



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

**ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DE FLORESTAS
TRANSICIONAIS DA AMAZÔNIA ASSOCIADAS À DEGRADAÇÃO
FLORESTAL E TRANSIÇÕES NO USO DA TERRA**

Divino Vicente Silvério

Brasília-DF

Fevereiro de 2015

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

**ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DE FLORESTAS
TRANSICIONAIS DA AMAZÔNIA ASSOCIADAS À DEGRADAÇÃO FLORESTAL
E TRANSIÇÕES NO USO DA TERRA**

Divino Vicente Silvério

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante

Coorientador: Dr. Paulo Monteiro Brando

Brasília-DF, Fevereiro de 2015

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília. Acervo 1020382.

S587a Silvério, Divino Vicente.
Alterações na estrutura e funcionamento de florestas transicionais da Amazônia associadas à degradação florestal e transições no uso da terra / Divino Vicente Silvério. -- 2015.
x, 101 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) - Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2015.
Orientação: Mercedes Maria da Cunha Bustamante ;
coorientação: Paulo Monteiro Brando.
Inclui bibliografia.

1. Gramínea. 2. Radiação. 3. Energia. 4. Ecologia florestal. 5. Florestas - Amazônia. 6. Desmatamento. 7. Solo - Uso. I. Bustamante, Mercedes M. C. II. Brando, Paulo Monteiro. III. Título.

CDU 634.0(811)



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Tese de Doutorado

DIVINO VICENTE SILVÉRIO

Título:

“Alteração na estrutura e funcionamento de florestas transicionais da Amazônia associadas à degradação florestal e transições no uso da terra.”

Banca Examinadora:

Prof.ª. Dr.ª. Mercedes Maria da Cunha Bustamante
Presidente
ECL/UnB

Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando
Membro Titular
IPAM

Prof.ª. Dr.ª. Susan Trumbore
Membro Titular
Max Planck Institute

Prof. Dr. Marcos Costa
Membro Titular
UFV

Prof.ª. Dr.ª. Heloisa Miranda
Membro Titular
ECL/UnB

Prof. Dr. Laerte Guimarães Ferreira
Suplente
UFG

Brasília, 02 de fevereiro de 2015.

A minha mãe (in memoriam),
a minha esposa e
ao nosso bebê

Agradecimentos

À minha orientadora Profa. Dra. Mercedes Bustamante pelos direcionamentos, pelo apoio, pela liberdade na condução do trabalho, pela cooperação e parceria, pela amizade e pelo exemplo de ética e conduta profissional.

Ao meu co-orientador Dr. Paulo Brando pela amizade, por ter aceitado me coorientar neste trabalho, por acompanhar a elaboração deste trabalho em todas as fases, pela parceria, por facilitar a colaboração com outros pesquisadores e instituições.

À Dra. Márcia Macedo pela amizade, parceria, colaboração e importantes contribuições para análises numéricas e com a elaboração de parte do trabalho.

Ao Prof. Dr. Marcos Costa e à Profa. Dra. Heloisa Miranda por aceitarem participar da banca de avaliação, pelas sugestões que contribuíram muito para a melhoria muito do trabalho.

À minha querida esposa Fabiane Souchie pelo apoio, pela dedicação, pelo amor e carinho ao longo desta caminhada.

Aos meus irmãos Vilmar (Grande), Batista (Babá) e Lúzio (Vilela) pela amizade e apoio.

À equipe de colaboradores do IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) que ajudaram na coleta dos dados: Claudinei Santos (Sam), Wanderlei Rocha, Sandro Pereira, Darlisson Nunes, Adilson Coelho, Ebis Nascimento, Raimundo Quintino (Santarém) e Sebastião do Nascimento (Bate).

Ao Dr. Michael Coe pesquisador do *Woods Hole Research Center* por me receber para o meu período de Doutorado Sanduiche, pelas dicas e direcionamentos, pela parceria na elaboração do trabalho.

À Dra. Regina C. Oliveira pela identificação das espécies de gramíneas.

Aos meus amigos e colegas do laboratório de Ecologia de ecossistemas, Letícia Santos, Regina, Julia Shimbo, Elisa, Viviane Fernandes, Rafaella, pela amizade e conversas

Ao IPAM pela parceria e financiamento da coleta dados no sítio de pesquisa na Fazenda Tanguro.

Às Fundações *Gordon and Betty Moore Foundation*, *Packard Foundation* e *National Science Foundation* (processo nº. 0743703) pelo financiamento da coleta de parte dos dados no experimento de fogo controlado, na Fazenda Tanguro, Mato grosso, que foram utilizados neste trabalho.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão de uma bolsa de Doutorado Sanduíche (processo nº: PDSE BEX 18809/12-0);

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de doutorado (processo nº 141072/2013-0).

À secretária do Programa de Pós-graduação em Ecologia Vanessa pela ajuda com todos os documentos.

Sumário

Resumo geral	x
General abstract	xi
Introdução geral	1
Apresentação	1
Principais vetores de degradação florestal na Amazônia	3
Implicações da degradação florestal e perspectivas para a Amazônia	5
<i>Estoque de biomassa e carbono</i>	5
<i>Dinâmica de queimadas</i>	5
<i>Estrutura da vegetação e distribuição das florestas</i>	6
<i>Clima regional</i>	7
Caracterização geral da área de estudo	10
<i>Localização e histórico</i>	10
<i>Clima, vegetação e solos</i>	11
<i>Experimento de fogo</i>	12
<i>Resultados de estudos anteriores</i>	12
Bibliografia Geral	13
Capítulo 1 - Testando a hipótese da savanização amazônica: efeitos do fogo sobre a invasão de uma floresta neotropical por gramíneas nativas e exóticas	21
Resumo:	21
Abstract:.....	21
Introdução	22
Material e métodos	24
<i>Área de estudo</i>	24
<i>Experimento de fogo</i>	25
<i>Monitoramento da invasão de gramíneas</i>	25
<i>Manipulação experimental das populações de Brachiaria decumbens</i>	26
<i>Efeito das gramíneas sobre o comportamento do fogo</i>	27
<i>Análises de dados</i>	28
Resultados.....	28
<i>(a) Invasão de gramíneas para o interior da floresta</i>	28
<i>(b) Presença de gramíneas</i>	30
<i>(c) Estabelecimento de Brachiaria decumbens</i>	31
<i>(d) Invasão de gramíneas e comportamento do fogo</i>	32
Discussão	33

(a) <i>A redução da cobertura do dossel e invasão de gramíneas</i>	33
(b) <i>O fogo seleciona gramíneas nativas e exóticas</i>	34
(c) <i>Persistência das áreas dominadas por gramíneas</i>	35
(d) <i>Implicações</i>	36
Anexos	37
Bibliografias	40
Capítulo 2 – Degradação florestal e perda de biomassa devida à interação entre vendavais, incêndios florestais e efeitos de borda	44
Resumo	44
Abstract.....	45
Introdução	46
Material e Métodos	47
<i>Área de estudo</i>	47
<i>Coleta de dados</i>	48
<i>Análises dos dados</i>	51
Resultados e discussão.....	52
<i>Efeitos do histórico de fogo na mortalidade de árvores associada à tempestade de vento</i>	52
<i>O efeito de borda e a probabilidade de danos devido a vendavais</i>	55
<i>O efeito do DAP nos danos associados a tempestade de vento</i>	56
Conclusão	58
Anexos	60
Bibliografias	64
Capítulo 3 - A expansão agrícola reduz a radiação líquida e a ciclagem de água na Amazônia	67
Resumo	67
Abstract.....	67
Introdução.....	68
Material e métodos	69
<i>Área de estudos</i>	69
<i>Dados utilizados</i>	69
<i>Mapas de uso da terra</i>	70
<i>Evapotranspiração (ET)</i>	70
<i>Temperatura da superfície da terra (LST)</i>	70
<i>Radiação líquida (Rnet)</i>	71

<i>Análise de dados</i>	75
<i>a) Efeito da cobertura do solo sobre o balanço energético</i>	76
<i>b) Efeito cumulativo das LUT –</i>	76
<i>c) Áreas protegidas</i>	77
Resultados e discussão.....	78
Anexos.....	87
Bibliografias.....	91
Conclusões Gerais	95
Lista de figuras	96
Lista de anexos	99
Lista de tabelas	101

Resumo geral

Grande parte das florestas transicionais entre a Amazônia e o Cerrado foi convertida para cultivo de pastagens ou culturas agrícolas nas últimas décadas. Ao mesmo tempo, as florestas remanescentes têm sido afetadas por outros vetores associados à degradação florestal como, por exemplo, os incêndios florestais. A ação conjunta e recorrente destes vetores de degradação aumenta a vulnerabilidade dos ecossistemas amazônicos mas seus efeitos integrados são ainda pouco conhecidos. Na presente tese, procuramos entender e quantificar como as mudanças no uso da terra e os distúrbios florestais afetam alguns aspectos da dinâmica florestal e do clima regional. O trabalho está dividido em três capítulos: no primeiro realizado em uma floresta de transição da Amazônia-Cerrado em Querência Mato Grosso, avaliamos por meio de um experimento de fogo controlado com três tratamentos (controle, fogo-anual [B1yr], e fogo-trienal [B3yr]), a interação entre os incêndios florestais e a invasão de gramíneas e os seus efeitos resultantes para: a intensidade do fogo, extensão da área dominada por gramíneas, e a biomassa acima do solo. Nossos resultados indicaram que sinergias entre queimadas e a invasão por gramíneas C_4 aumentam a intensidade do fogo de forma a acelerar a retração das florestas diante destes distúrbios representando um risco para as florestas na região. No segundo capítulo, desenvolvido no mesmo local, investigamos como a interação entre a ocorrência de vendavais e a degradação florestal pelo fogo afeta a mortalidade de árvores e o estoque de biomassa da floresta. Um censo da vegetação arbórea no experimento de fogo, realizado antes e depois de um grande vendaval ocorrido em outubro de 2012, permitiu verificar que os efeitos negativos do vendaval sobre a estrutura de vegetação e estoque de biomassa foram maiores em áreas afetadas pelo fogo e em ambientes de borda. Nós inferimos com base nestes resultados que dois ou mais vetores de degradação, ocorrendo em uma mesma área, resultam em interações positivas que amplificam os efeitos negativos sobre as florestas e aumentam a probabilidade da ocorrência de novos distúrbios. No terceiro e último capítulo, avaliamos em escala regional (bacia do Xingu, ~170.000 km²) por meio de dados de satélite, como três transições do uso da terra (floresta-pastagem, floresta-lavoura e pastagem-lavoura), em anos recentes (de 2001 a 2010), afetaram a ciclagem de água, o balanço de energia e a temperatura da superfície. Nossa análise espaço-temporal revelou que as transições de floresta-pastagem e floresta-lavoura resultaram em diminuição da radiação líquida (18 e 12%) e da evapotranspiração (32 e 24%), enquanto houve aumento do fluxo de calor sensível (6 e 9%). Para a bacia do Xingu, em geral, estas transições reduziram a evapotranspiração em 7 e 25,5 km³ e aumentaram a temperatura média da superfície em 0,07 e 0,2 °C, respectivamente. Compreender e quantificar como o desmatamento e os diferentes fatores de degradação florestal afetam, individualmente e em conjunto, a dinâmica dos remanescentes florestais e o clima regional é fundamental para uma avaliação abrangente de como trajetórias dos usos da terra podem influenciar os ecossistemas e clima futuro da Amazônia.

Palavras-chave: Amazônia, fogo, invasão de gramíneas, vendavais, florestas de transição, radiação líquida, balanço de energia, evapotranspiração

General abstract

Over the last few decades, a large extent of Amazon-Cerrado transitional forests has been converted to pastures and croplands. At the same time, remaining forests were affected by other drivers of forest degradation, including forest fires. The combined action of these drivers of degradation has increased the vulnerability of Amazonian forests, but their integrated effects are still poorly understood. This thesis aims to quantify how land use change and forest degradation by fire affect forest dynamics and regional climate via the energy balance. The thesis is divided into three chapters. Chapter 1 presents the results of a field study that quantifies the effect of experimental forest fires on fire intensity, grass invasion, and above-ground biomass in a transitional Amazonian forest in Mato Grosso. The fire experiment consisted of three 50-ha treatments (control, burned annually [B1yr], and burned every three years [B3yr]). Results indicated that repeated fires and invasion by C_4 grasses acted synergistically to increase fire intensity, causing further degradation and threatening the future of transitional forests. Chapter 2, conducted in the same study area, investigates how a large wind storm (“blow-down”) interacted with forest degradation by fire to affect tree mortality and aboveground biomass. Censuses of trees in the experimental fire plots were conducted before and after a wind storm in October 2012. Results indicate that the negative effects of the wind storm on vegetation structure and aboveground biomass were higher within the burned plots and along forest edges than in the control plot. Based on these results, we inferred that these two degradation vectors acted synergistically to amplify forest degradation and increased the likelihood of impacts due to further disturbance events. Chapter 3 used satellite data to evaluate how three recent (2001-2010) land use transitions (forest-to-pasture, forest-to-cropland, and pasture-to-cropland) affected water cycling, the energy balance, and surface temperature on a regional scale (Xingu basin, ~ 170,000 km²). Our spatio-temporal analyses revealed that forest-to-pasture and forest-to-cropland transitions decreased net radiation (by 18 and 12%, respectively) and evapotranspiration (32 and 24%), while increasing sensible heat flux (6, 9%). At the regional (Xingu basin) scale, these land use transitions reduced evapotranspiration by 7 and 25.5 km³ and increased the average surface temperature by 0.07 and 0.2 °C, respectively. By quantifying the individual and combined effects of deforestation and other drivers of degradation on forest dynamics and the energy balance, this thesis advances our understanding of how future land use trajectories may influence the ecosystems and climate of Amazonia.

Key words: Amazon, fire, grass invasion, windstorms, Amazon transition forests, net radiation, energy balance, evapotranspiration

Introdução geral

Apresentação

Iniciamos a tese com uma apresentação e contextualização dos fatores naturais e antrópicos associados à degradação florestal na Amazônia, bem como, suas interações e consequências para as florestas. Apresentamos também uma descrição geral da área de estudo. Em seguida, apresentamos três capítulos, através dos quais procuramos entender e quantificar para as florestas de transição Cerrado-Floresta Amazônica, como as mudanças no uso da terra, os incêndios florestais e os vendavais afetam a dinâmica da floresta, e por meio do balanço de energia, o clima local. Por fim, apresentamos as conclusões gerais do trabalho.

As florestas da Amazônia estão sofrendo impactos de eventos de secas severas (Lewis et al., 2011; Phillips et al., 2009; Samanta et al., 2010), do desmatamento e da exploração madeireira (Asner et al., 2005; Nepstad et al., 2014, 2009) e dos incêndios florestais frequentes (Brando et al., 2014; Morton et al., 2013). Alguns desses processos de degradação são reforçados por sinergias e mecanismos de retroalimentação positivos e criam um limiar crítico potencial, a partir do qual as florestas perdem resiliência. A Figura 1 ilustra alguns dos efeitos potenciais das mudanças no uso da terra e do clima sobre a dinâmica da floresta. Parte destes processos e dessas interações tem sido abordada em outros estudos, sendo que algumas das relações ainda não estão bem determinadas (linhas pontilhadas) outras são bem estabelecidas na literatura (linhas contínuas), mas nem sempre bem quantificadas (Balch et al., 2011; Barlow & Peres, 2008; Costa et al., 2010, 2007; Loarie et al., 2011; Slik et al., 2010). Na introdução geral, apresentamos uma contextualização dos processos mais relevantes para os processos ecológicos e climáticos ilustrados no diagrama (linhas em cinza na Figura 1) e nos três capítulos subsequentes apresentamos nossos resultados sobre as ligações de processos de degradação e ecológicos abordados neste trabalho (setas vermelhas, azuis e verdes na Figura 1).

No primeiro capítulo, avaliamos como a mortalidade de árvores e abertura no dossel provocado por incêndios florestais em um experimento de fogo localizado em Querência, Mato Grosso, influenciam o estabelecimento de gramíneas e comportamento de incêndios subsequentes (Figura 1). Este processo foi avaliado por meio de três sub-experimentos: 1) mapeamento da invasão de gramíneas a partir da borda, avaliada por sete anos (2005-2011); 2) avaliação do comportamento do fogo em ambientes com predominância de diferentes espécies de gramíneas em 2010; 3) estabelecimento de parcelas em ambientes com diferentes índices de área foliar (IAF), onde foi realizado o plantio de sementes de uma gramínea exótica

(*Brachiaria decumbens*) e quantificado o seu estabelecimento. A principal contribuição deste capítulo foi ampliar a compreensão de como a frequência de incêndios, o nível de alteração na entrada de luz e cobertura do solo influenciam o estabelecimento de gramíneas e o comportamento do fogo em incêndios subsequentes, empobrecendo as florestas de maneira permanente e afetando processos como o estoque de carbono e a ciclagem de água.

No segundo capítulo, desenvolvido no mesmo local, investigamos como a interação entre ocorrência de vendavais e a degradação florestal pelo fogo afeta a mortalidade de árvores e o estoque de biomassa aérea da floresta (Figura 1). Um censo da vegetação arbórea nas parcelas experimentais com tratamento de fogo, realizado antes e depois de um vendaval ocorrido em outubro de 2012, permitiu quantificar e comparar os efeitos negativos do vendaval sobre a estrutura de vegetação e estoque de biomassa em áreas afetadas ou não pelo fogo.

No terceiro e último capítulo, avaliamos em escala regional (bacia do Xingu, ~170.000 km²) por meio de dados de satélite, como três transições do uso da terra (floresta-pastagem, floresta-lavoura e pastagem-lavoura), em anos recentes (de 2001 a 2010), afetaram a ciclagem de água, o balanço de energia e a temperatura da superfície (Figura 1).

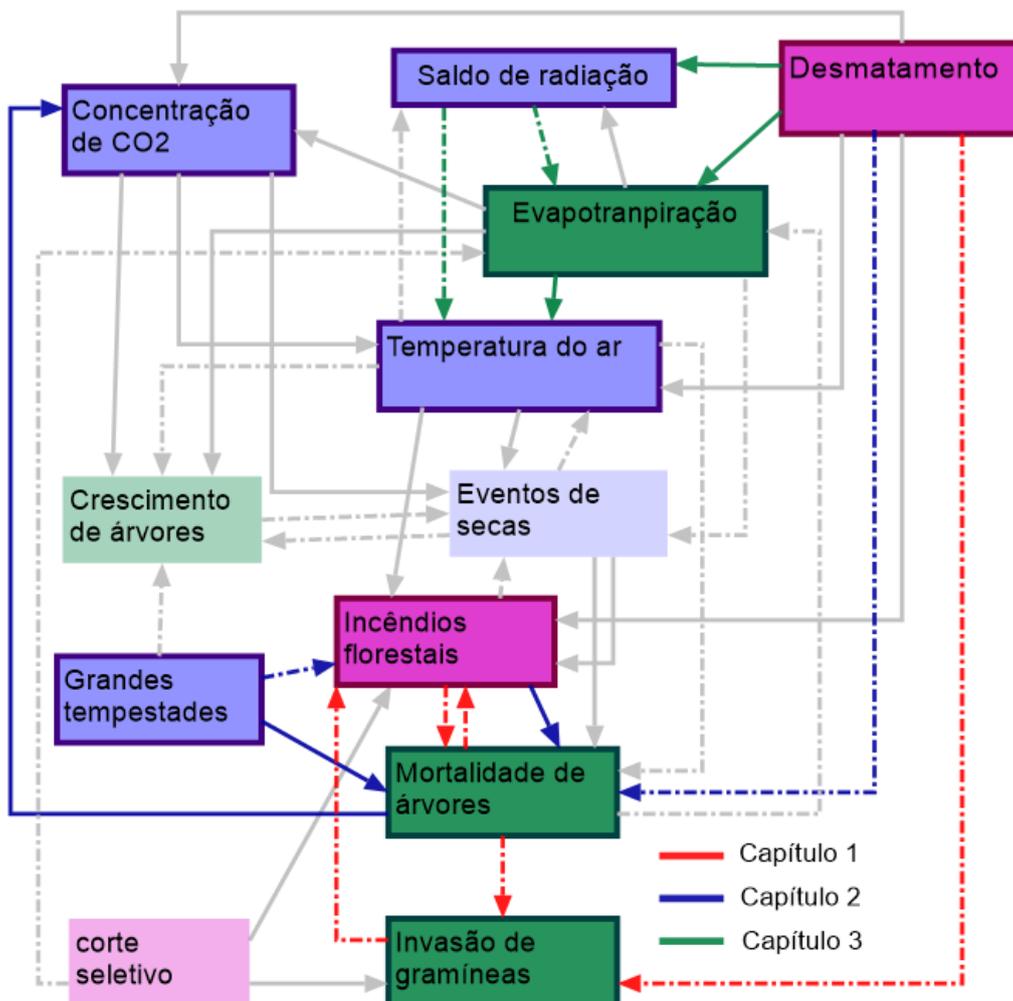


Figura 1 - Modelo conceitual ilustrando a interconexão entre as mudanças de uso da terra e efeitos para processos ecossistêmicos. Ligações em cinza representam interações não abordadas na presente tese; caixas em rosa, vetores de degradação; caixas em azul, variáveis ambientais; caixas em verde, resposta da vegetação. Linhas pontilhadas representam ligação entre processos ainda não estão bem determinadas, linhas contínuas representam processos e relações bem estabelecidas na literatura.

Principais vetores de degradação florestal na Amazônia

As florestas da Amazônia estão sendo alteradas por vários vetores que induzem processos de degradação, incluindo secas severas, vendavais, desmatamento e exploração madeireira, e incêndios florestais frequentes. Estes processos podem ser reforçados por *feedbacks* positivos, que podem, a partir de um limiar crítico, resultar em perda de resiliência dos sistemas florestais (Brando et al., 2014; Davidson et al., 2012). Com base na Figura 1, notamos que, embora só as mudanças na composição química da atmosfera e suas consequências (como aumento na concentração de CO₂ e aumento na temperatura do ar) possam levar à degradação de florestas na Amazônia, o desmatamento e mudanças no uso da terra podem acelerar este processo por aumentar a mortalidade de árvores (Balch et al., 2011;

Barlow & Peres, 2008; Slik et al., 2010) e as fontes de ignição do fogo e a temperatura do ar na superfície (Costa et al., 2007; Loarie et al., 2011) e por reduzir a precipitação local (Costa et al., 2010). Adicionalmente, a ocorrência de incêndios florestais em anos de secas severas resulta em grande mortalidade de árvores e intensa degradação florestal devido à forte interação positiva entre esses dois fatores (Brando et al., 2014).

Cerca de 20% da Amazônia já foi convertida em pastagens ou culturas agrícolas (INPE, 2014). Ao mesmo tempo, as florestas remanescentes têm sido afetadas por extensos incêndios florestais (Brando et al., 2014; INPE, 2014; Morton et al., 2011). Apesar das reduções sucessivas da taxa de desmatamento desde 2005, em 2013 foram desmatadas aproximadamente 5.000 km² (INPE, 2014). De forma geral, o desmatamento nos trópicos resulta em fragmentação das florestas, tornando-as mais vulneráveis a outros vetores de degradação como, por exemplo, o fogo, que têm se tornado mais frequentes e mais intensos nos últimos anos (Alencar et al., 2006; Cochrane et al., 1999; Morton et al., 2011). Somente no período entre 2001 e 2010, por exemplo, uma área de aproximadamente 85.000 km² foi afetada por incêndios florestais rasteiros na Amazônia (Morton et al., 2011).

O desmatamento e a degradação florestal na Amazônia representam uma séria ameaça aos serviços ecossistêmicos, entre eles a manutenção o clima (IPCC, 2007). Aproximadamente 100 Gt de carbono estão estocados na biomassa de milhões de árvores (Houghton, 2005; Soares-Filho et al., 2006), que juntas mobilizam por ano 7.200 km³ de água entre o solo e a atmosfera (Nobre et al., 1991; Salati & Nobre, 1991; Salati & Vose, 1984). Assim, o desmatamento e a degradação florestal na Amazônia podem ter várias consequências aos ciclos de carbono e da água (Granados & Korner, 2002; Körner, 2009; Nobre et al., 1991; Rockström et al., 2009).

A ocorrência de secas extremas, que têm se tornado frequentes nos últimos anos (Lewis et al., 2011; Phillips et al., 2009), exerce forte influência nas emissões de carbono pela mortalidade de árvores e facilitação da ocorrência de incêndios florestais de maiores proporções (Alencar et al., 2006; Brando et al., 2014; Lewis et al., 2011; Phillips et al., 2009). A compreensão sobre as trajetórias potenciais da Amazônia, no entanto, é ainda incipiente, inclusive para as florestas de transição entre o Cerrado e a Amazônia. Tais florestas têm papel importante na compreensão da relação entre a estrutura da vegetação e os fluxos de carbono, água e energia e as mudanças climáticas (Hirota et al., 2011; Malhi et al., 2008; Staver et al., 2011). Apesar da alta capacidade de resiliência do bioma amazônico, estudos preveem que a ação conjunta e recorrente destes processos tem conduzido ecossistemas amazônicos a uma condição de grande vulnerabilidade (Davidson *et al.* 2012).

Implicações da degradação florestal e perspectivas para a Amazônia

Estoque de biomassa e carbono

As florestas da Amazônia representam cerca 60% das florestas tropicais, estocando aproximadamente 100 Gt de carbono na biomassa (Soares-Filho et al., 2006; Houghton, 2005). Esta quantidade de carbono equivale a mais de uma década das emissões globais (Davidson, et al. 2012). Um hectare de floresta na Amazônia pode conter até 400 toneladas de biomassa (Saatchi et al., 2007). Aproximadamente metade desta biomassa é composta por carbono, que em caso de desmatamento, é emitido como dióxido de carbônico (CO₂) para a atmosfera. O desmatamento na região amazônica foi responsável pela emissão de 200 milhões de toneladas de carbono por ano, no período entre 1989-1998 (Houghton et al., 2000). Assim, a Amazônia é um grande reservatório de carbono e a sua conservação é determinante na manutenção do clima e de outros serviços ecossistêmicos globais (Houghton, 2005; Saatchi et al., 2011).

Além de estocar grande quantidade de biomassa, as florestas da Amazônia são tidas também como sumidouro de carbono, tendo em vistas a assimilação de CO₂ da atmosfera pelo processo de fotossíntese (Baker et al., 2004; Malhi & Grace, 2000; Saleska et al., 2003). Apesar de grande variação e incertezas, estimativas indicam que as florestas assimilam de 0,4 a 1,6 toneladas por hectare por ano (Baker et al., 2004; Malhi & Grace, 2000).

A ocorrência de eventos climáticos extremos e o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, no entanto, podem inverter o papel das florestas na ciclagem de carbono. Em anos de secas severas, como ocorrido em 2005 e 2010, as emissões de CO₂ tendem a ser maiores do que a assimilação de CO₂ pela fotossíntese (Lewis et al., 2011; Phillips et al., 2009). A ocorrência de grandes tempestades tropicais na Amazônia, que podem se tornar frequentes com as mudanças climáticas atualmente em curso, também tem sido associada a mudanças na dinâmica das floresta e podem causar grande perda de biomassa (Espírito-Santo et al., 2014; Negrón-Juárez et al., 2010). Adicionalmente, as florestas podem se tornar mais dinâmicas com o aumento contínuo da concentração de CO₂ na atmosfera, o que resultaria em perda do carbono estocado (Granados & Korner, 2002; Körner, 2009, 2004).

Dinâmica de queimadas

Mudanças na dinâmica regional de queimadas representam também uma das principais consequências indiretas do desmatamento na região Amazônica (Alencar et al., 2004; Cochrane et al., 1999; Nepstad et al., 2001; Figura 1). O dossel contínuo da floresta

impedindo a entrada de luz e mantendo a umidade constante tornam as florestas da Amazônia naturalmente resistentes à ocorrência de grandes incêndios (Ray et al., 2010, 2005). Estudos arqueológicos apontam que de forma natural os incêndios severos têm ocorrido em intervalos maiores que três séculos e somente quando associados a eventos extremos de seca (Meggers, 1994). Atualmente, no entanto, incêndios associados às ações antrópicas têm se tornado frequente na Amazônia (Alencar et al., 2006, 2004; Cochrane et al., 1999). A criação de clareiras em áreas de corte seletivo de madeira, as mudanças na entrada de luz e umidade em ambientes de borda e o aumento de combustível fino principalmente em áreas com cultivo de pastagens e lavouras são mudanças associadas a ação antrópica que diminui a resistência das florestas a ocorrência de incêndios (Alencar et al., 2006; Cochrane & Barber, 2009).

Os incêndios florestais rasteiros têm atingido grandes extensões de florestas na Amazônia. O início destes incêndios ocorre em áreas próximas a ambientes já desmatados, mas em determinadas condições climáticas, o fogo pode avançar mesmo sobre as florestas intactas. Somente entre os anos de 2000 e 2010 uma área de aproximadamente 85.000 km² de florestas foram queimados na Amazônia (Morton et al. 2013). O início dos incêndios ocorre geralmente em áreas próximas às rodovias, às áreas de pastagem e lavouras ou de corte seletivo de madeira (Alencar et al., 2006; Cochrane & Barber, 2009). Adicionalmente, o aumento da quantidade de dias sem chuva, do déficit de pressão de vapor (DPV), e da quantidade de combustível de chão pela queda da folhagem, facilitam o avanço das frentes de fogo sobre extensas áreas, causando mortalidade de árvores e o empobrecimento das florestas (Ray et al. 2010, Alencar *et al.* 2006, 2004).

A ocorrência do fogo induz várias mudanças na floresta, incluindo: a mortalidade de árvores, a redução da cobertura de copa e da riqueza de espécies, e o aumento das emissões de gases de efeito estufa (Balch *et al.* 2008, Brando *et al.* 2011). Os indivíduos menores e as espécies com casca menos espessa e com menor densidade da madeira são mais susceptíveis ao fogo (Brando et al., 2012). Este processo resulta em mudanças na estrutura e composição da vegetação com reflexos na ciclagem de nutrientes e no clima (Cochrane et al., 1999; D'Antonio & Vitousek, 1992; Davidson et al., 2007).

Estrutura da vegetação e distribuição das florestas

A fragmentação das florestas pelo desmatamento, a ocorrência subsequente de incêndios florestais (Brando et al., 2014; Morton et al., 2013) e as mudanças globais no clima (Cox et al., 2004; Loarie et al., 2009) favorecem a degradação das florestas (Cochrane & Schulze, 1999; Nepstad et al., 2001). Apesar de alguns modelos globais de dinâmica da vegetação indicarem a retração das florestas Amazônicas no final do século (Cox et al., 2004;

Huntingford et al., 2004), ainda não há uma visão integrada de como esse processo ocorrerá. Um importante promotor dessa provável retração seria a crescente invasão da borda das florestas por gramíneas exóticas (Nepstad et al., 2008). Adicionalmente, queimadas supostamente interagem com a invasão de gramíneas mediante a um ciclo de retroalimentação positiva que causa declínio na cobertura arbórea (Balch et al., 2009; D'Antonio & Vitousek, 1992; Veldman & Putz, 2011).

A maioria das espécies arbóreas das florestas da Amazônia são vulneráveis ao fogo (Balch et al., 2008; Barlow et al., 2003; Brando et al., 2012), e incêndios recorrentes podem resultar em extinções locais de espécies. Este processo poderia causar uma substituição lenta e gradual da vegetação atual por uma mais tolerante ao fogo (Brando *et al.* 2011, Cochrane & Barber 2009, Nepstad *et al.* 2008). Em condições de incêndios frequentes, espécies herbáceas mais inflamáveis, como por exemplo, as gramíneas exóticas, poderiam expandir sua área de ocorrência, e criar condições que favorecem a ocorrência de incêndios de maior intensidade (D'Antonio & Vitousek, 1992; Veldman et al., 2009). A interação entre a invasão por gramíneas e o aumento na frequência e intensidade do fogo são importantes em muitas fronteiras agrícolas devido à combinação entre aumento de fontes de ignição, a redução da umidade das bordas florestais e a proliferação de espécies. Exemplos desse processo são dados em muitos estudos que registraram que o estabelecimento de gramíneas invasoras, que se beneficiam da cobertura arbórea reduzida (Hoffmann et al., 2004; Veldman et al., 2009), acumulam mais combustível fino, aumentam a intensidade das queimadas e por consequência favorece a expansão da área de ocorrência das gramíneas por aumentar a mortalidade de árvores (Hoffmann et al., 2004; Rossiter et al., 2003; Setterfield et al., 2010; Veldman et al., 2009).

Clima regional

A redução das áreas de florestas por meio do desmatamento pode afetar o balanço de energia com mudanças na precipitação (Foley et al., 2007; Spracklen et al., 2012), na entrada de radiação (Randow et al., 2004), e no escoamento superficial e vazão dos rios (Coe et al., 2011). Em geral, as florestas tropicais apresentam baixa refletância, resultando em elevadas taxas de energia absorvidas pela superfície (Bonan, 2002; Bonan et al., 2004). Devido ao alto índice de área foliar, raízes profundas e disponibilidade de umidade no solo, grande parte da radiação absorvida (~75%) é convertida em fluxo de calor latente via evapotranspiração (Bonan et al., 2004; Costa & Foley, 1997). Por outro lado, áreas de pastagens e de soja apresentam menor índice de área foliar e menor profundidade de enraizamento, bem como albedo superior na maior parte do ano, levando a grande diferença no saldo de radiação e evapotranspiração (Bruijnzeel, 2004; Costa & Foley, 1997; Costa et al., 2007). Assim, em

comparação a pastagens e agricultura mecanizada, as árvores de florestas tropicais mantêm maior evapotranspiração durante todo o ano, assim como menor temperatura do ar à superfície e maior precipitação regional (Sampaio et al., 2007).

Apesar de esses conceitos serem bastante estabelecidos, os efeitos da conversão de florestas tropicais em áreas de agricultura e pastagens sobre os balanços de energia e água permanecem ainda pouco quantificados (Costa & Foley, 1997; Priante-Filho et al., 2004; Sampaio et al., 2007). Isto se deve principalmente à dificuldade das técnicas para a quantificação em escala de ecossistema. De forma geral, o monitoramento por satélites tem focado principalmente na detecção de desmatamentos, seus efeitos para o estoque de carbono, e a ocorrência de incêndios (Alencar et al., 2004; Houghton et al., 2000; Morton et al., 2006). Neste contexto, novas análises que utilizam sensoriamento remoto são necessárias para melhorar nossa compreensão da dinâmica de paisagem na Amazônia, incluindo a quantificação das consequências destas mudanças do uso da terra para processos ecossistêmicos na região (Costa & Yanagi, 2006; Malhi et al., 2008).

As florestas da Amazônia influenciam o ciclo regional de água por meio da transferência para a atmosfera de $7.400 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$ de vapor de água via evapotranspiração (ET), mais de 50% da precipitação total da região (Salati & Nobre, 1991). No entanto, a rápida expansão da fronteira agrícola está reduzindo a ET na região amazônica (Ponte de Souza et al., 2011; Priante-Filho et al., 2004; Randow et al., 2004). Pastagens e lavouras, que ocupam áreas desmatadas podem reduzir o ET regional, em função de seus sistemas radiculares superficiais, baixo índice de área foliar e baixa rugosidade da superfície (Bonan, 2002; Luysaert et al., 2014; Nepstad et al., 2004).

O processo de ET consome grande quantidade de energia. Assim, a sua redução resulta em energia adicional que pode aumentar o fluxo de calor entre a superfície e atmosfera (calor sensível, H), aumentando a temperatura do ar. O total de energia disponível para os processos de ET e H, conhecido como saldo de radiação (R_{net}), também pode ser afetado pelas transições no uso do solo (TUS). Pastagens e lavouras, em geral, apresentam maior reflexão de luz solar (albedo), o que resulta em menos R_{net} comparado às florestas.

Apesar das recentes reduções na taxa de desmatamento na Amazônia (INPE, 2014), tanto mudanças no uso da terra quanto na frequência de distúrbios florestais, que ocorreram no passado, ainda exercem influências importantes no clima regional (Coe et al., 2013). No Estado do Mato Grosso, por exemplo, milhares de hectares de florestas foram substituídos por pastagens e áreas de agricultura mecanizada na última década (Macedo et al., 2012; VanWey et al., 2013), o que pode ter causado reduções no R_{net} e ET regional (Costa et al., 2007; Sampaio et al., 2007). Ao mesmo tempo, entre 1999 e 2010 incêndios florestais atingiram de

mais de 85 mil km² na porção sul da Amazônia, sendo que 16% desta área foi queimada mais de uma vez neste período (Morton et al., 2013). Assim, tanto o desmatamento quanto a degradação das florestas pode reduzir a capacidade de florestas primárias de ciclar água e estabilizar o clima regional.

As diferenças no balanço de energia entre áreas desmatadas e de florestas primárias são bastante pronunciadas, mas não são as únicas que afetam o clima de fronteiras agrícolas da Amazônia. A substituição de grandes áreas de pastagens por plantações de soja também podem ter efeitos semelhantes no clima. Isto ocorreria por diferenças no albedo, calor sensível e evapotranspiração entre as áreas de agricultura mecanizada e áreas de pastagens. No entanto, o entendimento dos efeitos da substituição de áreas de pastagens por plantações agrícolas no balanço de energia demanda mais estudos.

Caracterização geral da área de estudo

Localização e histórico - A área de estudo abrange a Bacia do Rio Xingu em Mato Grosso, uma região transicional entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, da qual fazem parte 35 municípios, e um dos maiores parques indígenas (Parque Indígena do Xingu) do mundo. As nascentes do Xingu localizam-se em propriedades particulares que, em geral, desenvolvem atividades agropecuárias (Figura 2, parte superior).

O sítio de estudo compreende um experimento em grande escala de queimadas controladas em florestas de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, localizado na Fazenda Tanguro (12°50'S 52°25'W), aproximadamente a 35 km ao sul do município de Querência, no estado do Mato Grosso (Figura 2). A Fazenda possui uma área de 82.000 hectares, dos quais aproximadamente 32.000 hectares estão desmatados. Após o desmatamento, a área foi utilizada para o cultivo de pastagens (principalmente espécies do gênero *Brachiaria* e *Andropogon*) para a criação de gado até o ano de 2002. Após este período, as pastagens foram gradativamente convertidas em lavouras. Em 2008, todas as áreas de pastagens já haviam sido convertidas em lavouras de soja.

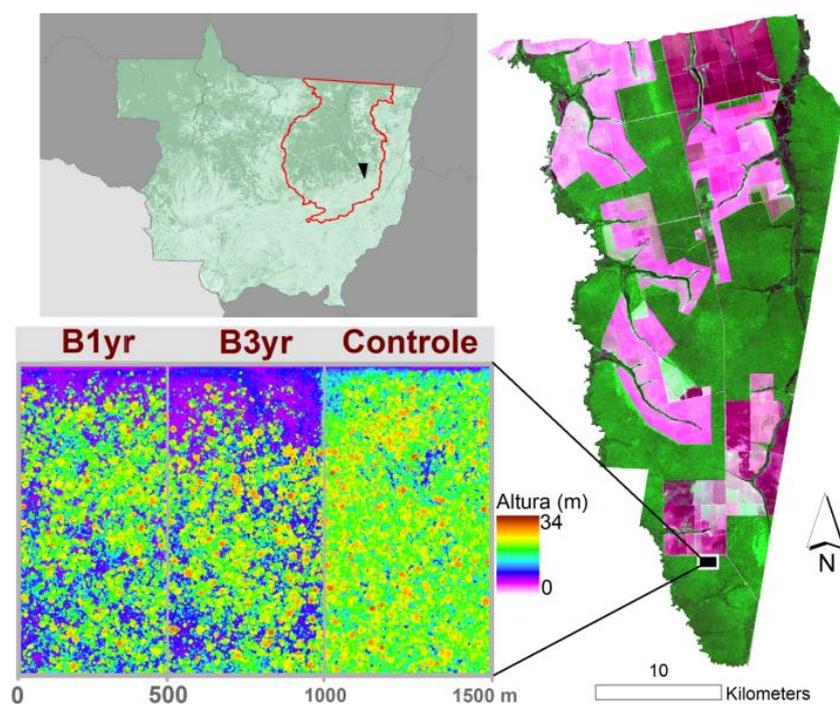


Figura 2 - Fazenda Tanguro em Querência, Mato Grosso, com recorte inferior indicando localização do experimento de fogo com três tratamentos: tratamento controle, queimado a cada três anos (B3yr), e queimado todos os anos (B1yr). Altura de vegetação elaborada com base em dados de LIDAR coletados em 2011 no âmbito do projeto Paisagens Sustentáveis Brasil (fonte: Embrapa Monitoramento por Satélites). Recorte na parte superior indica localização da fazenda Tanguro (triângulo em preto) dentro da bacia do Rio Xingu (em vermelho) e do estado de Mato Grosso.

Clima, vegetação e solos - Os dados de uma estação meteorológica automatizada, instalada próximo ao experimento de fogo na fazenda Tanguro, indicam para o período entre 2004 e 2012, uma estação seca que se estende de maio a setembro e uma estação chuvosa que se estende de outubro a abril (Figura 3), média anual de temperatura do ar de 25°C, uma temperatura mínima do ar de 18,4°C, temperatura máxima de 34,2° C, umidade relativa do ar de 70,6%, e precipitação em torno de 1700 mm ano⁻¹. Os ventos tem velocidade média de 3,7 m s⁻¹ e a radiação fotossinteticamente média é em torno de 352,5 W m⁻² dia⁻¹(Figura 3).

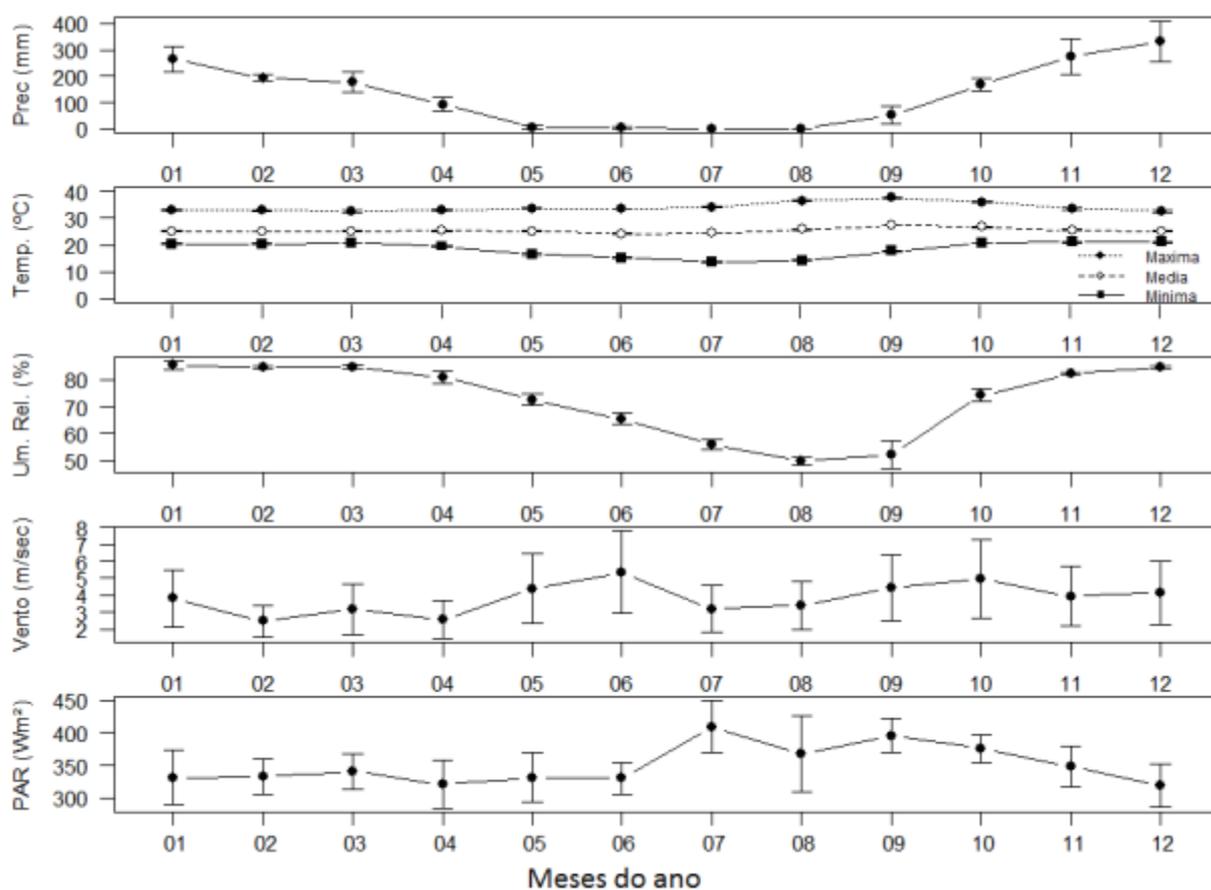


Figura 3 - Dados climáticos da estação meteorológica do IPAM na Fazenda Tanguro-MT. Prec - Precipitação em mm; Temp - Temperatura em graus Celsius; Um. Rel - umidade relativa do ar em porcentagem; Vento - velocidade média do vento em metros por segundo; PAR - Radiação fotossinteticamente ativa.

A vegetação apresenta estrutura florestal com altura média do dossel de 20 m, densidade média de plantas lenhosas com DAP (Diâmetro a Altura do Peito ~1,3 m) maior que 10 cm de 600 indivíduos por hectare e 97 espécies (Balch et al., 2008), e biomassa em torno de 190 toneladas por hectare. As dez espécies mais comuns representam 53,6% do IVI

(Índice de Valor de Importância) e são: *Amaioua guianensis* (7,82%), *Ocotea acutangula* (7,53%), *Aspidosperma excelsum* (6,41%), *Ocotea guianensis* (6,16%), *Tapirira guianensis* (5,87%), *Micropholis egensis* (4,42%), *Trattinnickia burserifolia* (4,10%), *Sloanea eichleri* (4,01%), *Trattinnickia rhoifolia* (3,72%), *Pouteria ramiflora* (3,61%) (Balch et al., 2008).

Os solos são Latossolos Vermelho-Amarelo, distróficos, álicos, profundos e bem drenados (Balch et al., 2008; RADAMBRASIL, 1981), com relevo aplanado e material de origem da Cobertura Sedimentar Terciário-Quaternária (RADAMBRASIL, 1981). Em ambiente de floresta sem histórico de perturbação, a umidade média anual do solo, medida entre 2009 e 2011 por meio de um sensor de umidade do solo *CS615*, nos primeiros 30 centímetros é de 10,7% (Rocha et al., 2014).

Experimento de fogo – O IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) estabeleceu em 2004 um grande experimento de queimadas controladas na Fazenda Tanguro (Figura 2). O experimento possui área total de 150 ha (1,0 x 1,5 km) dividido em três diferentes tratamentos instalados em parcelas adjacentes de 0,5 x 1,0 km, sendo um tratamento de queima anual até 2010 (exceto 2008) doravante denominado B1yr, um tratamento de queima trienal (2004, 2007 e 2010) denominado B3yr, e o tratamento controle, que foi estabelecido em uma parcela que nunca foi queimada durante o período de estudo e nem apresentava evidências de fogo recente quando do início do experimento (Figura 2). O experimento foi instalado ao longo da borda de uma área desmatada onde, há mais de 20 anos eram cultivadas espécies de forrageiras exóticas para a criação de gado. Em 2007 a área foi convertida em lavoura de soja e esse uso se mantém desde então. Em ambos os tratamentos com fogo, as queimadas ocorreram no fim da estação seca (fim de agosto e começo de setembro).

Resultados de estudos anteriores – vários estudos foram realizados no experimento de fogo antes ou em paralelo a este trabalho de tese (Balch et al., 2013, 2011, 2009, 2008; Brando et al., 2012, 2014; Carvalho et al., 2012; Massad et al., 2012; Rocha et al., 2014). Balch et al. (2008) encontraram um declínio da inflamabilidade da floresta e da área queimada até 2006, o que foi atribuído pelos autores a uma redução na disponibilidade de combustível tendo em vista a baixa produção anual de serapilheira (4,3 Mg ha⁻¹) e baixa mortalidade arbórea induzida pelo fogo (5,8% ano⁻¹). Os efeitos do fogo sobre a vegetação arbórea neste período (2004 a 2006) são descritos de forma detalhada em Balch et al. (2011). Os resultados do estudo indicaram maior mortalidade dos indivíduos mais jovens, e a mortalidade

acumulada até 2006, foi de 7% para o tratamento B3yr, de 6% para o tratamento B1yr e de 3% para o controle (Balch et al., 2011).

Uma síntese geral dos dados do experimento de fogo até o ano de 2011 é apresentada em Brando et al. (2014). Os resultados indicaram que, e ao contrário do que havia sido observado até 2006, em 2007 o fogo foi mais intenso, levando a uma grande mortalidade de árvores em todas as classes de diâmetro. Em 2007, o déficit hídrico cumulativo máximo (MCWD) foi de -503 mm, o menor desde 2000, e a temperatura média do ar foi ~2°C mais elevada sem relação aos outros anos. Nestas condições, o fogo foi mais severo com maiores índices de mortalidade arbórea. Em 2010 a mortalidade acumulada nos tratamentos com fogo (B1yr e B3yr) era entre 60 e 70% enquanto no tratamento controle era em torno de 25% (Brando et al., 2014). Até 2010, o estoque de carbono nos blocos queimados foi menor em 62% no bloco B3yr e 77% no bloco B1yr, enquanto o IAF no interior da floresta para os tratamentos com fogo diminuiu 35% no bloco B1yr e 37% no bloco B3yr (Brando et al., 2014).

A ciclagem de carbono foi estudada por Rocha et al. (2014) no tratamento controle e B1yr no período entre 2009 e 2011. Os resultados indicaram menor produtividade primária líquida ($8,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e respiração autotrófica ($15,7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) no tratamento B1yr em relação ao tratamento controle ($10,4$ e $16,3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente), mas a eficiência de uso do carbono foi semelhante entre os tratamentos (B1yr=0,36; controle=0,39). Assim, os autores concluíram que não houve grande impacto das queimadas anuais nos fluxos de carbono, em nível de ecossistema.

Este trabalho de tese é resultado de um trabalho colaborativo, principalmente com relação à coleta de dados, que teve a participação de várias pessoas. Os dados campo anteriores ao ano de 2010 foram coletados por uma equipe de técnicos treinados do IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) sob supervisão do Dr. Paulo Brando e da Dra. Jennifer Balch. As coletas realizadas a partir de 2010 tiveram minha participação ou supervisão direta. Todos os dados foram conferidos e revisados e, quando necessário, foram checados em campo, e as informações inconsistentes quando ainda presentes, foram excluídas das análises.

Bibliografia Geral

Alencar, A., Nepstad, D. C., & Vera-Dias, M. C. (2006). Forest Understory Fire in the Brazilian Amazon in ENSO and Non-ENSO Years : Area Burned and. *Earth Interactions*, 10(6), 1–17.

- Alencar, A., Solórzano, L., & Nepstad, D. C. (2004). Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian Landscape. *Ecological Applications*, 14(4), 139–149. doi:10.1890/01-6029
- Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., & Silva, J. N. (2005). Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science (New York, N.Y.)*, 310(5747), 480–2. doi:10.1126/science.1118051
- Baker, T. R., Phillips, O. L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., ... Martínez, R. V. (2004). Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 359(1443), 353–65. doi:10.1098/rstb.2003.1422
- Balch, J. K., Massad, T. J., Brando, P. M., Nepstad, D. C., & Curran, L. M. (2013). Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, (April).
- Balch, J. K., Nepstad, D. C., Brando, P., Curran, L. M., Portella, O., Carvalho JR., O., & Lefebvre, P. (2008). Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14(10), 2276–2287. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x
- Balch, J. K., Nepstad, D. C., & Curran, L. M. (2009). Pattern and process: Fire-initiated grass invasion at Amazon transitional forest edges. In M. Cochrane (Ed.), *Tropical Fire Ecology* (pp. 481–502). Chichester: Springer. Retrieved from <http://www.springerlink.com/index/M8M1K17034217L54.pdf>
- Balch, J. K., Nepstad, D. C., Curran, L. M., Brando, P., Portela, O., Guilherme, P., ... de Carvalho Jr., O. (2011). Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 261(1), 68–77. doi:10.1016/j.foreco.2010.09.029
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 363(1498), 1787–1794. doi:10.1098/rstb.2007.0013
- Barlow, J., Peres, C. A., Lagan, B. O., & Haugaasen, T. (2003). Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6(1), 6–8. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x
- Bonan, G. B. (2002). *Ecological climatology: concepts and applications* (p. 678). Cambridge University Press.
- Bonan, G. B., Defries, R. S., Coe, M. T., Ojima, D., & Van Der Meer, F. D. (2004). Land use and climate. In G. Gutman, A. C. Janetos, C. O. Justice, E. F. Moran, J. F. Mustard, R. R. Rindfuss, ... M. A. Cochrane (Eds.), *Land Change Science* (Vol. 6, pp. 301–314). Kluwer Academic Publishers.
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., ... Nobrega, C. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(17), 6347–6352. doi:10.1073/pnas.1305499111
- Brando, P., Nepstad, D. C., Balch, J. K., Bolker, B., Christman, M. C., Coe, M. T., & Putz, F. E. (2012). Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density, and fire behavior. *Global Change Biology*, 18, 630–641. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x

- Bruijnzeel, L. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228. doi:10.1016/j.agee.2004.01.015
- Carvalho, K. S., Balch, J., & Moutinho, P. (2012). Influências de *Atta* spp (Hymenoptera: Formicidae) na recuperação da vegetação pós fogo em floresta de transição amazônica. *Acta Amazonica*, 42(1), 81–88. doi:10.1590/S0044-59672012000100010
- Cochrane, M. A., & Schulze, M. D. (1999). Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon : Effects on Forest Structure , Biomass , and Species Composition '. *Area*, 31(March 1997), 2–16.
- Cochrane, M., Alencar, A., Schulze, M., Souza, C., Nepstad, D. C., Lefebvre, P., & Davidson, E. A. (1999). Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science (New York, N.Y.)*, 284(5421), 1832–5. doi:10.1126/science.284.5421.1832
- Cochrane, M., & Barber, C. P. (2009). Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Global Change Biology*, 15(3), 601–612. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01786.x
- Coe, M. T., Latrubesse, E. M., Ferreira, M. E., & Amsler, M. L. (2011). The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry*, 105(1-3), 119–131. doi:10.1007/s10533-011-9582-2
- Coe, M. T., Marthews, T. R., Costa, M. H., Galbraith, D. R., Greenglass, N. L., Imbuzeiro, H. M. A., ... Wang, J. (2013). Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south – southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 368(20120155).
- Costa, M. H., Biajoli, M. C., Sanches, L., Malhado, A. C. M., Hutyrá, L. R., Rocha, H. R., ... Araújo, A. C. (2010). Atmospheric versus vegetation controls of Amazonian tropical rain forest evapotranspiration: Are the wet and seasonally dry rain forests any different? *Journal of Geophysical Research*, 115, 1–9.
- Costa, M. H., & Foley, J. A. (1997). Water balance of the Amazon Basin: Dependence on vegetation cover and canopy conductance. *Journal of Geophysical Research*, 102(D20), 23973–23989. doi:10.1029/97JD01865
- Costa, M. H., & Yanagi, S. N. M. (2006). Effects of Amazon deforestation on the regional climate – historical perspective, current and future research. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 21, 200–211.
- Costa, M. H., Yanagi, S. N. M., Souza, P. J. O. P., Ribeiro, A., & Rocha, E. J. P. (2007). Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophysical Research Letters*, 34(7), L07706. doi:10.1029/2007GL029271
- Cox, P. M., Betts, R. A., Collins, M., Harris, P. P., Huntingford, C., & Jones, C. D. (2004). Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1-3), 157–175. doi:10.1007/s00704-004-0050-y
- D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass-fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1), 63–87. doi:10.1146/annurev.es.23.110192.000431
- Davidson, E. A., de Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., C. Bustamante, M. M., ... Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481(7381), 321–328. doi:10.1038/nature10717

- Davidson, E. A., de Carvalho, C. J. R., Figueira, A. M., Ishida, F. Y., Ometto, J. P. H. B., Nardoto, G. B., ... Martinelli, L. a. (2007). Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature*, 447(7147), 995–8. doi:10.1038/nature05900
- Espírito-Santo, F. D. B., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., ... Phillips, O. L. (2014). Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nature Communications*, 5, 3434. doi:10.1038/ncomms4434
- Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., DeFries, R., Gibbs, H. K., ... Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 25–32. doi:10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2
- Granados, J., & Korner, C. (2002). In deep shade, elevated CO₂ increases the vigor of tropical climbing plants. *Global Change Biology*, 8(11), 1109–1117. doi:10.1046/j.1365-2486.2002.00533.x
- Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H., & Scheffer, M. (2011). Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science (New York, N.Y.)*, 334(6053), 232–235. doi:10.1126/science.1210657
- Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M. P. C., Silva, F. J., Azevedo, I. N. C., Marinho, M. D. S., Albuquerque, A. M. S., Lopes, A. O., Moreira, S. P. (2004). Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, 10(2), 99–103. doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00063.x
- Houghton, R. a, Skole, D. L., Nobre, C. A., Hackler, J. L., Lawrence, K. T., & Chomentowski, W. H. (2000). Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature*, 403(6767), 301–304. doi:10.1038/35002062
- Houghton, R. a. (2005). Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology*, 11(6), 945–958. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x
- Huntingford, C., Harris, P. P., Gedney, N., Cox, P. M., Betts, R. A., & Marengo, J. A. (2004). Using a GCM analogue model to investigate the potential for Amazonian forest dieback. *Theoretical and Applied Climatology*, 78, 177–185. doi:10.1007/s00704-004-0051-x
- INPE. (2014). Projeto Prodes: Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite.
- IPCC. (2007). Intergovernmental Panel on Climate Change 2007: The Physical Science Basis. (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, ... H. L. Miller, Eds.) Intergovernmental Panel on Climate Change (Vol. 4, p. 940). Cambridge University Press. Retrieved from http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/contents.html
- Körner, C. (2004). Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 359(1443), 493–8. doi:10.1098/rstb.2003.1429
- Körner, C. (2009). Responses of Humid Tropical Trees to Rising CO₂. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 61–79. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120217
- Lewis, S. L., Brando, P., Phillips, O. L., van der Heijden, G. M. F., & Nepstad, D. (2011). The 2010 Amazon drought. *Science (New York, N.Y.)*, 331(6017), 554. doi:10.1126/science.1200807
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462(7276), 1052–5. doi:10.1038/nature08649

- Loarie, S. R., Lobell, D. B., Asner, G. P., Mu, Q., & Field, C. B. (2011). Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. *Nature Climate Change*, 1(2), 1–24. doi:10.1038/nclimate1067
- Luyssaert, S., Jammot, M., Stoy, P. C., Estel, S., Pongratz, J., Ceschia, E., ... Dolman, A. J. (2014). Land management and land-cover change have impacts of similar magnitude on surface temperature. *Nature Climate Change*, 4(5), 389–393. doi:10.1038/nclimate2196
- Macedo, M. N., DeFries, R. S., Morton, D. C., Stickler, C. M., Galford, G. L., & Shimabukuro, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 1341–1346. doi:10.1073/pnas.1111374109
- Malhi, Y., & Grace, J. (2000). Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(8), 332–337. doi:10.1029/98JD02647
- Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W., & Nobre, C. A. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science (New York, N.Y.)*, 319(5860), 169–72. doi:10.1126/science.1146961
- Massad, T. J., Balch, J. K., Davidson, E. A., Brando, P. M., Mews, C. L., Porto, P., ... Trumbore, S. E. (2012). Interactions between repeated fire, nutrients, and insect herbivores affect the recovery of diversity in the southern Amazon. *Oecologia*, 172(1), 2019–229. doi:10.1007/s00442-012-2482-x
- Megggers, B. J. (1994). Archeological Evidence for Amazonian Demographic Discontinuity. *Climatic Change*, 28, 321–338.
- Morton, D. C., DeFries, R. S., Nagol, J., Souza Jr., C. M., Kasischke, E. S., Hurtt, G. C., & Dubayah, R. (2011). Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(7), 1706–1720. doi:10.1016/j.rse.2011.03.002
- Morton, D. C., Defries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, Freitas, R., Morissete, J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(39), 14637–41. doi:10.1073/pnas.0606377103
- Morton, D. C., Page, Y. Le, DeFries, R., Collatz, G. J., & Hurtt, G. C. (2013). Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619). doi:10.1098/rstb.2012.0163
- Negrón-Juárez, R. I., Chambers, J. Q., Guimaraes, G., Zeng, H., Raupp, C. F. M., Marra, D. M., ... Higuchi, N. (2010). Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters*, 37(16), n/a–n/a. doi:10.1029/2010GL043733
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-filho, B., Merry, F., & Nin, E. (2008). Interactions among Amazon land use , forests and climate : prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 363, 1737–1746. doi:10.1098/rstb.2007.0036
- Nepstad, D., Carvalho, G., Cristina, A., Alencar, A., Capobianco, J. P., Bishop, J., ... Prins, E. (2001). Road paving , fire regime feedbacks , and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 154, 398–407.

- Nepstad, D., Lefebvre, P., Lopes da Silva, U., Tomasella, J., Schlesinger, P., Solorzano, L., ... Guerreira Benito, J. (2004). Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Global Change Biology*, 10(5), 704–717. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00772.x
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., ... Hess, L. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science (New York, N.Y.)*, 344(6188), 1118–23. doi:10.1126/science.1248525
- Nepstad, D., Soares-filho, B. S., Merry, F., Lima, A., Moutinho, P., Carter, J., ... Stella, O. (2009). The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. *Science (New York, N.Y.)*, 326, 1350–1351.
- Nobre, C. A., Sellers, P. J., & Shukla, J. (1991). Amazonian deforestation and regional climate change. *American Meteorological Society*, 4, 957–988.
- Phillips, O. L., Aragão, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., López-gonzález, G., ... Salamão, R. (2009). Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science (New York, N.Y.)*, 323, 1344–1347. doi:10.1126/science.1164033
- Ponte de Souza, P. J. de O., Ribeiro, A., Da rocha, E. J. P., Botelho, M. do N., De Sousa, A. M. L., De souza, E. B., & Bouças Farias, J. R. (2011). Impacts of soyabean expansion on the Amazon energy balance: a case study. *Experimental Agriculture*, 47(03), 553–567. doi:10.1017/S0014479711000391
- Priante-Filho, N., Vourlitis, G. L., Hayashi, M. M. S., Nogueira, J. D. S., Campelo, J. H., Nunes, P. C., ... Silveira, M. (2004). Comparison of the mass and energy exchange of a pasture and a mature transitional tropical forest of the southern Amazon Basin during a seasonal transition. *Global Change Biology*, 10(5), 863–876. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00775.x
- RADAMBRASIL, P. (1981). Levantamento de recursos naturais. folha SD- 22/Goiás (p. 639). Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia.
- Randow, C. von, Manzi, A. O., Kruijt, B., Oliveira, P. J. de, Zanchi, F. B., Silva, R. L., ... Kabat, P. (2004). Comparative measurements and seasonal variations in energy and carbon exchange over forest and pasture in South West Amazonia. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1-3), 5–26. doi:10.1007/s00704-004-0041-z
- Ray, D., Nepstad, D. C., & Brando, P. (2010). Predicting moisture dynamics of fine understory fuels in a moist tropical rainforest system: results of a pilot study undertaken to identify proxy variables useful for rating fire danger. *The New Phytologist*, 187(3), 720–32. doi:10.1111/j.1469-8137.2010.03358.x
- Ray, D., Nepstad, D. C., & Moutinho, P. (2005). Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Applications*, 15(5), 1664–1678.
- Rocha, W., Doughty, C. E., Brando, P. M., Metcalfe, D. B., Silverio, D. V., Halladay, K., ... Malhi, Y. (2014). Ecosystem productivity and carbon cycling in intact and repeatedly burned forests at the dry southern limit of the Amazon rainforest (Mato Grosso, Brazil). *Plant Ecology & Diversity*, 7(1-2), 1–16. doi:10.1080/17550874.2013.798368
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–5. doi:10.1038/461472a

- Rossiter, N. A., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., & Hutley, L. B. (2003). Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions*, 9(3), 169–176. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00020.x
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T. a, Salas, W., ... Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(24), 9899–904. doi:10.1073/pnas.1019576108
- Saatchi, S. S., Houghton, R., Dos Santos Alvalá, R. C., Soares, J. V., & Yu, Y. (2007). Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13(4), 816–837. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x
- Salati, E., & Nobre, C. A. (1991). Possible climatic impacts of tropical deforestation. *Climatic Change*, 19(1-2), 177–196. doi:10.1007/BF00142225
- Salati, E., & Vose, P. B. (1984). Amazon Basin: A System in Equilibrium. *Science*, 225(4658), 129–139. doi:10.1126/science.225.4658.129
- Saleska, S. R., Miller, S. D., Matross, D. M., Goulden, M. L., Wofsy, S. C., da Rocha, H. R., ... Silva, H. (2003). Carbon in Amazon forests: unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. *Science (New York, N.Y.)*, 302(5650), 1554–7. doi:10.1126/science.1091165
- Samanta, A., Ganguly, S., Hashimoto, H., Devadiga, S., Vermote, E., Knyazikhin, Y., Nemani, R.R., Myneni, R.B., 2010. Amazon forests did not green-up during the 2005 drought. *Geophys. Res. Lett.* 37(5), 1–5. doi:10.1029/2009GL042154
- Sampaio, G., Nobre, C., Costa, M. H., Satyamurty, P., Soares-Filho, B. S., & Cardoso, M. (2007). Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters*, 34(17), L17709. doi:10.1029/2007GL030612
- Setterfield, S. A., Rossiter-Rachor, N. A., Hutley, L. B., Douglas, M. M., & Williams, R. J. (2010). Biodiversity research: turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Diversity and Distributions*, 16(5), 854–861. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x
- Slik, J. W. F., Breman, F. C., Bernard, C., van Beek, M., Cannon, C. H., Eichhorn, K. A. O., & Sidiyasa, K. (2010). Fire as a selective force in a Bornean tropical everwet forest. *Oecologia*, 164(3), 841–9. doi:10.1007/s00442-010-1764-4
- Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L. M., Cerqueira, G. C., Garcia, R. A., Ramos, C. A., ... Schlesinger, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440(7083), 520–523. doi:10.1038/nature04389
- Spracklen, D. V., Arnold, S. R., & Taylor, C. M. (2012). Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature*, 489(7415), 282–285. doi:10.1038/nature11390
- Staver, A. C., Archibald, S., & Levin, S. A. (2011). The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science (New York, N.Y.)*, 334(6053), 230–2. doi:10.1126/science.1210465
- Valentini, C. M. A., Espinosa, M. M., & de Paulo, S. R. (2008). Estimate of co₂ efflux of soil, of a transition forest in northwest of mato grosso state, using multiple regression. *Cerne*, 14(1), 9–16.

- VanWey, L. K., Spera, S., Sa, R. de, Mahr, D., & Mustard, J. F. (2013). Socioeconomic development and agricultural intensification in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619). doi:10.1098/rstb.2012.0168
- Veldman, J. W., Mostacedo, B., Peña-Claros, M., & Putz, F. E. (2009). Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1643–1649. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.024
- Veldman, J. W., & Putz, F. E. (2011). Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biological Conservation*, 144, 1419–1429. doi:10.1016/j.biocon.2011.01.011

Capítulo 1 - Testando a hipótese da savanização amazônica: efeitos do fogo sobre a invasão de uma floresta neotropical por gramíneas nativas e exóticas

Publicado em: Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences. 2013. 368: 20120427. Título em Inglês: "Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses".

Resumo: As mudanças no clima e no uso da terra que interagem de forma positiva para aumentar a frequência e a intensidade de queimadas em regiões tropicais são apontadas como possíveis condutores de florestas para uma outra forma de vegetação dominada por gramíneas. Para revelar os mecanismos dessa transição, nós estabelecemos parcelas de 50 ha em uma floresta transicional no sudoeste da Amazônia brasileira, as quais foram sujeitas a diferentes tratamentos de fogo: *controle* (não queimado), B1yr (queimado anualmente) e B3yr (queimado trienalmente). Durante 8 anos a partir do início do experimento nós avaliamos: i) a taxa anual de invasão de gramíneas nativas e forrageiras em resposta ao aumento da frequência de queimadas; ii) o estabelecimento de *Brachiaria decumbens* (uma gramínea africana C₄) em função da redução da cobertura do dossel da floresta; e iii) o efeitos das gramíneas enquanto combustível fino sobre a intensidade do fogo. A partir da borda, as gramíneas avançaram aproximadamente 200 m para o interior das parcelas queimadas (B1yr: 4,31 ha; B3yr: 4,96 ha), mas invadiram menos que 10 m para o interior da parcela *controle* (0,33 ha). A probabilidade de estabelecimento de *B. decumbens* aumentou com o aumento da disponibilidade de sementes e diminuiu com o aumento do índice de área foliar. Os acúmulos de combustível fino ao longo da borda da floresta foram mais de três vezes superiores nas áreas dominadas por gramíneas, o que resultou em aumento na intensidade do fogo. Nossos resultados indicam que a ação conjunta de queimadas e invasões por gramíneas C₄ põe em risco o futuro das florestas tropicais.

Palavras-chave: Amazônia, fogo, invasão de gramíneas, limites savana-floresta, tropical

Abstract: Changes in climate and land use that interact synergistically to increase fire frequencies and intensities in tropical regions are predicted to drive forests to new grass-

dominated stable states. To reveal the mechanisms for such a transition, we established 50 ha plots in a transitional forest in the southwestern Brazilian Amazon to different fire treatments (unburned, burned annually (B1yr) or at 3-year intervals (B3yr)). Over an 8-year period since the commencement of these treatments, we documented: (i) the annual rate of pasture and native grass invasion in response to increasing fire frequency; (ii) the establishment of *Brachiaria decumbens* (an African C₄ grass) as a function of decreasing canopy cover and (iii) the effects of grass fine fuel on fire intensity. Grasses invaded approximately 200 m from the edge into the interiors of burned plots (B1yr: 4.31 ha; B3yr: 4.96 ha) but invaded less than 10 m into the unburned plot (0.33 ha). The probability of *B. decumbens* establishment increased with seed availability and decreased with leaf area index. Fine fuel loads along the forest edge were more than three times higher in grass-dominated areas, which resulted in especially intense fires. Our results indicate that synergies between fires and invasive C₄ grasses jeopardize the future of tropical forests.

Keywords: Amazon, fire, grass invasion, savannah-forest boundaries, tropical

Introdução

Em muitas partes do mundo, os limites savana-floresta tropical mudam em resposta às mudanças climáticas e aos regimes de distúrbios (Sankaran et al., 2005; Staver et al., 2011). No sul da Bacia Amazônica, previsões sugerem recuo das florestas devido às mudanças climáticas (Coe et al., 2013; Hutyyra et al., 2005) e práticas de uso da terra (Nepstad et al., 2008; Veldman et al., 2009), o que também pode facilitar a invasão por gramíneas e aumentar a frequência e a intensidade de incêndios florestais. Apesar de alguns modelos globais de dinâmica da vegetação indicarem retração das florestas Amazônicas no final do século (Cox et al., 2004; Huntingford et al., 2004), ainda não há visão integrada de como esse processo ocorrerá. Um importante promotor dessa provável retração seria a crescente invasão da borda das florestas por gramíneas exóticas que ocorrem concomitantemente à expansão de pastagens (Nepstad et al., 2008). Adicionalmente, queimadas supostamente interagem com a invasão de gramíneas mediante ciclo de retroalimentação positiva que causa declínio na cobertura arbórea, facilita a invasão por gramíneas e aumenta a probabilidade de novas queimadas no futuro (Balch et al., 2009; D'Antonio & Vitousek, 1992; Veldman & Putz, 2011).

Os ciclos gramíneas-fogo são importantes em muitas fronteiras florestais devido à combinação entre aumento de ignições, redução da umidade nas bordas das florestas e proliferação de espécies inflamáveis. Exemplos desse processo são dados em muitos estudos

que registraram que o estabelecimento de gramíneas invasoras, as quais se beneficiam da cobertura arbórea reduzida (Hoffmann et al., 2004; Veldman et al., 2009), aumenta a disponibilidade de combustíveis finos, a intensidade das queimadas (Rossiter et al., 2003; Setterfield et al., 2010) e a expansão de gramíneas (Hoffmann et al., 2004; Rossiter et al., 2003; Setterfield et al., 2010; Veldman et al., 2009). Além disso, florestas frequentemente queimadas perdem a capacidade de estocar carbono e podem permanecer em um estado degradado e de baixo estoque de carbono no qual elas são suscetíveis a queimadas recorrentes (Zarin et al., 2005).

Grande conhecimento foi gerado sobre a dinâmica dos limites savana-floresta ao redor do mundo e sobre como a introdução de gramíneas altera a vegetação e ajuda a criar novos ciclos de fogo (Hirota et al., 2011; Hoffmann et al., 2004; Setterfield et al., 2010; Staver et al., 2011). Contudo, os mecanismos pelos quais as gramíneas se expandem em detrimento das florestas são bem menos compreendidos (mas veja Veldman and Putz 2011). No sudeste da Amazônia, a expansão da agricultura (Macedo et al., 2012), o corte seletivo (Nepstad et al., 1999) e outros tipos de uso da terra podem acelerar a taxa de redução da cobertura florestal e aumentar a probabilidade do ciclo gramíneas-fogo na paisagem por: (i) reduzir a cobertura de árvores e expor bordas vulneráveis de florestas (Balch et al., 2011, 2009; Laurance et al., 2002; Morton et al., 2013); (ii) introduzir propágulos de gramíneas forrageiras exóticas (Veldman & Putz, 2011, 2010); e (iii) aumentar ignições associadas com práticas de manejo da terra (Cochrane et al., 1999; Nepstad et al., 1999).

Apesar da importância da retroalimentação gramíneas-fogo ser bem estabelecida para as florestas tropicais e para as savanas (Balch et al., 2009; D'Antonio & Vitousek, 1992; Veldman & Putz, 2011; Veldman et al., 2009), ainda sabemos pouco sobre os mecanismos pelos quais as gramíneas invadem florestas. Em particular há a necessidade de se avaliar, a composição de espécies invasoras, a extensão das áreas invadidas, e as características dos incêndios que podem facilitar a invasão por gramíneas das longas extensões de bordas que são criadas anualmente pelo desmatamento. Neste estudo, nós experimentalmente avaliamos como duas frequências de fogo (queima anual e queima trienal) e diferenças na cobertura do dossel interagem com a invasão de gramíneas para mudar o comportamento do fogo. Especificamente, nós testamos as predições de que: (i) a invasão de florestas a partir da borda por gramíneas nativas e exóticas aumenta com o aumento na frequência de queimadas e da disponibilidade de luz; (ii) o estabelecimento da gramínea exótica *Brachiaria decumbens* a partir de sementes experimentalmente semeadas no interior da floresta (250 m a partir das

bordas) aumenta com a abertura do dossel; e (iii) a presença de gramíneas exóticas aumenta a intensidade dos incêndios florestais.

Material e métodos

Área de estudo

Em 2004, nós estabelecemos um experimento de fogo de larga escala em uma floresta transicional localizada entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica (Figura 2). Essa floresta não apresentava evidências de distúrbios prévios por fogo ou de corte de madeira e estava localizada em uma propriedade particular em Mato Grosso, entre 13°04' S e 52°23' W. Os solos nessa região são profundos, bem drenados e distróficos, do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (Balch et al., 2008). A precipitação média anual de 1.700 mm é concentrada predominantemente durante o período chuvoso, entre outubro e maio. Essa floresta é menos diversa que a maioria das florestas mais úmidas e chuvosas da Amazônia, com apenas 97 espécies lenhosas por hectare com diâmetro a altura do peito maior que 10 cm (Balch et al., 2008); nove dessas espécies representam 56% da densidade total dos indivíduos arbóreos (Balch et al., 2011).

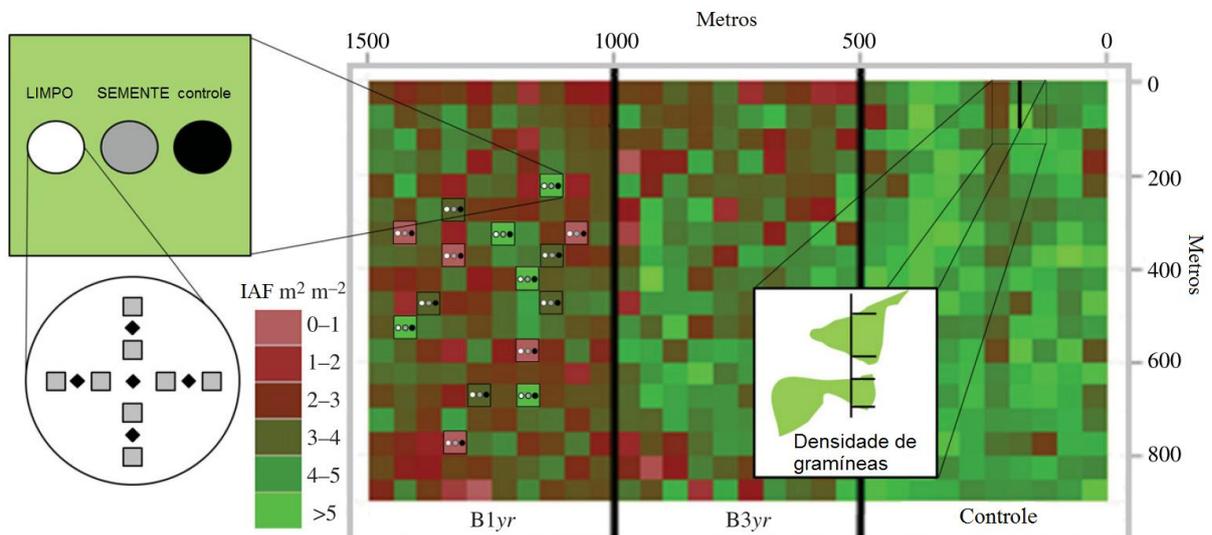


Figura 4 - Desenho experimental para avaliar o estabelecimento de *B. decumbens* nos interiores da floresta e densidade de gramíneas ao longo das bordas da floresta. Losangos pretos são medidas de índice de área foliar (IAF); quadrados cinza são amostras de gramíneas.

Experimento de fogo

A invasão de gramíneas foi monitorada no experimento de fogo, o qual consistiu de três parcelas adjacentes de 50 ha cada: um queimado anualmente entre 2004 e 2010 (exceto em 2008; B1yr), um queimado trienalmente (2004, 2007 e 2010; B3yr) e outro não queimado (*controle*) (Figura 4). Essas grandes parcelas nos permitiram simular queimadas reais, mas, por outro lado, não permitiram a obtenção de réplicas. Para lidar com essa limitação, nós conduzimos medidas pré-fogo e estabelecemos uma parcela *controle*, seguindo os protocolos para grandes experimentos não replicados (Carpenter, 1998; Rasmussen et al., 2001). Todas as queimadas experimentais foram conduzidas no final do período seco (agosto a setembro).

A área desmatada, no limite do experimento de fogo controlado, foi ocupada por pastagens até 2006. Depois disso, as pastagens deram lugar à plantação de soja. As gramíneas dominantes nessas pastagens foram *B. decumbens* Stapf e *Andropogon gayanus* Kunth, ambas nativas da África. Gramíneas africanas não estiveram presentes no interior da floresta antes das queimadas experimentais. Contudo, gramíneas nativas do Cerrado (principalmente *Aristida longifolia* Trin.; veja Anexo 1) estavam presentes ao longo das bordas da floresta antes das queimadas (menos que 5 m), como observado no tratamento *controle* (Figura 5). Para mais detalhes sobre o experimento de fogo veja Balch et al. (2009) e Brando et al. (2012).

Monitoramento da invasão de gramíneas

Avaliamos os determinantes e as taxas de invasão de gramíneas no experimento de fogo mediante dois conjuntos de medidas. Primeiramente, nós medimos anualmente a invasão de gramíneas da borda para o interior da floresta entre 2004 e 2011 nas parcelas B1yr, B3yr e *controle*. Em 2012, nós complementamos essa medida por meio de mapeamento da presença de gramíneas dentro dos 250 m de borda da floresta com resolução de 5 × 5 m (referido como *invasão de gramínea borda-floresta*) para as parcelas B1yr, B3yr e *controle*. Depois, em 2010, nós estabelecemos 30 transeções de 100 m de comprimento (10 transeções em cada parcela de 50 ha do experimento), nas quais estimamos a porcentagem de cobertura de gramíneas e o índice de área foliar (IAF) do sub-bosque (referido como *presença de gramíneas*). Veja abaixo mais detalhes sobre esses dois conjuntos de medidas.

(i) Invasão de gramínea borda-floresta

Nós medimos a taxa de invasão de gramíneas da borda da floresta para o interior de cada parcela entre o 11º e 12º mês após cada queima experimental conduzida entre 2005 e 2011. Mapeamos a ocorrência das populações de gramíneas nos pontos mais distantes de transeções borda-interior da floresta, as quais foram colocadas a cada 4 m ($n = 125$ por parcela; veja detalhes em Balch et al., (2009). Em julho de 2012 nós estimamos a área invadida por cada espécie mediante mapeamento de todas as áreas com mais que 50% de cobertura de gramíneas que ocorreram dentro dos 250 m de proximidade com a borda da floresta (Anexo 1 e Figura 5).

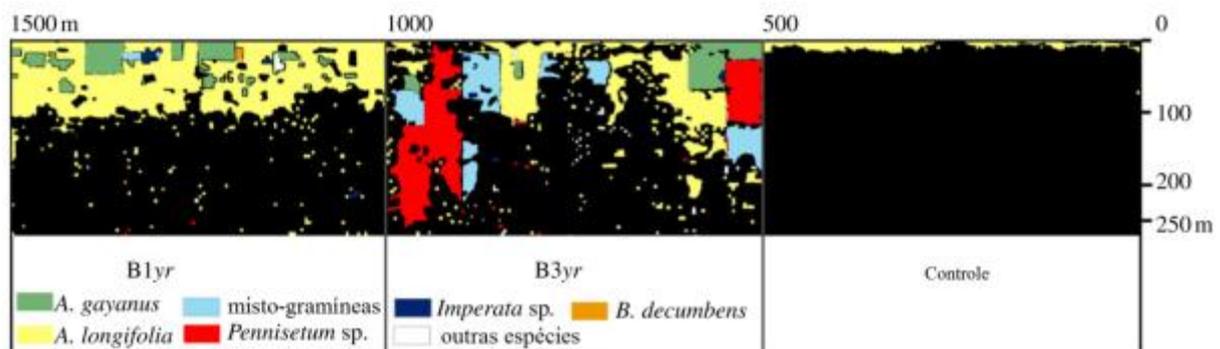


Figura 5 - Mapa das invasões de gramíneas nas parcelas queimada anualmente (B1yr), queimada a cada três anos (B3yr) e não queimada (*controle*) entre 2004 e 2012; *Andropogon gayanus*, *Aristida longifolia*, misto-gramíneas (área com mais de uma espécie de gramínea), *Pennisetum* sp., *Imperata* sp., e *Brachiaria decumbens* (outras espécies presentes são listadas no Anexo 1). Áreas em preto não foram invadidas por gramíneas.

(ii) *Presença de gramíneas*

Nós estimamos a porcentagem de cobertura de gramíneas ao longo de 30 transeções de 100 m em 2010 (10 em cada parcela experimental) partindo da borda da parcela de floresta, na fronteira com o campo, para o interior da floresta. Para cada transeção, nós mapeamos a porcentagem de cobertura de gramíneas (como ilustrado na porção superior direita da Figura 4) e o IAF. Como nós medimos o IAF em classes discretas ao longo das transeções (0, 10, 30, 50 e 100 m da borda), nós interpolamos o IAF usando o método de *krigagem* descrito em Pebesma (2004) para relacioná-lo com a cobertura de gramíneas.

Manipulação experimental das populações de Brachiaria decumbens

Para avaliar alguns fatores que afetam o estabelecimento de *B. decumbens*, nós conduzimos um experimento de semeadura de sementes no interior da floresta, onde a

distância da borda era maior que 250 m e onde nenhuma gramínea forrageira estava anteriormente presente. Inicialmente, em 2008, nós medimos o IAF na parcela B1yr em 600 pontos usando um LiCor 2000 (LI-COR, 1992). Depois, nós dividimos a área experimental em três classes de IAF: baixo (menor que 2,0); médio (2,0-4,0); e alto (maior que 4,0). Finalmente, dentro de todas as classes de IAF, nós estabelecemos cinco blocos com três tratamentos cada: um controle onde nós não semeamos sementes; um tratamento no qual sementes foram semeadas (SEMENTE); e outro tratamento no qual as sementes foram semeadas e enterradas com um rastelo após a retirada da camada de serapilheira, de modo a aumentar o contato das sementes com o solo mineral (LIMPO). Portanto, o experimento consistiu em 45 parcelas circulares de 50 m² cada, com tratamentos randomicamente alocados dentro das classes de IAF (Figura 4). Aproximadamente 150 sementes viáveis de *B. decumbens* foram semeadas por metro quadrado em duas estações chuvosas consecutivas, em novembro de 2008 e em dezembro de 2010. Nós avaliamos a presença e a cobertura de gramíneas em dois momentos: i) após seis meses da semeadura das sementes e ii) após dois anos da última semeadura de sementes (fevereiro de 2012). A taxa de germinação das sementes foi testada previamente por meio de um canteiro de germinação localizado estabelecido próximo ao experimento de fogo. A taxa de germinação foi em torno de 80%, com isso ajustamos a quantidade de sementes para aproximadamente 150 sementes viáveis por m².

Efeito das gramíneas sobre o comportamento do fogo

No final da estação seca de 2010, nós classificamos as bordas da floresta com base na vegetação dominante: i) andropogon (*A. gayanus*), uma gramínea africana C₄ comumente plantada em pastagens; ii) cuandu (*A. longifolia*), uma gramínea nativa C₃ comum em savanas brasileiras (Longhi-Warner, 1999); e (iii) cobertura de vegetação mista, onde lianas e rebrotas de diferentes espécies lenhosas foram dominantes. Dentro de cada um desses tipos de vegetação e no interior da floresta (distância da borda maior que 250 m) nós quantificamos as seguintes métricas de inflamabilidade da floresta entre 5 e 10 minutos antes de conduzir as queimadas experimentais: (i) altura do combustível fino ($n = 20$) usando uma escala graduada; (ii) biomassa do combustível fino em parcelas de 1 m² ($n = 6-70$); e (iii) conteúdo de umidade do combustível fino ($n = 6-100$). Ao mesmo tempo, nós também medimos a temperatura e a umidade do ar usando um psicrômetro ($n = 7-20$) e a direção e velocidade do vento empregando um anemômetro manual. Finalmente, nós medimos a altura das chamas

(m) e a taxa de espalhamento das chamuscas (m min^{-1} ; TEC) nas bordas e nos interiores da floresta.

Análises de dados

Nós empregamos modelos logísticos para avaliar a probabilidade de invasão de gramíneas nos experimentos *Presença de gramíneas* e *Estabelecimento de **B. decumbens***. Inicialmente, nós desenvolvemos um modelo de presença de gramíneas em função do IAF e da distância da borda (modelo I). Depois, nós estimamos a probabilidade da presença de *B. decumbens* em função do IAF, dos tratamentos de sementes, da proporção de solo mineral exposto e da espessura da serapilheira (modelo II). Consideramos como os melhores modelos aqueles que apresentaram os menores valores do critério de informação de Akaike (*Akaike information criterion*) (Zuur et al., 2009). Ao longo do texto, nós apresentamos médias seguidas por desvios-padrão (dp) ou, no caso de distribuições desvios de normalidade bastante acentuados, medianas seguidas por intervalos de confiança de 95% (IC) obtidos pelo método de *bootstrap*.

Resultados

(a) Invasão de gramíneas para o interior da floresta

A taxa de invasão de gramíneas foi baixa durante os primeiros anos do experimento de fogo, entretanto, aumentou de forma substancial, principalmente depois dos fogos de alta intensidade de 2007 (veja a Figura 6 e Anexo 2). Durante os três primeiros anos após o início das queimadas em 2004, por exemplo, as gramíneas invadiram apenas pequenas distâncias em ambos os tratamentos de fogo ($1,6-1,9 \pm 0,2-3,7$ (+1DP) m ano^{-1}) e na parcela *controle* ($0,3 \pm 0,20$ (+1DP) m ano^{-1}). Entre 2008 e 2011, por outro lado, a taxa de invasão de gramíneas nas parcelas queimadas aumentou substancialmente para $13,0 \pm 10,9$ (+1DP) m ano^{-1} na B1yr e para $19,9 \pm 37,76$ (+1DP) m ano^{-1} na B3yr. Apesar de termos constatado aumento de quatro vezes na invasão de gramíneas na parcela *controle*, a taxa ($1,2 \pm 3,74$ m ano^{-1}) foi muito mais baixa que nas parcelas queimadas.

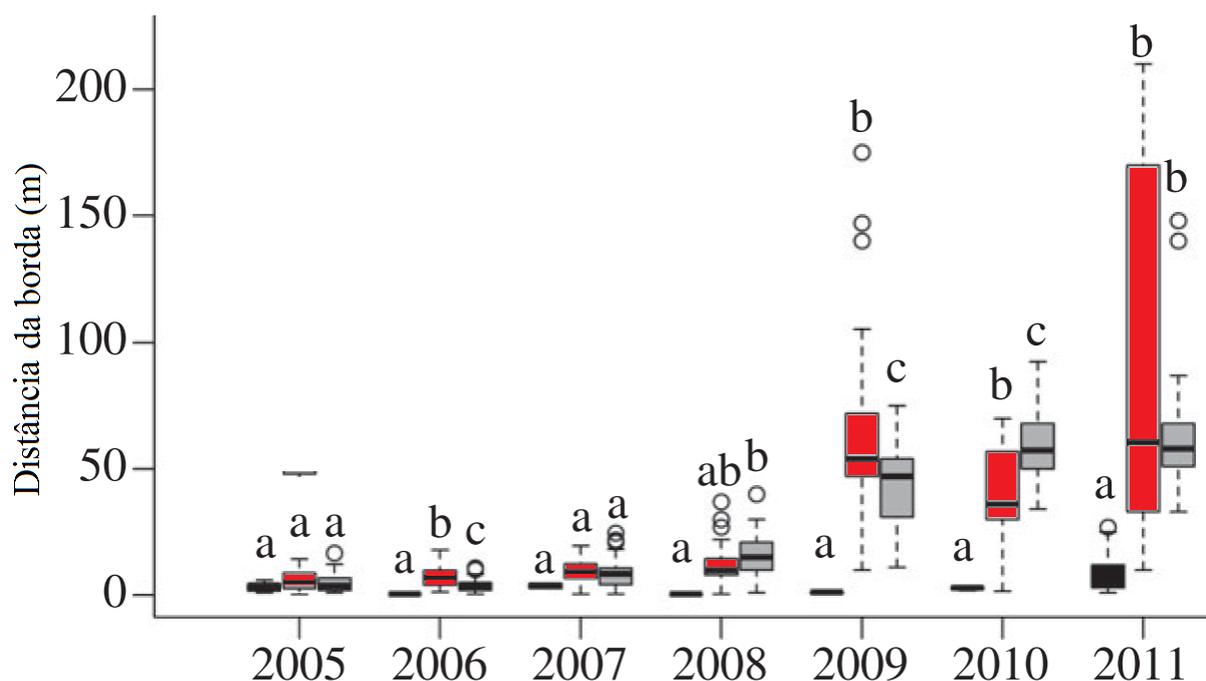


Figura 6 - Invasão de gramíneas das bordas para os interiores da floresta nas parcelas queimada anualmente (B1yr), queimada trienalmente (B3yr) e não queimada (controle) entre 2005 e 2011. Caixas com letras iguais não são diferentes ($p < 0,05$) segundo o teste de medianas de Mood (Sprent & Smeeton, 2001). Caixas pretas, controle; caixas vermelhas, B3yr; caixas cinza, B1yr.

Os efeitos da frequência de fogo sobre a invasão de gramíneas mudaram ao longo do tempo nas parcelas queimadas. Em geral, as taxas de invasão de gramíneas foram similares entre as parcelas no período de 2005 a 2007. Contudo, no ano seguinte às queimadas de 2007, as gramíneas avançaram mais rápido na B1yr do que na B3yr. Em 2010, as taxas de invasão de gramíneas foram 37% menores na B3yr do que na B1yr. Já em 2009 e em 2011 as taxas de invasão de gramíneas voltaram a ser maiores na B3yr do que na B1yr, atingindo percentuais de 13 e 4, respectivamente (Figura 6 e Anexo 2).

Em 2012, a área total invadida por gramíneas foi de 4,31 ha na B1yr, de 4,96 ha na B3yr e de 0,33 ha na *controle* (quase sempre inferior a 10 m da borda; Figura 5). As principais espécies de gramíneas na B3yr foram *A. longifolia* (38%), *Pennisetum* sp. (30%) e *A. gayanus* (10%). Na B1yr, essas mesmas espécies estiveram presentes ao longo da borda da floresta, mas as espécies dominantes diferiram da parcela B3yr: *A. longifolia* (82%) e *A. gayanus* (15%), enquanto na *controle*, apenas *A. longifolia* esteve presente (Figura 5 e Anexo 1).

(b) Presença de gramíneas

A partir do modelo logístico de presença/ausência de gramíneas em função da distância para a borda e do IAF, nós constatamos que em 2010 a probabilidade da presença de gramíneas na floresta foi maior nos trechos mais próximos da borda (modelo I; Figura 7a) e onde o IAF foi menor (Figura 7b). Nas parcelas queimadas, por exemplo, a probabilidade da presença de gramíneas foi de 72-98% nos primeiros 5 m, enquanto aos 100 m da borda essa probabilidade diminuiu para 11-26%; as probabilidades foram muito maiores nas parcelas queimadas do que na parcela *controle* (Figura 7a). Em geral, a probabilidade da presença de gramíneas na parcela controle foi de 50% ou menos (p.ex., ponto de inflexão) aos 8 m ou mais da borda da floresta. Na B1yr e na B3yr, os pontos de inflexão análogos foram de 68,8 m ou mais e de 51,6 m ou mais, respectivamente (Figura 7a).

A probabilidade de invasão de gramíneas diminuiu em função do aumento do IAF, mas em taxas que diferiram entre os tratamentos. Se por um lado os interceptos do modelo logístico foram similares entre as parcelas queimadas e a *controle*, por outro os slopes não foram (Figura 7b e Anexo 3). Como resultado, os pontos de inflexão deste modelo diferiram entre tratamentos e foram maiores na parcela *controle* ($3,0 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$), médios na B1yr ($2,1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) e menores na B3yr ($1,6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$). Esses resultados indicam que as diferenças na probabilidade de invasão de gramíneas entre os tratamentos não foi completamente explicada pelo IAF, apesar do modelo logístico completo ter explicado 60% da variabilidade nos dados (pseudo $r^2 = 0,60$).

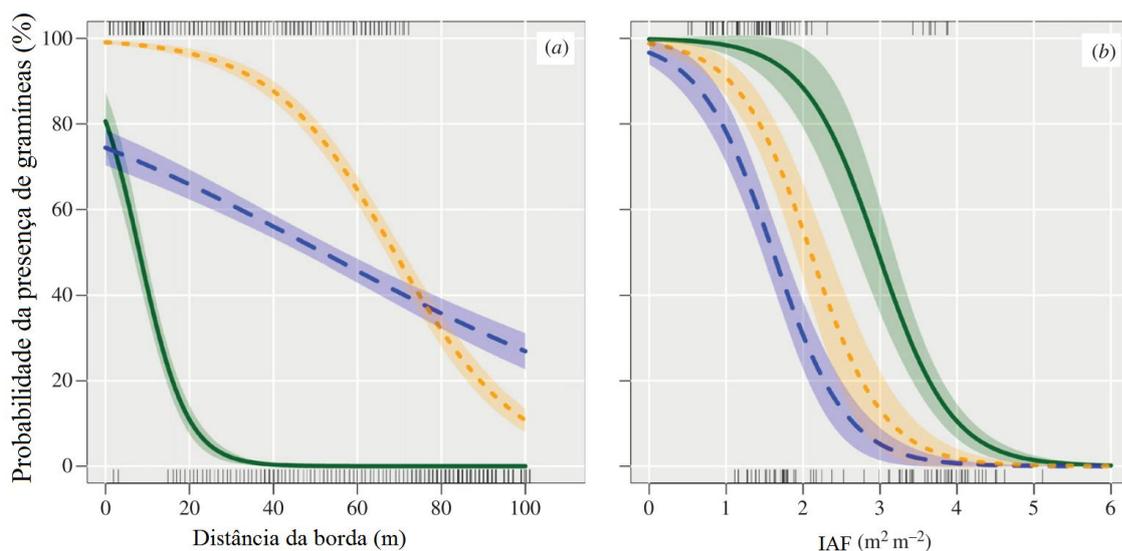


Figura 7 - Probabilidade da presença de gramíneas (nativas e exóticas) em função (a) da distância da borda e (b) do IAF medido até os 100 m da borda da floresta nas parcelas queimada anualmente (B1yr), queimada trienalmente (3Byr) e não queimada (controle). Linhas contínuas, controle; linhas tracejadas, B3yr; linhas pontilhadas, B1yr.

(c) Estabelecimento de *Brachiaria decumbens*

Com base nos modelos logísticos derivados do modelo II, nós encontramos que a presença de *B. decumbens* foi fortemente influenciada pelo IAF e pela adição de sementes (Figura 8 e Anexo 5), mas não pela fração de solo mineral exposto e pela espessura da serapilheira (veja o material suplementar eletrônico, S4). Onde as sementes de *B. decumbens* foram semeadas, por exemplo, a probabilidade da presença de qualquer gramínea seis meses mais tarde foi de 50% ou mais quando o IAF foi igual ou inferior a 2,45-3,14. Na parcela *controle* (sem adição de sementes), a presença de *B. decumbens* foi baixa para todos os níveis de IAF (Figura 8).

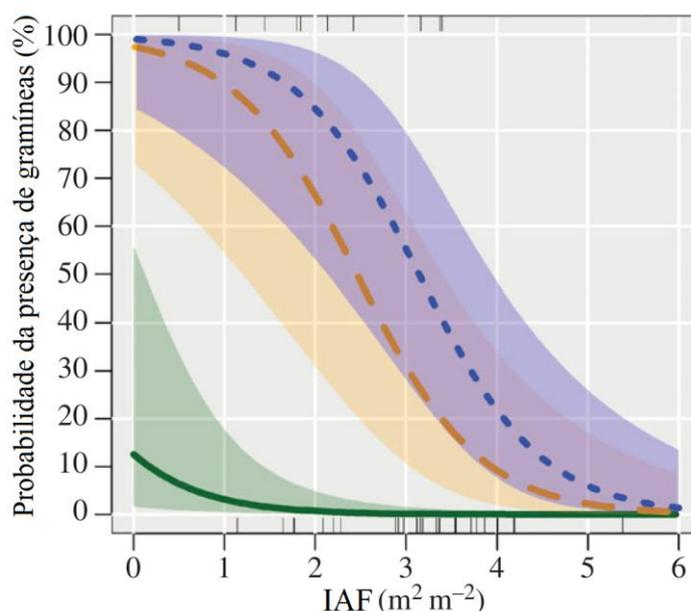


Figura 8 - Estabelecimento de *Brachiaria decumbens* predito em função do IAF para dois tratamentos com adição de sementes e um controle. Linhas contínuas, controle; linhas tracejadas, SEMENTE; linhas pontilhadas, LIMPO.

B. decumbens se estabeleceu com sucesso somente onde a cobertura do dossel florestal era esparsa, mas mesmo neste caso, somente parte das parcelas foram ocupadas pela gramíneas. No tratamento SEMENTE, por exemplo, *B. decumbens* cobriu $1,0 \pm 0,2\%$ (Erro padrão) das parcelas circulares em 2010, embora essa cobertura tenha aumentado para $10,0 \pm 2,3\%$ (Erro padrão) em 2012. No tratamento LIMPO, onde as sementes foram semeadas após a remoção da camada de serapilheira, a cobertura de *B. decumbens* foi de apenas $4,4 \pm 1,1\%$ mesmo após dois anos após da semeadura (veja o Anexo 6). Como a cobertura do solo foi menor que 10%, o estabelecimento dessa gramínea deverá ter pouco efeito atual sobre o acúmulo de combustível.

(d) Invasão de gramíneas e comportamento do fogo

Em agosto de 2010, os acúmulos de combustível fino ao longo da borda da floresta foram mais altos nas áreas dominadas por gramíneas exóticas ($2,1 \pm 2,2 \text{ kg m}^{-2}$ (DP)), médios nas áreas dominadas por gramíneas nativas ($1,0 \pm 0,3 \text{ kg m}^{-2}$ (DP)) e mais baixos nos tipos de vegetação mista (áreas sem espécie dominante, veja material e métodos) ($0,8 \pm 0,2 \text{ kg m}^{-2}$ (DP)). No interior da floresta, os acúmulos de combustível fino (compreendendo principalmente folhas e galhos finos) foram mais baixos ($0,3 \pm 0,1 \text{ kg m}^{-2}$ (DP); Figura 9).

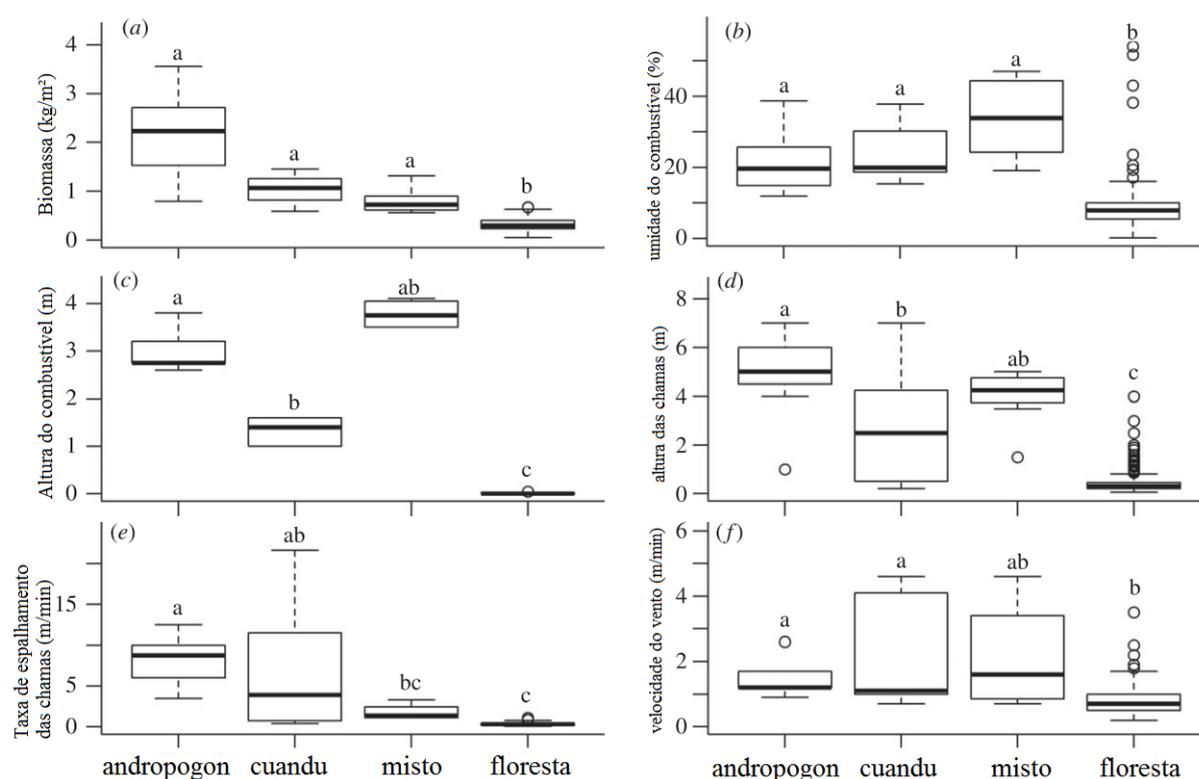


Figura 9 - (a) Biomassa, (b) umidade do combustível, (c) altura do combustível, (d) altura das chamas, (e) taxa de espalhamento das chamas e (f) velocidade do vento em áreas com predominância de *A. gayanus* (andropogon), *A. longifolia* (cuandu), de lianas e rebrotas de diferente espécies lenhosas (misto) e de combustíveis florestais. Caixas com letras iguais não são diferentes ($p < 0,05$) segundo o teste de medianas de Mood (Sprenst & Smeeton, 2001).

A intensidade do fogo (medida durante as queimadas de 2010) geralmente aumentou com o acúmulo de combustíveis finos (Figura 9d,e). De modo similar, a taxa de espalhamento das chamas foram mais altas em áreas com predominância de andropogon ($8,7 \text{ m min}^{-1}$; IC: $5,0\text{-}13,4 \text{ m min}^{-1}$), médias em áreas com cuandu ($3,9 \text{ m min}^{-1}$; IC: $5,0\text{-}10,4 \text{ m min}^{-1}$) e misto ($1,3 \text{ m min}^{-1}$; IC: $0,0\text{-}2,4 \text{ m min}^{-1}$) e mais baixas no interior da floresta ($0,3 \text{ m min}^{-1}$; IC: $0,2\text{-}0,3 \text{ m min}^{-1}$; Figura 9f). Quando nós usamos a altura das chamas como uma métrica de

intensidade do fogo, observamos o mesmo padrão, porém com uma exceção: as alturas das chamas foram maiores que o esperado no tipo de vegetação misto (Figura 9d), o que sugere que nós não medimos adequadamente os acúmulos de combustível fino.

Discussão

(a) A redução da cobertura do dossel e invasão de gramíneas

Os resultados do nosso experimento de grande escala corroboram a hipótese de que mediante a morte de árvores, queimadas de sub-bosque promovem o estabelecimento de gramíneas em florestas neotropicais, o qual tem efeitos importantes nos regimes locais de fogo e na probabilidade de transição do ecossistema. Como a mortalidade de árvores induzida pelo fogo tornou o dossel da floresta menos fechado (Brando et al., 2012, 2014) e permitiu que mais radiação atingisse o chão da floresta, as gramíneas avançaram rapidamente a partir da borda, onde a disponibilidade de sementes não constituiu fator limitante para a invasão. Como essas gramíneas acumularam mais combustível fino acima do solo do que a vegetação lenhosa C₃ que elas substituíram (Ehleringer & Monson, 2009), as queimadas foram mais intensas onde as gramíneas foram mais abundantes, especialmente ao longo das bordas da floresta. Este é um dos primeiros estudos na Amazônia que registram, experimentalmente, a transição abrupta entre o domínio de árvores por um estado dominado por gramíneas, com evidências de um forte processo de retroalimentação (*feedback*) positiva entre combustíveis compostos por gramíneas e intensidade das queimadas (D'Antonio & Vitousek, 1992).

Mesmo que a cobertura do dossel tenha diminuído substancialmente na maior parte das parcelas queimadas (Brando et al., 2014), as gramíneas ocorreram principalmente nos trechos menos distantes que 200 m das bordas da floresta. Esse resultado sugere limitações de dispersão sobre a taxa de invasão de gramíneas ao longo dos oito anos do experimento. Para gramíneas exóticas C₄, esse padrão espacial era esperado, uma vez que pastagens circundaram as parcelas do experimento por mais de 20 anos. Aparentemente, enquanto o vento, os animais, os insetos e os visitantes humanos dispersaram algumas sementes de gramíneas para o interior da floresta (Gibson, 2009), a dispersão foi limitada. É importante destacar ainda a presença de espécies nativas do cerrado na área, mesmo que manchas de cerrado estejam a mais que 50 km da floresta aqui estudada (Macedo et al., 2012).

O padrão espaço-temporal de invasão de gramíneas foi influenciado não apenas pela densidade do dossel e pela disponibilidade de sementes, mas também pelas características

fisiológicas das gramíneas que estavam crescendo ao longo das bordas da floresta. *Aristida longifolia* foi a única espécie de gramínea a invadir a parcela *controle*, provavelmente porque ela é uma espécie nativa C₃ com menores requerimentos de luz em relação à maioria das gramíneas forrageiras C₄ (Cerros-Tlatilpa & Columbus, 2009; Longhi-Warner, 1999). Essa tolerância à sombra provavelmente permite que *A. longifolia* invada florestas mesmo quando a cobertura do dossel é relativamente densa, o que pode explicar o fato de ela ter sido a mais comum invasora das parcelas experimentais logo após as queimadas de baixa intensidade de 2004. Uma vez estabelecida, no entanto, essa espécie de gramínea tende a acumular bastante combustível fino sobre o solo e promover queimadas de grande intensidade, as quais matam árvores. Isso, por sua vez, abriu o dossel e facilitou a invasão por espécies exóticas de gramíneas C₄ forrageiras e dependentes de luz. Como essas gramíneas C₄ acumularam mais combustível que a *A. longifolia* ou a vegetação lenhosa nativa, as queimadas se tornaram temporalmente mais intensas ao longo da borda da floresta (Figura 9). Esse padrão foi observado na parcela B3yr, mas não na B1yr, onde *A. longifolia* se manteve como a espécie mais dominante durante todo o experimento.

(b) *O fogo seleciona gramíneas nativas e exóticas*

Os resultados do nosso experimento de semeadura de *B. decumbens* reforçaram a ideia de que, além da disponibilidade de luz, outras variáveis (p.ex., herbivoria, patógenos e competição) limitam o estabelecimento de gramíneas exóticas no interior de florestas (Gibson, 2009; Valerio et al., 1996). Se por um lado nós semeamos sementes de *B. decumbens* em quantidade considerada alta o suficiente para sobrepor a limitação de sementes (150 kg/ha) (Santos-Filho, 1996), por outro essa gramínea forrageira africana ocupou apenas uma pequena fração das subparcelas do experimento. Baixos níveis de luz podem explicar esse insucesso na invasão, mas o IAF variou amplamente através das subparcelas do experimento e algumas áreas eram abertas (IAF < 0,5 m² m⁻²). Elevada predação de sementes pode também explicar a baixa capacidade de *B. decumbens* de invadir a floresta experimental aqui estudada. Contudo, nós não encontramos efeitos dos tratamentos LIMPO, nos quais as sementes foram enterradas para reduzir a predação e promover a germinação. Assim, ainda não está claro o porquê de tão poucas sementes de *B. decumbens* terem germinado e o porquê de não ter havido expansão substancial de gramíneas através das subparcelas que receberam grande número de sementes. Todavia, acreditamos que herbivoria, patógenos e competição acima e abaixo do solo provavelmente contribuíram para esse padrão (Gibson, 2009; Valerio et al., 1996). Esses resultados, apesar do aumento de 10 vezes na expansão de gramíneas no tratamento SEMENTE de 2010 a 2012 (veja o Anexo 6), sugerem que as populações dessa espécie de gramínea se ampliarão ainda mais ao longo do tempo.

(c) Persistência das áreas dominadas por gramíneas

Mesmo que o estabelecimento de gramíneas tenha transformado grandes porções das bordas da floresta em ecossistemas semelhantes às savanas, ainda não está claro se esse recente ecossistema persistirá ao longo do tempo. Dois anos após a queimada mais recente, gramíneas ainda ocupavam aproximadamente 32-37% da borda da floresta que estudamos, sugerindo que esse ecossistema graminoso pode ser considerado, pelo menos, semipermanente. Contudo, esperamos que durante longos períodos de tempo sem fogo (p.ex., décadas) as gramíneas sejam sombreadas e excluídas do sistema pelo crescimento das árvores remanescentes e os regenerantes arbóreos provenientes das rebrotas e de plântulas. Por exemplo, no leste das florestas Amazônicas úmidas, pastagens abandonadas dão lugar à florestas secundárias em períodos que variam entre 4 e 20 anos sem fogo, dependendo da história de uso da pastagem (Hughes et al., 2000; Uhl et al., 1988). De forma similar, Uhl et al. (1982) encontraram que uma floresta sujeita a agricultura baseada em derrubada e queima começou a sombrear as gramíneas um ano após o abandono. Finalmente, Kauffman (1991) encontrou que em uma floresta explorada para fins madeireiros pelo corte seletivo e posteriormente queimadas em Paragominas-PA, 75% das espécies de árvores tiveram capacidade de rebrotar após o fogo e que a altura média das rebrotas atingiu 4,2 m aos 20 meses após o distúrbio. Com base nesses e em outros estudos (Barlow & Peres, 2008; Hughes et al., 2000), parece provável que florestas perturbadas pelo fogo podem se recuperar ao longo de anos ou décadas, mesmo na presença de gramíneas, desde que haja regeneração natural de plantas lenhosas e não haja reincidência de fogo. Na nossa área de estudo, a frente de invasão de gramíneas apresentou uma tendência de retração na parcela queimada a cada três anos em 2010 (veja Anexo 2), o que dá suporte à essa suposição.

Após eventos de queimadas intensas e frequentes que excedem a resiliência da floresta, a recuperação pode depender de muitas décadas de proteção ao fogo. Como as queimadas estão aumentando na área estudada, parece mais provável que muitas florestas perturbadas pelo fogo transitem permanentemente para ecossistemas graminosos. Além disso, a maior equabilidade de espécies na parcela com fogo trienal (B3yr) sugere que diferentes frequências de fogo selecionam um conjunto de diferentes espécies de gramíneas em bordas de florestas degradadas (Cochrane & Laurance, 2002; Morton et al., 2013; Nepstad et al., 2008; Staver et al., 2011).

Queimadas recorrentes e severas não apenas alteram a estrutura e o microclima da floresta de modo a facilitar a invasão e o estabelecimento de gramíneas, mas também reduzem a competitividade de espécies lenhosas nativas; o fogo (i) mata as sementes das árvores por

ação direta por meio do aquecimento (Balch et al., 2011), (ii) aumenta a predação de sementes de espécies de árvores nativas (Carvalho et al., 2012), (iii) reduz a germinabilidade das sementes (Balch et al., 2009; Cochrane & Laurance, 2002; Massad et al., 2012) e (iv) e diminui a densidade e a diversidade de plântulas de espécies arbóreas (Balch et al., 2013; Massad et al., 2012). Apesar dessas percepções, definir que nível de distúrbio é suficiente para causar mudança no estado desse sistema ainda é difícil. Evidências empíricas sugerem que florestas perturbadas pelo fogo podem se tornar dominadas por lianas, rebrotas e por espécies de árvores pioneiras em vez de se tornar dominadas por gramíneas (Cochrane et al., 1999; Uhl et al., 1982; Zarin et al., 2005). Por outro lado, a presença de gramíneas deve ser transitória e fortemente associada com elevadas frequências de fogo.

(d) Implicações

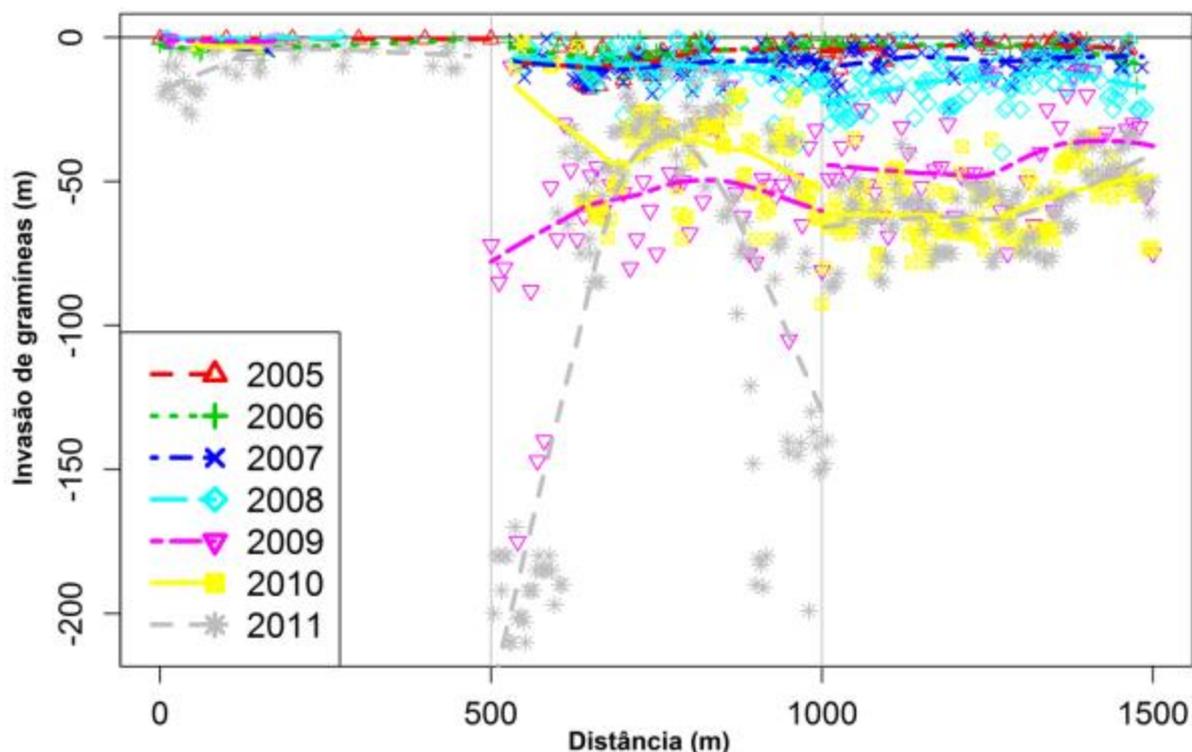
Importantes aumentos na invasão de gramíneas ocorreram após queimadas intensas associadas com eventos de seca. Esse resultado sugere que o fogo poderia mediar a já prevista substituição - dirigida pelo clima - de grandes porções da Floresta Amazônica por ecossistemas dominados por gramíneas. Com o aumento das temperaturas do ar e a redução da precipitação prevista para a Amazônia (Coe et al., 2013; Costa & Foley, 1997; Spracklen et al., 2012), queimadas podem se tornar mais frequentes e intensas (Cochrane & Laurance, 2002; Cochrane et al., 1999; Morton et al., 2013; Nepstad et al., 2008) e matar proporcionalmente mais árvores. Embora a dispersão de sementes possa limitar a invasão de florestas perturbadas pelo fogo, sementes de gramíneas exóticas já são abundantes (Coe et al., 2013; Macedo et al., 2012), particularmente na Bacia do Xingu, onde pastagens cobrem grande parte da paisagem (Macedo et al., 2012). Enquanto sementes de gramíneas exóticas C₄ são apenas ao longo das bordas das florestas, aproximadamente 16% das florestas da Bacia do Xingu estão a menos que 200 m de uma fronteira floresta-pastagem (Brando et al., 2014). Embora queimadas de sub-bosque e invasão de gramíneas possam desbalancear o domínio de árvores ou de gramíneas, esse processo não é bem representado na maioria dos modelos de dinâmica de vegetação. Em geral, esses modelos assumem que não existe limitação de sementes sobre o estabelecimento de gramíneas (Soares-Filho et al., 2012). Nos modelos que representam perturbações pelo fogo, o comportamento do fogo não é considerado diferente para ambientes dominados por florestas ou por gramíneas. Nossos resultados mostram a necessidade de incorporação do fogo nesses modelos e da diferenciação entre queimadas de sub-bosque de florestas com e sem a presença de gramíneas africanas C₄.

Anexos

Anexo 1 - Inventário de espécies de gramíneas consideradas invasivas na área de estudos em Querência, Mato Grosso. A lista inclui tanto espécies exóticas quanto as nativas no Brasil.

Espécie	Subfamília/ Tribo*	Origem*	Ocorrência*		Foto	área invadida (%)		
			Amazônia	Cerrado		Cont	B3yr	B1yr
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Andropogoneae	Nativa	sim	sim	C4	0,0	<1,0	0,0
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Andropogoneae	Exótica	-	-	C4	0,0	10,0	15,0
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Andropogoneae	Nativa	sim	sim	C4	0,0	1,0	<1,0
<i>Aristida longifolia</i> Trin.	Aristidoideae	Nativa	sim	sim#	C3	100,0	38,0	82,0
<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	Paniceae	exótica	-	-	C4	0,0	<1,0	<1,0
<i>Digitaria bicornis</i> (Lam.) Roem. & Schult.	Paniceae	sub-espontânea	sim	sim	C4	0,0	<1,0	0,0
<i>Digitaria insulares</i> (L.) Fedde	Paniceae	sub-espontânea	sim	sim	C4	0,0	<1,0	<1,0
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Chloridoideae	sub-espontânea	sim	sim	C4	0,0	<1,0	<1,0
<i>Eragrostis</i> sp.	Arundinoideae	nativa		sim	C4	0,0	1,0	<1,0
<i>Imperata</i> sp.	Panicoideae	nativa		sim	C4	0,0	1,0	1,0
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Paniceae	sub-espontânea		sim	C4	0,0	<1,0	<1,0
<i>Pennisetum</i> sp.	Panicoideae	sub-espontânea	sim	sim	C4	0,0	30,0	<1,0
<i>Setaria</i> sp.	Paniceae	nativa	sim	sim	C4	0,0	<1,0	<1,0
<i>Steinchisma laxa</i> (Sw.) Zuloaga	Paspaleae	nativa	sim	sim	C4	0,0	<1,0	<1,0
Area with more than one grass specie						0,0	17,0	1,0

Foto = tipo de fotossíntese (Gibson, 2009; Grass Phylogeny Working Group II, 2012); Cont = tratamento controle; * taxonomia, origem e ocorrência de acordo Filgueiras et al. (2012); O termo “sub-espontânea” in Filgueiras et al. (2012) inclui espécies naturalizadas, exóticas e invasivas, normalmente associada com áreas não naturais; # Embora haja registro de ocorrência na Amazônia, *A. longifolia* é amplamente distribuída no bioma Cerrado, especialmente em solos arenosos e ambientes parcialmente sombreados próximos a florestas de galeria (Longhi-Warner, 1999).



Anexo 2 – Invasão de gramíneas da borda para o interior da floresta, no experimento de fogo em Querência, Mato Grosso. Linhas de tendência foram criadas por meio da função *LOWESS* do pacote *stats* do programa R (Cleveland, 1981; R Development Core Team, 2008).

Anexo 3 – Parâmetros, coeficientes e intervalo de confiança (CI) para um modelo linear generalizado da densidade de gramíneas em função da distância da borda (Modelo 1) e do índice de área foliar (Modelo 2).

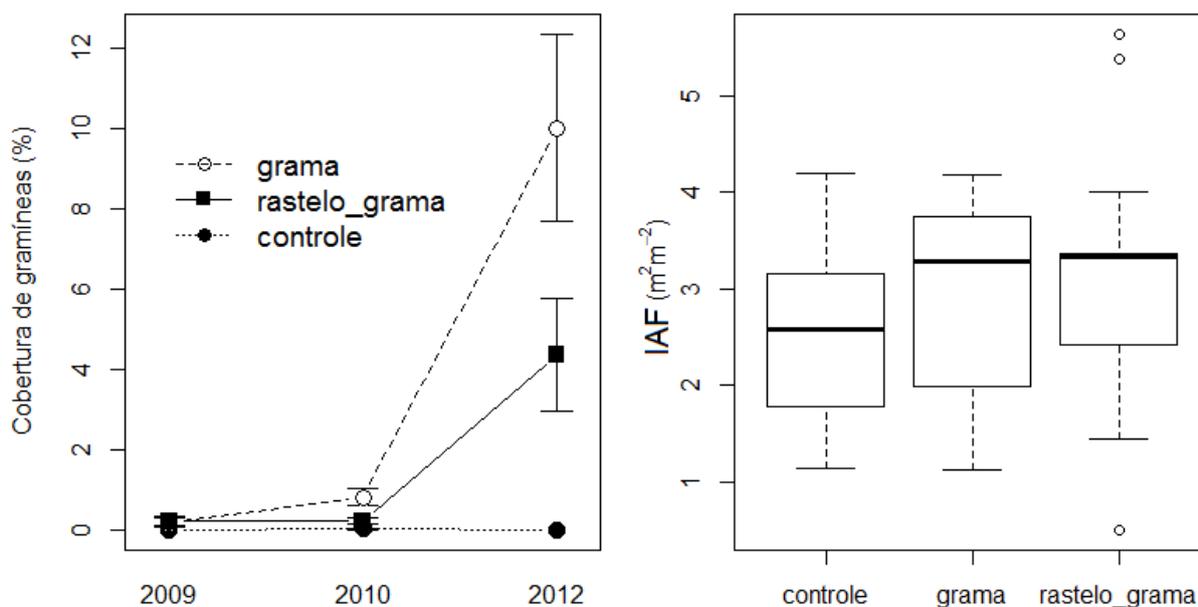
	Coeficientes	Erro padrão	CI inferior	CI superior
Modelo 1 - Distância da borda				
Controle	-0,719	0,405	-1,568	0,040
B3yr	2,914	0,462	2,054	3,879
B1yr	3,842	0,493	2,930	4,872
Distância da borda	-0,043	0,006	-0,056	-0,031
B3yr: Distância da borda	0,155	0,015	0,126	0,188
B3yr: Distância da borda	0,108	0,016	0,078	0,141
Modelo 1 – Índice de área foliar (IAF)				
Controle	6,212	1,865	16,762	2,609
B3yr	-2,851	1,149	0,005	4,890
B1yr	-1,830	1,147	0,014	1,331
IAF	-2,088	0,499	0,042	3,032

Anexo 4 - *Modelo II* – Critério de informação de Akaike (AIC) e parâmetros para os seis melhores modelos. Int = interceptos; EXP = proporção do solo exposto; TRAT = tratamentos; k- numero de parâmetros no modelo; Dev – desvio residual.

N	(Int)	Liteira	EXP	IAF	TRAT	k	Dev.	AIC	AICc
1	-1,938			-1,484	+	5	31,85	41,85	43,67
2	0,073	-1,346		-1,512	+	6	31,21	43,21	45,84
3	-1,098		0,025	-1,453	+	6	31,33	43,33	45,95
4	0,817		0,026	-1,019		4	38,57	46,57	47,75
5	2,478	-1,685		-0,876		4	39,38	47,38	48,56
6	0,066	-1,022	0,018	-1,485	+	7	30,98	44,98	48,59

Anexo 5 - *Modelo II* - Parâmetros, coeficientes e intervalos de confiança (IC) para os três tratamentos de estabelecimento de *B. decumbens* no interior da floresta.

	coeficientes	Erro padrão	IC menor	IC maior
Control	-1,937	2,174	-4,111	0,236
IAF	-1,484	0,808	-2,292	-0,676
SEED	5,588	2,395	3,193	7,983
BARE	6,602	2,537	4,064	9,139



Anexo 6 - Porcentagem de área da parcela coberta por gramíneas (esquerda) e índice de área foliar (IAF) mediano correspondente a cada tratamento (à direita) do experimento de *Brachiaria decumbens*.

Bibliografias

- Balch, J.K., Massad, T.J., Brando, P.M., Nepstad, D.C., Curran, L.M., 2013. Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 368: 20120157.
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P., Curran, L.M., Portella, O., Carvalho JR., O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 14, 2276–2287. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Curran, L.M., 2009. Pattern and process: Fire-initiated grass invasion at Amazon transitional forest edges, in: Cochrane, M. (Ed.), *Tropical Fire Ecology*. Springer, Chichester, pp. 481–502.
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Brando, P., Portela, O., Guilherme, P., Reuning-Scherer, J.D., de Carvalho Jr., O., 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 261, 68–77. doi:10.1016/j.foreco.2010.09.029
- Barlow, J., Peres, C.A., 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363, 1787–1794. doi:10.1098/rstb.2007.0013
- Brando, P., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M.T., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density, and fire behavior. *Glob. Chang. Biol.* 18, 630–641. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-filho, B.S., Monteiro, P., Silverio, D.V., Nobrega, C., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 6347–6352. doi:10.1073/pnas.1305499111
- Carpenter, S.R., 1998. The need for large-scale experiments to assess and predict the response of ecosystems to perturbation, in: Pace, M.L., Groffman, P.M. (Eds.), *Successes Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Springer, pp. 287–312.
- Carvalho, K.S., Balch, J., Moutinho, P., 2012. Influências de *Atta* spp (Hymenoptera: Formicidae) na recuperação da vegetação pós fogo em floresta de transição amazônica. *Acta Amaz.* 42, 81–88. doi:10.1590/S0044-59672012000100010
- Cerros-Tlatilpa, R., Columbus, J.T., 2009. C3 photosynthesis in *Aristida longifolia*: Implication for photosynthetic diversification in *Aristidoideae* (Poaceae). *Am. J. Bot.* 96, 1379–87. doi:10.3732/ajb.0800265
- Cleveland, W.S., 1981. Scatterplots by Robust LOWESS : A Program for Smoothing Locally Weighted Regression Lattice Designs : Analysis of Variance and Randomized Layouts. *Am. Nat.* 35, 829–836.
- Cochrane, M., Alencar, A., Schulze, M., Souza, C., Nepstad, D.C., Lefebvre, P., Davidson, E.A., 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284, 1832–5. doi:10.1126/science.284.5421.1832
- Cochrane, M., Laurance, W.F., 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *J. Trop. Ecol.* 1, 311–325. doi:10.1017/S0266467402002237

- Coe, M.T., Marthews, T.R., Costa, M.H., Galbraith, D.R., Greenglass, N.L., Imbuzeiro, H.M.A., Levine, N.M., Malhi, Y., Moorcroft, P.R., Muza, M.N., Powell, T.L., Saleska, S.R., Solorzano, L.A., Wang, J., 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south – southeastern Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 368.
- Costa, M.H., Foley, J.A., 1997. Water balance of the Amazon Basin: Dependence on vegetation cover and canopy conductance. *J. Geophys. Res.* 102, 23973–23989. doi:10.1029/97JD01865
- Cox, P.M., Betts, R.A., Collins, M., Harris, P.P., Huntingford, C., Jones, C.D., 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theor. Appl. Climatol.* 78, 157–175. doi:10.1007/s00704-004-0050-y
- D’Antonio, C.M., Vitousek, P.M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass-fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23, 63–87. doi:10.1146/annurev.es.23.110192.000431
- Ehleringer, J.R., Monson, R.K., 2009. Evolutionary and ecological aspects of photosynthetic pathway variation. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 24, 411–439. doi:10.1146/annurev.es.24.110193.002211
- Filgueiras, T.S., Longhi-Wagner, H.M., Viana, P.L., Zanin, A., Guglieri, A., Oliveira, R.C. de, Canto-Dorow, T.S., Shirasuna, R.T., Valls, J.F.M., Oliveira, R.P., Rodrigues, R.S., Santos-Gonçalves, A.P., Welker, C.A.D., 2012. Poaceae, in: Forzza, R.C., Baumgratz, J.F.A., Bicudo, C.E.M., Jr., A.A.C., Costa, A., Costa, D.P., Hopkins, M. (Eds.), *Catálogo de Plantas E Fungos Do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro*, pp. 1464–1519.
- Gibson, D.J., 2009. *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press, USA, New York.
- Grass Phylogeny Working Group II, 2012. New grass phylogeny resolves deep evolutionary relationships and discovers C4 origins. *New Phytol.* 193, 304–12. doi:10.1111/j.1469-8137.2011.03972.x
- Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E.H., Scheffer, M., 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334, 232–235. doi:10.1126/science.1210657
- Hoffmann, W.A., Lucatelli, V.M.P.C., Silva, F.J., Azevedo, I.N.C., Marinho, M.D.S., Albuquerque, A.M.S., Lopes, A.D.O., Moreira, S.P., 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Divers. Distrib.* 10, 99–103. doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00063.x
- Hughes, R.F., Kauffman, J.B., Cummings, D.L., 2000. Fire in the Brazilian Amazon 3. dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests. *Oecologia* 124, 574–588.
- Huntingford, C., Harris, P.P., Gedney, N., Cox, P.M., Betts, R.A., Marengo, J.A., 2004. Using a GCM analogue model to investigate the potential for Amazonian forest dieback. *Theor. Appl. Climatol.* 78, 177–185. doi:10.1007/s00704-004-0051-x
- Hutyra, L.R., Munger, J.W., Nobre, C.A., Saleska, S.R., Vieira, S.A., Wofsy, S.C., 2005. Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazônia. *Geophys. Res. Lett.* 32, 2–5. doi:10.1029/2005GL024981
- Kauffman, J.B., 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the Eastern Amazon. *Biotropica* 23, 219–224.

- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments : a 22-year Investigation. *Conserv. Biol.* 16, 605–618. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x
- LI-COR, 1992. LAI-2000 Plant canopy analyzer. LI-COR Inc., Lincoln, USA.
- Longhi-Warner, H., 1999. O gênero *Aristida* (Poaceae) no Brasil. *Bol. do Inst. Bot.* 12, 113–179.
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E., 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 1341–1346. doi:10.1073/pnas.1111374109
- Massad, T.J., Balch, J.K., Davidson, E.A., Brando, P.M., Mews, C.L., Porto, P., Quintino, R.M., Vieira, S.A., Junior, B.H.M., Trumbore, S.E., 2012. Interactions between repeated fire, nutrients, and insect herbivores affect the recovery of diversity in the southern Amazon. *Oecologia* 172, 209–229. doi:10.1007/s00442-012-2482-x
- Morton, D.C., Page, Y. Le, DeFries, R., Collatz, G.J., Hurtt, G.C., 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368. doi:10.1098/rstb.2012.0163
- Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Soares-filho, B., Merry, F., Nin, E., 2008. Interactions among Amazon land use , forests and climate : prospects for a near-term forest tipping point. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363, 1737–1746. doi:10.1098/rstb.2007.0036
- Nepstad, D.C., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C.A., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., Verissimo, A., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and reforestation. *Nature* 405, 505–508. doi:10.1038/19066
- Pebesma, E.J., 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Comput. Geosci.* 30, 683–691. doi:10.1016/j.cageo.2004.03.012
- R Development Core Team, R.F.F.S.C., 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna Austria R Found. Stat. Comput., Tertiary R: A language and environment for statistical computing.
- Rasmussen, P.W., Heisey, D.M., Nordheim, E.V., Frost, T.M., 2001. Time-series intervention analysis: unreplicated large-scale experiments, in: Scheiner, S.M., Gurevitch, J.G. (Eds.), *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Chapman & Hall, New York, pp. 138–158.
- Rossiter, N.A., Setterfield, S.A., Douglas, M.M., Hutley, L.B., 2003. Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Divers. Distrib.* 9, 169–176. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00020.x
- Sankaran, M., Hanan, N.P., Scholes, R.J., Ratnam, J., Augustine, D.J., Cade, B.S., Gignoux, J., Higgins, S.I., Le Roux, X., Ludwig, F., Ardo, J., Banyikwa, F., Bronn, A., Bucini, G., Caylor, K.K., Coughenour, M.B., Diouf, A., Ekaya, W., Feral, C.J., February, E.C., Frost, P.G.H., Hiernaux, P., Hrabar, H., Metzger, K.L., Prins, H.H.T., Ringrose, S., Sea, W., Tews, J., Worden, J., Zambatis, N., 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature* 438, 846–9. doi:10.1038/nature04070
- Santos-Filho, L.E., 1996. Seed production: perspective from the Brazilian private sector, in: Miles, J.W., Maass, J.S., Valle, C.B. (Eds.), *Brachiaria: Biology, Agronomy, and*

- Improvement. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) no 259, Caly, pp. 141–147.
- Setterfield, S.A., Rossiter-Rachor, N.A., Hutley, L.B., Douglas, M.M., Williams, R.J., 2010. Biodiversity research: turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Divers. Distrib.* 16, 854–861. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x
- Soares-Filho, B., Silvestrini, R., Nepstad, D., Brando, P., Rodrigues, H., Alencar, A., Coe, M., Locks, C., Lima, L., Hissa, L., Stickler, C., 2012. Forest fragmentation, climate change and understory fire regimes on the Amazonian landscapes of the Xingu headwaters. *Landsc. Ecol.* 27, 585–598. doi:10.1007/s10980-012-9723-6
- Spracklen, D. V., Arnold, S.R., Taylor, C.M., 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* 489, 282–285. doi:10.1038/nature11390
- Sprenst, P., Smeeton, N.C., 2001. *Applied Nonparametric Statistical Methods*, 3a ed, TAS. Chapman and Hall, London.
- Staver, A.C., Archibald, S., Levin, S.A., 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334, 230–2. doi:10.1126/science.1210465
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrao, E.A.S., 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. patterns of plant succession. *J. Ecol.* 76, 663–681.
- Uhl, C., Clark, H., Clark, K., Maquirino, P., 1982. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Biotropica* 14, 249–254.
- Valerio, J.R., Lapointe, S.L., Kelemu, S., Fernandes, C.D., Morales, F.J., 1996. Pests and diseases of *Brachiaria* species, in: Miles, J.W., Maass, J.S., Valle, C.B. (Eds.), *Brachiaria : Biology, Agronomy, and Improvement*. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) no 259, Caly, pp. 86–105.
- Veldman, J.W., Mostacedo, B., Peña-Claros, M., Putz, F.E., 2009. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *For. Ecol. Manage.* 258, 1643–1649. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.024
- Veldman, J.W., Putz, F.E., 2010. Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica* 42, 697–703. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00647.x
- Veldman, J.W., Putz, F.E., 2011. Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biol. Conserv.* 144, 1419–1429. doi:10.1016/j.biocon.2011.01.011
- Zarin, D.J., Davidson, E.A., Brondizio, E., Vieira, I.C., Sá, T., Feldpausch, T., Schuur, E.A., Mesquita, R., Moran, E., Delamonica, P., Ducey, M.J., Hurr, G.C., Salimon, C., Denich, M., 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Front. Ecol. Environ.* 3, 365–369. doi:10.1890/1540-9295(2005)003[0365:LOFSCA]2.0.CO;2
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

Capítulo 2 – Degradação florestal e perda de biomassa devida à interação entre vendavais, incêndios florestais e efeitos de borda

Resumo

Os incêndios florestais rasteiros, a fragmentação e os vendavais são vetores de degradação florestal que têm se tornado cada vez mais frequentes na Amazônia, sobretudo na porção sul do bioma. As interações entre estes vetores podem ter efeitos negativos as florestas e aos serviços ecossistêmicos da região. Neste trabalho, investigamos os efeitos resultantes das interações entre a ocorrência simultânea de um vendaval em áreas submetidas a queimadas prescritas ao longo de um gradiente de borda. Um censo da vegetação arbórea em um experimento de fogo na Fazenda Tanguro (Querência-MT), realizado antes e depois do vendaval ocorrido em outubro de 2012, permitiu quantificar e comparar os efeitos negativos do vendaval sobre a estrutura de vegetação e estoque de biomassa em áreas afetadas ou não pelo fogo e em diferentes distâncias a partir da borda das parcelas. No total, 10% dos indivíduos arbóreos foram danificados pelo vento, sendo mais afetados aqueles próximos à borda ou em áreas anteriormente queimadas. Indivíduos até 200 m longe da borda tiveram o dobro de chance de serem danificados. A perda de biomassa em áreas afetadas por incêndios anteriores foi entre 3 e 9% superior. A quebra do tronco foi o tipo de dano mais frequente com 70%, seguido por indivíduos arrancados pela raiz (20%) e por indivíduos com perda de mais da metade da copa (10%). Dos indivíduos danificados, 73% foram afetados diretamente pelo vento enquanto 22% foram atingidos pela queda de outros indivíduos. Os resultados apontam para interações entre fatores de degradação (vento, fragmentação florestal e fogo) que podem criar um limiar crítico, a partir do qual as florestas dessa região da Amazônia podem perder resiliência.

Palavras chaves: vendavais, fogo, perda de biomassa, dinâmica de florestas, Amazônia

Abstract

Forest fires, fragmentation and windstorms are factors involved in forest degradation that have become increasingly frequent in the Amazon, and their concomitant occurrence produce feedbacks that may increase the negative effects on forests dynamic and ecosystem services. In this study, we investigated the occurrence of the wind storms in areas impacted by prescribed forest fires and in association with edge effects in a fire experiment in the Tanguro Farm (municipality of Querência, Mato Grosso state). Two census of trees in the areas subjected to prescribed fires and in an unburned forest plot were performed before and after a big wind storm that occurred in October 2012, in order to study the impacts on vegetation structure and aboveground biomass stock. In total, 10% of individual trees were damaged by the wind storm, and those closer to the forest edge or in areas previously burned were more likely to be damaged. Individuals up to 200m from the forest edge were twice as likely to be damaged. The biomass loss in the burned plots was between 3 and 9% higher than in the control plot. The most prevalent damage type was snapped (70%), uprooted (20%) and canopy damage (10%). 73% of damaged trees were directly affected by the windstorm while 22% were damaged by the fall of others. Our data indicate that positive feedbacks between windstorms, forest fragmentation, and forest fires can create a critical threshold, from which Amazon forests might lose resilience.

Keywords: windstorms, fire, biomass loss, forest dynamics, Amazon.

Introdução

Os incêndios florestais rasteiros (Alencar et al., 2004; Morton et al., 2011), a fragmentação florestal (Broadbent et al., 2008) e as grandes tempestades tropicais com vendavais (Negrón-Juárez et al., 2010) são fatores que têm sido associados à degradação florestal e perda de estoques de carbono em florestas da Amazônia. Aproximadamente 20% das florestas da Amazônia já foram desmatadas (INPE, 2014). Esta grande quantidade de áreas desmatadas, que estão concentradas na porção sul da bacia, resultou em grande fragmentação das florestas remanescentes (Broadbent et al., 2008) e em aumento da ocorrência de incêndios florestais na região (Alencar et al., 2004; Brando et al., 2014; Cochrane et al., 1999; Morton et al., 2011). Ao mesmo tempo, a ocorrência de distúrbios naturais como, por exemplo, as grandes tempestades com vendavais na Amazônia causam grandes perdas de biomassa das florestas (Espírito-Santo et al., 2014; Negrón-Juárez et al., 2010). As mudanças no clima global e a continuidade dos processos de conversão de uso terra, em um futuro próximo, podem aumentar a frequência e intensidade destes fatores de degradação (Brando et al., 2014; Foley et al., 2005; IPCC, 2007; Mendelsohn et al., 2012).

Em escala de paisagem, a ocorrência de diferentes fatores de degradação sobre uma mesma área resulta em interações que podem aumentar a degradação das florestas, reduzindo assim, os serviços ecossistêmicos prestados (Brando et al., 2013; Davidson et al., 2012; Nepstad et al., 2008). Por exemplo, a ocorrência de incêndios florestais está positivamente relacionada com a fragmentação florestal e intensidade do período seco (Alencar et al., 2004; Brando et al., 2014; Cochrane et al., 1999; Morton et al., 2011). Os incêndios florestais podem também interagir com a fragmentação florestal, de forma que, a mortalidade de árvores devida ao fogo tende a ser maior em ambientes de borda de fragmentos florestais (Brando et al., 2014). Um dos mecanismos deste processo é a proliferação de gramíneas na borda das florestas, tornando o fogo mais intenso (capítulo 1, Silvério et al., 2013).

Várias outras interações podem resultar da ocorrência de dois ou mais fatores de distúrbio, mas os mecanismos subjacentes nem sempre são conhecidos ou quantificados. Por exemplo, em teoria, a ocorrência de grandes vendavais pode interagir com a fragmentação das florestas e a ocorrência de incêndios florestais. De forma geral, os fatores determinantes da probabilidade de uma árvore ser afetada em uma tempestade de vento incluem: a intensidade da tempestade de vento (Canham et al., 2010), a topografia e condições do solo (de Toledo et al., 2012), os atributos estruturais dos indivíduos (Hurst et al., 2011), atributos biomecânicos como a densidade da madeira (Zimmerman et al., 1994) e, o módulo de elasticidade (Asner & Goldstein, 1997). Assim, alguns mecanismos de interação entre estes fatores podem ser

pensados: a mortalidade de árvores e perda de biomassa devem ser maiores em ambientes de borda (Laurance & Williamson, 2001), uma vez que ventos direcionados das áreas abertas para as florestas podem atingir as árvores dos ambientes de borda com maior intensidade; as árvores em áreas recentemente queimadas são mais afetadas por ventos intensos, com maior perda de biomassa. Em geral, a passagem do fogo deixa cicatrizes nas árvores (Barlow et al., 2010) diminuindo, assim, sua resistência a ventos fortes. Neste sentido, a quebra de troncos devido à ação do vento em áreas afetadas pelo fogo deve coincidir com cicatrizes de fogo. Por outro lado, o fogo pode selecionar espécies com maior densidade da madeira (Brando et al., 2012), tornando assim, as árvores remanescentes mais resistentes aos ventos de grande intensidade.

Nosso objetivo foi avaliar os efeitos imediatos após a passagem de uma tempestade com vendaval sobre a vegetação arbórea de uma floresta da região de transição Cerrado-Amazônia em Mato Grosso, bem como as interações resultantes do vendaval com a fragmentação e a ocorrência de queimadas prescritas sucessivas. Nossas hipóteses foram: a) Os danos sobre a vegetação arbórea associados ao vendaval será maior em áreas de florestas anteriormente atingidas por incêndios, devido principalmente as cicatrizes de fogo nas árvores remanescentes (Barlow et al., 2010) e a redução na densidade de indivíduos (Hurst et al., 2011); b) As árvores de menor diâmetro serão as mais afetadas nas áreas sem histórico de queimadas, e nas áreas queimadas por outro lado, a probabilidade de danos será independente do diâmetro. A alta densidade de indivíduos na área sem histórico de fogo permitirá que a queda de uma árvore grande danifique vários indivíduos menores (Hurst et al., 2011). Por outro lado, o fato do fogo causar a mortalidade principalmente dos indivíduos menores (Balch et al., 2011) reduzindo a densidade total de indivíduos (Balch et al., 2011; Brando et al., 2014) e deixar cicatrizes de fogo nos indivíduos remanescentes (Barlow et al., 2010) resultará em mudanças nos padrões de danos, de forma que o diâmetro terá fraco poder de explicação da variação nos dados; c) Uma vez que estão mais expostas (Laurance & Williamson, 2001), as árvores próximas da borda serão mais danificadas por vendavais em relação às árvores do interior.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em um experimento de queimadas controladas na Fazenda Tanguro em Querência-MT (Figura 2). O experimento possui área total de 150 ha (1,0 x 1,5 km) dividida em três parcelas adjacentes de 1,0 x 0,5 km, com os seguintes tratamentos:

queimada anual (B1yr) em que a parcela foi queimada anualmente no fim da estação seca (final de setembro ou início de outubro) entre 2004 e 2010, exceto 2008; queimada trienal (B3yr), com queimas prescritas em 2004, 2007 e 2010; controle, tratamento com exclusão de queimadas (Figura 2 e Figura 10). O experimento foi instalado em um fragmento de florestas ao longo da borda de uma área desmatada utilizada como pastagem há mais de 10 anos com gramíneas forrageiras exóticas, mas convertida para o cultivo de soja em 2007.

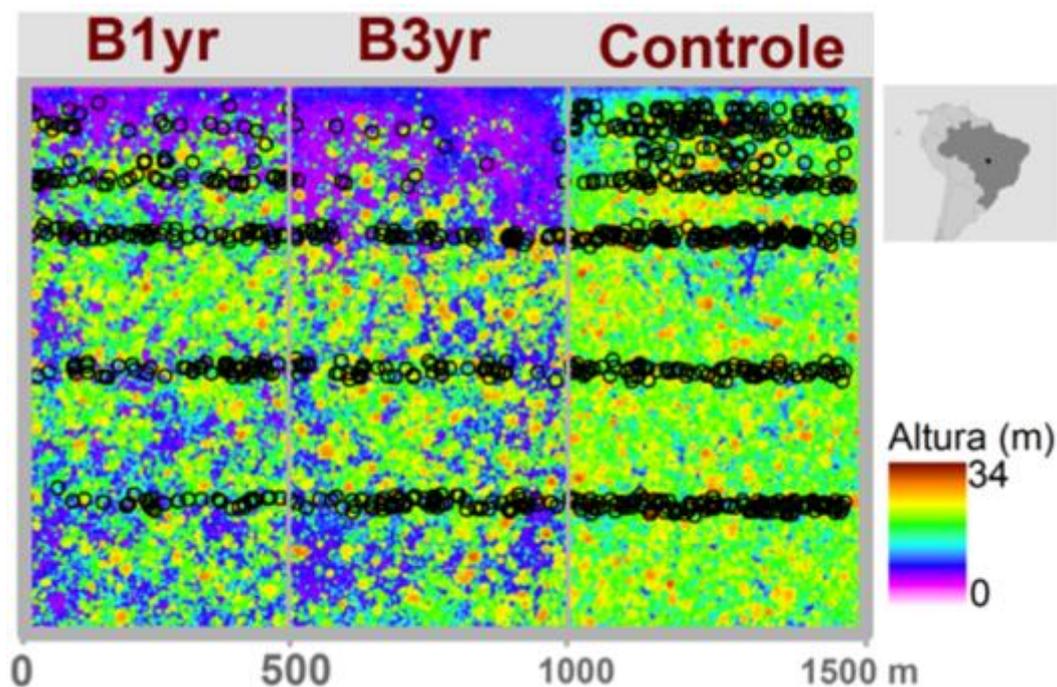


Figura 10 - Mapa do tratamento de fogo constituído por três diferentes tratamentos (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr), localizado na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso, onde foi realizado este estudo. Pontos em preto representam a localização dos diferentes transectos onde foi realizada a avaliação da vegetação arbórea em diferentes distâncias da borda. A escala de cores representa um modelo de copa com altura da vegetação.

Coleta de dados

Em cada uma das três parcelas, estabelecemos 6 transectos em diferentes distâncias a partir da borda (0, 30, 100, 250, 500 e 750 m distante da borda; Figura 10), onde amostramos todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito (DAP; 1,30 m) \geq 10 cm. Para indivíduos com DAP entre 10,0 e 19,9 cm, a área amostrada foi de 1,2 ha por tratamento (seis transectos de 500 X 4 m). A área amostrada para indivíduos com DAP \geq 20,0 cm foi de 5,5 ha por tratamento (um transecto de 500 X 10 m na borda da floresta e cinco de 500 X 20 m, nas distâncias acima mencionadas) (Figura 10). No primeiro inventário, realizado em 2004, todos os indivíduos receberam placas de alumínio numeradas e foram identificados em nível de

espécie (Balch et al., 2008). Todas as parcelas foram reavaliadas anualmente e todos os indivíduos sobreviventes foram remedidos, tiveram a presença de cicatriz de fogo registrada (presença de danos ao cambio vascular devidos a ação do fogo), e os indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão (recrutas) foram registrados (Brando et al., 2014), sendo que em 2012 esta avaliação ocorreu entre os meses de agosto e setembro (Figura 10).

No dia 25 de outubro de 2012, uma grande tempestade com vendaval ocorreu na região (Figura 11). Uma estação meteorológica do IPAM, localizada a menos de 1000 m do experimento de fogo, registrou a velocidade média do vento a cada meia hora. Os resultados indicaram velocidade média do vento de 53 km/h entre 14:00 e 16:00 e pico médio de 58 km/h entre 15:00 e 15:30 horas. A direção média do vento foi $196\pm 56^\circ$ em relação ao norte magnético, o que coincidiu também com direção de queda dos troncos afetados diretamente pelo vendaval (Anexo 11). A temperatura média diária foi de $24,6\pm 3,7^\circ\text{C}$ e umidade relativa de $83\pm 14\%$. A precipitação registrada por meio de um pluviômetro simples tipo cunha, foi de 76 mm. Os dados do TRMM registraram 165 mm de precipitação na região em um período de três horas (13:00 as 18:00 h; Figura 11). Assim realizamos um novo censo para quantificar os danos causados pelo vento, que foram divididos em três grupos: 1) TRONCO, árvores que tiveram o tronco quebrado acima do solo e abaixo da copa; 2) RAIZ, árvores que foram tombadas com as raízes completamente expostas; COPA, árvores que perderam mais que 50% dos galhos da copa (Figura 12). Também diferenciamos as árvores que foram diretamente afetadas pelo vento daquelas que tiveram danos secundários, ou seja, foram afetadas pela queda de outra árvore. Adicionalmente, determinamos: o DAP (diâmetro a altura do peito por meio de uma fita métrica), a densidade da madeira (por meio de revisão da literatura, utilizando uma média do gênero para espécies não encontrada na literatura), a distância da borda, e o número de troncos vizinhos no entorno de cada um dos indivíduos em um raio de 20 m (avaliado por meio das coordenadas de cada indivíduo).

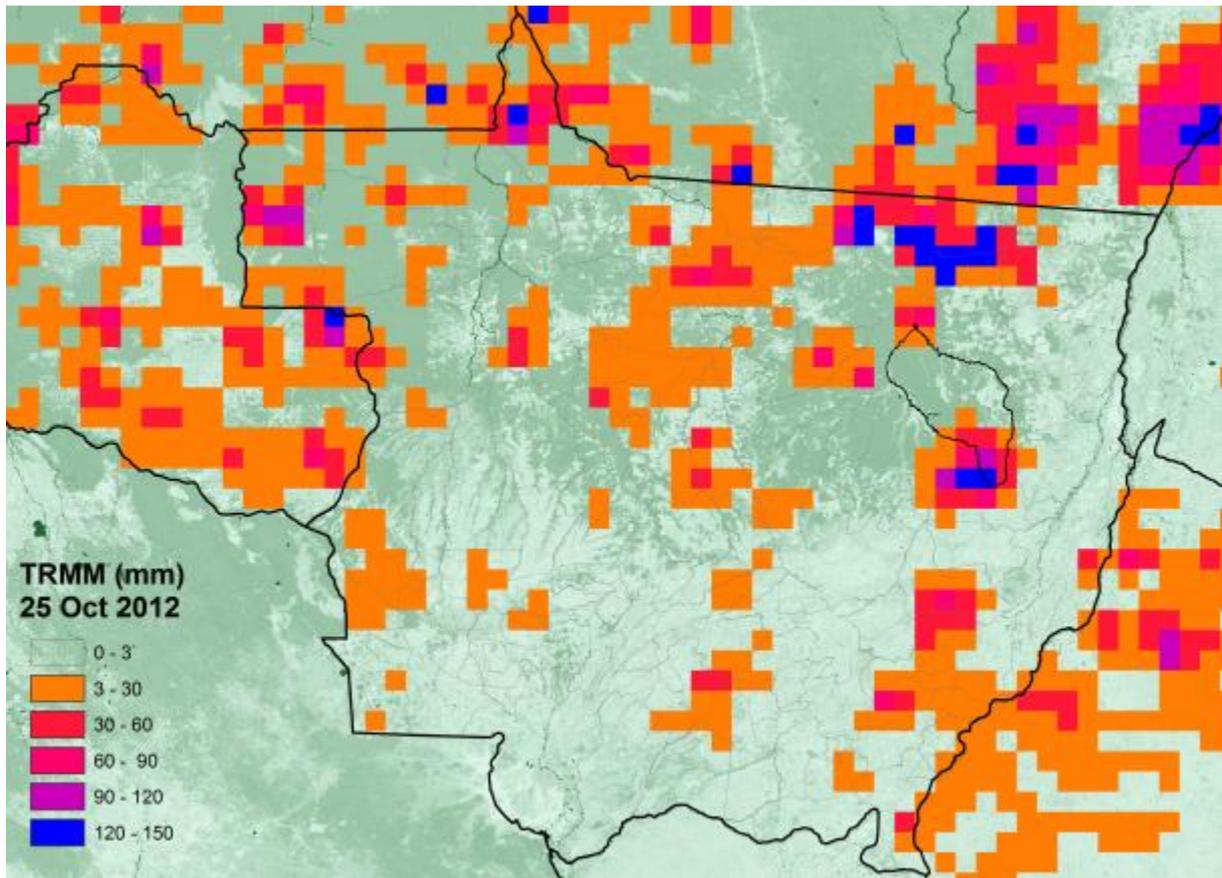


Figura 11 – Dados de precipitação do TRMM do dia 25 de outubro de 2012 destacando o estado de Mato Grosso e o município de Querência (ao centro).



Figura 12 – Diferentes tipos de danos causados por um vendaval ocorrido em outubro de 2012 em um experimento de fogo controlado localizado na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.

Análises dos dados

Nós estimamos a biomassa acima do solo (BAS), nos diferentes tratamentos de queimadas prescritas, antes e após a ocorrência da tempestade de vento ocorrida em outubro de 2012 com base na equação alométrica de Chave et al. (2005):

$$BAS = p * \exp(-0.667 + 1.784 * \ln(D) + 0.207 * (\ln(D))^2 - 0.0281 * (\ln(D))^3)$$

Onde p é a densidade da madeira (g/cm^3) e D é o diâmetro (cm). A biomassa foi calculada individualmente para cada indivíduo e posteriormente sumarizada de acordo os diferentes tratamentos.

Para testar nossas hipóteses utilizamos para cada tipo de dano, um modelo linear generalizado (*glm*) com distribuição binomial. Por meio do modelo binomial, verificamos a probabilidade de um determinado indivíduo ser afetado pelo vento em função: a) dos tratamentos de fogo (controle, $B1y$, $B3y$); b) da distância da borda (0, 30, 100, 250, 500 e 750 m); c) DAP; d) da densidade da madeira (g/cm^3); e) do número de indivíduos em um raio de 20 m; f) de um filtro para remover autocorrelação espacial (*eigenvector* de Moran calculado por meio da função *ME* do pacote *spdep* do programa R (Dray et al., 2006; R Development Core Team, 2008)). Primeiro, criamos um modelo global com todas as variáveis, bem como possíveis interações, em seguida fizemos uma seleção de modelos para avaliar a contribuição de cada variável para o desempenho do modelo (por meio da função *dredge* do pacote *MuMin* do programa R (R Core Team, 2002)) (Anexo 7). Consideramos como melhor modelo aquele com menor critério de informação de Akaike (Zuur et al., 2009).

Resultados e discussão

Efeitos do histórico de fogo na mortalidade de árvores associada à tempestade de vento

A ocorrência de um único evento de tempestade com vendaval resultou em danos para aproximadamente 10% do total de indivíduos arbóreos registrados no censo ($N = 3.763$), mas aqueles em áreas submetidas a queimadas prescritas foram mais afetados (Figura 13). Nas parcelas com os tratamentos de fogo registramos um menor número de indivíduos (B1yr = 935; B3yr = 573) em relação à parcela controle (Controle = 2.255), o que está relacionado à mortalidade arbórea decorrente dos fogos experimentais em anos anteriores (Balch et al., 2008; Brando et al., 2012, 2014). Em termos relativos, no entanto, as parcelas queimadas experimentalmente apresentaram a maior proporção de indivíduos danificados (B1yr = 12,6%; B3yr = 17,4%) e maior perda de biomassa (Figura 13 e Tabela 1). A perda de biomassa nos tratamentos com fogo foi entre 3 e 9% maior (Tabela 1). Assim, houve maior dano aos indivíduos arbóreos e maior perda de biomassa, em decorrência da tempestade de vento, nas áreas anteriormente afetadas por queimadas.

A probabilidade de danos devido ao vendaval também variou de acordo os diferentes tipos de danos. Enquanto TRONCO foi o tipo de dano mais frequente (70%) e o que apresentou maior diferença entre os tratamentos de fogo e controle (Figura 13), o dano tipo RAIZ representou somente 20% do total de indivíduos danificados e teve diferença pronunciada somente entre os tratamentos controle e o tratamento B3yr (Figura 13). Para danos na COPA que corresponderam a 10% dos indivíduos danificados, não houve diferença entre tratamentos (Figura 13).

Tanto para danos tipo TRONCO quanto para danos tipo RAIZ, que juntos representam 90% dos indivíduos danificados, nossa análise por meio dos modelos logísticos, também indicaram o histórico de fogo como importante preditor da probabilidade de danos devido ao vendaval (Anexo 7 e Tabela 2). Para indivíduos com dano TRONCO, o modelo indicou maior probabilidade de dano nos tratamentos de fogo para todas as classes de diâmetro (Figura 15), com qualquer número de indivíduos no entorno (Anexo 10) e em qualquer distância da borda (Figura 14). Para danos RAIZ, no entanto, o modelo indicou somente o tratamento B3yr com diferenças significativas em relação ao controle (Figura 14 e Figura 15).

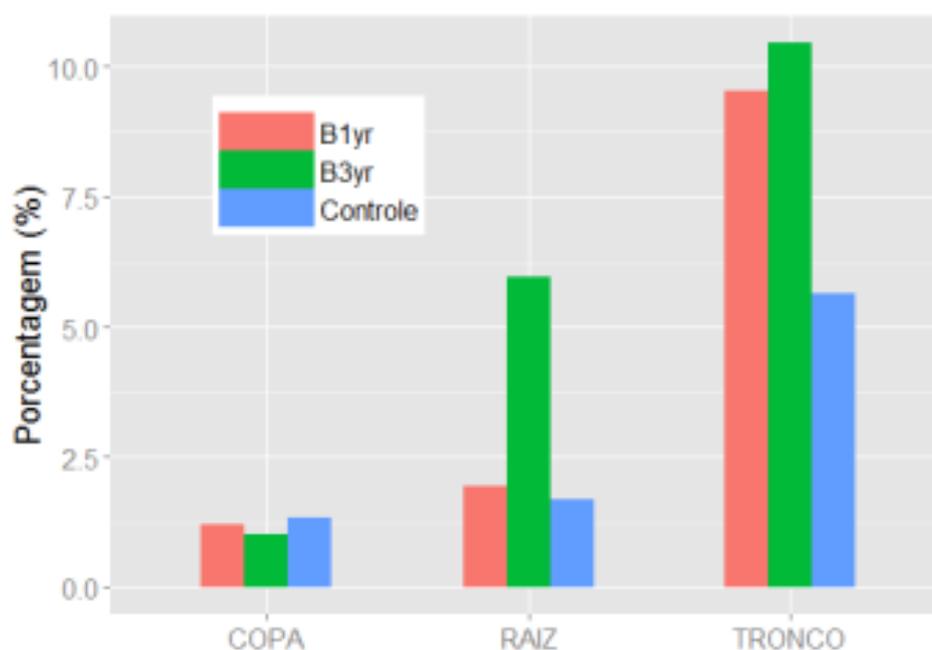


Figura 13 - Porcentagem de indivíduos danificados por um vendaval ocorrido em outubro de 2012 e tipos de danos sofridos nos três diferentes tratamentos de fogo (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr), na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso. As queimadas ocorreram entre os anos de 2004 e 2010.

Tabela 1 - Estoque de biomassa aérea nos três tratamentos de fogo antes e depois da ocorrência da tempestade do vento e perda relativa.

Tratamento	Biomassa total (Mg ha ⁻¹)	Biomassa perdida (Mg ha ⁻¹)	Biomassa perdida (%)
Controle	164,3±13,4	16,8±0,9	10,2
B3yr	70,2±7,4	13,1±2,0	18,6
B1yr	97,9±9,0	12,8±2,5	13,1

A densidade da madeira e o DAP foram também selecionadas como variáveis importantes para o ajuste do modelo em todos os tipos de dano e o número de indivíduos em um raio de 20 m foi importante para danos tipo TRONCO e RAIZ, mas não para COPA (Anexo 7). Apesar dos melhores modelos incluírem a densidade da madeira, os coeficientes desta variável no sumário do melhor modelo em cada tipo de dano indicaram um menor poder de explicação desta variável ($p > 0,05$) em relação às outras (Tabela 2).

As maiores frequências de troncos quebrados nos tratamentos B3yr e B1yr podem ser explicadas em parte pelas cicatrizes deixadas pelo pela passagem do fogo. Em ambos os tratamentos de fogo, 70% dos indivíduos com tronco quebrado tinham cicatrizes de fogo, enquanto que dos indivíduos arrancados pela raiz, apenas uma menor fração (B3yr = 45%;

B1yr = 25%) apresentava cicatriz de fogo. A altura média de quebra dos troncos nos tratamentos de fogo (B3yr = 3,39±3,72 m; B1yr = 3,28±3,96 m) foi em média três metros menor em relação ao tratamento controle (6,03±4,50 m), indicando que o ponto de quebra nos tratamentos de fogo coincidiu com as cicatrizes deixadas pelo fogo. O risco de dano a uma árvore associado a vendavais tem sido relacionado também a área de copa, a ancoragem fornecida por suas raízes, e ao seu grau de exposição ao vento (de Langre, 2008). Assim, além das cicatrizes de fogo, a redução na densidade total de indivíduos (Balch et al., 2011; Brando et al., 2014) tornando os indivíduos mais expostos aos ventos de maior intensidade e reduzindo a malha de raízes que confere sustentação aos troncos, pode auxiliar na explicação dos maiores danos nas áreas com histórico de fogo recente.

Tabela 2 - Sumário do melhor modelo descrevendo as variáveis que foram importantes para a probabilidade dos indivíduos serem afetados por cada tipo de dano (TRONCO, RAIZ e COPA), por um vendaval ocorrido em outubro de 2012 em uma área de floresta transicional da Amazônia em Querência-MT.

	Coefficientes	Erro padrão	Z	P
TRONCO				
Intercepto	-3,356	0,576	-5,824	<0,001
DB	-0,009	0,001	-5,756	<0,001
DAP	0,087	0,019	4,506	<0,001
B3yr	1,299	0,335	3,878	<0,001
B1yr	0,867	0,258	3,366	0,001
Viz	0,029	0,013	2,293	0,022
DM	-0,943	0,587	-1,606	0,108
I(DAP ²)	-0,001	0,000	-3,931	<0,001
I(DB ²)	0,000	0,000	4,272	<0,001
RAIZ				
Intercepto	-6,363	1,128	-5,642	<0,001
DB	-0,002	0,001	-2,636	0,008
DAP	0,100	0,030	3,325	0,001
B3yr	2,972	0,780	3,812	<0,001
B1yr	0,226	1,031	0,219	0,827
Viz	0,068	0,028	2,422	0,015
DM	-1,777	0,963	-1,845	0,065
I(DAP ²)	-0,001	0,000	-2,370	0,018
COPA				
Intercepto	-6,746	0,994	-6,788	<0,001
DAP	0,027	0,009	3,152	0,002
DM	1,941	1,328	1,462	0,144

DAP = diâmetro a altura do peito; I(DAP) = termo quadrático para o DAP; DM=densidade da madeira; Viz = número de troncos em um raio de 20 m; TR= tratamentos de fogo; DB = distância da borda; I(DB) = termo quadrático para a distância da borda.

O efeito de borda e a probabilidade de danos devido a vendavais

A probabilidade de danos associados ao vendaval também foi maior para indivíduos próximos da borda (Anexo 8 e Figura 14). Na média, indivíduos danificados estavam 90 m mais próximos da borda em relação aos que ficaram intactos (Anexo 8). Esta diferença foi também confirmada na predição dos modelos logísticos, que indicaram a distância da borda como uma importante variável preditora da probabilidade de danos associados ao vendaval (tanto para danos tipo TRONCO quanto para RAIZ, veja a Figura 14). No caso de dano TRONCO, indivíduos a uma distância ≤ 100 m da borda tiveram o dobro de chance de serem danificados pelo vento em relação aos indivíduos localizados no interior da floresta (Figura 14). Estes resultados indicam maior probabilidade de danos associados à ocorrência de vendavais em ambientes de borda. Laurance et al. (1998) também encontraram maior probabilidade de mortalidade de árvores e maiores taxas de danos (copa ou tronco quebrado) até 100 m da borda em relação ao interior de florestas úmidas da Amazônia central.

Mudanças na densidade da madeira em função da distância da borda podem ajudar a explicar o efeito de borda observado nos danos associados ao vendaval. Considerando que não havia evidências de corte seletivo na área do experimento e que o desmatamento na borda da floresta ocorreu há vários anos, o efeito de borda aparentemente selecionou indivíduos com menor densidade da madeira mais próximos da borda (veja Anexo 12). Entre os 19 gêneros mais comuns em nossa área de estudo, *Tapirira* com baixa densidade da madeira ($0,46 \text{ g/cm}^3$) foi o mais atingido pelos ventos, com 25% dos indivíduos danificados. *Protium* e *Chaetocarpus* com maior densidade de madeira ($0,61$ e $0,81 \text{ g/cm}^3$, respectivamente) foram os gêneros menos afetados (Anexo 9). Laurance et al. (1998a) estudando fragmentos florestais na Amazônia central constataram maiores taxas recrutamento nos primeiros 100 m de bordas; segundo os autores, as espécies em regeneração neste ambiente eram, em sua maioria, espécies pioneiras e secundárias, indicando mudanças na composição florística como um dos efeitos de borda.

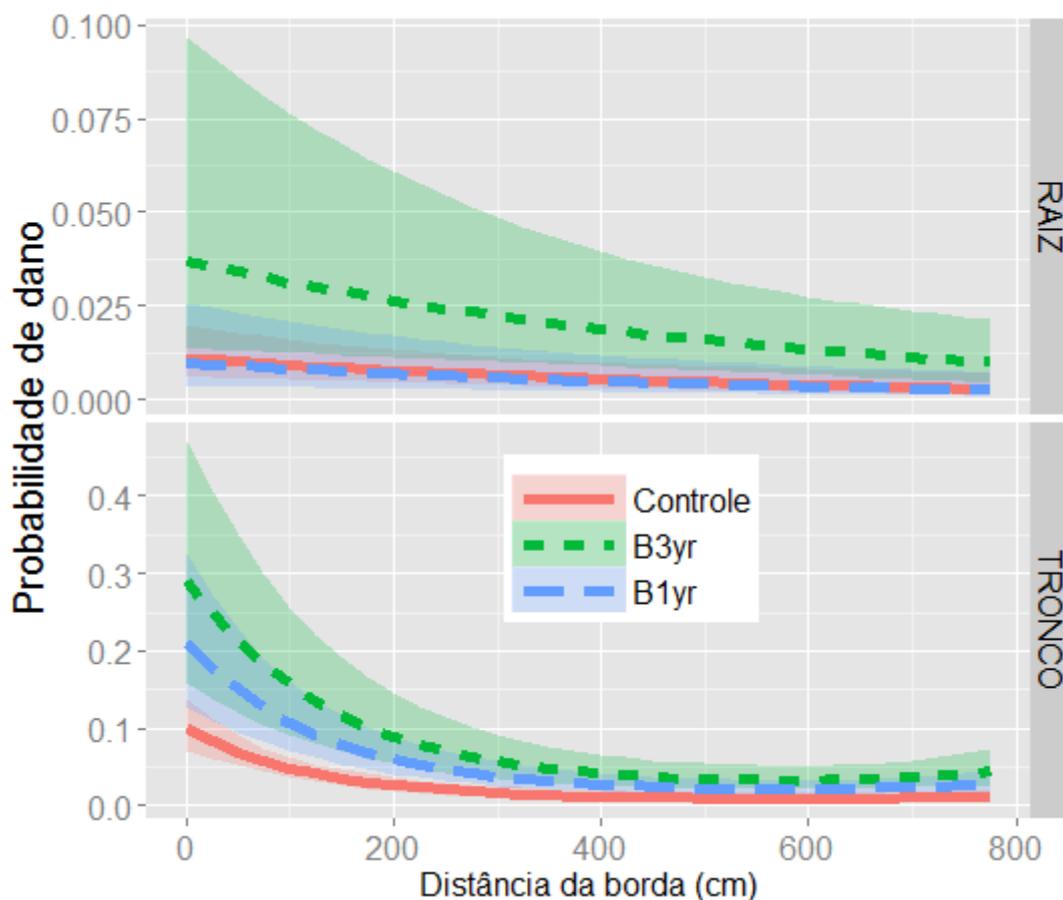


Figura 14 - Probabilidade de dano devido à tempestade de vento com base em modelo logístico em diferentes distâncias da borda e tratamentos do experimento de fogo (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr) em área de estudo localizada na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso. As queimadas ocorreram entre os anos de 2004 e 2010.

O efeito do DAP nos danos associados a tempestade de vento

Independentemente do tipo de dano sofrido, árvores de maior diâmetro tiveram maior probabilidade de serem danificadas pelo vento (Tabela 2; Figura 15; Anexo 13). Por exemplo, um indivíduo no tratamento B3yr, com dano tipo TRONCO, e DAP médio de 40 cm teve probabilidade 7% maior de ser danificado pelo vento em relação a um indivíduo com diâmetro menor que 10 cm (Figura 15). Indivíduos maiores podem se tornar mais vulneráveis à ação do vento, uma vez que apresentam copas emergentes e de maior volume. No presente estudo, a maior incidência de danos sobre indivíduos de maior porte (veja histograma de frequência no Anexo 13) fez com que a porcentagem de perda de biomassa fosse maior que a porcentagem de indivíduos atingidos; este padrão foi observado em todos os tratamentos (Tabela 1 e Figura 13). Esta diferença foi maior no tratamento controle (1,5%) em relação aos tratamentos com histórico de fogo (B3yr = 1,2%; B1yr = 0,5%), o que está relacionado ao

fato de que a mortalidade de indivíduos de menor diâmetro associada aos incêndios anteriores (Brando et al. 2014; Brando et al. 2011). Em 2012, O DAP médio no tratamento controle antes da passagem do vendaval ($22,1 \pm 15,2$) era em média 5 cm menor em relação ao tratamento B1yr ($26,7 \pm 16,0$) e 8 cm menor em relação ao tratamento B3yr ($29,8 \pm 17,4$).

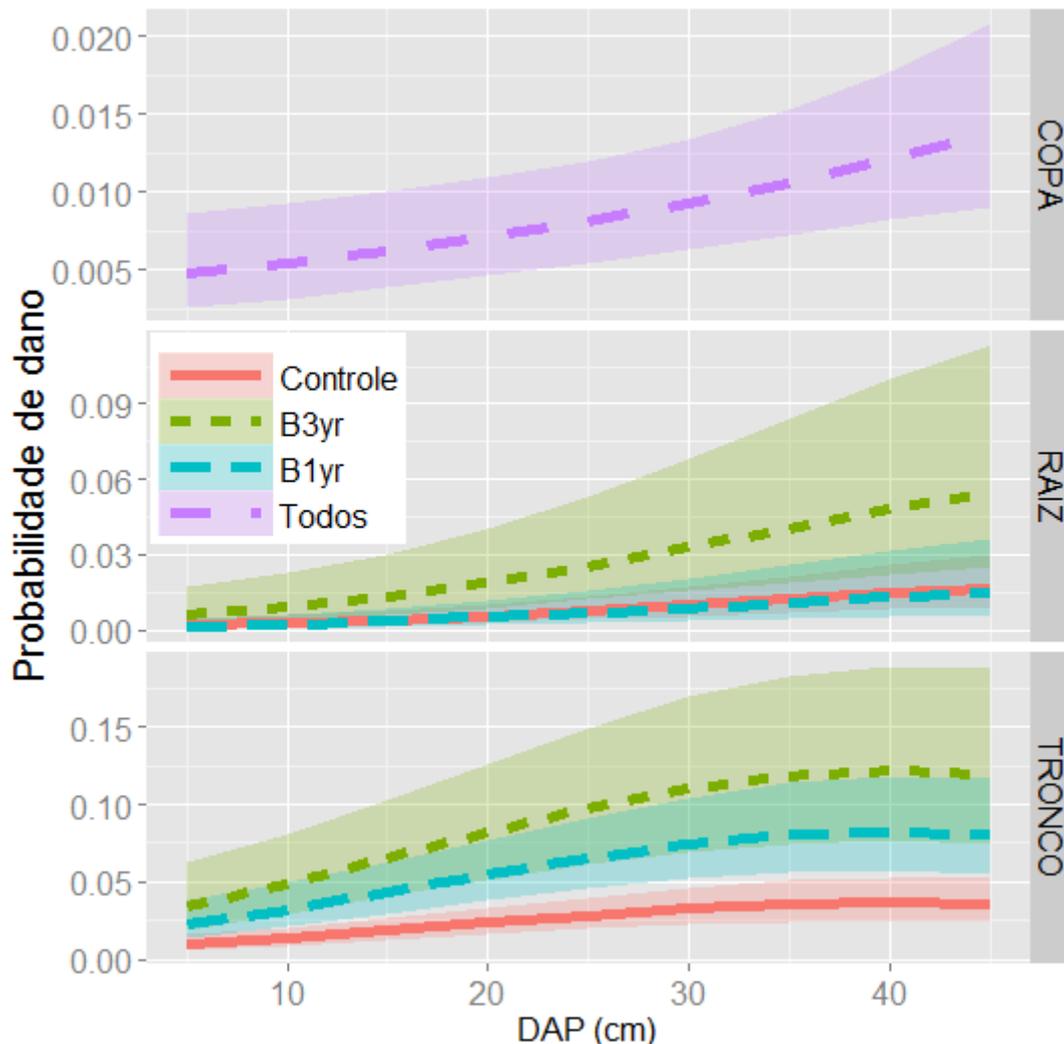


Figura 15 - Probabilidade de dano devido ao vento em função do diâmetro (DAP) para os diferentes tratamentos de fogo (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr) em área de estudo localizada na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso. As queimadas ocorreram entre os anos de 2004 e 2010.

Confirmando nossas previsões, a mortalidade de árvores e a perda da biomassa foi maior em ambientes de borda e nas áreas com histórico recentemente de queimadas. Estes resultados suportam nossa hipótese de que há interações positivas entre a ocorrência de vendavais, os incêndios e a fragmentação florestal. Dois processos ajudam a explicar a interação positiva entre a ocorrência de incêndios florestais e tempestade de vento: a redução na densidade de indivíduos, deixando as árvores remanescentes mais expostas aos ventos de

maior intensidade e as cicatrizes deixadas pela ocorrência do fogo, tornando as árvores em áreas anteriormente queimadas mais vulneráveis a ventos de maior intensidade. Adicionalmente, um estudo realizado nas mesmas parcelas experimentais, verificou maior crescimento das árvores nas parcelas queimadas em relação ao controle (Brando et al. 2014). O maior crescimento das árvores nas áreas afetadas pelo fogo implica também em maior quantidade de folhas para realização fotossíntese e desta forma, maior vulnerabilidade aos ventos de maior intensidade devido ao aumento no volume da copa.

Os danos sofridos pelas árvores não indicam mortalidade completa dos indivíduos. Entretanto, a maioria das rebrotas das árvores danificadas não se tornam árvores adultas. Putz & Brokaw (1989) avaliaram, para árvores que tiveram o tronco quebrado, a emissão de rebrotas e a sobrevivência dos brotos ao longo do tempo em uma floresta tropical úmida de Barro Colorado, Panamá. Os autores reportaram que apenas 58% das árvores emitiram rebrotas após a quebra do tronco principal e, as que continuavam vivas passados sete anos, eram apenas 16% das árvores estudadas (Putz & Brokaw, 1989).

Apesar do grande impacto local, ainda é necessário entender como vendavais afetam a integridade de sistemas florestais e processos associados em escala regional. Estudos recentes indicam que distúrbios naturais de menor proporção na Amazônia como os vendavais que provocam a queda de árvores abrindo pequenas clareiras (<0,1 ha) são responsáveis por 88% da perda anual de biomassa e carbono, enquanto que distúrbios de maiores proporções (>5,0 ha) são pouco frequentes e representam somente 0,02% da perda anual de biomassa (Espírito-Santo et al., 2014). No entanto, com as mudanças climáticas atualmente em curso, grandes tempestades tropicais devem ter sua frequência aumentada (Foley et al., 2005; IPCC, 2007; Mendelsohn et al., 2012), aumentando assim as consequências destes distúrbios para a o estoque de biomassa e dinâmica das florestas, como documentado por um estudo em 2005 que avaliou a ocorrência de uma grande tempestade na Amazônia (Negrón-Juárez et al., 2010). Segundo estimativa dos autores, um único evento de tempestade com vendavais resultou na mortalidade de aproximadamente 542 milhões de árvores, equivalente a 23% da biomassa acumulada anualmente pelas florestas da Amazônia (Negrón-Juárez et al., 2010).

Conclusão

Nossas hipóteses de que os danos sobre a vegetação arbórea associados ao vendaval seriam maiores em áreas de florestas anteriormente atingidas por incêndios e em áreas próximas a borda em relação ao interior da floresta foram corroboradas. Nós atribuímos as diferenças entre áreas com diferentes históricos de fogo principalmente as cicatrizes deixadas

pelo fogo nas árvores remanescentes (Barlow et al., 2010) e a redução na densidade de indivíduos (Hurst et al., 2011).

A hipótese de que as árvores de menor diâmetro seriam mais afetadas na área sem histórico de queimadas não foi corroborada. Árvores de maior diâmetro foram mais danificadas em todos os tratamentos. Nós atribuímos este padrão ao fato de que árvores maiores apresentarem maior volume de copa e serem mais emergentes no dossel, portanto, estarem mais expostas aos ventos de maior intensidade em todos os tratamentos. Assim, ao contrário da nossa previsão, o fato de o fogo reduzir a densidade de indivíduos de menor porte (Balch et al., 2011), e deixar cicatrizes de fogo nos indivíduos remanescentes (Barlow et al., 2010) parece não ter alterado a relação entre o diâmetro e a probabilidade de danos devido a vendavais.

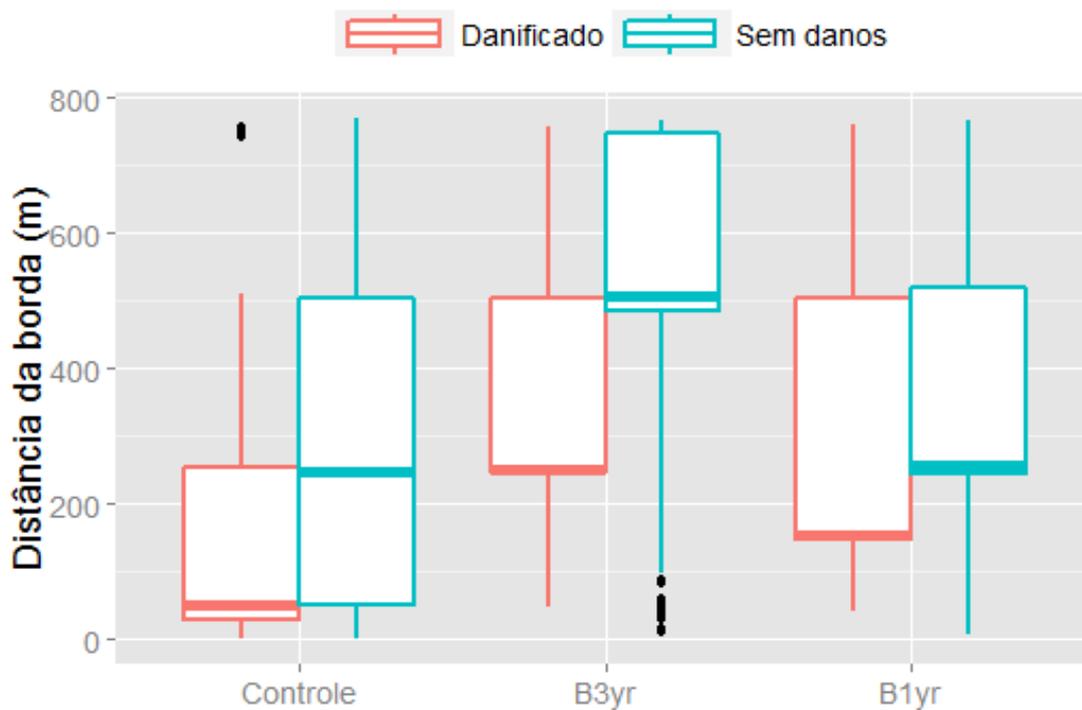
Nossos resultados sugerem a existência de interação entre a fragmentação das florestas e a ocorrência de incêndios florestais com a ocorrência de vendavais, retroalimentando os processos associados à degradação florestal na região estudada. Entre as possíveis explicações para estas interações positivas estão: os efeitos de borda tornando árvores próximas da borda mais vulneráveis a ação dos ventos fortes; a redução na densidade de indivíduos pela mortalidade arbórea associada ao fogo; e as cicatrizes de fogo deixadas nas árvores remanescentes. Em escala regional, as interações positivas resultantes da ocorrência de dois destes vetores associados a degradação florestal podem criar um limiar crítico, a partir do qual as florestas dessa região da Amazônia podem perder resiliência.

Anexos

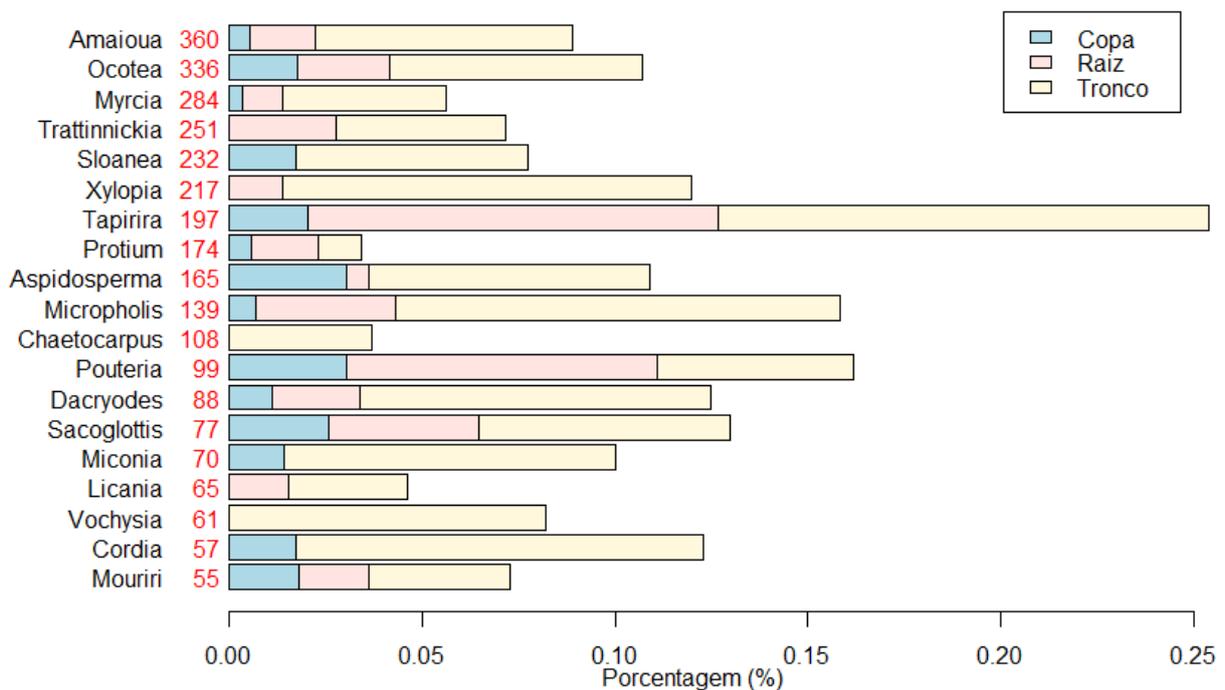
Anexo 7 - Parâmetros da seleção de modelos (modelo logístico) para avaliar a importância das variáveis incluídas no modelo geral para avaliar a probabilidade de um determinado indivíduo arbóreo ter sido danificado pela ocorrência de uma grande tempestade de vento em uma área de floresta de transição no município de Querência em Mato Grosso.

#	Int	DAP	I(DAP ²)	DM	Viz	TR	DB	I(DB ²)	DAP:	DM:	TR:	TR:	df	logLik	AICc
									Viz	DB	Viz	DB			
TRONCO															
1	-2,81	0,081	-0,001	-0,991	0,018	+	-0,007	<0,01					9	-771,8	1561,6
2	-2,89	0,082	-0,001	-0,996	0,020	+	-0,007	<0,01				+	11	-769,9	1561,9
3	-3,28	0,082	-0,001	-0,270	0,019	+	-0,005	<0,01		-0,003			10	-771,0	1562,0
4	-2,40	0,078	-0,001	-1,035		+	-0,007	<0,01					8	-773,3	1562,6
5	-3,32	0,084	-0,001	-0,345	0,021	+	-0,006	<0,01		-0,002		+	12	-769,3	1562,6
6	-3,14	0,083	-0,001	-0,985	0,031	+	-0,007	<0,01			+	+	13	-768,3	1562,8
7	-2,57	0,071	-0,001	-0,984	0,006	+	-0,007	<0,01	0,005				10	-771,4	1562,9
RAIZ															
1	-6,43	0,112	-0,001	-1,390	0,075	+	-0,002					+	10	-309,0	638,0
2	-7,40	0,118	-0,001		0,076	+	-0,002					+	9	-310,1	638,3
3	-6,26	0,113	-0,001	-1,428	0,073	+	-0,004	<0,01				+	11	-308,8	639,6
4	-6,10	0,111	-0,001	-1,926	0,075	+	-0,003			0,002		+	11	-308,9	639,8
5	-7,28	0,119	-0,001		0,075	+	-0,003	<0,01				+	10	-310,0	640,0
6	-6,34	0,108	-0,001	-1,390	0,071	+	-0,002		0,001			+	11	-309,0	640,0
7	-7,32	0,114	-0,001		0,073	+	-0,002		0,001			+	10	-310,1	640,3
COPA															
1	-6,64	0,026		1,931									3	-180,8	367,6
2	-5,31	0,025											2	-181,9	367,8
3	-7,22	0,062	-0,0004	1,995									4	-180,2	368,3
4	-5,80	0,057	-0,0004										3	-181,3	368,7
5	-6,67	0,026		2,246						-0,001			4	-180,5	369,0
6	-6,56	0,026		1,988				<0,01					4	-180,6	369,2
7	-5,21	0,025						<0,01					3	-181,7	369,5

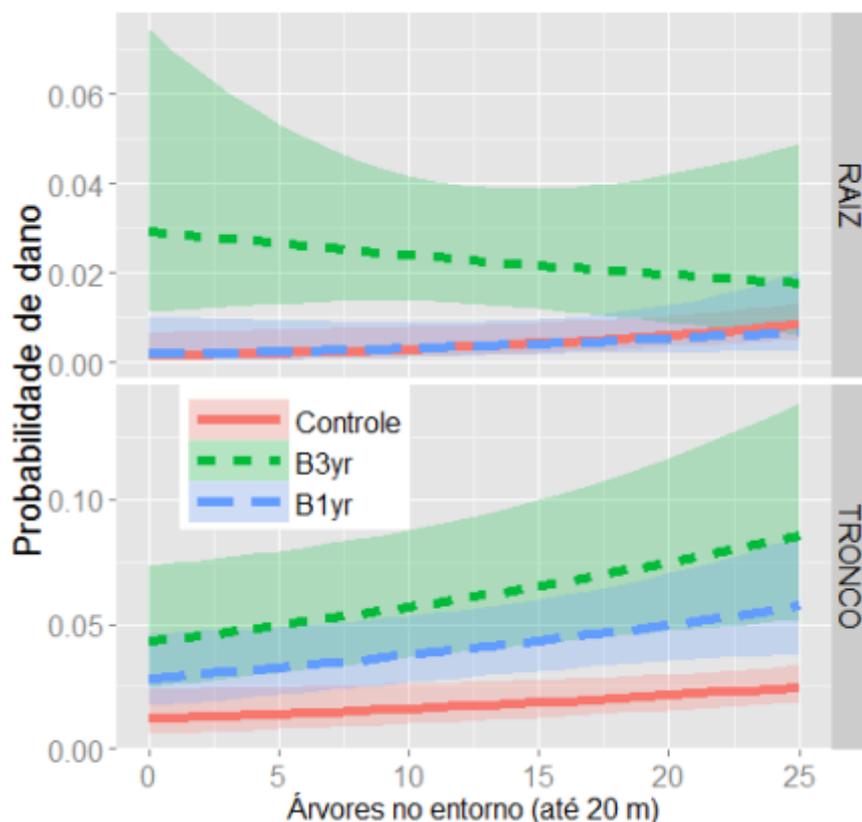
= número do modelo; Int = intercepto; DAP = diâmetro a altura do peito; I(DAP) = termo quadrático para o DAP; DM = densidade da madeira; M = eigenvalor de Moran para remoção de autocorrelação espacial; Viz = número de troncos em um raio de 20 m; TR= tratamentos de fogo; DB = distância da borda; I(DB) = termo quadrático para a distancia da borda; df = graus de liberdade do modelo; logLik = logaritmo da máxima verossimilhança; AICs = critério de Akaike corrigido; delta = delta AIC, diferença entre o AIC do modelo 1 e o modelo atual



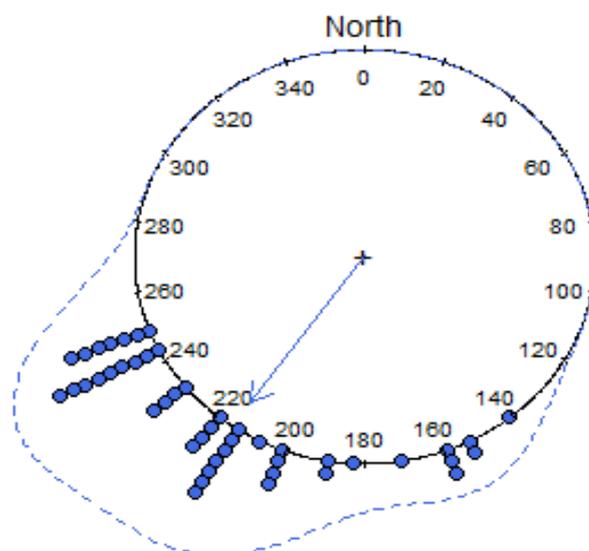
Anexo 8 - Boxplot da distância da borda dos indivíduos danificados ou não pela passagem da tempestade de vento ocorrida em outubro de 2012 em função dos tratamentos com diferentes históricos de fogo na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.



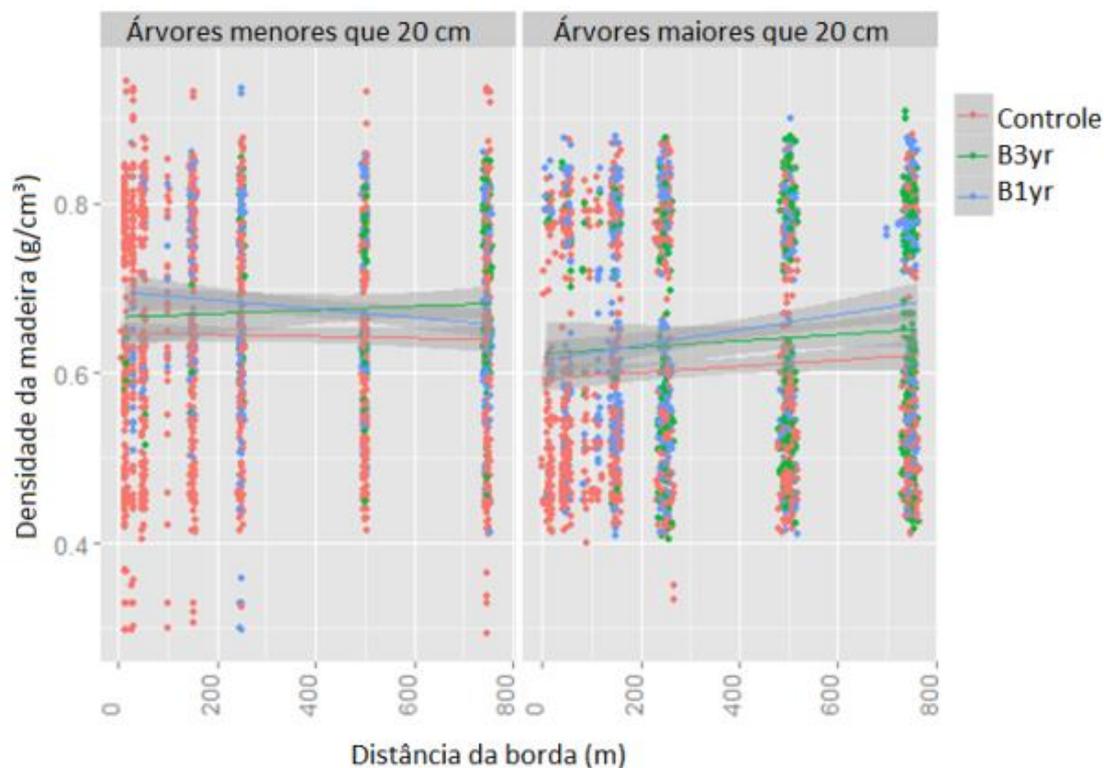
Anexo 9 - Relação dos 19 gêneros mais frequentes e a porcentagem de indivíduos afetados por diferentes tipos de danos da tempestade de vento ocorrida em outubro de 2012, na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.



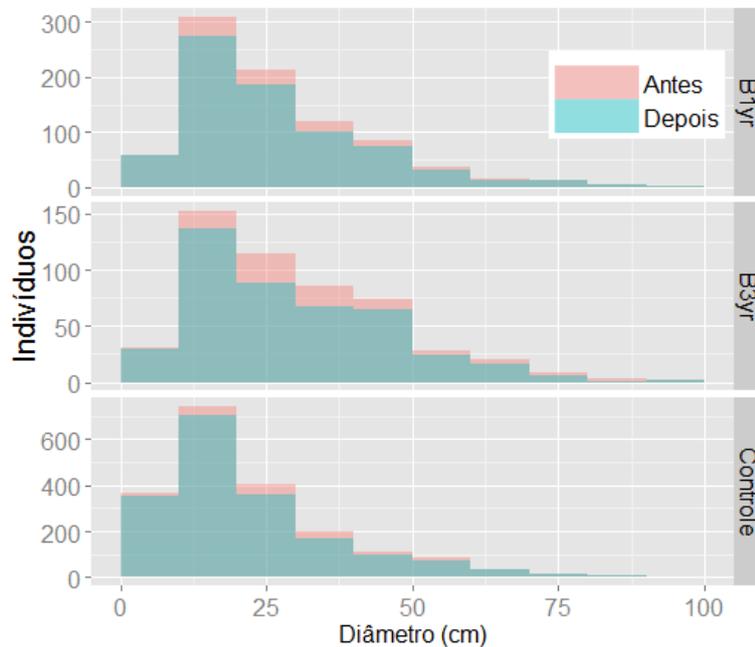
Anexo 10 - Modelo predito indicando a probabilidade de dano devido à tempestade de vento ocorrido em outubro de 2012 em diferentes distâncias da borda, e tratamentos do experimento de fogo, na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.



Anexo 11 - Gráfico circular indicando direção em graus da queda dos troncos que foram arrancados pela raiz devido à tempestade vento. Avaliação realizada por meio de uma bússola registrando a direção de queda em graus [azimute] em relação ao Norte magnético.



Anexo 12 - Gráfico de dispersão e linha de tendência da densidade de madeira em função da distância da borda para os diferentes tratamentos de fogo. As linhas de tendências foram elaboradas por meio de um modelo linear simples utilizando o pacote *ggplot2* do programa R.



Anexo 13. Histograma da frequência de indivíduos antes e depois do vendaval para os diferentes tratamentos de fogo, na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.

Bibliografias

- Alencar, A., Solórzano, L., Nepstad, D.C., 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian Landscape. *Ecol. Appl.* 14, 139–149. doi:10.1890/01-6029
- Asner, G.P., Goldstein, G., 1997. Damage Stem Biomechanical Properties of Hawaiian Canopy Correlating Wind Damage1 Trees with Hurricane. *Biotropica* 29, 145–150.
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P., Curran, L.M., Portella, O., Carvalho JR., O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 14, 2276–2287. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Brando, P., Portela, O., Guilherme, P., Reuning-Scherer, J.D., de Carvalho Jr., O., 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 261, 68–77. doi:10.1016/j.foreco.2010.09.029
- Barlow, J., Silveira, J.M., Cochrane, M.A., 2010. Fire Scars on Amazonian Trees: Exploring the Cryptic Fire History of the Ilha de Maracá. *Biotropica* 42, 405–409. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00646.x
- Brando, P., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M.T., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density, and fire behavior. *Glob. Chang. Biol.* 18, 630–641. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-filho, B.S., Monteiro, P., Silverio, D.V., Nobrega, C., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 6347–6352. doi:10.1073/pnas.1305499111
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silverio, D.V., Davidson, E.A., Nobrega, C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2013. Abrupt Amazon forest dieback due to drought-fire interactions, PNAS. Submitted.
- Broadbent, E., Asner, G., Keller, M., Knapp, D., Oliveira, P., Silva, J., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol. Conserv.* 141, 1745–1757. doi:10.1016/j.biocon.2008.04.024
- Canham, C.D., Thompson, J., Zimmerman, J.K., Uriarte, M., 2010. Variation in Susceptibility to Hurricane Damage as a Function of Storm Intensity in Puerto Rican Tree Species. *Biotropica* 42, 87–94. doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00545.x
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. a, Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99. doi:10.1007/s00442-005-0100-x
- Cochrane, M., Alencar, A., Schulze, M., Souza, C., Nepstad, D.C., Lefebvre, P., Davidson, E.A., 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284, 1832–5. doi:10.1126/science.284.5421.1832
- Davidson, E.A., de Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., C. Bustamante, M.M., Coe, M.T., DeFries, R.S., Keller, M., Longo, M., Munger, J.W., Schroeder, W., Soares-Filho, B.S., Souza, C.M., Wofsy, S.C., 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481, 321–328. doi:10.1038/nature10717

- De Langre, E., 2008. Effects of Wind on Plants. *Annu. Rev. Fluid Mech.* 40, 141–168. doi:10.1146/annurev.fluid.40.111406.102135
- De Toledo, J.J., Magnusson, W.E., Castilho, C. V., Nascimento, H.E.M., 2012. Tree mode of death in Central Amazonia: Effects of soil and topography on tree mortality associated with storm disturbances. *For. Ecol. Manage.* 263, 253–261. doi:10.1016/j.foreco.2011.09.017
- Dray, S., Legendre, P., Peres-Neto, P.R., 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecol. Modell.* 196, 483–493.
- Espírito-Santo, F.D.B., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., Junior, R.C.O., Pereira, C., Lloyd, J., Frolking, S., Palace, M., Shimabukuro, Y.E., Duarte, V., Mendoza, A.M., López-González, G., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Brienen, R.J.W., Asner, G.P., Boyd, D.S., Phillips, O.L., 2014. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nat. Commun.* 5, 3434. doi:10.1038/ncomms4434
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E. a, Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J. a, Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–4. doi:10.1126/science.1111772
- Hurst, J.M., Allen, R.B., Coomes, D. a, Duncan, R.P., 2011. Size-specific tree mortality varies with neighbourhood crowding and disturbance in a Montane *Nothofagus* forest. *PLoS One* 6, e26670. doi:10.1371/journal.pone.0026670
- INPE, 2014. Projeto Prodes: Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite [WWW Document]. *Inst. Pesqui. Espac.*
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- Laurance, W.F., Ferreira, L. V., Merona, J.M.R.-D., Laurance, S.G., Hutchings, R.W., Lovejoy, T.E., 2008. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. *Conserv. Biol.* 12, 460–464. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.97175.x
- Laurance, W.F., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance, S.G., 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032–2040. doi:10.1890/0012-9658(1998)079[2032:RFFATD]2.0.CO;2
- Laurance, W.F., Williamson, G.B., 2001. Positive Feedbacks among Forest Fragmentation , Drought , and Climate Change in the Amazon. *Conserv. Biol.* 15, 1529–1535.
- Mendelsohn, R., Emanuel, K., Chonabayashi, S., Bakkensen, L., 2012. The impact of climate change on global tropical cyclone damage. *Nat. Clim. Chang.* 2, 205–209. doi:10.1038/nclimate1357
- Morton, D.C., DeFries, R.S., Nagol, J., Souza Jr., C.M., Kasischke, E.S., Hurtt, G.C., Dubayah, R., 2011. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sens. Environ.* 115, 1706–1720. doi:10.1016/j.rse.2011.03.002
- Negrón-Juárez, R.I., Chambers, J.Q., Guimaraes, G., Zeng, H., Raupp, C.F.M., Marra, D.M., Ribeiro, G.H.P.M., Saatchi, S.S., Nelson, B.W., Higuchi, N., 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophys. Res. Lett.* 37, n/a–n/a. doi:10.1029/2010GL043733

- Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Soares-filho, B., Merry, F., Nin, E., 2008. Interactions among Amazon land use , forests and climate : prospects for a near-term forest tipping point. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363, 1737–1746. doi:10.1098/rstb.2007.0036
- Putz, F.E., Brokaw, N.V.L., 1989. Sprouting of Broken Trees on Barro Colorado Island , Panama. *Ecology* 70, 508–512.
- R Core Team, A., 2002. The R Project for Statistical Computing [WWW Document]. Text. URL <http://www.r-project.org/>
- R Development Core Team, R.F.F.S.C., 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna Austria R Found. Stat. Comput., Tertiary R: A language and environment for statistical computing.
- Silvério, D. V, Brando, P.M., Balch, J.K., Putz, F.E., Nepstad, D.C., Oliveira-Santos, C., Bustamante, M.M.C., 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis : fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 368. doi:10.1098/rstb.2012.0427
- Zimmerman, J.K., Everham, E.M., Waide, R.B., Lodge, D.J., Taylor, C.M., Brokaw, N.V.L., 1994. Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico : implications for tropical tree life histories. *J. Ecol.* 82, 911–922.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer.

Capítulo 3 - A expansão agrícola reduz a radiação líquida e a ciclagem de água na Amazônia

Resumo

A contribuição do desmatamento nas regiões tropicais para mudanças no balanço de energia da superfície e na reciclagem da água depende fortemente de qual o tipo de uso da terra substitui a floresta. Aqui, nós quantificamos como transições recentes (2000-2010) entre os tipos de uso da terra mais comuns (ou seja, florestas, lavoura e pastagens) alteram o balanço de água e energia da bacia do Xingu (176.892 km²), no sudeste da Amazônia. Nossas análises espaço-temporais de vários conjuntos de dados de satélite revelaram que, em uma mesma unidade de área, as transições floresta-lavoura e floresta-pastagem diminuíram o saldo de radiação da superfície (18% e 12%, respectivamente) e de calor latente (32% e 24%), enquanto aumentaram o calor sensível (6% e 9%, respectivamente). Integrando esta avaliação para toda a bacia do Xingu, durante os anos de 2000-2010, a expansão de lavouras e pastagem sobre as florestas reduziu a evapotranspiração em 7,0 km³ e 25,5 km³, e aumentou a temperatura da superfície em 0,07°C e 0,20°C, respectivamente. Adicionalmente, transições pastagem-lavoura também contribuíram para redução da evapotranspiração (2,5 km³) e para o aumento da temperatura da superfície (0,03°C). Tais mudanças climáticas regionais podem potencialmente diminuir a precipitação, provocando *feedbacks* negativos sobre a produtividade agrícola e florestal. Nossos resultados indicam que, em escalas regionais, florestas protegidas privadas e públicas podem desempenhar um papel determinante contra as mudanças climáticas causadas pela mudança do uso da terra na região tropical.

Abstract

The contribution of tropical deforestation to changes in the surface energy balance and water recycling strongly depends on which land uses replace forests. Here, we quantify how recent (2000-2010) transitions among common land uses (i.e. forests, croplands, and pastures) altered the water and energy balance of the 176,892 km² upper Xingu watershed in southeast Amazonia. Our spatial-temporal analyses of multiple satellite data sets revealed that forest-to-crop and forest-to-pasture transitions decreased net surface radiation (18% and 12%, respectively) and latent heat (32% and 24%), while increasing sensible heat (6% and 9%, respectively). Integrated over the entire upper Xingu watershed, during the 2000s the expansion of croplands and pastures into forests reduced evapotranspiration by 7 km³ and 25.5 km³, and warmed regional land surface temperatures by 0.07°C and 0.20°C, respectively.

Simultaneous pasture-to-crop transitions further reduced evapotranspiration (2.5 km³) and increased temperature (0.03 °C). Such regional climate changes could decrease precipitation, triggering negative feedbacks on forest and agricultural productivity. Our results indicate that, at regional scales, private and public protected forests may play a critical role in buffering against climate changes caused by tropical land use change.

Introdução

Quase 20% das florestas amazônicas têm sido desmatadas e convertidas para outros usos da terra (Macedo et al., 2012; Morton et al., 2006). Pastagens tem sido o tipo de uso mais comum para as áreas desmatadas (TerraClass, 2010), mas hoje a agricultura mecanizada (por exemplo, soja, milho e algodão) está se expandindo rapidamente na região, substituindo tanto pastagens quanto florestas (Macedo et al., 2012; Morton et al., 2006; TerraClass, 2010). Embora as taxas de desmatamento tenham caído 30% na média histórica (1995-2005; (Nepstad et al., 2014)) e que 54% das florestas remanescentes na Amazônia brasileira sejam legalmente protegidas (Soares-Filho et al., 2010), transições de uso no uso da terra em áreas já desmatadas provavelmente exercem uma forte influência no clima regional (Costa et al., 2007; Oliveira et al., 2013; Spracklen et al., 2012) – provocando mudanças no clima que podem ser maiores que as previstas devido às emissões antropogênicas de gases de efeito estufa (Baldocchi, 2014; Blunden & Arndt, 2013; IPCC, 2007).

A expansão agrícola em larga escala sobre as florestas tropicais pode reduzir a precipitação regional e aquecer a superfície terrestre através de vários mecanismos. Primeiro, a perda de cobertura florestal aumenta a refletância da superfície e diminui a energia disponível para mover o ciclo hidrológico (Bonan, 2008). Segundo, reduz a evapotranspiração e aumenta fluxo de calor sensível, reduzindo assim a umidade e, potencialmente, a formação de nuvens. E em terceiro, diminui a rugosidade da superfície, o que reduz a transferência de calor entre a biosfera e atmosfera (Bonan, 2002), portanto, potencialmente aquece a superfície terrestre e diminui os sistemas convectivos. Estes efeitos diferem entre os usos da terra, sendo que de forma geral, lavouras como a soja tende a ter maiores efeitos sobre o balanço de energia e padrões de precipitação do que as pastagens (Costa et al., 2007; Pongratz et al., 2006).

Estudos recentes sugerem que a perda da floresta está aumentando a duração da estação seca (Butt et al., 2011; Fu et al., 2013) em algumas partes da Amazônia e alterando componentes específicos do balanço de energia, por exemplo: a temperatura da superfície (Loarie et al., 2011), a evapotranspiração (Lathuillière et al., 2012), e a formação de nuvens (Knox et al., 2011). Estes estudos têm explorado o impacto combinado das mudanças de

cobertura da terra na reciclagem de água e geração de chuvas, mas as transições específicas dos usos da terra e sua dinâmica espaço-temporal não são ainda bem representadas na literatura. Neste estudo, usamos séries temporais recentes de vários produtos-chave de sensoriamento remoto (Macedo et al., 2012; Mu et al., 2011; Wan et al., 2004) para realizar uma análise integrada de como transições específicas de uso da terra (LUTs) influenciam o balanço de energia na superfície ao longo do tempo.

Focamos em três questões: (1) Como LUTs específicas contribuem para as mudanças observadas no balanço de energia e cada um dos seus componentes (por unidade de área)? (2) Qual é a contribuição líquida (forçante radiativa) do desmatamento recente (2001-2010) para as mudanças observadas no clima regional, como representado pela ET e temperatura da superfície? (3) Em que medida as áreas protegidas mitigaram os efeitos históricos e pode potencialmente mitigar futuras mudanças na ET e temperatura da superfície na região?

Material e métodos

Área de estudos

Quantificamos os impactos diretos das três LUTs sobre o saldo de radiação, calor sensível, evapotranspiração e temperatura da superfície da bacia do Xingu, uma importante área de expansão agrícola e produção pecuária (Figura 20). Localizada no “arco do desmatamento” da Amazônia (Mato Grosso, Brasil), a vegetação nativa da bacia do Xingu é dominada por florestas de transição (originalmente ~ 80% da bacia) e inclui o Parque Indígena do Xingu e reservas indígenas adjacentes, o que forma um grande mosaico de áreas protegidas de florestas (34.206 km²), daqui em diante designado como o XIP (Figura 20). O clima, o solo e as condições sociais da bacia do Xingu são amplamente representativos das porções mais secas (~40%) da Amazônia (Brando et al., 2014), e padrões semelhantes de LUTs estão ocorrendo também em florestas tropicais do sudeste da Ásia e na África Central (Hansen et al., 2013).

Dados utilizados

Utilizamos uma combinação de dados de satélite, dados da estação meteorológica (INMET, 2012), e mapas de LUTs (Macedo et al., 2012) para quantificar os impactos diretos das três LUTs mais difundidas (floresta-pastagem, floresta-lavoura e pastagens-lavoura), nos seguintes componentes do balanço de energia: temperatura da superfície da terra (LST) (Wan

et al., 2004), radiação líquida (R_{net} , descrito em detalhes em um tópico específico abaixo), e particionamento de R_{net} entre fluxo de calor latente (ET) (Mu et al., 2011) e sensível (H, assumido como sendo a diferença entre R_{net} e ET).

Mapas de uso da terra - Nós utilizamos uma série temporal de mapas de uso da terra (de 2001 a 2010) produzida e disponibilizado por Macedo et al. (2012). Os mapas retratam os principais usos da terra na região, classificados com base em sua característica fenológica como refletido pelos perfis temporais de índice de vegetação (elaborado por meio do produto MOD13Q1 do MODIS). A classificação final do uso da terra foi validada utilizando 317 pontos coletados em 2010. Os resultados da validação apontaram que o modelo de classificação distinguiu os três principais usos da terra (floresta, pastagem e lavoura) com precisão de 92% (Macedo et al., 2012).

Evapotranspiração (ET) – O dados de ET foram obtidos a partir do produto MOD16 (Mu et al., 2011), disponíveis em intervalos de 8 dias e em 1 km de resolução espacial. O algoritmo MOD16 ET foi validado em um estudo anterior, utilizando dados de 10 torres de fluxo (*eddy covariance*) que representam diferentes usos e cobertura da terra. O erro foi inferior a 4% em áreas de cerrados, 5% em florestas tropicais e 13% na pastagem e agricultura (Loarie et al., 2011).

Uma das limitações deste produto é o padrão estático dos dados de cobertura e uso da terra que utiliza os dados de cobertura do solo do MODIS (MOD12Q1) do ano de 2001. No entanto estes dados são utilizados no cálculo da ET do MODIS principalmente para parametrizar a condutância estomática e foliar por unidade de área foliar, e para definir a gama de condições climáticas quando os estômatos estão ativos (Mu et al., 2011). Como o modelo ET não atualiza esses parâmetros quando a floresta é convertida para outros usos, a ET está provavelmente subestimada nessas áreas (White et al., 2000), de forma que nossas estimativas de mudanças associadas às LUTs são provavelmente conservadoras. Apesar disso, repetimos nossas análises comparando a ET em diferentes coberturas do solo, utilizando somente os pixels classificados como floresta (*Evergreen Broadleaf forest*) no produto MOD12Q1 em 2001 (Anexo 15). Esta avaliação indicou que nossos resultados não foram alterados de forma significativa (Anexo 14).

Temperatura da superfície da terra (LST) - Estudos anteriores indicam que a temperatura da superfície da terra, como produto do MODIS, tem um erro inferior a 1 grau Celsius (Wan et al., 2004) em áreas de florestas tropicais.

Radiação líquida (R_{net}) – Estimamos a média diária de R_{net} em todas as condições do céu usando dados do MODIS (MOD43A3, MOD11A2, MOD08E3) e dados de estações meteorológicas (INMET, 2012), de acordo com métodos previamente publicados para calcular R_{net} com base em produtos de sensoriamento remoto (Bisht & Bras, 2010; Bisht et al., 2005; Ryu et al., 2008). A R_{net} na superfície pode ser expressa como:

$$R_{net} = R_S^\downarrow(1 - albedo) + R_L^\downarrow - R_L^\uparrow \quad (Eq. 1)$$

onde R_S^\downarrow é a radiação de ondas curtas incidentes; *albedo* é a radiação de ondas curtas refletidas pela superfície terrestre; e R_L^\downarrow e R_L^\uparrow são os fluxos incidentes e ascendentes de radiação de ondas longas, respectivamente. Seguimos cinco etapas (a-e) para calcular a R_{net} (Figura 16).

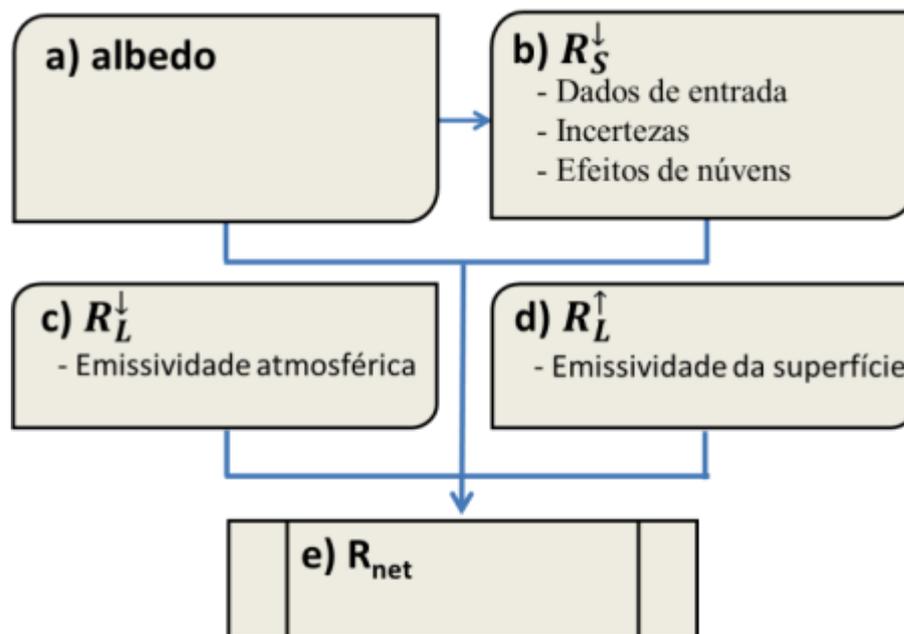


Figura 16 - Diagrama representativo para o cálculo da R_{net} baseado em produtos MODIS e de estações meteorológicas.

a) Albedo – Calculamos o albedo real usando o albedo de céu claro e albedo de céu escuro da banda de amplo espectro (0.25 – 4.0µm) do produto de albedo do MODIS (MOD43A3, coleção 005), com resolução de 500 m, como descrito na Eq. 2 (Schaaf et al., 2002):

$$albedo = [1 - S(\theta, t)]\alpha_{bs} + S(\theta, t)\alpha_{ws} \quad (Eq. 2)$$

onde t é a profundidade óptica atmosférica (AOD), $S(\theta, t)$ é a fração de luz difusa, α_{bs} é o albedo de céu escuro, α_{ws} é o albedo de céu claro. Recuperamos a $S(\theta, t)$ da *look-up table* disponível no software do produto MOD43 (Schaaf et al., 2002). Calculamos o albedo real ao

meio-dia e recuperamos a AOD do MOD08 (Hubanks et al., 2014), e assumimos que a AOD foi homogênea na nossa área de estudo.

b) Radiação de ondas curtas incidente (R_S^\downarrow) - estimamos R_S^\downarrow diária para dias de céu claro, conforme descrito em Bird and Hulstrom (1981) e implementado pela função *insolation* no pacote *insol* do programa R (Corripio, 2014). Com base em algoritmos de posição do sol, o modelo calcula a radiação solar direta e difusa perpendicular ao feixe para um determinado ângulo zenital (intervalos de uma hora do nascer ao por do sol), dia juliano (a cada 8 dias), altitude e condições atmosféricas (Bird & Hulstrom, 1981; Corripio, 2003; Reda & Andreas, 2004).

Os dados de entrada para calcular R_S^\downarrow foram: altitude (derivado de um modelo digital de terreno; <http://www.worldclim.org>), temperatura do ar, umidade relativa do ar, albedo do terreno circundante, espessura da camada de ozônio (OZ) e profundidade óptica atmosférica (AOD). A temperatura e umidade relativa do ar foram estimadas utilizando uma *krigagem* simples dos dados de 12 estações meteorológicas pertencentes ao Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (INMET, 2012) (Anexo 16). O albedo foi calculado com base no produto MOD43A2 como explicado no passo (a). Usamos OZ (550 nm) e AOD do produto MODIS com dados de condições da atmosfera (MOD08E3) e com intervalo de 8 dias (Hubanks et al., 2014). Partimos do pressuposto de que OZ e AOD foram homogêneos em grade de 1°. A AOD foi usada para calcular a visibilidade horizontal em km (como na equação 64 de Román et al. (2010)).

Incertezas na estimativa de R_S^\downarrow – Os resultados da radiação de ondas curtas estimados para os dias de céu claro apresentaram boa concordância com os dados observados a partir de uma estação meteorológica do INMET (INMET, 2012) (INMETA916, localizada em -12,62° S, -52,22° W, em Querência, Mato Grosso) (Figura 17).

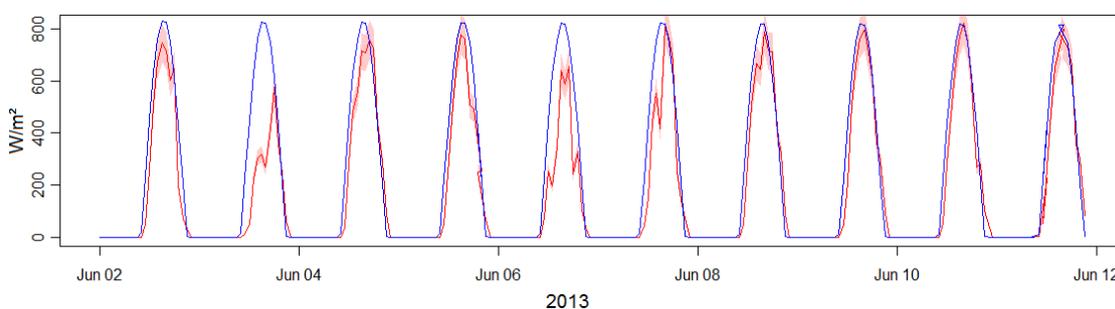


Figura 17 - Comparação da radiação global de ondas curtas simuladas para dias de céu claro (linha azul) e radiação solar observada em uma estação meteorológica do INMET, em Querência (linha vermelha), Mato Grosso (ambos os dados se referem à mesma coordenada, -12,62° S -52,22° W).

Calculamos o efeito de nuvens sobre a R_S^\downarrow por meio da Eq. 3 (Bisht & Bras, 2010):

$$R_S^{\downarrow cloudy} = R_S^\downarrow [(1 - f_c) + f_c e^{-t_c / \cos(\theta)}] \quad (Eq. 3)$$

onde R_S^\downarrow é a radiação de ondas curtas estimada para os dias de céu claro, f_c é fração de cobertura de nuvens no céu (recuperada a partir do MOD08E3 (Hubanks et al., 2014)), t_c é a espessura óptica das nuvens (MOD08E3), e θ é o ângulo zenital solar (MOD08E3).

c) Radiação de ondas longas incidente (R_L^\downarrow) – Calculamos R_L^\downarrow para condições de céu claro e nublado por meio da Eq. 4 (Bisht & Bras, 2010).

$$R_L^\downarrow = \sigma \varepsilon_a T_a^4 + \sigma (1 - \varepsilon_a) \varepsilon_c T_c^4 \quad (Eq. 4)$$

onde σ é a constante de *Stefan-Boltzmann* ($5,67 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$), ε_a é a emissividade da atmosfera, T_a é a temperatura do ar, ε_c é a emissividade das nuvem (MOD08E3) e T_c é a temperatura das nuvens (MOD08E3). Para estimar ε_a , primeiro estimamos a temperatura do ponto de orvalho com base na umidade relativa (como implementado no pacote do *R weathermetrics* por meio da função *humidity.to.dewpoint* (Anderson & Peng, 2012)), em seguida foi calculada a pressão atmosférica próxima à superfície (Eq. 7; Rogers & Yau, 1989), e finalmente calculamos ε_a usando o esquema proposto por Prata (1996) (Eq. 5).

$$\varepsilon_a = 1 - (1 + \xi) \exp(-\sqrt{(1.2 + 3\xi)}) \quad (Eq. 5)$$

$$\xi = \frac{46.5}{T_a} e_0 \quad (Eq. 6)$$

$$e_0 = 6.11 \exp \left[\frac{L_V}{R_V} \left(\frac{1}{273.15} - \frac{1}{T_d} \right) \right] \quad (Eq. 7)$$

onde e_0 é a pressão atmosférica próximo a superfície; T_a = temperatura do ar; $L_V = 2.5 \times 10^6$ [J kg⁻¹] calor latente de vaporização da água; $R_V = 461$ [J kg⁻¹] constante dos gases ideais para o vapor de água; T_d = temperatura do ponto de orvalho.

d) Radiação de ondas longas emitidas (R_L^\uparrow) – calculamos R_L^\uparrow por meio da Eq. 8, usando a temperatura e a emissividade da superfície (Ryu et al. 2008):

$$R_L^\uparrow = \sigma \varepsilon_s T_s^4 + (1 - \varepsilon_s) R_L^\downarrow \quad (Eq. 8)$$

onde σ é a constante de *Stefan-Boltzmann* ($5,67 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$), ε_s é a emissividade da superfície, T_s é a temperatura da superfície em Kelvin (MOD11A2) e R_L^\downarrow é a radiação de ondas longas incidentes (Ryu et al. 2008).

A emissividade da superfície foi calculada como sendo:

$$\varepsilon_s = 0.273 + 1.778\varepsilon_{31} - 1.807\varepsilon_{s31}\varepsilon_{32} - 1.037\varepsilon_{32} + 1774\varepsilon_{32}^2 \quad (Eq. 9)$$

onde ε_{31} e ε_{32} são as emissividades das bandas 31 e 32 do produto MOD11A2 de temperatura, respectivamente (Ryu et al., 2008). Estas bandas estão na região do infravermelho termal de forma que cobrem o espectro de valores de radiação de ondas longas de objetos naturais (Wang et al., 2005).

e) Radiação líquida (R_{net}) - Finalmente a radiação líquida foi calculada, dentro de todas as condições do céu, como na Eq. 1.

Avaliação das incertezas da R_{net} - Para avaliar as incertezas da nossa estimativa de R_{net} nós utilizamos dados de um saldo radiômetro instalado em uma torre fluxo em Sinop, Mato Grosso (-13.06 S, -52.38 W; dados disponibilizados na plataforma do Projeto Beija-flor: www.lba.cptec.inpe.br/beija-flor). A média diária dessas medições de R_{net} *in situ* foi 11,45 (SD±2.06) MJ m² dia⁻¹ entre 2000 e 2002, e a média das nossas estimativas baseadas em produtos do MODIS para o mesmo local e período foi de 11,37 (SD±1,77) MJ m² dia⁻¹. Fizemos também médias de medições *in situ* a cada 8 dias para coincidir com a resolução temporal das nossas estimativas com produtos do MODIS. A comparação entre os dois conjuntos de dados indica que nossas estimativas baseadas no MODIS capturaram adequadamente R_{net} real tanto em termos de magnitude (raiz do erro quadrático médio = 1,15 MJ m² dia⁻¹; 10%; Figura 19) tanto em termos de sazonalidade (Figura 18), considerando as incertezas dos diferentes dados de entrada.

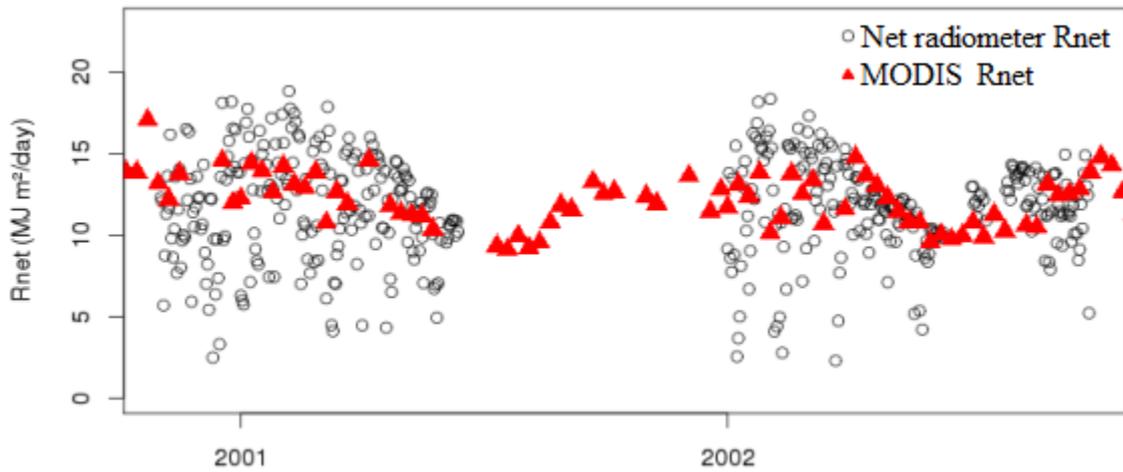


Figura 18 - Comparação de estimativas baseadas no MODIS de R_{net} (a cada 8 dias) e medições diárias por um radiômetro líquido da torre de fluxo (*eddy covariance*) localizada em Sinop, Mato Grosso.

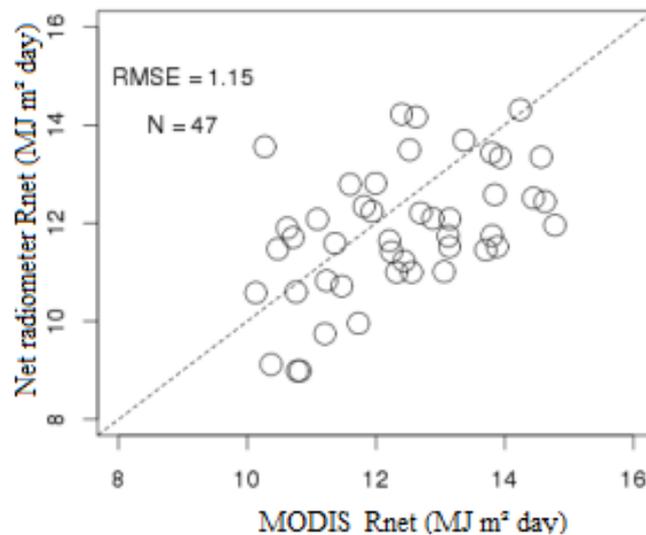


Figura 19 - Comparação R_{net} medida com um radiômetro em uma torre de fluxo (*eddy covariance*) em Sinop e baseada nas estimativas de R_{net} do MODIS. Todos os dados são apresentados com médias de 8 dias. RMSE = raiz do erro quadrático médio.

Análise de dados

Nossas análises consistiram em três componentes principais: *a) Efeitos da cobertura de solo sobre o balanço de energia*: por meio desta análise, avaliamos como as transições de uso do solo (LUTs) resultaram em mudanças nas variáveis do balanço de energia (R_{net} , ET e H) ou na temperatura da superfície, considerando uma mesma unidade de área; *b) efeito cumulativo das LUTs*: estimamos a contribuição líquida histórica de cada LUTs para as mudanças observadas na média de evapotranspiração e temperatura da superfície da bacia do Xingu; *c) Áreas protegidas*: por meio desta análise avaliamos em que medida as áreas indígenas da bacia do

Xingu (XIP) mitigaram as mudanças históricas sobre ET e temperatura superfície e podem potencialmente evitar mudanças futuras nestas variáveis.

a) Efeito da cobertura do solo sobre o balanço energético – Por meio desta análise avaliamos como as variáveis de interesse, radiação líquida (R_{net}), evapotranspiração (ET), calor sensível (H) e temperatura da superfície (LST) variou com a cobertura fracional de cada tipo de LUT. Para isso, primeiro calculamos a proporção de floresta, pastagem ou lavouras (mapeadas em 250 m de resolução) ocupando cada pixel de 1 km (ou seja, cobertura fracional por pixel em intervalos de 6,25%) para toda a série temporal de 10 anos (2001-2010). Usando estes mapas, estimamos os efeitos das três transições de uso da terra (floresta-lavoura, floresta-pastagem e pastagem-lavoura) comparando a cobertura fracionada de cada transição com cada uma das variáveis respostas (R_{net} , ET, H e LST). Para isso: 1) Ajustamos os slopes médios para cada LUT por meio de uma regressão linear simples, tratando a cobertura fracionada como variável independente e R_{net} , ET, H e LST como variável dependente; 2) Calculamos o intervalo de confiança. Para isto, calculamos a regressão linear simples para cada ano separadamente e consideramos os slopes máximo e mínimo. Todas as variáveis foram resumidas de acordo com o ano de cultura (ou seja, de agosto no ano de plantio até julho no ano da colheita) para coincidir com os dados utilizados na geração dos mapas de uso do solo, elaborados por Macedo et al. (2012). Os resultados desta análise para as diferentes variáveis e transições no uso da terra são apresentadas na Figura 21 e de forma detalhada no Anexo 17.

b) Efeito cumulativo das LUT – Para avaliar o efeito regional histórico das LUTs sobre a ET e temperatura, comparamos observações em áreas convertidas com aquelas de áreas próximas não convertidas. Dividimos esta análise em duas partes: a primeira, para estimar os efeitos das transições do uso da terra ocorridas entre 2001 e 2010 (Efeitos entre 2001 e 2010) e a segunda para estimar o efeito total incluindo áreas desmatadas antes de 2001 (Efeitos pré-2001).

Efeitos entre 2001 e 2010- Para estimar a quantidade total de vapor de água associado com reduções em ET devido a LUT durante entre o período de 2001-2010, usamos mapas anuais de ET na porção não convertida da bacia do Xingu para estimar as perdas na parte convertida. No caso das transições floresta-pastagem ou floresta-lavoura, usamos mapas anuais de ET em áreas de floresta para estimar as perdas na parte desmatada (convertida em pastagem ou lavoura). No caso da transição pastagem-lavoura, utilizamos mapas de ET na porção da área de pastagem para estimar as perdas na porção convertidos para lavoura. Primeiro, usamos a função focal no pacote *raster* R (Hijmans et al., 2014) para estimar a ET nos pixels

convertidos, como sendo a média de pixels vizinhos (20 x 20 pixels). Por exemplo, o ET em um pixel convertido de floresta para pastagem foi estimado como sendo a média do ET em pixels de floresta que estavam distantes até no máximo 10 km. No passo seguinte calculamos a diferença entre a ET observada e estimada em pixels convertidos durante o período de estudo. Finalmente, utilizamos a diferença (redução) na ET para calcular o volume total de água não evaporado para a atmosfera como resultado de uma dada LUT. Realizamos esta análise para todos os anos, o que nos permite calcular o efeito total do desmatamento sobre a ET durante o período de 2001 a 2010 para cada LUT. Para quantificar a variabilidade dos dados, seguimos os mesmos passos anteriores e calculamos o primeiro e terceiro quartil das estimativas. Nós também recuperamos o número de pixels próximos não convertidos utilizados para estimar os valores de cada pixel convertido. Apenas 1% das estimativas foram baseadas em N menor que 5 (resultados na Figura 22).

Nós usamos a mesma metodologia descrita acima para avaliar as mudanças na LST resultantes das transições do uso da terra durante os anos de 2001-2010. Neste caso, calculamos primeiro a média anual de temperatura da superfície para toda a bacia do Xingu. Segundo, estimamos os valores de temperatura para cada pixel convertido com base em pixels próximos não convertidos, e assim, uma média estimada de LST para o Xingu, na ausência de transições do uso da terra. Finalmente, calculamos a diferença entre as temperaturas médias observadas e estimadas para cada ano e cada LUT (resultados na Figura 23).

Efeito pré-2001 - Utilizamos o mesmo método descrito na primeira parte desta análise para avaliar as mudanças na ET e LST associadas ao desmatamento antes de 2001 (Figura 24). A única diferença foi que, neste caso, foi utilizada uma área maior para estimar os valores dos pixels convertidos (30 x 30 pixels). Apenas 1% das estimativas foram realizadas com N menor que 5.

c) Áreas protegidas - Avaliamos o efeito de mitigação das áreas protegidas por meio da comparação das mudanças de LST e ET dentro e fora do XIP entre os anos de 2001 e 2010. Primeiro, comparamos a média anual de temperatura dentro do XIP e a média anual da temperatura em toda a bacia do Xingu resultados na Figura 23B. Finalmente, avaliamos o efeito mitigador do XIP em ET, calculando a fração relativa de ET dentro do XIP para a ET total de bacia do Xingu ao longo do tempo.

Resultados e discussão

Mais de 23% (32.928 km²) da bacia superior do Xingu foi desmatada até o ano 2000. Entre 2001 e 2010, um adicional de 12% (18.838 km²) de florestas foram convertidas em lavouras (3.347 km²; 2,4%) ou pastagens (15.491 km²; 9,6%), diminuindo a cobertura do dossel da região de 61% para 51% (Figura 20). Esta perda florestal ocorreu quase inteiramente em terras privadas fora do Parque Indígena do Xingu. Ao mesmo tempo, 4.962 km² de terras de pastagens foram convertidas em lavouras.

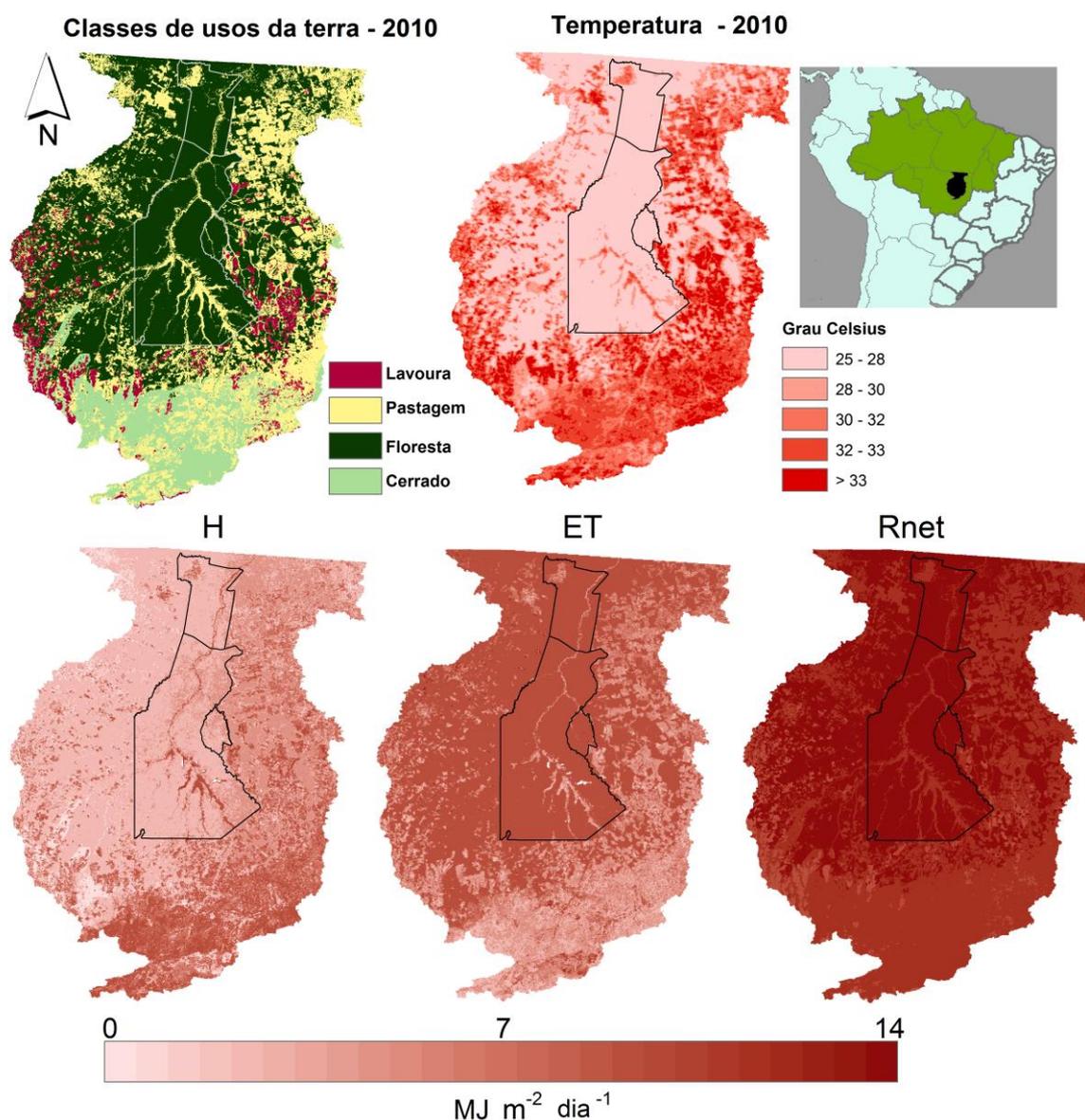


Figura 20 - Mapas da cobertura do solo e componentes do balanço de energia da bacia do Xingu em 2010. Tipos de cobertura do solo (mapa superior à esquerda, de Macedo et al. 2012); temperatura média da superfície da terra, em graus Celsius (mapa superior à direita, obtido a partir do produto MOD11A2); calor sensível (H, mapa inferior à esquerda); calor latente (ET, mapa inferior no centro, obtido a partir do produto MOD16); saldo de radiação (R_{net} , mapa inferior à direita). R_{net} , ET e H estão em MJ m² dia⁻¹. Os polígonos são áreas protegidas (Parque Indígena do Xingu, polígono central maior; Terra Indígena Capoto-Jarina, polígono do topo; Terra Indígena Wawi, polígono menor à direita).

Ano: 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010

Densidade de pixels: 20000 40000 60000 80000

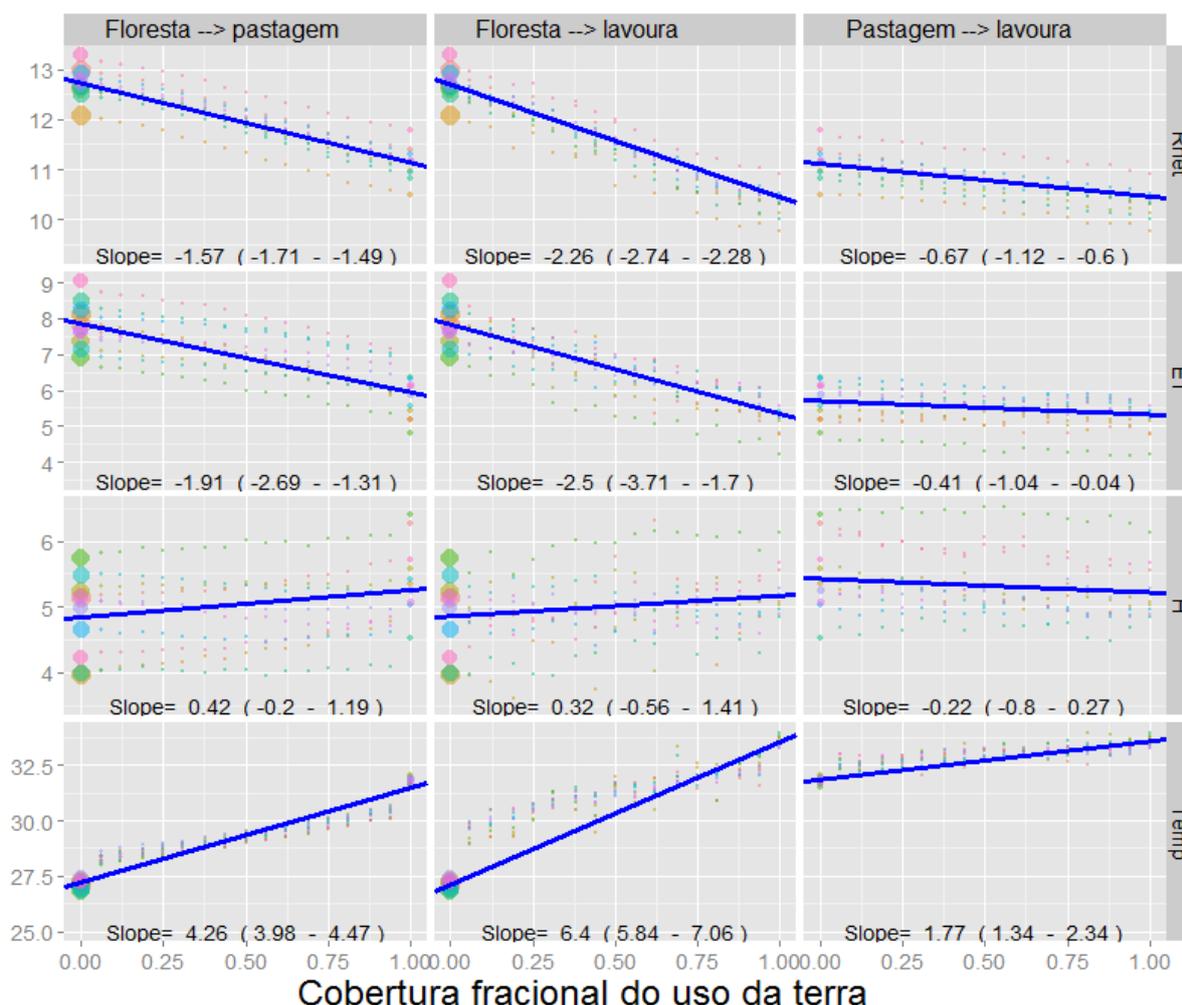


Figura 21 - Mudanças no R_{net} , ET, H e Temp (temperatura da superfície) em função da mudança fracional do tipo de cobertura de terra, estimada por meio de dados de sensoriamento remoto (pontos) usando regressões lineares (linhas sólidas). Os slopes entre parênteses indicam valores mínimos e máximos calculados para cada ano separadamente entre 2001 e 2010. O tamanho dos pontos indica a densidade de pixels. A Temperatura está em graus Célsius e as outras variáveis estão em $\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

Estas LUTs mudaram o balanço de energia da superfície, o ciclo hidrológico e a temperatura da superfície terrestre de várias maneiras. Quando uma determinada unidade de área foi convertida de floresta para lavoura ou pastagens, R_{net} caiu 18% e 12%, respectivamente (Figura 21), principalmente devido ao aumento da radiação de ondas longas emitidas (~ 75% da variação em R_{net}), mas também devido a maior albedo da superfície (~ 25% da variação em R_{net} ; Anexo 18). O particionamento da R_{net} mudou de ET para H, dado que o ET diminuiu 32% e 24% e H aumentou 6% e 9%, em resposta às LUTs floresta-lavoura e floresta-pastagem, respectivamente. Como resultado, a temperatura da superfície aumentou

6,4°C para as transições florestas-lavoura e 4,26°C para floresta-pastagem (Figura 21). Estes padrões de mudanças foram consistentes ao longo do tempo em áreas que sofreram LUTs durante o período de estudo (Figura 25). Dentro de áreas já desmatadas, transições pastagem-lavoura reduziram R_{net} em 4% e ET em 7%, enquanto a temperatura da superfície aumentou em 1,77°C (Figura 21). A expansão de áreas com lavouras em toda a região do Xingu teve a maior influência sobre o balanço de energia por unidade de área, e estes resultados são consistentes com estudos anteriores (Costa et al., 2007; Pongratz et al., 2006).

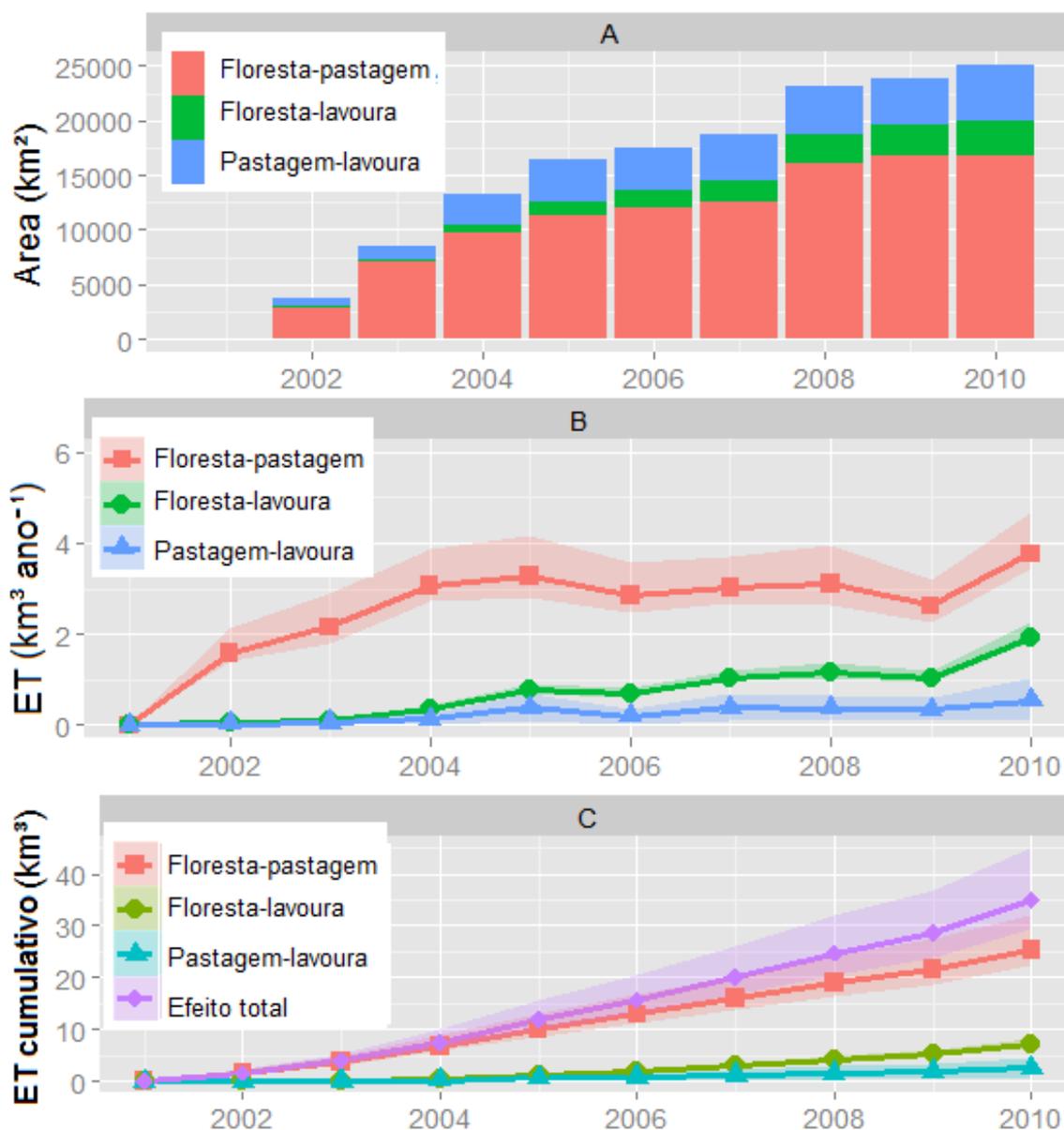


Figura 22 - Efeito das transições de uso da terra sobre a evapotranspiração (ET; a partir do MOD16). (A) Área cumulativa de cada transição de uso da terra (LUT) de 2001-2010. (B) Efeito anual de cada LUT sobre ET. (C) Efeito cumulativo de cada LUT sobre ET. Áreas sombreadas representam o primeiro e terceiro quartil das estimativas.

Apesar do maior efeito absoluto das lavouras (por unidade de área), a transição floresta-pastagem teve um impacto climático cumulativo maior sobre o balanço de energia da bacia do Xingu, uma vez que a expansão da pastagem sobre a floresta entre os anos 2001 a 2010 excedeu em muito as áreas das outras LUTs (Figura 22A). As conversões floresta-pastagem neste período, reduziram o ET total de região do Xingu em 25,5 km³, enquanto floresta-lavoura reduziram em 7,0 km³ (Figura 22C). Combinando todos os efeitos, a quantidade de vapor de água que voltou para a atmosfera, na década de 2000 teria sido de 35 km³ maior em toda a bacia do Xingu, se não tivesse ocorrido o desmatamento (~ 1,7% do ET total da bacia do Xingu na década de 2000). A transição pastagem-lavoura foi responsável por uma parcela menor da redução total do ET na bacia do Xingu durante o mesmo período (2,5 km³; Figura 22C).

A transição floresta-pastagem também teve o maior impacto acumulativo sobre a média regional da temperatura da superfície. Enquanto que conversões floresta-lavoura aumentaram a média da LST da bacia do Xingu em 0,07°C, conversões floresta-pastagem aumentaram a LST em 0,2°C. Juntas, as três LUTs estudadas levaram a um aquecimento médio de 0,3°C nos últimos dez anos (Figura 23A), ultrapassando os efeitos simultâneos da forçante radiativa do aumento nas concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera associados a atividades humanas (3 Wm⁻²) (Baldocchi, 2014). Embora significativos, os efeitos observados das LUTs em ET e temperatura representam apenas uma fração das mudanças prováveis devido ao desmatamento. Nós estimamos que, se nenhum desmatamento tivesse ocorrido na bacia do Xingu, a média anual de ET na década de 2000 teria sido 5,4% maior (teria sido 1.313 [IC = 1.308-1.330] mm ano⁻¹ em vez de 1.224 mm ano⁻¹ que foi observado no período) e a média de LST teria sido de 0,7°C menor (28,7 [IC = 28,5-28,9] °C em vez de 29,4 °C observados no período; Figura 25).

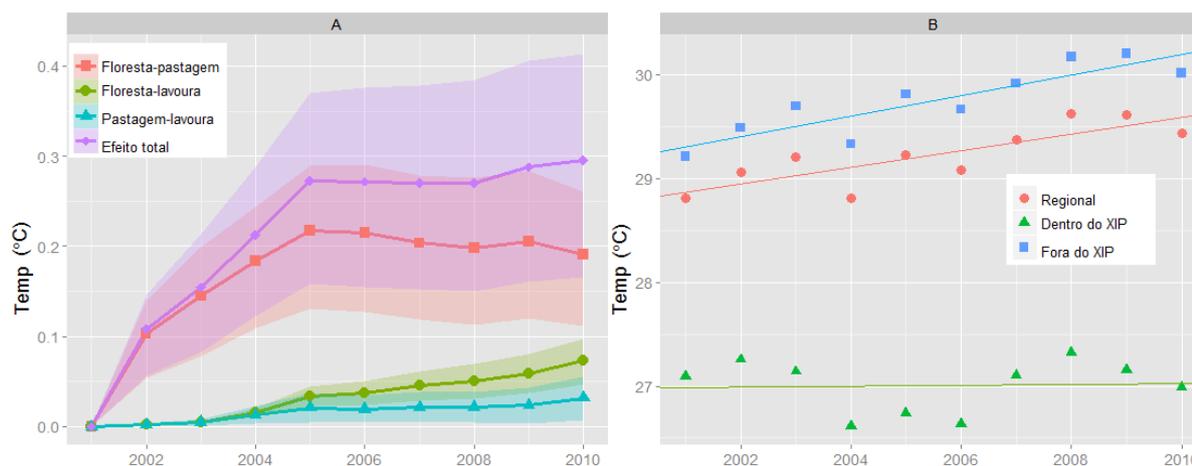


Figura 23 - Efeitos das transições de uso da terra sobre a temperatura (a partir do MOD11A2). (A) Efeito da temperatura sobre a bacia superior do Xingu durante os anos 2000-2010 para cada três LUTs (área sombreadas representam o primeiro e terceiro quartil). (B) Média anual e linha de tendência da temperatura da superfície para a bacia do Xingu (regional), dentro e fora das áreas indígenas (XIP) que não registraram desmatamento no período.

Todos as LUTs aumentaram o fluxo de calor sensível (H ; $p < 0,05$), particularmente nos anos de seca. Durante a seca de 2010, por exemplo, H aumentou em 28 e 33% para transições floresta-lavoura e floresta-pastagem, respectivamente. Em contraste, não houve diferença em 2009, um ano mais úmido do que a média (Anexo 17 e Anexo 19). Assim, a relação entre H e um dado LUT (representado pelos slopes na Figura 21) tornou-se mais forte com o aumento da seca (como representado pelo déficit hídrico cumulativo máximo; Anexo 19). Esse resultado é explicado por um aumento da R_{net} em anos de secas (Anexo 17) associado principalmente redução na cobertura de nuvens. Em áreas desmatadas, onde durante o fim da estação seca há menos água na camada superficial do solo e, portanto menor ET , esta quantidade extra de energia vai para os fluxos de H . Por outro lado, resultados de estudos anteriores indicam que o ET em áreas de floresta da Amazônia representa uma proporção maior da precipitação em anos de seca (Bagley et al., 2014). Isso sugere que áreas desmatadas e florestas respondem de forma diferente ao aumento da R_{net} em anos de secas prolongadas. Enquanto as florestas aumentam ET por conseguirem acessar a água de camadas mais profundas do solo (Nepstad et al., 1994) as áreas desmatadas, que possuem raízes mais superficiais, aumentam os fluxos H .

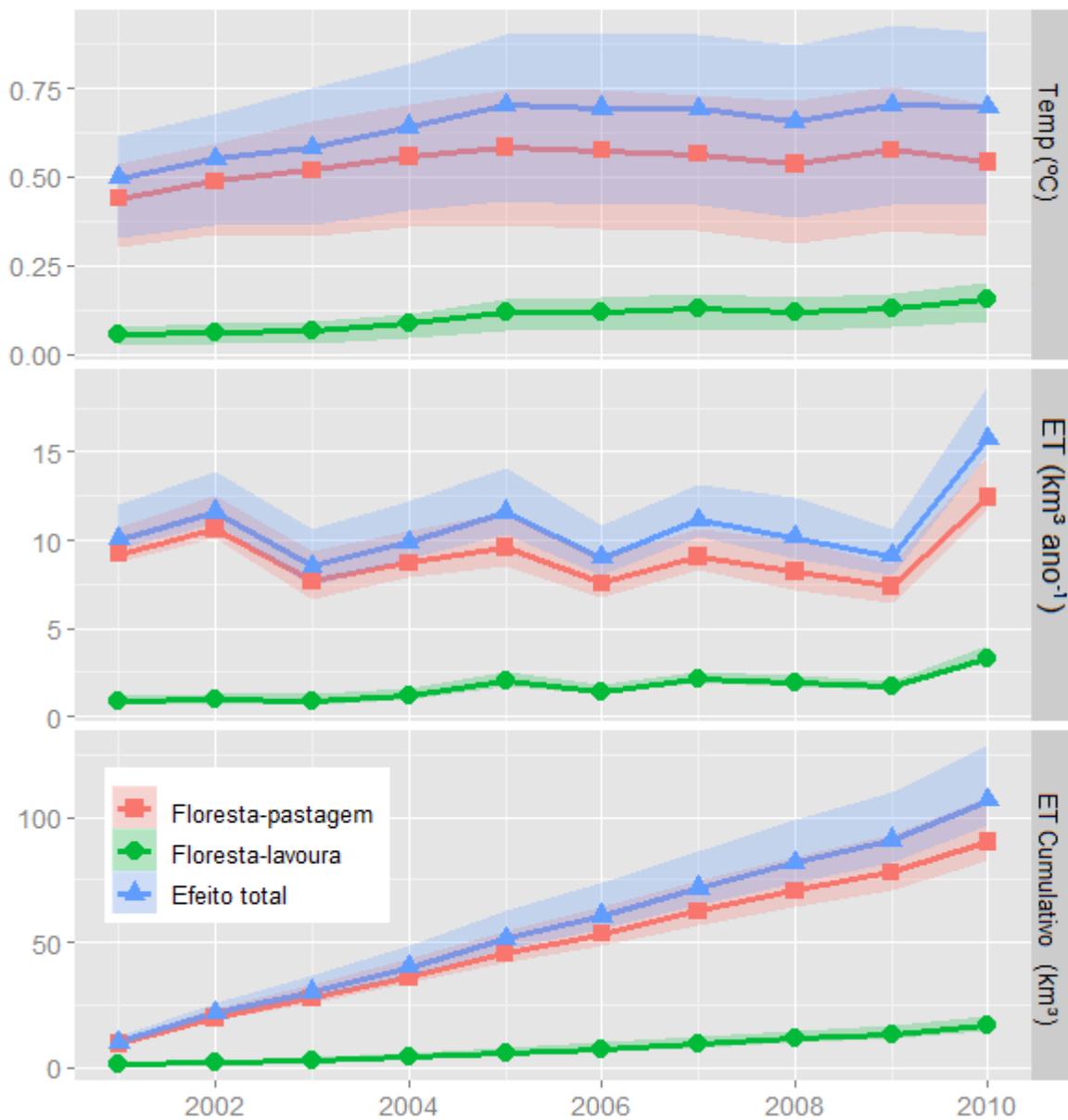


Figura 24 - Efeito das transições de uso do solo (incluindo áreas desmatadas antes de 2001) em temperatura (de MOD11A2) e ET (de MOD16A2) na bacia superior do Xingu. As áreas sombreadas denotam o intervalo interquartil.

Como documentando também em estudos anteriores, nossos resultados apontam que mudanças no balanço de energia da superfície afetam outros componentes do ciclo hidrológico local. Por definição, se a quantidade de chuvas se mantém constante, uma diminuição no ET irá reduzir o vapor de água transferida para a atmosfera e, assim, aumentar o escoamento de córregos e rios (Coe et al., 2011, 2009; Hayhoe et al., 2011): Em nascentes do Xingu, o escoamento é de 7% de precipitação nas microbacias hidrográficas cobertas por florestas, mas 31% em microbacias onde ocorre a plantação de soja (Hayhoe et al., 2011). Da

mesma forma, as mudanças de cobertura da terra em grandes bacias hidrográficas têm sido associadas a um aumento de 25% na vazão média anual nos Rios Tocantins e Araguaia no leste da Amazônia (Coe et al., 2011). Adicionalmente, o aumento da LST em área com cultivo de lavouras ($>3^{\circ}\text{C}$) também contribui para o aquecimento das nascentes de riachos (Macedo et al., 2013), o que pode alterar a química da água (por exemplo, oxigênio dissolvido e ciclagem de nutrientes) e as taxas metabólicas dos organismos de vida aquática.

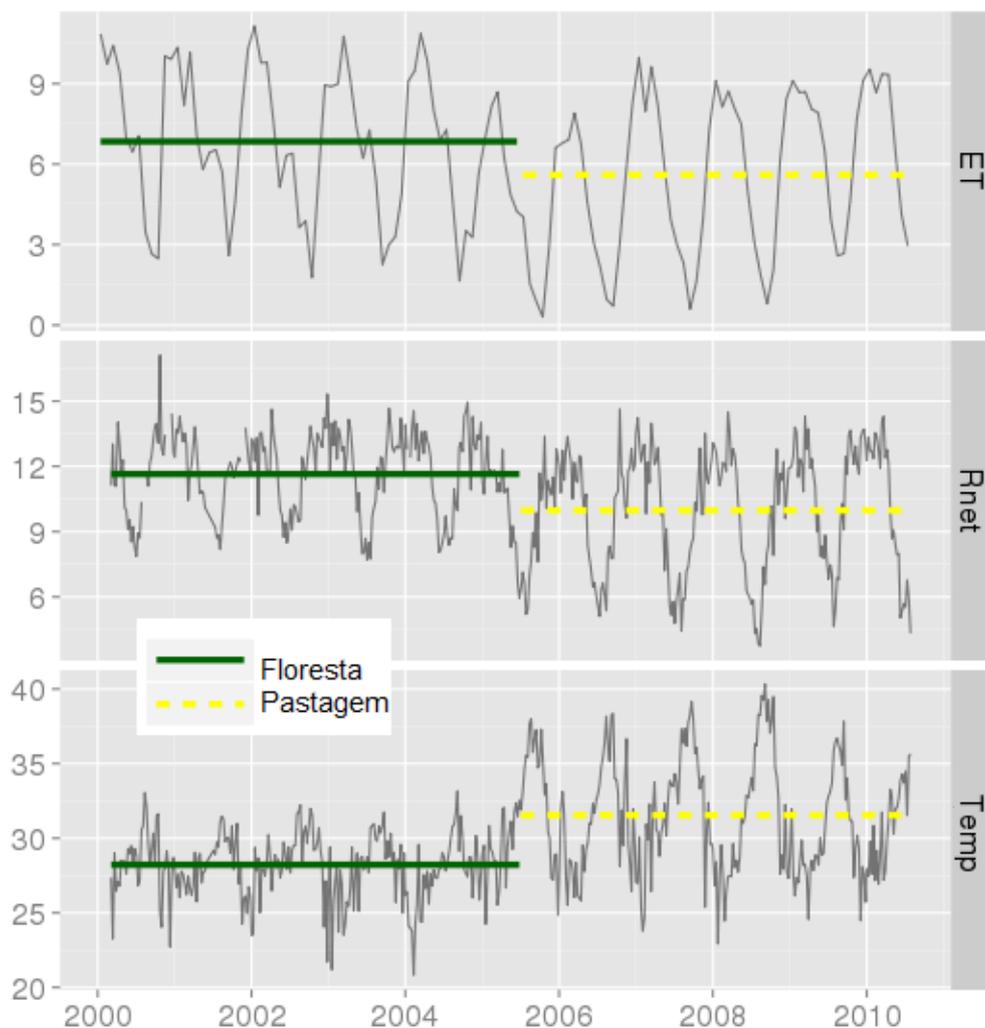


Figura 25 - Padrão temporal de evapotranspiração (ET, $\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), radiação líquida (R_{net} , $\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e temperatura da superfície ($^{\circ}\text{C}$) por pixels que tiveram transição de floresta-pastagem em 2005, na bacia superior do Xingu. As linhas horizontais representam a média durante o período em que a área foi coberta por floresta (linha sólida) ou pastagem (linha pontilhada).

Nossa análise indicou que, por restringir o desmatamento, as áreas protegidas podem mitigar as mudanças no balanço de energia e clima local relacionadas com mudanças no uso da terra. A média da temperatura da superfície (LST) dentro do XIP foi de $1,9^{\circ}\text{C}$ menor que a média da bacia do Xingu em 2001, e essa diferença aumentou para $2,5^{\circ}\text{C}$ em 2010, devido

às mudanças de temperatura fora do XIP (Figura 23B). Usando observações de regiões desmatadas (ou seja, slopes na Figura 21), estimamos que a conversão de todas as florestas remanescentes na bacia superior do Xingu para pastagens (80%) e lavouras (20%) aumentaria a LST diurna regional para 31,3 °C [CI=30,6-31,9 °C], em comparação com a média de 29,6 °C dos dias atuais. O XIP representa apenas 19% da bacia do Xingu, mas foi responsável por 29% do total de ET em 2010. Em uma escala maior, estimamos que a rede de áreas protegidas existentes no Bioma Amazônia foi responsável por ciclar 2.879 km³ de água em 2010 - 50% do ET total da Amazônia durante o mesmo período (Anexo 20).

Além dos efeitos climáticos diretos, as mudanças no balanço de energia podem afetar indiretamente os processos ecológicos e serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas protegidas. Por manter altos níveis de ET e menor LST, as áreas protegidas como o XIP prestam serviços ecossistêmicos de extrema importância, como para a estabilidade do clima e para a produção de energia hidrelétrica (Coe et al., 2013; Spracklen et al., 2012; Stickler et al., 2013). Estes serviços ambientais, no entanto, são vulneráveis às LUTs regionais, ocorrendo fora das áreas protegidas. Por exemplo, as temperaturas mais quentes em áreas agrícolas levam a uma diminuição da umidade e aumento da temperatura em ambientes de borda, o que pode aumentar a inflamabilidade das florestas, a quantidade de combustível inflamável e assim, a probabilidade de incêndios (Brando et al., 2014). Este processo torna-se mais forte em anos de seca e é susceptível de aumentar quando as florestas tornam-se mais fragmentadas. Na bacia do Xingu ~12% das florestas remanescentes estão a menos de 200 m da borda e, portanto, são vulneráveis a estes efeitos de borda e às queimadas (Brando et al., 2014). A manutenção em longo prazo, dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas protegidas e outros fragmentos florestais, deve levar em conta os efeitos indiretos das LUTs presentes na região (Coe et al., 2013; Stickler et al., 2013).

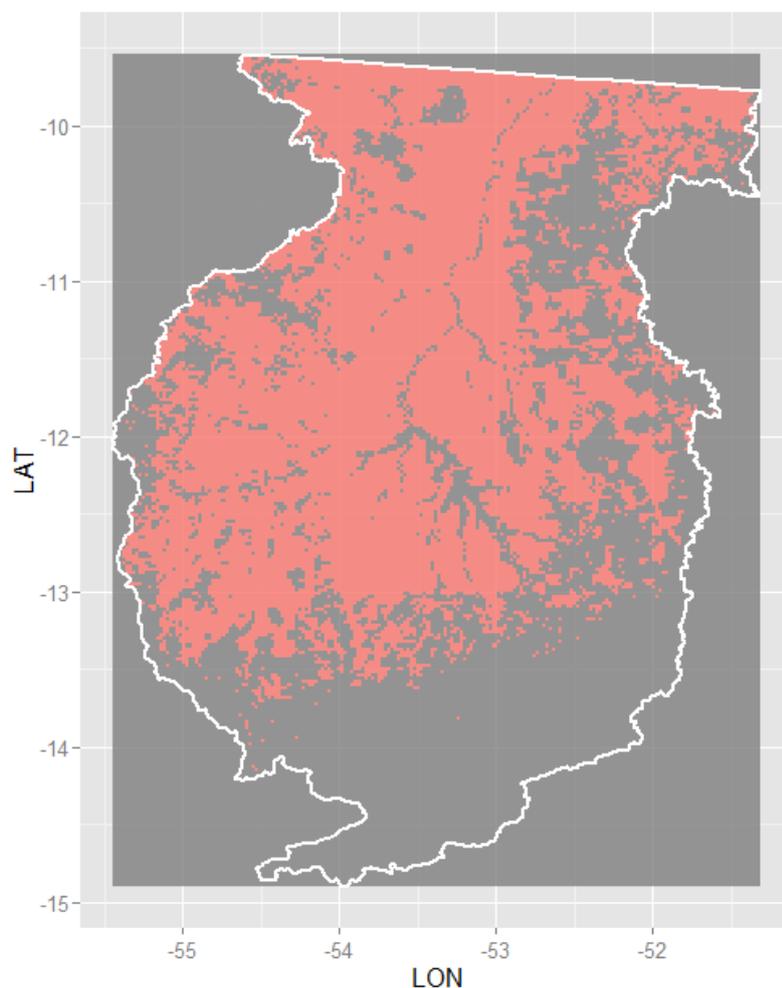
Mudanças no balanço energético regional podem também reduzir a segurança alimentar, uma vez que as mudanças no R_{net} total e sua partição impulsionada pela expansão agrícola podem ser grandes o suficiente para provocar interações negativas sobre a produtividade agrícola. A histórica expansão agrícola na Amazônia tem sido associada a um atraso no início da estação chuvosa, em algumas regiões (Butt et al., 2011; Fu et al., 2013). Se essas tendências persistirem, áreas que hoje são dominadas por agricultura não irrigada, o que representa a maior parte das áreas cultivadas no Brasil, podem não ter mais uma estação chuvosa longa o suficiente para suportar o cultivo de safrinhas (duas colheitas em uma mesma estação chuvosa). Um estudo anterior sugeriu que as mudanças de precipitação associadas a interações climáticas resultantes de LUTs podem, até 2050, reduzir a produção de alimentos na Amazônia em até 30% (Oliveira et al., 2013).

O desmatamento e subseqüentes transições no uso da terra na região amazônica tem uma forte influência sobre as variáveis climáticas que movem o ciclo da água e a produtividade das florestas e sistemas agrícolas. A expansão de pastagens e terras agrícolas entre 2000 e 2010 diminuiu a radiação líquida da superfície e mudou seu particionamento de calor latente para fluxos de calor sensível. Entre as consequências destas mudanças estão um aquecimento do ar e da superfície que, em termos de forçante radiativa, são superiores ao associado ao aumento antropogênico das concentrações dos gases de efeito estufa (Blunden & Arndt, 2013). Em escalas regionais, florestas protegidas públicas e privadas podem desempenhar um papel de extrema importância no tamponamento contra mudanças climáticas causadas pelas mudanças do uso da terra na região tropical. O planejamento dos usos da terra em escala de paisagem pode, portanto, ser uma estratégia de mitigação direta para combater a mudança do clima - e ser um valioso complemento para os esforços globais de redução das emissões de gases de efeito estufa. Compreender os impactos no balanço de energia das diferentes transições de uso da terra é um fator crítico para uma avaliação abrangente de como as políticas e condições de mercado, que alteram as trajetórias do uso do solo, podem influenciar o futuro do clima na Amazônia e no mundo.

Anexos

Anexo 14 - Parâmetros das regressões para avaliar o efeito do desmatamento sobre as variáveis do balanço de energia. Foram comparados os resultados obtidos utilizando apenas em áreas classificadas como floresta “*Evergreen Broadleaf Forest*” no produto MODIS (MOD12Q1, identificado como “Floresta”) utilizando todas as áreas da bacia do Xingu que eram floresta originalmente (identificado como "Todas LC").

Var	Transições	LC	Intercepto	slope	SE	p
R_{net}	Floresta-> Pastagem	Todas LC	12,72	-1,57	0,001	<0,01
	Floresta-> Pastagem	Floresta	12,72	-1,34	0,002	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Todas LC	12,71	-2,26	0,003	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Floresta	12,71	-2,20	0,006	<0,01
ET	Floresta-> Pastagem	Todas LC	7,85	-1,91	0,002	<0,01
	Floresta-> Pastagem	Floresta	7,86	-1,40	0,004	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Todas LC	7,84	-2,50	0,006	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Floresta	7,86	-3,16	0,013	<0,01
H	Floresta-> Pastagem	Todas LC	4,85	0,42	0,002	<0,01
	Floresta-> Pastagem	Floresta	4,84	0,16	0,004	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Todas LC	4,86	0,32	0,006	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Floresta	4,85	1,05	0,013	<0,01
Temp	Floresta-> Pastagem	Todas LC	27,21	4,26	0,003	<0,01
	Floresta-> Pastagem	Floresta	26,98	2,94	0,005	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Todas LC	27,14	6,40	0,008	<0,01
	Floresta-> Lavoura	Floresta	26,95	5,90	0,013	<0,01



Anexo 15 - Mapa da bacia do Xingu superior derivado do MOD12Q1. Áreas coloridas em rosa foram classificadas como floresta em 2001 e serviu como entrada para o algoritmo MODIS ET.

Anexo 16 - Lista das estações meteorológicas do INMET utilizadas para obter a temperatura e umidade relativa do ar.

Município	Lat	Lon	Altitude (m)
Cáceres	-16,05°	-57,68°	118
Canarana	-13,47°	-52,27°	430
Cuiabá	-15,61°	-56,10°	145
Diamantino	-14,40°	-56,45°	268
Gleba Celeste	-12,28°	-55,29°	415
Matupá	-10,25°	-54,91°	285
Nova Xavantina	-14,70°	-52,35°	316
Padre Ricardo Remetter	-15,78°	-56,06°	140
Poxoréo	-15,83°	-54,38°	450
Rondonópolis	-16,45°	-54,56°	284
São José do Rio Claro	-13,43°	-56,71°	350
Aragarças	-15,90°	-52,23°	345

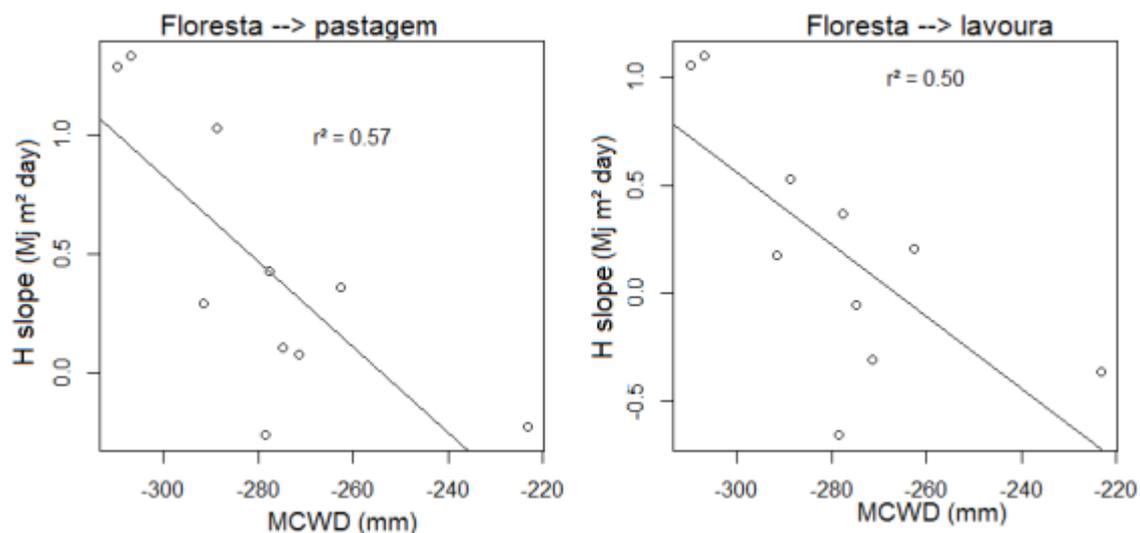
Anexo 17 – Inclinação (slope) e intercepto (int) de regressão entre a cobertura fracional das transições do uso da terra e variáveis resposta (R_{net} , ET, H, e LST) de 2001 para 2010.

	Ano	Floresta-pastagem			Floresta-lavoura			Pastagem-lavoura		
		int	slope	SE	int	slope	SE	int	slope	SE
R_{net}	2001	12,99	-1,60	0,002	12,98	-2,74	0,012	11,40	-1,12	0,012
	2002	12,10	-1,62	0,002	12,10	-2,36	0,014	10,49	-0,63	0,015
	2003	12,62	-1,62	0,002	12,61	-2,53	0,006	10,97	-0,85	0,011
	2004	12,68	-1,49	0,002	12,67	-2,38	0,007	11,17	-0,83	0,009
	2005	12,54	-1,69	0,002	12,53	-2,53	0,004	10,83	-0,81	0,006
	2006	12,67	-1,71	0,002	12,66	-2,34	0,003	10,95	-0,60	0,005
	2007	12,93	-1,61	0,002	12,93	-2,44	0,003	11,31	-0,77	0,006
	2008	12,70	-1,52	0,002	12,68	-2,28	0,004	11,14	-0,69	0,006
	2009	12,81	-1,60	0,002	12,79	-2,41	0,004	11,20	-0,78	0,005
	2010	13,29	-1,51	0,002	13,28	-2,40	0,004	11,77	-0,84	0,005
ET	2001	7,85	-2,39	0,006	7,82	-2,95	0,037	5,17	-0,25	0,057
	2002	8,14	-2,69	0,006	8,12	-3,29	0,031	5,17	-0,21	0,049
	2003	7,36	-1,80	0,005	7,36	-2,23	0,026	5,42	-0,26	0,040
	2004	6,93	-1,97	0,005	6,92	-2,70	0,022	4,78	-0,66	0,027
	2005	8,52	-1,95	0,006	8,50	-3,22	0,012	6,33	-1,04	0,031
	2006	7,16	-1,46	0,005	7,16	-1,70	0,010	5,57	-0,04	0,024
	2007	8,28	-1,74	0,005	8,26	-2,82	0,008	6,32	-0,78	0,025
	2008	7,69	-1,61	0,005	7,68	-2,45	0,008	5,91	-0,67	0,022
	2009	7,66	-1,31	0,005	7,64	-2,01	0,008	6,14	-0,57	0,021
	2010	9,08	-2,62	0,006	9,04	-3,71	0,008	6,05	-0,77	0,023
H	2001	5,12	0,89	0,010	5,15	0,36	0,047	6,26	-0,80	0,088
	2002	3,94	1,16	0,010	3,97	1,05	0,044	5,34	-0,31	0,075
	2003	5,24	0,26	0,008	5,24	-0,20	0,031	5,58	-0,53	0,059
	2004	5,73	0,57	0,009	5,74	0,40	0,028	6,40	-0,08	0,040
	2005	3,99	0,35	0,009	4,01	0,76	0,013	4,51	0,27	0,046
	2006	5,49	-0,15	0,007	5,49	-0,56	0,010	5,39	-0,51	0,036
	2007	4,62	0,21	0,008	4,66	0,48	0,008	5,01	0,05	0,037
	2008	4,99	0,16	0,008	4,99	0,23	0,010	5,25	-0,01	0,032
	2009	5,12	-0,20	0,008	5,15	-0,31	0,010	5,09	-0,15	0,032
	2010	4,18	1,19	0,009	4,23	1,41	0,010	5,74	-0,05	0,033
Temp (LST)	2001	27,15	4,07	0,010	27,10	6,25	0,058	31,62	1,82	0,099
	2002	27,32	4,28	0,010	27,27	6,60	0,052	31,99	1,73	0,088
	2003	27,32	4,42	0,011	27,24	6,53	0,051	32,04	1,97	0,075
	2004	26,90	4,30	0,011	26,82	7,04	0,038	31,54	2,34	0,058
	2005	27,06	4,40	0,012	26,98	7,06	0,028	31,80	2,28	0,046
	2006	26,94	4,47	0,011	26,86	6,59	0,026	31,71	1,72	0,042
	2007	27,31	4,30	0,011	27,25	6,36	0,022	31,92	1,65	0,040
	2008	27,53	4,11	0,011	27,46	5,84	0,022	31,97	1,34	0,035
	2009	27,35	4,15	0,011	27,30	6,05	0,021	31,92	1,53	0,037
	2010	27,25	3,98	0,011	27,21	6,35	0,019	31,70	1,93	0,035

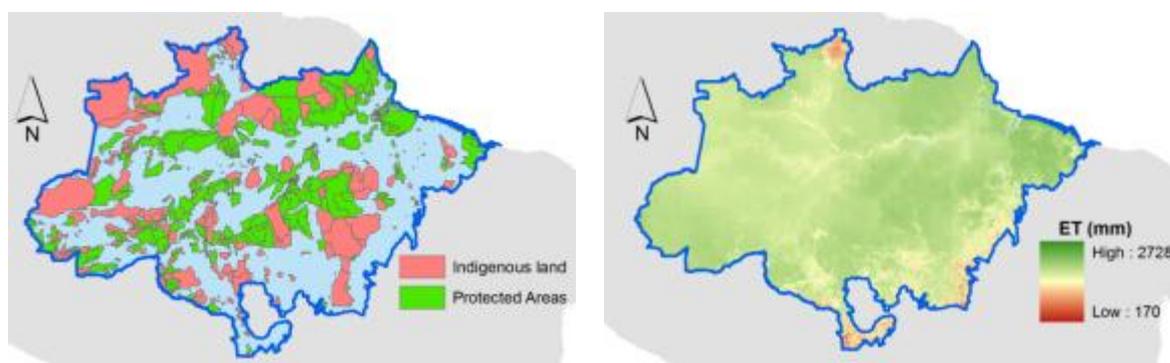
ns= não significativo estatisticamente ($p>0,05$); SE= erro padrão

Anexo 18 - A média diária do albedo e radiação líquida de onda longa para os três tipos de cobertura do solo analisados (desvio padrão entre parêntesis).

Cobertura de terra	Albedo (refletância)	Radiação de onda longa líquida ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)
Floresta	0,130 (0,002)	-2,65 (0,196)
Pastagem	0,143 (0,003)	-3,93 (0,196)
Lavoura	0,164 (0,003)	-4,25 (0,200)



Anexo 19 - Relação entre o slope da análise de calor sensível (Tabela S3) e o déficit hídrico climatológico máximo (MCWD) calculado com base nos dados TRMM (Huffman et al., 2007) de 2001 há 2010, de acordo Aragão et al. (2007). As análises de transição do uso da terra, MCWD foram calculadas para o ano crescente (a partir de agosto do ano anterior a julho no ano da colheita).



Anexo 20 - Áreas protegidas e terras indígenas no Bioma Amazônico Brasileiro (painel esquerdo) e média anual de ET em 2010 a partir do MOD16A3 (Mu et al., 2011) (painel direito).

Bibliografias

- Anderson, B., Peng, R., 2012. weathermetrics: Functions to convert between weather metrics. R package version 1.0.
- Aragão, L.E.O.C., Malhi, Y., Roman-Cuesta, R.M., Saatchi, S., Anderson, L.O., Shimabukuro, Y.E., 2007. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophys. Res. Lett.* 34, L07701. doi:10.1029/2006GL028946
- Bagley, J.E., Desai, A.R., Harding, K.J., Snyder, P.K., Foley, J.A., 2014. Drought and deforestation: Has land cover change influenced recent precipitation extremes in the Amazon? *J. Clim.* 27, 345–361. doi:10.1175/JCLI-D-12-00369.1
- Baldocchi, D., 2014. Managing land and climate. *Nat. Clim. Chang.* 4, 330–331. doi:10.1038/nclimate2221
- Bird, R.E., Hulstrom, R.L., 1981. Review, evaluation, and improvement of direct irradiance models. *ASME* 103, 182–192.
- Bisht, G., Bras, R.L., 2010. Estimation of net radiation from the MODIS data under all sky conditions: Southern Great Plains case study. *Remote Sens. Environ.* 114, 1522–1534. doi:10.1016/j.rse.2010.02.007
- Bisht, G., Venturini, V., Islam, S., Jiang, L., 2005. Estimation of the net radiation using MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) data for clear sky days. *Remote Sens. Environ.* 97, 52–67. doi:10.1016/j.rse.2005.03.014
- Blunden, J., Arndt, D.S., 2013. State of the Climate in 2012. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 94, S1–S258.
- Bonan, G.B., 2002. *Ecological climatology: concepts and applications*. Cambridge University Press.
- Bonan, G.B., 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320, 1444–9. doi:10.1126/science.1155121
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-filho, B.S., Monteiro, P., Silverio, D.V., Nobrega, C., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 6347–6352. doi:10.1073/pnas.1305499111
- Butt, N., de Oliveira, P.A., Costa, M.H., 2011. Evidence that deforestation affects the onset of the rainy season in Rondonia, Brazil. *J. Geophys. Res.* 116, D11120. doi:10.1029/2010JD015174
- Coe, M.T., Costa, M.H., Soares-Filho, B.S., 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – Land surface processes and atmospheric feedbacks. *J. Hydrol.* 369, 165–174. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.02.043
- Coe, M.T., Latrubesse, E.M., Ferreira, M.E., Amsler, M.L., 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry* 105, 119–131. doi:10.1007/s10533-011-9582-2
- Coe, M.T., Marthews, T.R., Costa, M.H., Galbraith, D.R., Greenglass, N.L., Imbuzeiro, H.M.A., Levine, N.M., Malhi, Y., Moorcroft, P.R., Muza, M.N., Powell, T.L., Saleska, S.R., Solorzano, L.A., Wang, J., 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south – southeastern Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 368.
- Corripio, J.G., 2003. Vectorial algebra algorithms for calculating terrain parameters from DEMs and solar radiation modelling in mountainous terrain. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.*

- Corripio, J.G., 2014. insol: Solar Radiation. R package version 1.1.1.
- Costa, M.H., Yanagi, S.N.M., Souza, P.J.O.P., Ribeiro, A., Rocha, E.J.P., 2007. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophys. Res. Lett.* 34, L07706. doi:10.1029/2007GL029271
- Fu, R., Yin, L., Li, W., Arias, P.A., Dickinson, R.E., Huang, L., Chakraborty, S., Fernandes, K., Liebmann, B., Fisher, R., Myneni, R.B., 2013. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 18110–5. doi:10.1073/pnas.1302584110
- Hansen, M.C., Potapov, P. V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V, Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–3. doi:10.1126/science.1244693
- Hayhoe, S.J., Neill, C., Porder, S., Mchorney, R., Lefebvre, P., Coe, M.T., Elsenbeer, H., Krusche, A. V., 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Glob. Chang. Biol.* 17, 1821–1833. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x
- Hijmans, R.J., van Etten, J., Etten, J. van, Mattiuzzi, M., Sumner, M., Greenberg, J.A., Lamigueiro, O.P., Andrew Bevan, Racine, E.B., Shortridge, A., 2014. raster: Geographic analysis and modeling with raster data. R package version 2.2-31.
- Hubanks, P.A., Pincus, R., Liang, X., 2014. MODIS Atmosphere: Eight-Day Global Product [WWW Document]. NASA.
- Huffman, G.J., Bolvin, D.T., Nelkin, E.J., Wolff, D.B., Adler, R.F., Gu, G., Hong, Y., Bowman, K.P., Stocker, E.F., 2007. The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-Global, Multiyear, Combined-Sensor Precipitation Estimates at Fine Scales. *J. Hydrometeorol.* 8, 38–55. doi:10.1175/JHM560.1
- INMET, 2012. Monitoramento das estações meteorológicas convencionais [WWW Document]. MAPA - Inst. Nac. Meteorol.
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- Knox, R., Bisht, G., Wang, J., Bras, R., 2011. Precipitation Variability over the Forest-to-Nonforest Transition in Southwestern Amazonia. *J. Clim.* 24, 2368–2377. doi:10.1175/2010JCLI3815.1
- Lathuilière, M.J., Johnson, M.S., Donner, S.D., 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environ. Res. Lett.* 7, 024024. doi:10.1088/1748-9326/7/2/024024
- Loarie, S.R., Lobell, D.B., Asner, G.P., Mu, Q., Field, C.B., 2011. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. *Nat. Clim. Chang.* 1, 1–24. doi:10.1038/nclimate1067
- Macedo, M.N., Coe, M.T., Defries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S., 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 368, 20120153. doi:10.1098/rstb.2012.0153
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E., 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 1341–1346. doi:10.1073/pnas.1111374109

- Morton, D.C., Defries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morisette, J., Espirito-santo, F.B., Espirito-santo, B., 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103, 14637–41. doi:10.1073/pnas.0606377103
- Mu, Q., Zhao, M., Running, S.W., 2011. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. *Remote Sens. Environ.* 115, 1781–1800. doi:10.1016/j.rse.2011.02.019
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Seroa da Motta, R., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M.C., McGrath-Horn, M., Carvalho, O., Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344, 1118–23. doi:10.1126/science.1248525
- Nepstad, D.C., de Carvalho, C.R., Davidson, E.A., Jipp, P.H., Lefebvre, P.A., Negreiros, G.H., da Silva, E.D., Stone, T.A., Trumbore, S.E., Vieira, S., 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372, 666–669. doi:10.1038/372666a0
- Oliveira, L.J.C., Costa, M.H., Soares-Filho, B.S., Coe, M.T., 2013. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. *Environ. Res. Lett.* 8, 024021. doi:10.1088/1748-9326/8/2/024021
- Pongratz, J., Bounoua, L., Defries, R.S., Morton, D.C., Anderson, L.O., Mauser, W., Klink, C.A., 2006. The Impact of Land Cover Change on Surface Energy and Water Balance in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interact.* 10, 1–17.
- Prata, A.J., 1996. A new long-wave formula for estimating downward clear-sky radiation at the surface. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 122, 1127–1151. doi:10.1002/qj.49712253306
- Reda, I., Andreas, A., 2004. Solar position algorithm for solar radiation applications. *Sol. Energy* 76, 577–589.
- Rogers, R.R., Yau, M.K., 1989. *A short course in cloud physics*, Third Edit. ed. Butterworth Heinemann.
- Román, M.O., Schaaf, C.B., Lewis, P., Gao, F., Anderson, G.P., Privette, J.L., Strahler, A.H., Woodcock, C.E., Barnsley, M., 2010. Assessing the coupling between surface albedo derived from MODIS and the fraction of diffuse skylight over spatially-characterized landscapes. *Remote Sens. Environ.* 114, 738–760. doi:10.1016/j.rse.2009.11.014
- Ryu, Y., Kang, S., Moon, S.-K., Kim, J., 2008. Evaluation of land surface radiation balance derived from moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) over complex terrain and heterogeneous landscape on clear sky days. *Agric. For. Meteorol.* 148, 1538–1552. doi:10.1016/j.agrformet.2008.05.008
- Schaaf, C.B., Gao, F., Strahler, A.H., Lucht, W., Li, X., Tsang, T., Strugnell, N.C., Zhang, X., Jin, Y., Muller, J.-P., Lewis, P., Barnsley, M., Hobson, P., Disney, M., Roberts, G., Dunderdale, M., Doll, C., D'Entremont, R.P., Hu, B., Liang, S., Privette, J.L., Roy, D., 2002. First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. *Remote Sens. Environ.* 83, 135–148. doi:10.1016/S0034-4257(02)00091-3
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L., Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., Maretti, C., 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107, 10821–6.

- Spracklen, D. V., Arnold, S.R., Taylor, C.M., 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* 489, 282–285. doi:10.1038/nature11390
- Stickler, C.M., Coe, M.T., Costa, M.H., Nepstad, D.C., McGrath, D.G., Dias, L.C.P., Rodrigues, H.O., Soares-Filho, B.S., 2013. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 9601–6. doi:10.1073/pnas.1215331110
- TerraClass, 2010. levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia-2010 [WWW Document]. Inst. Pesqui. Espac.
- Wan, Z., Zhang, Y., Zhang, Q., Li, Z.-L., 2004. Quality assessment and validation of the MODIS global land surface temperature. *Int. J. Remote Sens.* 25, 261–274. doi:10.1080/0143116031000116417
- Wang, K., Wan, Z., Wang, P., Sparrow, M., Liu, J., Zhou, X., Haginoya, S., 2005. Estimation of surface long wave radiation and broadband emissivity using Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) land surface temperature/emissivity products. *J. Geophys. Res.* 110, D11109. doi:10.1029/2004JD005566
- White, M.A., Thornton, P.E., Running, S.W., Nemani, R.R., 2000. Parameterization and Sensitivity Analysis of the BIOME–BGC Terrestrial Ecosystem Model: Net Primary Production Controls. *Earth Interact.* 4, 1–85. doi:10.1175/1087-3562(2000)004<0003:PASAOT>2.0.CO;2

Conclusões Gerais

Na presente tese, mostramos que as mudanças no uso da terra, os incêndios florestais e a ocorrência de vendavais afetam a dinâmica das florestas, o estoque de biomassa e serviços ecossistêmicos como a ciclagem de água e o balanço de energia. Mostramos também que dois ou mais destes vetores de degradação, ocorrendo em uma mesma área, resultam em interações positivas que amplificam os efeitos negativos sobre as florestas e aumentam a probabilidade da ocorrência de novos distúrbios e a perda de resiliência das florestas transicionais da Amazônia.

Os incêndios florestais podem interagir positivamente com a invasão de gramíneas C_4 aumentando a intensidade de incêndios posteriores e acelerando a retração das florestas. Os vendavais podem interagir com a ocorrência de queimadas amplificando os danos sobre a vegetação arbórea reduzindo os estoques de biomassa e mudando a dinâmica das florestas. Os vendavais também interagem com a fragmentação das florestas por meio do desmatamento fazendo com que os danos da vegetação sejam mais concentrados em ambientes de borda de fragmentos florestais. Todas estas interações representam um risco para as florestas e devem ser levadas em conta no planejamento de políticas de ordenamento territorial e conservação das florestas transicionais da Amazônia. Em escala regional mostramos também que três transições do uso da terra (floresta-pastagem, floresta-lavoura e pastagem-lavoura), reduzem a ciclagem de água, o saldo de radiação e aumenta a temperatura da superfície. Assim, o desmatamento e os diferentes fatores de degradação florestal afetam, individualmente e em conjunto, a dinâmica dos remanescentes florestais e o clima regional. Este conhecimento é fundamental para uma avaliação de como trajetórias dos usos da terra podem influenciar os ecossistemas e clima futuro da Amazônia.

Os resultados do presente trabalho tem implicações diretas para o regime de precipitação na região e pode favorecer a retração das florestas no sul da Amazônia. O aumento da frequência de queimadas tende a favorecer espécies de fácil combustão, como gramíneas, em detrimento das árvores, assim este processo pode reduzir a cobertura arbórea com exclusão das espécies menos resistente ao fogo. Adicionalmente, o início das chuvas, que nesta região está associado a um aumento dos fluxos convectivos e da umidade do ar, depende tanto da radiação líquida quanto da evapotranspiração. Neste sentido, a redução na radiação líquida e na evapotranspiração como demonstrado neste trabalho pode resultar em atraso no início da estação chuvosa na região.

Lista de figuras

- Figura 1 - Modelo conceitual ilustrando a interconexão entre as mudanças de uso da terra e efeitos para processos ecossistêmicos. Ligações em cinza representam interações não abordadas na presente tese; caixas em rosa, vetores de degradação; caixas em azul, variáveis ambientais; caixas em verde, resposta da vegetação. Linhas pontilhadas representam ligação entre processos ainda não estão bem determinadas, linhas contínuas representam processos e relações bem estabelecidas na literatura..... 3
- Figura 2 - Fazenda Tanguro em Querência, Mato Grosso, com recorte inferior indicando localização do experimento de fogo com três tratamentos: tratamento controle, queimado a cada três anos (B3yr), e queimado todos os anos (B1yr). Altura de vegetação elaborada com base em dados de LIDAR coletados em 2011 no âmbito do projeto Paisagens Sustentáveis Brasil (fonte: Embrapa Monitoramento por Satélites). Recorte na parte superior indica localização da fazenda Tanguro (triângulo em preto) dentro da bacia do Rio Xingu (em vermelho) e do estado de Mato Grosso..... 10
- Figura 3 - Dados climáticos da estação meteorológica do IPAM na Fazenda Tanguro-MT. Prec - Precipitação em mm; Temp - Temperatura em graus Celsius; Um. Rel - umidade relativa do ar em porcentagem; Vento - velocidade média do vento em metros por segundo; PAR - Radiação fotossinteticamente ativa..... 11
- Figura 4 - Desenho experimental para avaliar o estabelecimento de *B. decumbens* nos interiores da floresta e densidade de gramíneas ao longo das bordas da floresta. Losangos pretos são medidas de índice de área foliar (IAF); quadrados cinza são amostras de gramíneas. 24
- Figura 5 - Mapa das invasões de gramíneas nas parcelas queimada anualmente (B1yr), queimada a cada três anos (3Byr) e não queimada (*controle*) entre 2004 e 2012; *Andropogon gayanus*, *Aristida longifolia*, misto-gramíneas (área com mais de uma espécie de gramínea), *Pennisetum* sp., *Imperata* sp., e *Brachiaria decumbens* (outras espécies presentes são listadas no Anexo 1). Áreas em preto não foram invadidas por gramíneas. 26
- Figura 6 - Invasão de gramíneas das bordas para os interiores da floresta nas parcelas queimada anualmente (B1yr), queimada trienalmente (3Byr) e não queimada (*controle*) entre 2005 e 2011. Caixas com letras iguais não são diferentes ($p < 0,05$) segundo o teste de medianas de Mood (Sprent & Smeeton, 2001). Caixas pretas, controle; caixas vermelhas, B3yr; caixas cinza, B1yr..... 29
- Figura 7 - Probabilidade da presença de gramíneas (nativas e exóticas) em função (a) da distância da borda e (b) do IAF medido até os 100 m da borda da floresta nas parcelas queimada anualmente (B1yr), queimada trienalmente (3Byr) e não queimada (*controle*). Linhas contínuas, controle; linhas tracejadas, B3yr; linhas pontilhadas, B1yr..... 30

Figura 8 - Estabelecimento de <i>Brachiaria decumbens</i> predito em função do IAF para dois tratamentos com adição de sementes e um controle. Linhas contínuas, controle; linhas tracejadas, SEMENTE; linhas pontilhadas, LIMPO.....	31
Figura 9 - (a) Biomassa, (b) umidade do combustível, (c) altura do combustível, (d) altura das chamas, (e) taxa de espalhamento das chamas e (f) velocidade do vento em áreas com predominância de <i>A. gayanus</i> (andropogon), <i>A. longifolia</i> (cuandu), de lianas e rebrotas de diferente espécies lenhosas (misto) e de combustíveis florestais. Caixas com letras iguais não são diferentes ($p < 0,05$) segundo o teste de medianas de Mood (Sprent & Smeeton, 2001).....	32
Figura 10 - Mapa do tratamento de fogo constituído por três diferentes tratamentos (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr), localizado na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso, onde foi realizado este estudo. Pontos em preto representam a localização dos diferentes transectos onde foi realizada a avaliação da vegetação arbórea em diferentes distâncias da borda. A escala de cores representa um modelo de copa com altura da vegetação.....	48
Figura 11 – Dados de precipitação do TRMM do dia 25 de outubro de 2012 destacando o estado de Mato Grosso e o município de Querência (ao centro).	50
Figura 12 – Diferentes tipos de danos causados por um vendaval ocorrido em outubro de 2012 em um experimento de fogo controlado localizado na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.....	50
Figura 13 - Porcentagem de indivíduos danificados por um vendaval ocorrido em outubro de 2012 e tipos de danos sofridos nos três diferentes tratamentos de fogo (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr), na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso. As queimadas ocorreram entre os anos de 2004 e 2010.....	53
Figura 14 - Probabilidade de dano devido à tempestade de vento com base em modelo logístico em diferentes distâncias da borda e tratamentos do experimento de fogo (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr) em área de estudo localizada na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso. As queimadas ocorreram entre os anos de 2004 e 2010.	56
Figura 15 - Probabilidade de dano devido ao vento em função do diâmetro (DAP) para os diferentes tratamentos de fogo (controle, queimada anual – B1yr, queimada trienal – B3yr) em área de estudo localizada na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso. As queimadas ocorreram entre os anos de 2004 e 2010.....	57
Figura 16 - Diagrama representativo para o cálculo da R_{net} baseado em produtos MODIS e de estações meteorológicas.	71
Figura 17 - Comparação da radiação global de ondas curtas simuladas para dias de céu claro (linha azul) e radiação solar observada em uma estação meteorológica do INMET, em Querência (linha vermelha), Mato Grosso (ambas os dados se referem à mesma coordenada, -12,62° S -52,22° W).	72

- Figura 18 - Comparação de estimativas baseadas no MODIS de R_{net} (a cada 8 dias) e medições diárias por um radiômetro líquido da torre de fluxo (*eddy covariance*) localizada em Sinop, Mato Grosso. 75
- Figura 19 - Comparação R_{net} medida com um radiômetro em uma torre de fluxo (*eddy covariance*) em Sinop e baseada nas estimativas de R_{net} do MODIS. Todos os dados são apresentados com médias de 8 dias. RMSE = raiz do erro quadrático médio. 75
- Figura 20 - Mapas da cobertura do solo e componentes do balanço de energia da bacia do Xingu em 2010. Tipos de cobertura do solo (mapa superior à esquerda, de Macedo et al. 2012); temperatura média da superfície da terra, em graus Celsius (mapa superior à direita, obtido a partir do produto MOD11A2); calor sensível (H, mapa inferior à esquerda); calor latente (ET, mapa inferior no centro, obtido a partir do produto MOD16); saldo de radiação (R_{net} , mapa inferior à direita). R_{net} , ET e H estão em $MJ m^{-2} dia^{-1}$. Os polígonos são áreas protegidas (Parque Indígena do Xingu, polígono central maior; Terra Indígena Capoto-Jarina, polígono do topo; Terra Indígena Wawi, polígono menor à direita). 78
- Figura 21 - Mudanças no R_{net} , ET, H e Temp (temperatura da superfície) em função da mudança fracional do tipo de cobertura de terra, estimada por meio de dados de sensoriamento remoto (pontos) usando regressões lineares (linhas sólidas). Os slopes entre parênteses indicam valores mínimos e máximos calculados para cada ano separadamente entre 2001 e 2010. O tamanho dos pontos indica a densidade de pixels. A Temperatura está em graus Célsius e as outras variáveis estão em $MJ m^{-2} dia^{-1}$ 79
- Figura 22 - Efeito das transições de uso da terra sobre a evapotranspiração (ET; a partir do MOD16). (A) Área cumulativa de cada transição de uso da terra (LUT) de 2001-2010. (B) Efeito anual de cada LUT sobre ET. (C) Efeito cumulativo de cada LUT sobre ET. Áreas sombreadas representam o primeiro e terceiro quartil das estimativas. 80
- Figura 23 - Efeitos das transições de uso da terra sobre a temperatura (a partir do MOD11A2). (A) Efeito da temperatura sobre a bacia superior do Xingu durante os anos 2000-2010 para cada três LUTs (área sombreadas representam o primeiro e terceiro quartil). (B) Média anual e linha de tendência da temperatura da superfície para a bacia do Xingu (regional), dentro e fora das áreas indígenas (XIP) que não registraram desmatamento no período. 82
- Figura 24 - Efeito das transições de uso do solo (incluindo áreas desmatadas antes de 2001) em temperatura (de MOD11A2) e ET (de MOD16A2) na bacia superior do Xingu. As áreas sombreadas denotam o intervalo interquartil. 83
- Figura 25 - Padrão temporal de evapotranspiração (ET, $MJ m^{-2} dia^{-1}$), radiação líquida (R_{net} , $MJ m^{-2} dia^{-1}$) e temperatura da superfície ($^{\circ}C$) por pixels que tiveram transição de floresta-pastagem em 2005, na bacia superior do Xingu. As linhas horizontais representam a média durante o período em que a área foi coberta por floresta (linha sólida) ou pastagem (linha pontilhada). 84

Lista de anexos

Anexo 1 - Inventário de espécies de gramíneas consideradas invasivas na área de estudos em Querência, Mato Grosso. A lista inclui tanto espécies exóticas quanto as nativas no Brasil.	37
Anexo 2 – Invasão de gramíneas da borda para o interior da floresta, no experimento de fogo em Querência, Mato Grosso. Linhas de tendência foram criadas por meio da função <i>LOWESS</i> do pacote <i>stats</i> do programa R (Cleveland, 1981; R Development Core Team, 2008).....	38
Anexo 3 – Parâmetros, coeficientes e intervalo de confiança (CI) para um modelo linear generalizado da densidade de gramíneas em função da distância da borda (Modelo 1) e do índice de área foliar (Modelo 2).	38
Anexo 4 - <i>Modelo II</i> – Critério de informação de Akaike (AIC) e parâmetros para os seis melhores modelos. Int = interceptos; EXP = proporção do solo exposto; TRAT = tratamentos; k- numero de parâmetros no modelo; Dev – desvio residual.	39
Anexo 5 - Modelo II - Parâmetros, coeficientes e intervalos de confiança (IC) para os três tratamentos de estabelecimento de <i>B. decumbens</i> no interior da floresta.	39
Anexo 6 -Porcentagem de área da parcela coberta por gramíneas (esquerda) e índice de área foliar (IAF) mediano correspondente a cada tratamento (à direita) do experimento de <i>Brachiaria decumbens</i>	39
Anexo 7 - Parâmetros da seleção de modelos (modelo logístico) para avaliar a importância das variáveis incluídas no modelo geral para avaliar a probabilidade de um determinado indivíduo arbóreo ter sido danificado pela ocorrência de uma grande tempestade de vento em uma área de floresta de transição no município de Querência em Mato Grosso.	60
Anexo 8 - Boxplot da distância da borda dos indivíduos danificados ou não pela passagem da tempestade de vento ocorrida em outubro de 2012 em função dos tratamento com diferentes históricos de fogo na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.....	61
Anexo 9 - Relação dos 19 gêneros mais frequentes e a porcentagem de indivíduos afetados por diferentes tipos de danos da tempestade de vento ocorrida em outubro de 2012, na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.....	61
Anexo 10 - Modelo predito indicando a probabilidade de dano devido à tempestade de vento ocorrido em outubro de 2012 em diferentes distâncias da borda, e tratamentos do experimento de fogo, na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.	62

Anexo 11 - Gráfico circular indicando direção em graus da queda dos troncos que foram arrancados pela raiz devido à tempestade vento. Avaliação realizada por meio de uma bússola registrando a direção de queda em graus [azimute] em relação ao Norte magnético.	62
Anexo 12 - Gráfico de dispersão e linha de tendência da densidade de madeira em função da distância da borda para os diferentes tratamentos de fogo. As linhas de tendências foram elaboradas por meio de um modelo linear simples utilizando o pacote <i>ggplot2</i> do programa R.	63
Anexo 13. Histograma da frequência de indivíduos antes e depois do vendaval para os diferentes tratamentos de fogo, na Fazenda Tanguro no município de Querência em Mato Grosso.	63
Anexo 14 - Parâmetros das regressões para avaliar o efeito do desmatamento sobre as variáveis do balanço de energia. Foram comparados os resultados obtidos utilizando apenas em áreas classificadas como floresta “ <i>Evergreen Broadleaf Forest</i> ” no produto MODIS (MOD12Q1, identificado como “Floresta”) utilizando todas as áreas da bacia do Xingu que eram floresta originalmente (identificado como "Todas LC").	87
Anexo 15 - Mapa da bacia do Xingu superior derivado do MOD12Q1. Áreas coloridas em rosa foram classificadas como floresta em 2001 e serviu como entrada para o algoritmo MODIS ET.	88
Anexo 16 - Lista das estações meteorológicas do INMET utilizadas para obter a temperatura e umidade relativa do ar.	88
Anexo 17 – Inclinação (slope) e intercepto (int) de regressão entre a cobertura fracional das transições do uso da terra e variáveis resposta (R_{net} , ET, H, e LST) de 2001 para 2010. ...	89
Anexo 18 - A média diária do albedo e radiação líquida de onda longa para os três tipos de cobertura do solo analisados (desvio padrão entre parêntesis).	90
Anexo 19 - Relação entre o slope da análise de calor sensível (Tabela S3) e o déficit hídrico climatológico máximo (MCWD) calculado com base nos dados TRMM (Huffman et al., 2007) de 2001 há 2010, de acordo Aragão et al. (2007). As análises de transição do uso da terra, MCWD foram calculadas para o ano crescente (a partir de agosto do ano anterior a julho no ano da colheita).	90
Anexo 20 - Áreas protegidas e terras indígenas no Bioma Amazônico Brasileiro (painel esquerdo) e média anual de ET em 2010 a partir do MOD16A3(Mu et al., 2011) (painel direito).	90

Lista de tabelas

Tabela 1 - Estoque de biomassa aérea nos três tratamentos de fogo antes e depois da ocorrência da tempestade do vento e perda relativa.....	53
Tabela 2 - Sumário do melhor modelo descrevendo as variáveis que foram importantes para a probabilidade dos indivíduos serem afetados por cada tipo de dano (TRONCO, RAIZ e COPA), por um vendaval ocorrido em outubro de 2012 em uma área de floresta transicional da Amazônia em Querência-MT.	54