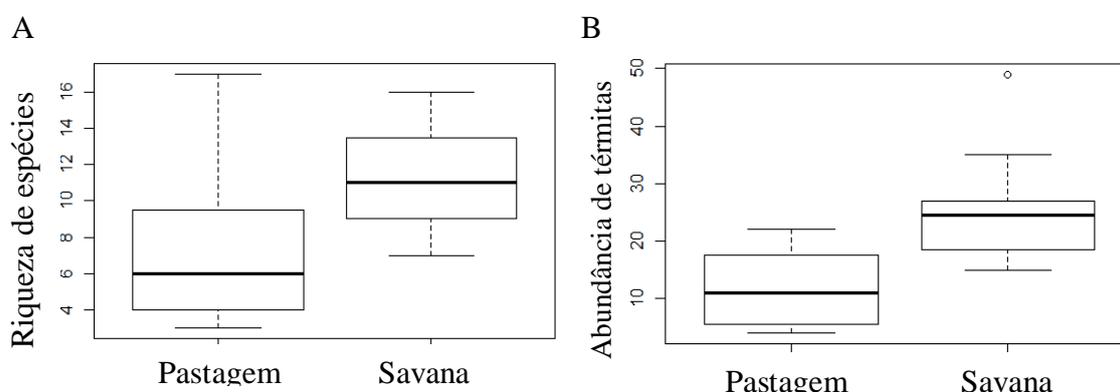


Figura 3. Riqueza espécies de térmitas em função do uso e ocupação do solo ( $p=0,006$ ;  $GL=22$ ) (A) e abundância de térmitas em função do uso e ocupação do solo ( $p=0,001$ ;  $GL=22$ ) (B) no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

A análise de NMDS demonstrou uma aproximação da diversidade das áreas de SS e de SI, enquanto a área de PS ficou isolada das demais devido à diferença na composição das espécies (Figura 4), o eixo 1 explicou 69,35% da variação dos dados e o eixo 2 explicou 8,52%.

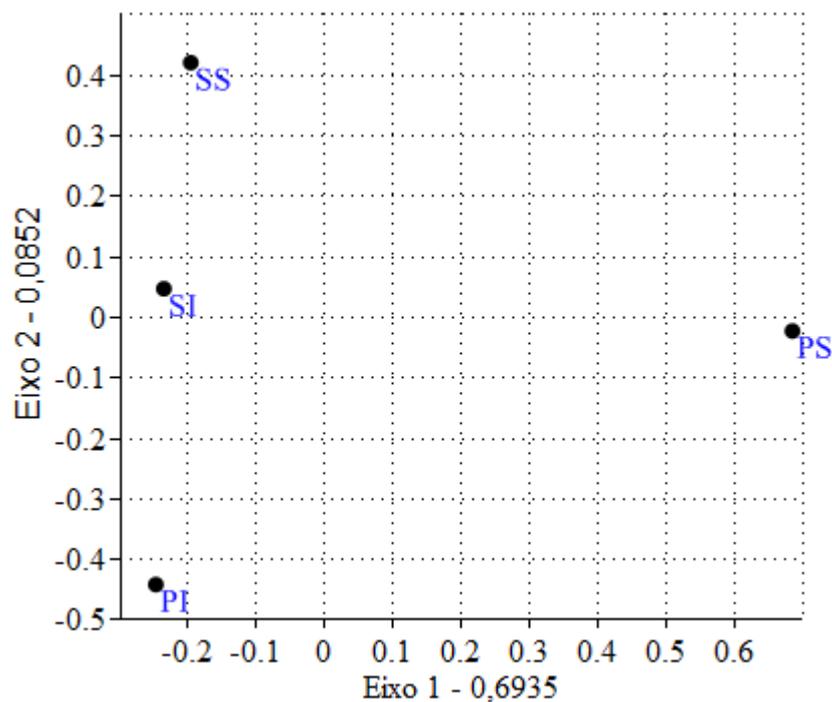


Figura 4. NMDS (nom metric multidimensional scalin) indicando o agrupamento ou distinção das áreas amostradas através da composição de espécies de cada área, em que o stress foi 0,012.

A composição de espécies apresentou maior similaridade entre SI e SS ( $J=0,75$ ), com 26 espécies comuns. O segundo maior índice de similaridade foi entre as áreas de SI e PI ( $J=0,705$ ), que possuem 24 espécies comuns. A composição ainda apresentou semelhanças entre SS e PI ( $J=0,54$ ) e entre PI e PS ( $J=0,454$ ). Entre as savanas (SI e SS) e a pastagem sem inundação (PS) não houve similaridade (Tabela 2), a pastagem sem inundação foi a área com maior diversificação de espécies em relação às outras.

Tabela 2. Índice de Similaridade de Jaccard entre as áreas de amostragem em pastagem inundável (PI), pastagem sem inundação (PS), savana inundável (SI) e savana sem inundação (SS), e a resposta do teste de permutação multi-resposta de grupos pareados, localizadas no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

	PI	PS	SI	SS
PI	1	0,454 (p<0,001)	0,705 (p<0,001)	0,540 (p<0,001)
PS		1	0,5 (p=0,989)	0,472 (p=0,295)
SI			1	0,75 (p<0,001)
SS				1

O distanciamento das áreas foi fortemente influenciado pelas espécies que só apareceram na área específica: para PI encontramos a espécie *Coptotermes* sp.3 (1 amostra), para PS temos a espécie *Spinitermes robustus* (3 amostras), para SS a espécie *Anoplotermes* sp.8 (24 amostras) e *Velocitermes melanocephalus* (3 amostras) e para SI não existe espécie exclusiva (Tabela 3).

Duas espécies foram importantes entre as áreas SI+SS, *Diversitermes diversimiles* e *Procornitermes triacifer*, consideradas como detectoras de mudanças de habitat. Entre SI+PI a espécie importante foi *Termes nigrinus* e entre SS+PI foi *Syntermes molestus* (Tabela 3). Pastagem sem inundação não apresentou nenhuma espécie importante quando associado a outro tipo de uso e cobertura do solo.

Tabela 3. Valores de IndVal (%) para as espécies de térmitas ao nível de 5%, coletados no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

Espécie	IndVal(%) (p<0,05)					
	Área			PI	SI	SS
	PI+SI	PI+SS	SI+SS			
<i>Termes nigrinus</i>	73,6					
<i>Syntermes molestus</i>		63,7				
<i>Diversitermes diversimiles</i>			58,2			
<i>Procornitermes triacifer</i>			54			
<i>Anoplotermes</i> sp.5				60,4		
<i>Anoplotermes</i> sp.2					70	
<i>Coptotermes</i> sp.1					68,3	
<i>Anoplotermes</i> sp.8						81,6

### Efeito dos mecanismos referente à incidência de luz, número e tamanho de ninhos sobre térmitas

Em áreas de pastagem, a incidência de luz mostrou-se superior em relação às áreas de savana. Em pastagens o número ninhos epígeos de térmitas foi superior a savanas, não encontrado nenhum arbóreo em pastagem, diferentemente das áreas de savana, que possuíram maior quantidade de ninhos arbóreos em relação aos ninhos epígeos (Tabela 4). Os ninhos arbóreos apresentaram tamanho superior aos epígeos.

Tabela 4. Riqueza de espécies de térmitas, abundância (Ab), média de incidência de luminosidade (IL), número total de ninhos e tamanho de ninhos nas parcelas estudadas no Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

Parcela	Riqueza	Ab.	IL	Número de ninhos		Tamanho de ninhos (cm <sup>2</sup> )	
				Arbóreos	Epígeos	Arbóreos	Epígeos
PI	26	129	95,35	0	27	0	1149,5
PS	22	152	98,36	0	23	0	621,81
SI	33	313	28,13	52	10	1747,4	132,25
SS	31	279	43,1	20	17	137,71	560,74

A riqueza de espécies de térmitas foi explicada pela incidência de luz no solo ( $p < 0,001$ , GL=18) e pela interação da incidência de luz no solo com o uso e ocupação do solo ( $p = 0,01$ , GL=18) (Figura 5). A maior riqueza ocorre com a menor incidência de luz, tanto na savana como na pastagem, porém isto foi mais acentuado na pastagem, onde há alta incidência de luz.

A abundância de indivíduos não pode ser explicada pela incidência de luz ( $p = 0,69$ , GL=18) e nem pela interação entre incidência de luz e uso e ocupação do solo ( $p = 0,46$ , GL=18) (Apêndice D).

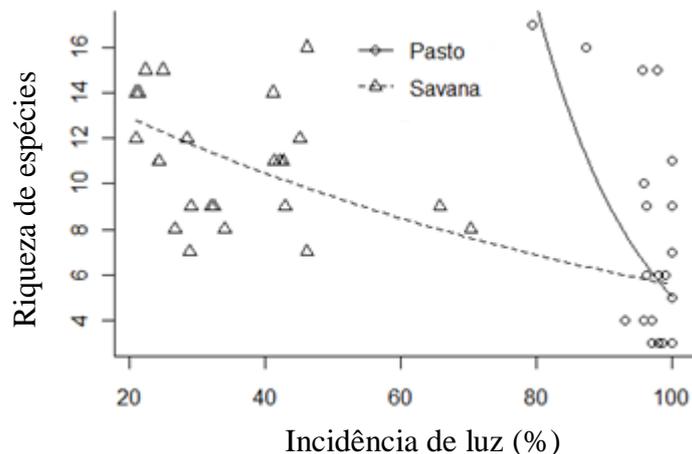


Figura 5. Riqueza de térmitas em função da incidência de luz no solo (modelo simplificado,  $Y_{savana} = 7,941 - 0,063.x$ ;  $Y_{pastagem} = 5,170 + 0,052.x$ ,  $p < 0,001$ ;  $GL=20$ ) encontrados em áreas de cerrado e pastagem do Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

A riqueza de espécies foi explicada pela interação entre número de ninhos e o uso e ocupação do solo ( $p < 0,001$ ,  $GL=18$ ), porém o número de ninhos sozinho não foi explicativo ( $p=0,66$ ,  $GL=18$ ) (Figura 6A), uma vez observado que a maior quantidade de ninhos em pastagem aumenta a riqueza de espécies, enquanto na savana essa relação não é aparente.

A abundância de indivíduos também pode ser explicada pela interação entre número de ninhos e o uso e ocupação do solo ( $p=0,002$ ,  $GL=18$ ) e não apenas pelo número de ninhos ( $p=0,06$ ,  $GL=18$ ) (Figura 6B), em que é observado um aumento na abundância de indivíduos em detrimento do aumento do número de ninhos na área, uma vez que em áreas de pastagem essa situação é mais acentuada.

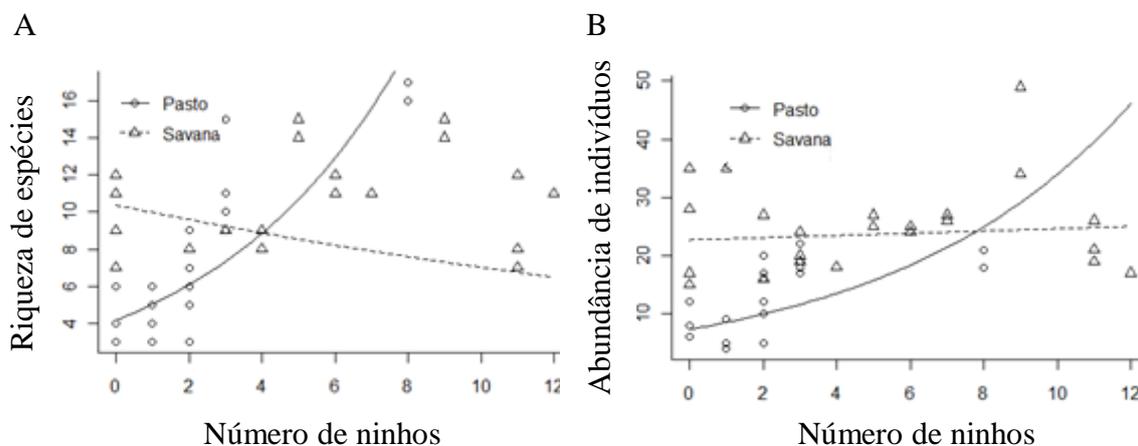


Figura 6. Número de espécies de térmitas em função do número de ninhos (modelo simplificado,  $Y_{savana} = 1,423 + 0,189.x$ ;  $Y_{pastagem} = 0,916 - 0,178.x$ ,  $p < 0,001$ ;  $GL=18$ ) (A) e abundância de indivíduos em função do número de ninhos (modelo simplificado,  $Y_{savana} = 1,987 + 0,153.x$ ;  $Y_{pastagem} = 1,134 - 0,145.x$ ,  $p=0,002$ ,  $GL = 18$ ) (B) encontrados em áreas de cerrado e pastagem do Pantanal de Cáceres, MT, Brasil, 2012/2013.

Entretanto, o tamanho de ninhos não foi um mecanismo explicativo para a riqueza de espécies ( $p=0,06$ ,  $GL=18$ ), nem com a interação com o uso e ocupação do solo ( $p=0,787$ ,  $GL=18$ ). Da mesma maneira, o tamanho de ninhos não explicou a abundância de indivíduos ( $p=0,182$ ,  $GL=18$ ), bem como a interação entre tamanho de ninhos e uso e ocupação do solo ( $p=0,492$ ,  $GL=18$ ) (Apêndice D).

## DISCUSSÃO

Os térmitas não responderam ao distúrbio ambiental natural de pulso de inundação no Pantanal do Rio Paraguai, provavelmente devido ao fato das áreas afetadas pelo pulso de inundação terem como característica maior quantidade de nutrientes e matéria orgânica trazidos pelo rio (Fantin-Cruz, 2008). Isso possibilita o aumento na quantidade de sítios de nidificação para a colonização dos térmitas, conseqüentemente diminuindo o tempo em que a comunidade se recompõe após o distúrbio observado (Davies et al., 1999).

Um dos mecanismos que poderia contribuir para a manutenção da termitofauna em ambientes inundáveis é a construção de ninhos resistentes e permanência dos indivíduos dentro deles durante o pulso (Adis, 1997), uma vez que há registro de que os térmitas que forrageiam são, em sua maioria, exterminados pelo pulso de inundação. A permanência do núcleo do ninho no interior de estruturas resistentes pode viabilizar a sobrevivência da colônia no local (Forschler e Henderson, 1995), mesmo na presença do distúrbio da inundação.

Em áreas úmidas do nordeste do Mato Grosso, os térmitas são responsáveis pelo surgimento de campos de murundu, possibilitando a permanência destes insetos em ambientes que sofrem inundação nestes locais (Marimon et al., 2012).

As espécies inquilinas/construtoras devem ser favorecidas pelo mecanismo da presença de ninhos epigeos nas áreas de inundação (*Cornitermes bequaerti*, *Cornitermes silvestrii*, *Dentispicotermes globicephalus*, *Diversitermes diversimiles*, *Heterotermes tenuis*, *Labiotermes orthocephalus*, *Procornitermes triacifer* e *Termes nigrinus*), situação relatada por Mathews (1977).

Devemos salientar que a *T. nigrinus* é a única espécie considerada característica de locais inundáveis, independente do uso e ocupação, uma vez que esta espécie é

conhecida por habitar ninhos epígeos e alimentar-se de madeira seca (Skaife, 1954; Constantino, 1991).

Outro mecanismo de sobrevivência dos térmitas em locais inundáveis pode estar relacionada à migração vertical, constatado em formigas durante o pulso de inundação (Adis, 1997), ou de vida arbórea, como aquelas encontradas neste estudo (*Coptotermes* sp., *Cylindrotermes sapiranga*, *Nasutitermes corniger*, *Nasutitermes ephratae*, *Nasutitermes kemneri*, *Nasutitermes macrocephalus*, *Rhynchotermes nasutissimus* e *Microcerotermes strunckii*), que são caracterizadas por Mathews (1977) como espécies que utilizam as árvores e troncos para forrageamento e construção de ninhos.

A espécie *Coptotermes* sp.1 foi considerada detectora de savana inundável. Essa espécie alimenta-se de habitat em madeira seca (Constantino, 1991), possivelmente sempre se mantendo acima do nível de inundação.

A savana que sofre inundação possui uma maior quantidade de árvores em relação à savana sem inundação (Adis, 1997). Isso aumenta o tamanho total da área basal das árvores influenciando diretamente na quantidade de sítios de alimentação e nidificação dos cupins e diminuindo a penetração de luz no dossel (Vasconcellos et al., 2008).

Em nosso estudo, observamos que uma maior incidência de luz no solo, pode reduzir a riqueza de térmitas no ambiente (Bandeira et al., 2003). Essa característica é mais acentuada quando tratamos de áreas de pastagem, caracterizadas como área com menor riqueza em relação à savana, por se tratar de uma área impactada (Constantino, 2002; Carrijo et al., 2009).

Para que as áreas de savana possuam uma maior diversidade, uma das características determinantes apresentadas a essa resposta foi a quantidade de nichos no ambiente (Davies et al, 1999). A diminuição na quantidade de nichos propicia uma menor quantidade de locais para a construção de ninhos (Noroit, 1992), influenciando negativamente a diversificação das espécies construtoras de ninhos nas áreas, havendo, assim, menor quantidade de espécies inquilinas destes ninhos (Mathews, 1977).

De maneira geral, savanas preservadas possuem maior diversidade que áreas de pastagem no Pantanal, identificando os térmitas como bons indicadores de áreas impactadas pelo homem (Jones et al., 2003; Calderon e Constantino, 2007). Dessas, existem espécies altamente sensíveis a distúrbios antrópicos, que estiveram ausentes em áreas com algum distúrbio ambiental, mas presentes em áreas sem essas alterações,

como *Coptermes* spp., *Labiotermes emersoni*, *Labiotermes longilabius* e *Labiotermes orthocephalus* (Reis e Cancellato, 2007; Vasconcellos et al., 2008).

No trabalho de Bandeira e Vasconcelos (2004) observa-se uma relação positiva entre maior quantidade de árvores em um sistema florestal e quantidade de ninhos de *Nasutitermes ephratae*. Enquanto em pastagens, Cunha (2011) identificou apenas ninhos epígeos do gênero *Cornitermes*. Assim, áreas com baixa quantidade de árvores ou áreas de clareira possuem uma menor quantidade de ninhos arborícolas (Vasconcellos et al., 2008; Vasconcellos et al., 2010), reduzindo a diversidade de espécies no local.

O número de ninhos na área é um dos principais mecanismos para manutenção da diversidade de térmitas (Santos, 2008; Vasconcellos et al., 2008; Dambros et al., 2010). Este fator esteve associado principalmente ao aumento no número de espécies inquilinas, como *Diversitermes diversimiles*, *Spinitermes brevicornutus*, *Spinitermes robustus*, *Spinitermes microsoma*, *Subulitermes microsoma* e *T. nigrinus*, que foram comuns em pastagem com grande número de ninhos, corroborando Mathews (1977) e Constantino (1991). Enquanto a espécie *Dentiscotermes globicephalus*, também considerada inquilina foi comum em áreas de savana.

Devemos salientar que a associação do maior número de ninhos com o aumento da riqueza de espécies encontrada, principalmente em áreas de pastagem cultivadas, deve estar relacionada à menor quantidade de nichos e espaços para abrigo, uma vez que os ninhos propiciam abrigo para os térmitas (Eggleton et al., 2002; Vasconcellos et al., 2008), enquanto nas áreas de savana essa relação não parece ser tão evidente, possivelmente pela maior quantidade de nichos disponíveis no ambiente.

Os ninhos de térmitas, além de possibilitarem em áreas inundáveis a presença dos térmitas, são importantes para a manutenção da fauna e flora nestes ambientes, sendo em áreas úmidas do nordeste do Mato Grosso a manutenção da fauna e flora acontece devido a campos de murundus, estes formados por ninhos abandonados de térmitas (Marimon et al., 2012).

Em nosso trabalho os pastos com maior riqueza de espécies foram os inundáveis, em que houve uma maior contribuição do pulso de inundações na deposição de nutrientes (Fantin-Cruz, 2008). Além disto, estas áreas apresentaram maior quantidade de ninhos, um dos principais mecanismos que contribuiu positivamente com a diversidade de térmitas (Miranda et al., 2004; Vasconcellos et al., 2008; Dambros et al., 2010). Essas áreas eram, antes da ocupação humana, áreas de

pasto nativo do Pantanal, e com isso, as alterações no ambiente para criação de uma pastagem cultivada de *Brachiaria* pode ter sido de baixo impacto.

A ocorrência de *Anoplotermes* em pastagens no Pantanal pode indicar a estabilidade de colonização. Isto devido serem espécies de corpo pequeno e delicado, que vivem forrageando na matriz do solo, e por isso, sensíveis as alterações no ambiente (Eggleton e Bignell, 1995). Espécies desse gênero podem indicar menor impacto periódico e início de recuperação ambiental dentro da área (Bandeira, 1989). A amostragem de nosso trabalho pode ser considerada suficiente para a região proposta, uma vez que nossa curva de rarefação foi semelhante à assíntota. Esse resultado foi principalmente influenciado pelo tipo de coleta realizado no trabalho, que consiste em coleta de esgotamento da fauna (Jones e Eggleton, 2000), além disso, realizamos repetições suficientes para que a curva atinja esse resultado.

Em nosso estudo obtivemos coletas antes/depois do pulso de inundação para verificar a resposta de térmitas nesta região, porém devemos salientar que o rio Paraguai tem diminuído sua área de inundação e de altura ano após ano, podendo influenciar nas respostas dos térmitas a esse distúrbio. Além disso, a realização de um acompanhamento temporal mais longo pode caracterizar de forma mais fidedigna a resposta dos térmitas a inundação, uma vez que a extinção de parte da população de um ninho pode ser determinada pelo pulso de inundação (Forschler e Henderson, 1995), enfraquecendo o ninho e eventualmente o eliminando do ambiente ao longo dos anos.

Em nosso trabalho concluímos que o pulso de inundação não foi um fator determinante para a diversidade de térmitas no local, porém o uso e ocupação do solo sim. As áreas de savana seca e inundável possuem sua fauna semelhante entre si, áreas de pastagem inundável também possuem uma riqueza semelhante às duas anteriores, mas a pastagem sem inundação tem sua diversidade diferente das outras áreas. A incidência de luz afetou negativamente a riqueza de espécies, principalmente em áreas de pastagem. O número de ninhos foi determinante para a diversidade de térmitas nos ambientes, pois isto se deu em áreas de pastagem devido a ninhos de *Cornitermes*, enquanto que em savana existe uma diversificação maior dos tipos de ninhos encontrados.

## AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por meio de bolsa concedida ao primeiro autor. Ao Prof. Dr. Reginaldo Constantino, no laboratório de Termitologia do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília (UnB) e a professora Eliana Marques Canello do Laboratório de Termitologia do Museu de Zoologia da USP pelas identificações dos Isoptera e a todos os proprietários das fazendas onde foram realizadas as coletas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abensperg-Traun, M., Milewski, A.V., 1995. Abundance and diversity of termites (Isoptera) in unburnt and burnt vegetation at the Barrens in Mediterranean Western Australia. *Aust J of Ecol* 20, 413–417.

Adis, J., 1997. Terrestrial invertebrates: survival strategies, group spectrum, dominance and activity patterns, in: Junk, W.J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain*, Springer-Verlag, Berlim, pp. 299-318 .

Alho, C.J.R., Gonçalves, H.C., 2005. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and environmental degradation. *Braz J of Biol* .68, 957-966.

Bandeira, A.G., 1989. Análise da Termitofauna (Insecta: Isoptera) de uma floresta rimária e de uma pastagem na Amazônia Oriental, Brasil. *Bol Museu Paraense Emilio Goeldi* 5, 225–241.

Bandeira, A.G., Vasconcellos, A., Silva, M.P., Constantino, R., 2003. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a Highland Humid Forest in the Caatinga Domain, Brazil. *Sociobiology* 42, 117–127.

Bandeira, G.B., Vasconcellos, A., 2004. Efeitos de distúrbios florestais sobre as populações de cupins (Isoptera) do Brejo dos Cavalos, Pernambuco, in: Pôrto, C.K., Cabral, J.J.P., Tabarelli, M. (Eds.), *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba*, Brasília, pp. 145–152.

- Barros, E., Pashanasi B., Constantino R., Lavelle, P., 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils* 35, 338-347.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blakwell Publishing, Oxford.
- Calderon, R.A., Constantino, R., 2007. A survey of the termite fauna (Isoptera) of an eucalypt plantation in central Brazil. *Neotropical Entomology* 36, p.391-395.
- Carrijo, T.F., Brandão, D., Oliveira, D. E., Costa, D.A., Santos, T., 2009. Effects of pasture impantation on the termites (Isoptera) fauna in the Central Brazilian Savanna (Cerrado). *J. Insect Conserv.* 13, 575-581.
- Constantino, R. 1991. Termites (Isoptera) from the lower Japurá River, Amazonas State, Brazil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, séries Zoología* 7, 189-224.
- Constantino, R., 1999. Chave ilustrada para identificação dos gêneros de térmitas (Insecta: Isoptera) que ocorrem no Brasil. *Pap. Avulsos Zool.* 40, 387-448.
- Constantino, R., 2002. The pest termites of South America: taxonomy, distribution and status. *J. Appl. Ent.* 126, 355–365.
- Correia, M.E.F., Oliveira, L.C.M. de., 2000. *Fauna de solo: Aspectos Gerais e Metodológicos*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 46pp.
- Cunha, H.F., 2011. Distribuição espacial de cupinzeiros epígeos de pastagem no Município de Iporá - GO, Brasil. *EntomoBrasilis.* 4, 45-48
- Cunha, H.F., Orlando, T.Y.S., 2011. Functional composition of termite species in areas of abandoned pasture and in secondary succession of the parque estadual Altamiro de Moura Pacheco, Goiás, Brazil. *Bioscience Journal* 54, 986-992.
- Dajoz, R., 2000. *Insects and forests: the role and diversity of insects in the forest environment*. London, Intercept, pp.668.
- Dambros, C.S., Moraes, J.W., Chilson, E.F., 2010. Efeito do ambiente na composição de espécies de térmitas (Isoptera) e suficiencia amostral em uma floresta primária de

terra-firme na Amazonia central. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Instituto Nacional de Pesquisas Amazonicas (INPA), pp. 30.

Davies, R. G., Eggleton, P., Dibog, L., Lawton, L. H., Bignell, D. E., Brauman, C. H., Nunes, L., Holt, J., Rouland, C., 1999. Successional response of a tropical forest termite assemblage to experimental habitat perturbation. *J of Appl Ecol* 36, 946-962.

Davies, R.G., 2003. Evolution of termite functional diversity: analysis and synthesis of local ecological and regional influences on local species richness. *Journal of Biogeography* 30, 847-877.

Dawes, T.Z., 2010. Impacts of habitat disturbance on termites and soil water storage in tropical Australian savanna. *Pedobiologia* 53, 241-246.

DeSouza, O. F. F., Brown V. K., 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *J. Trop. Ecol.* 10, 197–206.

DeSouza, O.F.F., Schoederer, J.H., Brown, V.K., Bierregaard Jr, R.O., 2001. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragment. In: *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest* (eds. Bierregaard Jr, R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, S. e Mesquita, R.) Yale University Press. pp. 13-21.

Dufrêne, M., Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366.

Eggleton, P., Bignell, D. E., 1995. Monitoring the response of tropical insects to changes in the environment: troubles with termites. In: HARRINGTON, R.; STORK, N. (eds.). *Insects in a changing environment*. London: Academic Press. pp. 473-497.

Eggleton, P., Bignell, D.E., Sands, W.A., Waite, B., Wood, T.G., LAWTON, J.H., 1995. The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. *J. Trop. Ecol.* 11, 85-98.

- Eggleton, P., Bignell, D.E., Hauser, S., Dibog, L., Norgorve, L., Madong, B., 2002. Termite diversity across an anthropogenic disturbance gradient in the humid forest zone of West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 189-202.
- Eiten, G., 1977. Delimitação do conceito de Cerrado. *Arquivos do Jardim Botânico, Rio de Janeiro* 21, 125-134.
- Ettema, C.H., Wardle, D.A., 2002. Spatial soil ecology. *TRENDS in Ecology e Evolution* 17, 177-183.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487-515.
- Fantin-Cruz, I., 2008. Dinâmica da inundação em meso-escala na planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Federal do Mato Grosso, pp. 54.
- Forschler, B.T. e Henderson, G., 1995. Subterranean Termite behavioral reaction to water and survival of Inundation: Implications for field population. *Population Ecology* 95, 1592-1597.
- Gibb, H., Hochuli, D.F., 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biol. Conserv.* 106, 91–100.
- Gotelli, N. J., Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Howard, R.W., Thorne, B.L., Levings, S.C., McDaniel, C.A., 1988. Cuticular hydrocarbons as chemotacix charactes for *Nasutitermes corniger* (Motschulsky) and *N.epharae* (Holmegren)(Isoptera:Termitidae). *Ann. Entomol. Soc. Amer.* 81, 395-399.
- IBGE., 2005. Manual Técnico de Uso da Terra. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, pp.58 (manuais técnicos em Geociências, n. 7).

- Jones, D. T., Eggleton, P., 2000. Sampling termite assemblages in tropical forests: testing a rapid biodiversity assessment protocol. *Journal of applied Ecology* 37, 191-203.
- Jones, D.T., Susilo, F.X., Bignell, D.E., Hardiwinoto, S., Gillison, A.N., Eggleton, P., 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. *Journal of Applied Ecology* 40, 380–391.
- Junk, W. J., Da Silva, C. J., 1999. Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal- manejo e conservação. 18 a 22 de novembro de 1996, Corumbá-MS. Embrapa - Pantanal/ UFMS.
- Kruskal, J., 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, Springer 29, 1-27.
- Marchioretto, A. e Diehl, E., 2006. Distribuição espaço temporal de uma comunidade de formigas em um remanescente de floresta inundável às margens de um meandro antigo do rio dos sinos, São Leopoldo, RS. *Acta Biológica Leopondensia*. 28, 25-31.
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Mews, H. A., Jancoski, H. S., Franczak, D. D., Lima, H. S., Lenza, E., Rossete, A. N., Moresco, M. C., 2012. Florística dos campos de murundus do Pantanal do Araguaia, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26, 181-196.
- Mathews, A.G.A., 1977. Studies on termites from the Mato Grosso State, Brazil. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp. 267.
- McCune, B., Grace, J.B., 2002. *Nonmetric Multidimensional Scaling*, pp: 125.
- Mill, A. E., 1982. Populações de termitas (Insecta: Isoptera) em quatro habitats no baixo rio Negro. *Acta Amazonica* 12, 53-60.
- Noroit, C., 1970. The nests of termites. In *Biology of Termites*, vol.2 (K.Krishna and F.M. Weesner, Eds.), Academic Press, New York, pp. 73-125.
- Noirot, C., 1992. From wood- to hums-feeding: an important trend in termite evolution. *Biology and Evolution of Social Insects* pp. 107–119.

- Noirot, C., Darlington, J.P.E.C., 2000. Termite nests: Architecture, regulation and defense. Pp. 121-140. In: Abe, M. Higashi & D. E. Bignell (eds), *Termites: Evolution, Sociality, Symbiosis, Ecology*. Kluwer Academic Publications, Dordrecht.
- Padovani, C.R., Cruz, M.L.L., Padovani, S.L.A.G., 2004. Desmatamento do Pantanal para o ano 2000. Anais 2º Simpósio sobre Recursos Naturais e socioeconômicos do pantanal Corumbá/MS 23-26 novembro 2004.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente., 1997. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP. Análise Integrada e Prognóstica da Bacia do Alto Paraguai. Brasília: Programa Nacional do Meio Ambiente- PNMA, 1997-c. v. II, tomo III.
- R Development Core Team, 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Reis, Y.T., Canello, E.M., 2007. Riqueza de cupins (Insecta, Isoptera) em áreas de Mata Atlântica primária e secundária do sudeste da Bahia. *Série Zoologia* 97, 229-234.
- Rodrigues, L.C.D.A., 2009. Cupinzeiros como fonte de recursos para cupins e vertebrados em uma área de pastagem do município de Alfenas – MG. *Memorias Congresso Latinoamericano de Ecologia*, pp.1-4.
- Santos, T., 2008. Associação entre *Cornitermes* spp. (Isoptera: Termitidae) e cupins inquilinos em uma área de floresta de terra firme na Amazônia Central. Disponível em: <<http://www.inpa.gov.br/~pdbff/download/efa/livro/2006/pdfs/pfthiago.pdf>>.
- Skaife, S.H., 1954. The black-mound termite of the Cape, *Amitermes atlanticus* Fuller. *Trans. Roy. Soc. South Africa* 34, 251–271.
- Uetz, G.W., 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* 40, 29-42.
- Vasconcellos, A., Bandeira, A. G., Almeida, W. O., Moura, F. M. S., 2008. Térmitas construtores de ninhos conspícuos em duas áreas de Mata Atlântica com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Neotropical Entomology* 37, 15- 19.
- Vasconcellos, A., Bandeira, A. G., Moura, F. M. S., Araújo, V.F., Gusmão, M.A., Constantino, R., 2010. Termites assemblages in three habitats under different

disturbance regimes in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. *Journal of Arid Environment* 74, 298-302.

Zimmerman G.M., Goetz H., Mielke, P.W., 1985. Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology* 66, 606-611.

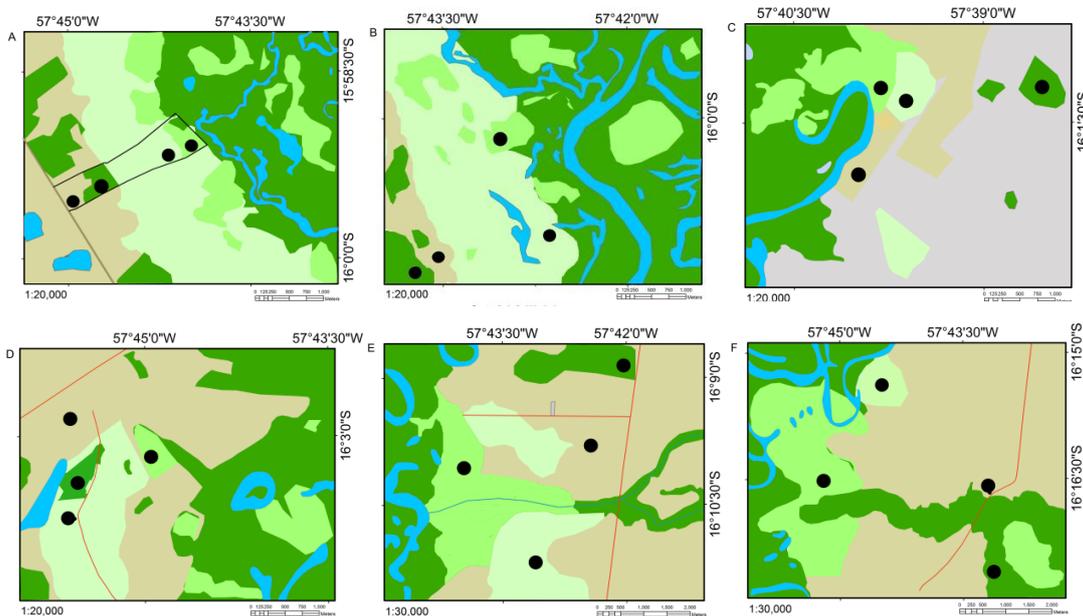
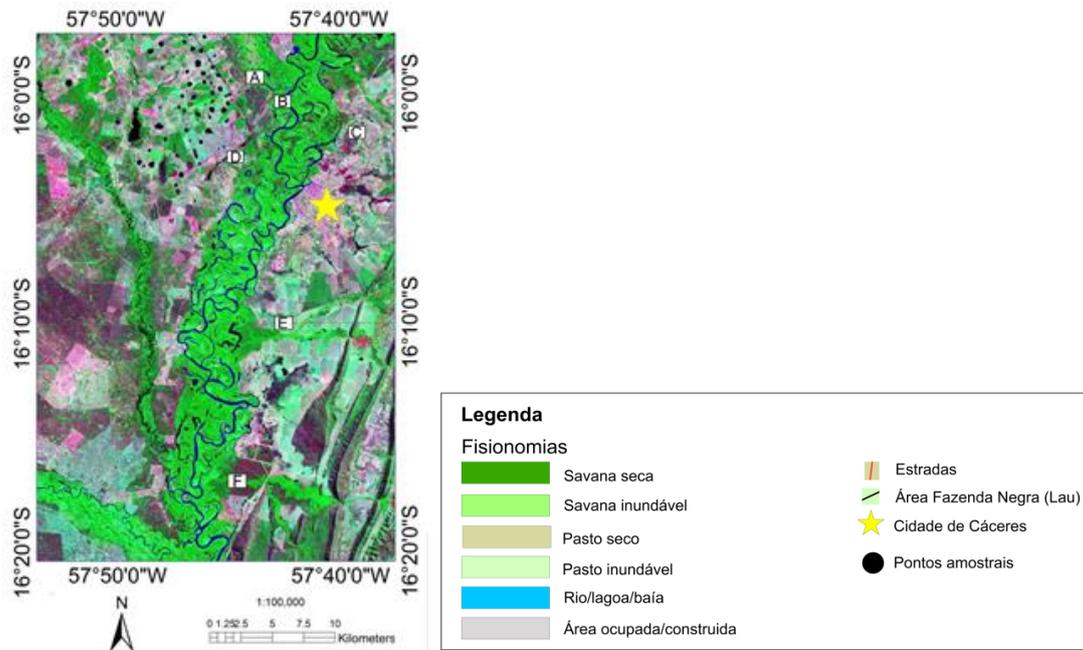
## **APÊNDICES**

**APÊNDICE A.** Tabela com as coordenadas das subparcelas coletadas próximas ao município de Cáceres, MT.

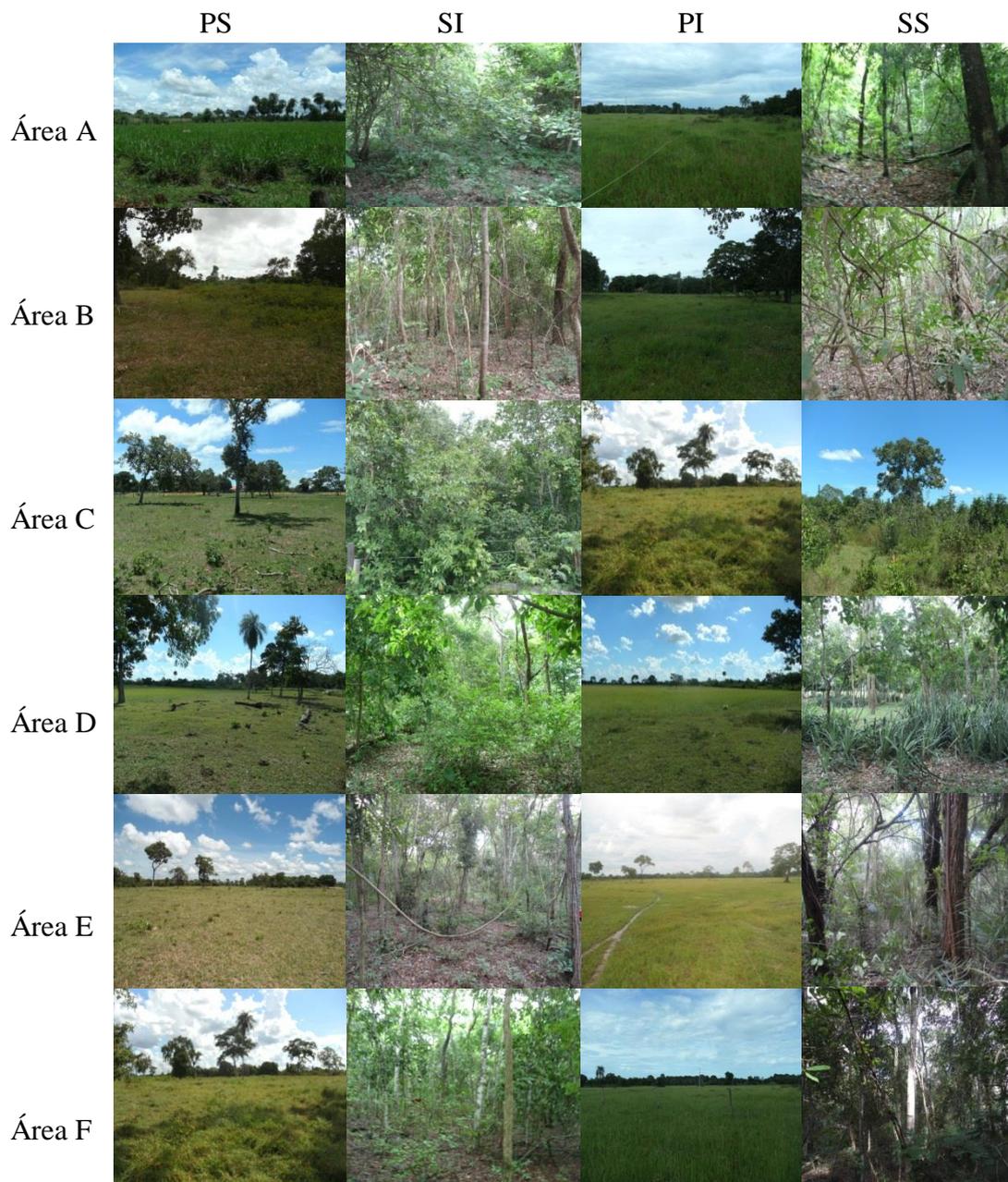
**Coordenadas dos locais**

	<b>Parcela</b>	<b>Coordenadas</b>	<b>Altitude (m)</b>
Área A	Pastagem Inundável	S 15°59'18,7" - O 57°44'21,9"	118
	Savana Inundável	S 15°59'11,6" - O 57°44'04,2"	127
	Pastagem Seco	S 15°59'31,3" - O 57°44'54,4"	148
	Savana Seca	S 15°59'27,8" - O 57°44'44,9"	127
Área B	Pastagem Inundável	S 16°01'24,6" - O 57°39'40,3"	125
	Savana Inundável	S 16°01'08" - O 57°31'59,8"	122
	Pastagem Seco	S 16°01'28,6" - O 57°39'44,3"	121
	Savana Seca	S 16°01'22,6" - O 57°38'14,3"	126
Área C	Savana Inundável	S 16°3'37,7" - O 57°45'34,4"	141
	Savana Seca	S 16°3'18,6" - O 57°45'26,9"	127
	Pastagem Inundável	S 16°3'37,3" - O 57°44'52,5"	141
	Pastagem Seco	S 16°2'46,1" - O 57°45'28,9"	130
Área D	Savana Inundável	S 16°0'10,53" - O 57°43'1,38"	135
	Savana Seca	S 16°1'45,77" - O 57°43'35,84"	152
	Pastagem Inundável	S 16°1'2,14" - O 57°42'42,83"	132
	Pastagem Seco	S 16°0'53,69" - O 57°43'43,63"	123
Área E	Savana Inundável	S 16°10'2,72" - O 57°43'56,43"	123,7
	Savana Seca	S 16° 8'43,75" - O 57°41'12,97"	123,6
	Pastagem Inundável	S 16°11'5,92" - O 57°43'4,95"	132
	Pastagem Seco	S 16° 9'47,89" - O 57°42'31,17"	142
Área F	Savana Inundável	S 16°16'23,36" - O 57°45'9,52"	134
	Savana Seca	S 16°17'37,01" - O 57°43'7,42"	135
	Pastagem Inundável	S 16°15'31,08" - O 57°44'38,76"	134
	Pastagem Seco	S 16°16'30,15" - O 57°43'10,39"	125

**APÊNDICE B.** Mapa de uso e ocupação do solo das áreas amostradas em diferentes baias do Rio Paraguai no Pantanal de Cáceres, MT, onde as áreas estão determinadas através das letras (A – F),



**APÊNDICE C.** Registro fotográfico dos subparcelas onde foram realizadas as coletas, onde foram registrados Pastagem sem presença do pulso de inundação (PS), Savanas com a presença do pulso de Inundação (SI), Pastagens com a presença do pulso de inundação (PI) e savanas sem a presença do pulso de inundação (SS) em cada área coletada,



**APÊNDICE D.** Tabela demonstrativa dos resultados dos testes utilizados no estudo. Data = Antes/Depois da inundação; Local = Uso e ocupação do solo (Pastagem e Savana); Pulso = Influencia do pulso de inundação (Com presença do pulso e sem a presença do pulso); IC=Incidência de luz; GL = Graus de liberdade; “\*” = Interação.

<b>Modelo estatístico</b>	<b>GL</b>	<b>p</b>
<b>Riqueza ~ Data*Pulso</b>		
Data	22	0,687
Pulso	22	0,740
Data*Pulso	20	0,664
<b>Abundância ~ Data*Pulso</b>		
Data	22	0,871
Pulso	22	0,837
Data*Pulso	20	0,455
<b>Riqueza ~ Local*Pulso</b>		
Local	22	0,006
Pulso	22	0,500
Local*Pulso	20	0,849
<b>Abundância ~ Local*Pulso</b>		
Local	22	0,001
Pulso	22	0,658
Local*Pulso	20	0,159
<b>Riqueza ~ Local*IC + Local*Número de ninhos + Local*Tamanho de ninhos</b>		
Local	18	0,001
IC	18	<0,001
Número de ninhos	18	0,660
Tamanho de ninhos	18	0,060
Local*IC	18	0,010
Local*Número de ninhos	18	<0,001
Local*Tamanho de ninhos	18	0,787
<b>Abundância ~ Local*IC + Local*Tamanho de ninhos + Local*Número de ninhos</b>		
Local	18	0,001
IC	18	0,690
Número de ninhos	18	0,060
Tamanho de ninhos	18	0,182
Local*IC	18	0,460
Local*Número de ninhos	18	0,002
Local*Tamanho de ninhos	18	0,492

## **ANEXOS**

**ANEXO A.** Normativas para a publicação na revista *Agriculture, Ecosystems & Environment* (ISSN: 0167-8809), retiradas do site: [http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws\\_home/503298/authorinstructions](http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/503298/authorinstructions) na data de 31/08/2012.

### **Reference style**

*Text:* All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication.

Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then chronologically.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999). Kramer et al. (2010) have recently shown ....'

*List:* References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

*Examples:*

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific Article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

**ANEXO B.** Desenho amostral sugerido pelo projeto para coleta de cupins seguindo o protocolo elaborado pelo JONES e EGGLETON (2000).

