SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

O PAPEL DO FOGO E DE EVENTOS DE SECA SOBRE A DINÂMICA DE UMIDADE DO SOLO SOB FLORESTA DE TRANSIÇÃO AMAZÔNIA–CERRADO

Antônio Carlos Silveiro da Silva

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Paulo Monteiro Brando

Nova Xavantina-MT
Novembro de 2020

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

O PAPEL DO FOGO E DE EVENTOS DE SECA SOBRE A DINÂMICA DE UMIDADE DO SOLO SOB FLORESTA DE TRANSIÇÃO AMAZÔNIA–CERRADO

Antônio Carlos Silveiro da Silva

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Paulo Monteiro Brando

Nova Xavantina-MT
Novembro de 2020

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education)

Luiz Kenji Umeno Alencar CRB 1/2037

SILVA, Antônio Carlos Silveiro.
S586o O Papel do Fogo e de Eventos de Seca Sobre a Dinâmica de Umidade do Solo Sob Floresta de Transição Amazônia–Cerrado / Antônio Carlos Silveiro Silva – Nova Xavantina, 2020.
83 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2020.
Orientador: Paulo Monteiro Brando

1. Extremos Climáticos. 2. Incêndios Florestais. 3. Resistividade. 4. Time Domain Reflectometry. 5. Ecossistemas de Transição Florestal. I. Antônio Carlos Silveiro Silva. II. O Papel do Fogo e de Eventos de Seca Sobre a Dinâmica de Umidade do Solo Sob Floresta de Transição Amazônia–Cerrado: .
CDU 504.6(213.54)(817.2)

TERMO DE APROVAÇÃO

O PAPEL DO FOGO E DE EVENTOS DE SECA SOBRE A DINÂMICA DE UMIDADE DO SOLO SOB FLORESTA DE TRANSIÇÃO AMAZÔNIA–CERRADO

Antônio Carlos Silveiro da Silva

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Aprovado em **23** de **novembro** de **2020**.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando (Orientador)
Universidade da Califórnia

Participação de forma virtual
Profª. Dra. Sonaira Souza (Membro titular-Externo)
Universidade Federal do Acre

Participação de forma virtual
Prof. Dr. Paulo Tarso Sanches Oliveira (Membro titular-Externo)
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Participação de forma virtual
Profa. Dra. Simone Matias de Almeida Reis (Membro titular-Interno)
Universidade do Estado de Mato Grosso

Participação de forma virtual
Prof. Dr. Divino Vicente Silvério (Membro titular-Interno)
Universidade Federal Rural da Amazônia

Prof. Dr. Bernardo Monteiro Flores (Membro suplente-Externo)
Universidade Estadual de Campinas

Prof. Dr. Michael Thomas Coe (Membro suplente-Externo)
Woodwell Climate Research Center

Prof. Dr. Paulo Sérgio Morandi (Membro suplente-Interno)
Universidade do Estado de Mato Grosso

Aos meus pais, Maria Silveiro da Silva e José Gregório da Silva, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (Nova Xavantina-MT) pela estrutura e suporte durante o doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES - Código de Financiamento 001) pela concessão da bolsa de estudo por quase todo o período do doutorado.

Agradeço ao meu orientador Paulo Monteiro Brando pelos ensinamentos, ideias, dedicação, paciência, correções e direcionamentos para a melhoria deste trabalho. Agradeço também ao Divino Vicente Silvério pelo grande apoio durante todo este trabalho, com ideias, análises, correções e direcionamentos. Aprendi muito com vocês! Muito obrigado!

Agradeço a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação pelos ensinamentos e conhecimentos transmitidos durante as disciplinas.

Agradeço aos professores Paulo Monteiro Brando, Eddie Lenza de Oliveira, Marcia Nunes Macedo e Divino Silvério que participaram e contribuíram na minha banca de qualificação.

Agradeço ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) por todo o suporte de pesquisa e estrutura física (escritório) e de locomoção para os trabalhos de campo. Agradeço também ao grupo AMAGGI, através da Fazenda Tanguro em Querência-MT, pelo espaço concedido para realização desde trabalho — uma parceria de quase duas décadas.

À incrível equipe de campo do IPAM de Canarana, que coletam os dados de umidade do solo, desde 2010: Darlisson Nunes da Costa, Raimundo Mota Quintino, Ebis Pinheiro Nascimento, Sebastião Aviz Nascimento e Sandro Rocha Pereira. À Maria Lúcia Nascimento, que lidera a cozinha de forma fantástica, muito obrigado. Aos momentos de lazer na Fazenda Tanguro, geralmente após o campo. Ao suave jogo de basquete, com regras bem locais, as vezes jogado próximo de um fogo bem considerável devido ao churrasco — sim, um jogo selvagem. O jogo de sinuca, o qual venci diversas vezes.

Também à incrível equipe do escritório do IPAM de Canarana. Destes, ao Leonardo Maracahipes-Santos por todo o suporte científico, técnico e participação direta na construção deste trabalho, além da amizade. Ao Leandro Maracahipes pelo suporte científico, discussões de ideias, correções, orientações e pela amizade. À Mere Cristina Maestri e Adilson Ribeiro Coelho pela ajuda indireta e amizade. Aos membros da sala, também conhecida como “Sala das lendas”, na qual convivi por três anos, Charles Caioni e Robson Oliveira, obrigado pela

ajuda científica e amizade — me diverti muito. Os momentos do café onde discutimos muitas ideias científicas e brincamos muito.

Ao Woodwell Climate Research Center e Max Planck Institute for Biogeochemistry pelo suporte científico e técnico especializado. Ao Paul A. Lefebvre pela grande ajuda técnica com os dados de resistividade do solo, de TDR e do GWC — obrigado por compartilhar sua experiência.

Aos membros do grupo #PartiuNovaXavantina, Luciene Castuera, Cleide Carnicer e Norberto Gomes Ribeiro Júnior, pelas divertidas viagens de Alta Floresta para Nova Xavantina. Vocês me proporcionaram momentos felizes e me deram suporte no doutorado — sou muito grato a vocês.

À Jessica, minha companheira de longa data, pelo grande suporte e paciência durante todo esse período — sua ajuda foi imensurável, muito obrigado!

Agradeço também à minha família, em especial aos meus pais, Maria Silveiro da Silva e José Gregório da Silva. Aos meus irmãos, Maria Josiane, Suely, Claudenberg e Gislaine, que se fizeram presentes, mesmo com a distância.

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL 1
Estrutura da tese 5
Qualificação do problema estudado 5
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 7
CAPÍTULO 1 – ESTIMATIVA DE ÁGUA NO SOLO EM UMA FLORESTA TRANSICIONAL DO SUDESTE AMAZÔNICO POR DOIS MÉTODOS GEOFÍSICOS 11
1. INTRODUÇÃO 13
2. MATERIAL E MÉTODOS 15
2.1. Área de estudo 15
2.2. Coleta de dados 17
2.2.1 Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR) 17
2.2.2 Resistividade 18
2.3. Análise de dados 19
2.3.1 Resistividade 19
3. RESULTADOS 22
3.3 Resistividade 25
3.4 Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR) 27
4. DISCUSSÃO 28
4.1 Resistividade 28
4.2 Efeito pós-fogo 29
4.3 Efeito da seca 2015/2016 e seca sazonal 30
5. CONCLUSÃO 31
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 31
CAPÍTULO 2 – DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO EM UMA FLORESTA DE TRANSIÇÃO AMAZÔNIA–CERRADO APÓS A PASSAGEM DO FOGO 36
RESUMO 36
ABSTRACT 37
1. INTRODUÇÃO 38
2. MATERIAL E MÉTODOS 42
2.1 Área de Estudo 42
2.2 Coleta de dados 43
2.2.1 Umidade do solo 43
2.2.2 Transpiração 44
2.2.3 Índice de área Foliar (LAI) 44
2.2.4 Seleção dos anos de secas 45
2.3 Análises de dados 45
3. RESULTADOS 46
3.1 Resumo geral dos resultados 46
3.2 Descrição do VWC 47
3.3 Efeitos pós-fogo no VWC 49
3.4 Efeitos da seca de 2015/2016 no VWC 50
3.5 Efeito indireto da vegetação no VWC 53
3.6 Modelo 54
3.7 Descrição da vegetação 55
4. DISCUSSÃO 56
5. CONCLUSÃO 60
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 60

RESUMO GERAL

Variações na umidade do solo representa um importante fator que pode afetar as trajetórias das florestas tropicais impactadas por distúrbios. Nas florestas de transição Amazônia–Cerrado, os incêndios florestais e os eventos de secas extremas têm ocorrido com maior intensidade e frequência nas últimas décadas, mas ainda sabemos pouco sobre como estas mudanças estão associadas à possíveis variações na umidade do solo. Para melhor entender este processo, avaliamos o impacto pós–fogo sobre o conteúdo de água no solo (*Volumetric Water Content* - VWC) em um experimento de queimadas controladas constituído por três parcelas: uma queimada a cada três anos (2004 a 2010), uma queimada anualmente (2004 a 2010), e uma controle. Nossa coleta de dados compreendeu o período de 2010 a 2018, o que tornou possível avaliar o impacto da seca extrema de 2015/2016 sobre a umidade do solo. Para estimarmos a umidade do solo, utilizamos dois métodos: refletômetro no domínio do tempo (*Time Domain Reflectometry* – TDR) até 8 m e resistividade até ~22 m de profundidade, sendo ambos os métodos calibrados pela técnica de quantificação do teor de umidade gravimétrica. Testamos as hipóteses de que (H1) as parcelas queimadas apresentam maior umidade no solo nos primeiros anos pós-fogo (entre 2011 e 2012) e uma redução nos anos seguintes, e (H2) o evento extremo de seca (entre 2015 e 2016) causou um maior déficit hídrico no solo das parcelas queimadas em relação a parcela controle. Nossos resultados mostraram bom ajuste com o TDR (r^2: 0,8) e razoável para a resistividade (r^2: 0,4), que se limitou até 3 m. A umidade do solo pós–fogo não diferiu do registrado na parcela controle ao longo do período estudado (H1). Por outro lado, a redução causada pela seca na umidade do solo foi mais intensa nas parcelas queimadas (H2), exigindo maior tempo para recarregar a água do solo. Além disso, nas três parcelas foi observado maior uso de água do solo no período de seca e ele atingiu o solo profundo (8 m), sugerindo aumento das condições estressantes da seca sazonal para a vegetação. Nossos resultados indicam que a combinação dos incêndios florestais com os eventos de secas extremas, pode resultar em abruptas reduções na umidade do solo sob as florestas de transição, aumentando assim, as incertezas sobre capacidade de recuperação.

Palavras-chave: extremos climáticos, incêndios florestais, resistividade, *time domain reflectometry*.

ABSTRACT

Variations in soil moisture represent an important factor that can affect the trajectories of tropical forests impacted by disturbances. In the Amazon-Cerrado transitional forests, forest fires and extreme drought events have occurred with greater intensity and frequency in recent decades, but we still know little about how these changes are associated with possible variations in soil moisture. To better understand this process, we evaluated the post-fire impact on soil water content (Volumetric Water Content - VWC) in a controlled burn experiment consisting of three plots: one burn every three years (2004 to 2010), one burn annually (2004 to 2010), and one control. Our data collection comprised the period from 2010 to 2018, which made it possible to evaluate the impact of the extreme drought of 2015/2016 on soil moisture. To estimate the soil moisture, we used two methods: time domain reflectometer (TDR) up to 8 m and resistivity up to ~22 m depth, both methods being calibrated by the gravimetric moisture content quantification technique. We tested the hypotheses that (H1) the burnt plots have higher soil moisture in the first years after fire (between 2011 and 2012) and a reduction in the following years, and (H2) the extreme drought event (between 2015 and 2016) caused a greater water deficit in the soil of the burnt plots compared to the control plot. Our results showed a good fit with the TDR (r^2: 0.8) and reasonable for resistivity (r^2: 0.4), which was limited to 3 m. The post-fire soil moisture did not differ from that recorded in the control plot throughout the study period (H1). On the other hand, the reduction caused by drought in soil moisture was more intense in the burnt plots (H2), requiring more time to recharge the soil water volume. In addition, on the three plots greater soil water use was observed in the dry season and it reached the deep soil (8 m), suggesting an increase in the stressing conditions of the seasonal drought for vegetation. Our results indicate that the combination of forest fires and extreme drought events can result in abrupt reductions in soil moisture under transitional forests, thus increasing uncertainties about recovery capacity.

Keywords: climate extremes, forest fires, resistivity, time domain reflectometry.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A umidade do solo desempenha um papel crucial na manutenção e funcionamento dos ecossistemas terrestres (Entekhabi et al., 1996; Severinatne et al., 2010; Robinson et al., 2008). Ela funciona como recurso para a biota e como fator determinante para processos abióticos na superfície da Terra, na atmosfera e no próprio solo (D'Odorico et al., 2010). A dinâmica da umidade do solo é controlada pelos padrões climáticos, pelas propriedades do solo, pelo relevo, e pela biota (vegetação, animais e microrganismos) (Rodríguez-Iturbe e Porporato, 2005; Severinatne et al., 2010). Dentre estes fatores, a vegetação desempenha um papel fundamental, pois interliga os ciclos do carbono e da água e o balanço de energia da superfície através da regulação estomática. Basicamente, enquanto os estômatos estão abertos para a fotossíntese, a planta transpira a água que absorveu do solo em decorrência da demanda evaporativa da atmosfera (Xianwei et al., 2020). Esse retorno de umidade para a atmosfera resfria a superfície (Dolman e Jeu, 2010), e mantém o dossel com uma temperatura ideal para o metabolismo. Assim, mesmo sendo uma pequena fração do ciclo hidrológico terrestre, mudanças na umidade do solo têm diversas implicações meteorológicas, climatológicas e hidrológicas (p. ex. monitoramento e o impacto das secas). Compreender as implicações da umidade do solo na superfície significa melhorar nosso entendimento do ciclo do carbono, do próprio ciclo hidrológico e do balanço de energia. No entanto, por ser o resultado de uma síntese de fatores e retroalimentação (*feedbacks*) associados, a umidade do solo apresenta uma grande variabilidade espaço-temporal, o que torna seu monitoramento algo desafiador.

A umidade do solo é uma variável chave para entender as florestas tropicais e o ciclo do carbono. Grande parte das chuvas que caem na região sul da Bacia Amazônica, por exemplo, são provenientes da própria transpiração da floresta e da evaporação das superfícies complexas da floresta (Salati et al., 1979; Spraklen et al., 2012; Lovejoy e Nobre, 2019). A outra parte está atrelada a umidade vinda do Oceano Atlântico (Marengo & Espinoza, 2015). Essa capacidade de recarregar a umidade da atmosfera, até mesmo nos meses de seca, é devido à capacidade das árvores em absorver água nos solos profundos e da redistribuição hidráulica ascendente, facilitada pelo sistema radicular, que move a umidade para as camadas mais rasas do solo (Nepstad et al., 1994; Lee et al., 2005; Oliveira et al., 2005). Entretanto, os incêndios florestais, que são potencializados pelo desmatamento e a fragmentação, e os eventos de secas severas são os principais fatores que degradam a estrutura e o funcionamento das florestas do sul da Amazônia (Brando et al., 2014, 2019, 2020, Silvério et al., 2019). A sinergia destes fatores pode levar à interrupção desse mecanismo de

retroalimentação da umidade do solo e a atmosfera. No entanto, as incertezas ainda são grandes quanto ao impacto sinérgico dos incêndios florestais e dos eventos de secas sobre a umidade do solo em múltiplas escalas.

Em escala local, experimentos de exclusão de chuva no Pará mostraram que a redução da umidade do solo promoveu um forte declínio da biomassa florestal (Nepstad et al., 2007; Brando et al., 2008). Esses experimentos, entretanto, simularam apenas a redução na umidade do solo, além de ocorrerem em regiões de elevado índice pluviométrico (Alvarez et al., 2013). As florestas transicionais no sul da Amazônia, além de experimentarem menor precipitação e um maior *Maximum Climatological Water Deficit* (MCWD) (Malhi et al., 2015), parte dessa chuva é dependente da evapotranspiração ocorrida ao norte da Bacia (Lovejoy e Nobre, 2018, 2019). Isso pode aumentar a vulnerabilidade dessas florestas frente às mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra. Entretanto, a compreensão dos efeitos na umidade do solo superficial e profundo ainda é escassa em escala local para as florestas de transição. Em relação ao fogo, apesar da grande mudança na estrutura da vegetação com a mortalidade de árvores e o recobrimento vegetativo pós-fogo (Brando et al., 2019), o impacto direto dos incêndios florestais na umidade do solo em escala local também não é muito compreendido. Essas incertezas podem ser reduzidas com experimentos de longa duração que monitorem o impacto dos incêndios florestais e dos eventos de secas extremas na umidade do solo sob florestas de transição Amazônia–Cerrado.

1.1 Monitoramento da umidade do solo

O monitoramento da umidade do solo ao longo do tempo é uma importante ferramenta para avaliação dos processos que interliga o solo, a vegetação e a atmosfera. Este monitoramento pode ser feito em diferentes escalas espaciais e temporais. As escalas espaciais podem ser de nível global, regional, de captação, local e pontual (Babaeian et al., 2019). A variação temporal pode abranger da escala de minutos à escala de décadas. Ambas as variações são comuns e extremamente importantes no entendimento do regime hídrico do solo. Por exemplo, uma significante variação espacial pode ocorrer na umidade do solo em poucos metros, o que torna desafiador sua a acurácia em larga escala com medições pontuais (Vereecken et al., 2014; Babaeian et al., 2019). Em nossa pesquisa, utilizamos medições pontuais para validarmos medições em escala de local (Figura 1). Em escala pontual utilizamos as medidas de gravimetria (*Gravimetric Water Content*, GWC) e de sensores que

emitem pulsos eletromagnéticos (*Time Domain Reflectometry*, TDR), enquanto na escala local utilizamos a técnica de corrente direta ou resistividade.

A estimativa de umidade do solo pelo método TDR baseia-se no tempo de reflexão de um pulso eletromagnético que passa pelo solo através de sondas preposicionadas (Topp et al., 1980; Cerny, 2009). Como a permissividade da água é bem maior do que a matriz física e o ar do solo, o atraso no tempo de reflexão está fortemente relacionado ao conteúdo de água no solo (Topp et al., 1980). Ou seja, um solo mais úmido, geralmente, apresentará maior tempo de retorno do pulso eletromagnético. Essa relação física geralmente proporciona um bom ajuste entre o tempo de reflexão e o conteúdo de água no solo (Volumetric Water Content - VWC), e faz com que o método de TDR seja considerado até mesmo como método de referência (Topp, 2003).

O método de corrente direta (resistividade) consiste na emissão de uma corrente elétrica artificial no solo através de uma diferença de potencial elétrico. Essa corrente elétrica é guiada por eletrodos de corrente, onde a tensão resultante é medida por outros eletrodos potenciais. Como a matriz física e o ar do solo são fracos condutores de eletricidade, o fluxo ordenado de elétrons apresentará maior dificuldade em percorrer um solo seco (Samoulian et al., 2005). Isso significa que, por esse caráter eletrolítico, solos mais úmidos facilitam o fluxo de elétrons, diminuindo a resistividade. Entretanto, outras propriedades (ex. granulometria, porosidade) e estados do solo (temperatura do solo) também afetam a resistividade do solo (Daily et al., 2005; Samoulian et al., 2005).

Apesar do TDR ter um alcance espacial horizontal limitado, sua instalação permanente no solo superficial e profundo, aliado à sua resolução temporal, se apresenta como uma poderosa ferramenta para estimar a umidade do solo com importante alcance vertical (maior profundidade da coluna do solo). Enquanto a resistividade pode cobrir ambos os aspectos da resolução espacial no solo (vertical e horizontal), dependendo da constituição do solo, sua profundidade de investigação pode ser limitada (Daily, 2005). Além disso, caso não esteja instalada de forma permanente, a resolução temporal da resistividade se torna bem menor em relação ao TDR. Devido às vantagens e limitações de cada método, a integralização de ambos se faz imprescindível para entendermos o comportamento da umidade do solo sob florestas de transição Amazônia–Cerrado.

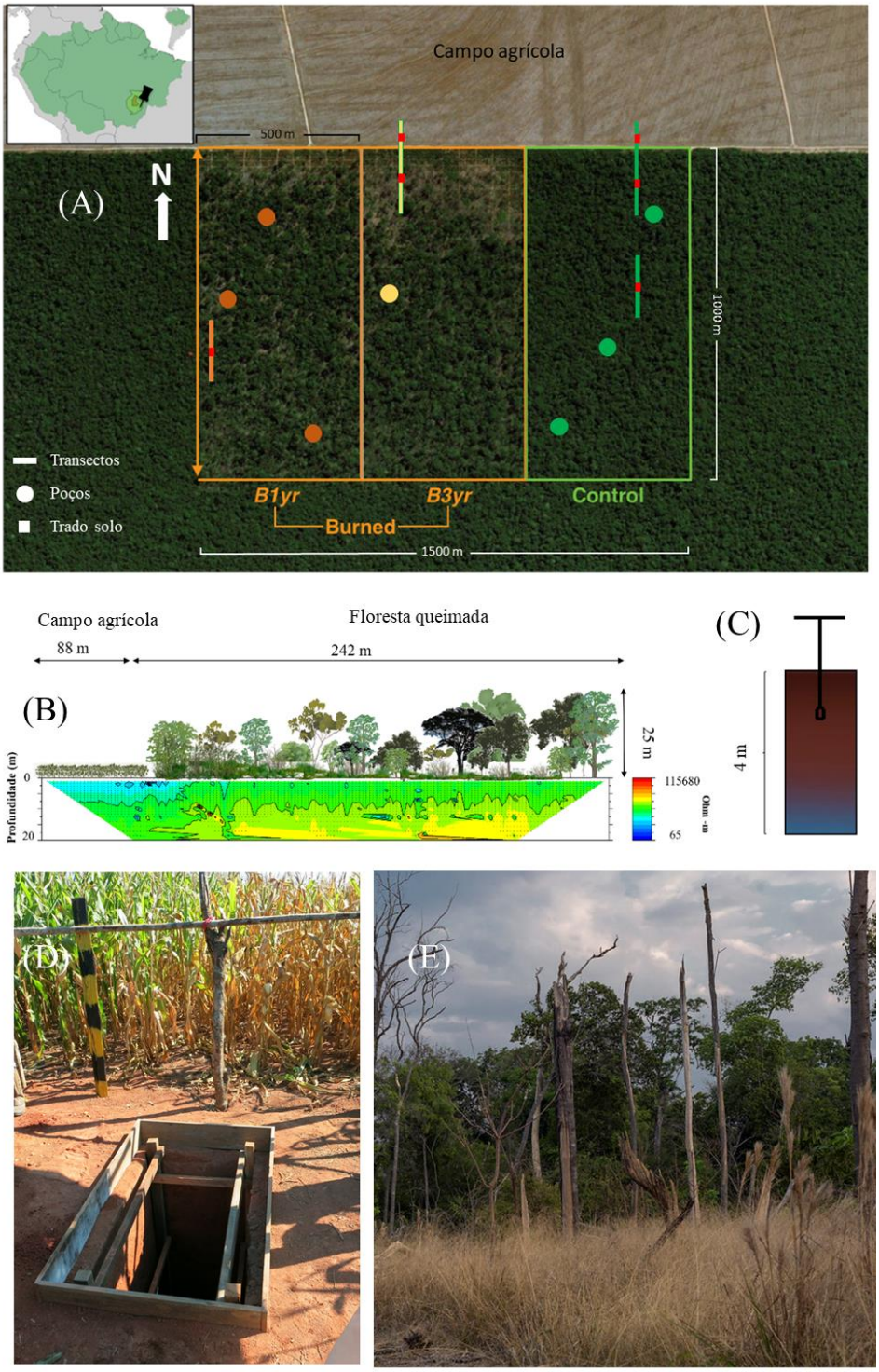


Figura 1. Monitoramento da umidade do solo no experimento de queima controlada no sudeste da Amazônia. **A**: localização da área de estudo. Os poços (círculos) estimam a umidade do solo até 8 m de profundidade. A coleta de solo com o trado (quadrado vermelho nos transectos) para o método GWC em cada transecto de resistividade é realizada até 4 m de profundidade. Nos transectos longos (posicionados tanto na área agrícola quanto na floresta) são coletados umidade pelo trado nos dois ambientes. O painel A foi adaptado de Nobrega et

al. (2019). **B**: perfil de resistividade aparente no transecto longo, perfazendo parte do campo agrícola e parte da floresta na mesma medida. **C**: esquema de coleta por trado de umidade do solo até 4 m para calibrar a resistividade do solo. **D**: poço profundo perfurado antes da instalação permanente das sondas do TDR. **E**: mudança na estrutura da vegetação após 4 anos do término da queima controlada (em 2014), com destaque para árvores mortas, redução da cobertura vegetal e a presença de gramíneas.

Estrutura da tese

Essa tese está organizada em dois capítulos. Devido à grande heterogeneidade espaço-temporal da umidade do solo, em nosso primeiro capítulo (*Estimativa de água do solo sob floresta transicional do sudeste amazônico por dois métodos geofísicos*) validamos o uso de dois métodos indiretos na estimativa da umidade do solo: TDR e resistividade. Além disso, destacamos o efeito pós-fogo e da seca na resistividade e permissividade do solo. Comentamos sobre a complementaridade entre os dois métodos para estimar a umidade do solo. Mostramos ainda que a umidade do solo é satisfatoriamente predita pelos modelos de resistividade e TDR. Por fim, fornecemos comentários sobre as limitações da resistividade em nossos solos, assim como sugestões de melhoria para futuras pesquisas.

No segundo capítulo (*Seca e fogo como vetores de mudanças na disponibilidade hídrica do solo sob floresta de transição Amazônia–Cerrado***)** evidenciamos o impacto pós-fogo e do evento de seca (2015-2016) na umidade do solo. Também olhamos a relação da umidade do solo assim como seu impacto indireto na vegetação. Utilizamos a umidade obtida pelo método de TDR até 8 m de profundidade. No geral, os dois capítulos fornecem perspectivas interessantes sobre o comportamento da umidade do solo sob florestas transicionais Amazônia-Cerrado. O primeiro capítulo evidencia um comportamento geoelétrico no subsolo em nossa área de estudo, enquanto o segundo capítulo reforça a grande importância da umidade do solo profundo para a manutenção e recuperação da floresta amazônica frente à degradação imposta pelos vetores do fogo e seca.

Qualificação do problema estudado

Há décadas a região sul e leste da Amazônia vem sofrendo uma intensa degradação antrópica (Coe et al., 2017; Macedo et al., 2012; Marques et al., 2019). Essa degradação se baseia no desmatamento, seguido dos incêndios florestais com o intuito de limpeza das áreas para pastagens e agricultura. Aliado a essa degradação e a fragmentação, os eventos de secas extremas estão mais frequentes na região em função das mudanças climáticas, o que também contribui para um aumento do estresse sobre a floresta (Bonan, 2008). Parte dessas florestas a

montante da Bacia do Rio Xingu, as florestas de transição entre a Amazônia e o Cerrado (Marques et al., 2019), são importantes para entendermos como estes fatores de degradação afetam a dinâmica da vegetação e os limiares entre esses dois biomas (Torello-Raventos et al., 2013). Algumas questões sobre estes aspectos continuam abertas como, por exemplo, se um possível declínio da umidade do solo associado aos eventos de seca poderia impactar o funcionamento dessas florestas de transição. Além disso, ainda não sabemos se tais impactos seriam mais intensos em florestas de transição já degradadas pelo fogo em relação a florestas primárias. Isto torna a umidade do solo uma variável chave para o entendimento da dinâmica de biomassa, bem como para a avaliação da recuperação das florestas após distúrbios.

Para ajudar a entender estas questões, em 2010 um projeto coordenado pelo IPAM, o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, instalou equipamentos de medição da umidade do solo em uma floresta de transição entre a Amazônia e o Cerrado que foi submetida a queima experimental entre 2004 e 2010 (Figura 1). Esse experimento consistiu em queimar de forma controlada duas parcelas de floresta (50 ha) entre 2004 e 2010 e comparar com uma parcela controle com mesma dimensão. Uma das parcelas foi queimada trienalmente (B3yr), sendo em 2004, 2007 e 2010. A outra parcela foi queimada anualmente durante esse período, com exceção do ano de 2008. O ano de 2010 foi o último do experimento da queima controlada e foi o início do monitoramento da umidade do solo com os métodos TDR, Corrente Direta (resistividade) e o GWC (trado).

Os resultados do experimento do fogo mostraram que devido ao fato dessas florestas de transição não estarem adaptadas aos incêndios florestais, esse evento causou uma expressiva mudança na estrutura e funcionamento dessa vegetação, com elevada mortalidade de árvores (Balch et al. 2008, 2011, Brando et al. 2014, Balch et al., 2015). Uma das principais consequências relacionada ao fogo foi a redução do índice de área foliar (*Leaf Area Index*, LAI) devido à perda de cobertura vegetal causada pela grande mortalidade de árvores (Brando et al. 2019). Com a diminuição do LAI, é esperado que ocorra uma mudança no balanço hídrico do solo em escala local em função da redução na taxa de transpiração. Entretanto, o grau de alteração na umidade do solo sob essa vegetação ainda não é bem compreendido.

Neste contexto, o fogo se tornou nosso primeiro fator de degradação a ser avaliado. Mais precisamente, o *feedback* entre o recobrimento pós-fogo e a umidade do solo em parcelas que tiveram diferentes regimes temporais de queima. No entanto, dentro do intervalo de medição (2010 a 2018), ocorreu um evento de seca extrema na região Amazônica (2015/2016), associado a um aumento anômalo da temperatura do oceano pacífico sul (Enso -

El Niño) (Marengo et al., 2018). Isso nos possibilitou avaliarmos o efeito combinado do evento de seca com o pós-fogo na umidade do solo em escala local.

As medidas de umidade do solo podem envolver diferentes escalas espaciais e temporais. Cada escala pode abranger e capturar diferentes níveis de variabilidade de informação da umidade do solo. Além disso, cada técnica tem seu próprio suporte espacial/temporal e um grau de incerteza associado (Babaeian et al., 2019). Nessa pesquisa, utilizamos os métodos refletômetro (TDR) e de Corrente Direta (resistividade) para estimarmos a umidade do solo superficial e profundo. Por se tratar de um experimento de longa duração, a escala temporal das medições foi consistente e suficiente para avaliarmos os efeitos interanuais e sazonais da umidade do solo. No espectro espacial, nossos instrumentos mensuraram a umidade do solo em nível pontual (TDR) e local (resistividade). Contudo, uma das principais vantagens desses dois métodos foi à obtenção da umidade do solo em maiores profundidades.

Um dos principais fatores que permitem que as florestas da Amazônia mantenham seu dossel fisiologicamente ativo durante a estação seca é a absorção de umidade no solo profundo (Nepstad et al., 1994). A importância da dinâmica da umidade do solo profundo justifica então a necessidade de um aumento na resolução vertical da coluna do solo. Por fim, nossos instrumentos permitiram capturar os possíveis efeitos pós–fogo e do evento de seca de 2015/2016 na umidade do solo superficial e profundo, além de avaliarmos seu impacto na vegetação.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

BABAEIAN, E.; SADEGHI, M.; JONES, S. B.; et al. Ground, Proximal, and Satellite Remote Sensing of Soil Moisture. **Reviews of Geophysics**, v. 57, n. 2, p. 530–616, 2019.

ALCH, J. K.; BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; et al. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale Burn Experiment. **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 893–905, 2015.

BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; et al. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 68–77, 2011. Elsevier B.V.

BALCH, J. R. K.; NEPSTAD, D. C.; BRANDO, P. M.; et al. Negative fire feedback in a

transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2276–2287, 2008.

BONAN, G. B.; DONEY, S. C. Climate, ecosystems, and planetary futures: The challenge to predict life in Earth system models. **Science**, v. 359, n. 6375, 2018.

BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347 LP – 6352, 2014.

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; DAVIDSON, E. A.; TRUMBORE, S. E.; RAY, D. Drought effects on litterfall , wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest : results of a throughfall reduction experiment. , , n. February, p. 1839–1848, 2008.

BRANDO, P. M.; SILVÉRIO, D.; MARACAHIPES-SANTOS, L.; et al. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO2 and H2O fluxes. **Global Change Biology**, v. 25, n. 9, p. 2855–2868, 2019.

BRANDO, P. M.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; et al. The gathering firestorm in southern Amazonia. **Science advances**, v. 6, n. 2, 2020. American Association for the Advancement of Science.

ČERNÝ, R. Time-domain reflectometry method and its application for measuring moisture content in porous materials: A review. **Measurement**, v. 42, n. 3, p. 329–336, 2009.

COE, M. T.; BRANDO, P. M.; DEEGAN, L. A.; et al. The Forests of the Amazon and Cerrado Moderate Regional Climate and Are the Key to the Future. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n. June, 2017.

DAILY, W.; RAMIREZ, A.; BINLEY, A.; LABRECQUE, D. 17. Electrical Resistance Tomography—Theory and Practice. **Near-Surface Geophysics**. p.525–550, 2005. Society of Exploration Geophysicists.

D'ODORICO, P.; LAIO, F.; PORPORATO, A.; et al. Ecohydrology of terrestrial ecosystems. **BioScience**, v. 60, n. 11, p. 898–907, 2010.

DOLMAN, A. J.; DE JEU, R. A. M. Evaporation in focus. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 5, p. 296, 2010. Nature Publishing Group.

ENTEKHABI, D.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.; CASTELLI, F. Mutual interaction of soil moisture state and atmospheric processes. **Journal of Hydrology**, v. 184, n. 1–2, p. 3–17, 1996.

LEE, J.-E.; OLIVEIRA, R. S.; DAWSON, T. E.; FUNG, I. Root functioning modifies seasonal climate. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 49, p. 17576–17581, 2005.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, p. 1–2, 2018.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point: Last chance for action. **Science Advances**, v. 5, n. 12, p. 4–6, 2019.

MACEDO, M. N.; DEFRIES, R. S.; MORTON, D. C.; et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341 LP – 1346, 2012.

MALHI, Y.; DOUGHTY, C. E.; GOLDSMITH, G. R.; et al. The linkages between photosynthesis, productivity, growth and biomass in lowland Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 21, n. 6, p. 2283–2295, 2015.

MARENGO, J. A.; SOUZA, C. M.; THONICKE, K.; et al. Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, n. December, p. 1–21, 2018.

MARQUES, E. Q.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; et al. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1501–1517, 2020. Springer Netherlands.

NEPSTAD, D. C.; DE CARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; et al. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, n. 6507, p. 666–669, 1994.

NEPSTAD, D. C.; TOHVER, I. M.; DAVID, R.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, 2007.

OLIVEIRA, R. S.; DAWSON, T. E.; BURGESS, S. S. O.; NEPSTAD, D. C. Hydraulic redistribution in three Amazonian trees. **Oecologia**, v. 145, n. 3, p. 354–363, 2005.

ROBINSON, D. A.; CAMPBELL, C. S.; HOPMANS, J. W.; et al. Soil Moisture Measurement for Ecological and Hydrological Watershed-Scale Observatories: A Review. **Vadose Zone Journal**, v. 7, n. 1, p. 358–389, 2008.

SALATI, E.; DALL'OLIO, A.; MATSUI, E.; GAT, J. R. Recycling of water in the Amazon Basin: An isotopic study. **Water Resources Research**, v. 15, n. 5, p. 1250–1258, 1979.

SAMOUËLIAN, A.; COUSIN, I.; TABBAGH, A.; BRUAND, A.; RICHARD, G. Electrical resistivity survey in soil science: A review. **Soil and Tillage Research**, v. 83, n. 2, p. 173–193, 2005.

SENEVIRATNE, S. I.; CORTI, T.; DAVIN, E. L.; et al. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 99, n. 3–4, p. 125–161, 2010. Elsevier B.V.

SILVÉRIO, D. V; BRANDO, P. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; et al. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667, 2019.

SPRACKLEN, D. V.; ARNOLD, S. R.; TAYLOR, C. M. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 282–285, 2012.

TOPP, G. C. State of the art of measuring soil water content**. Hydrological Processes**, v. 17, n. 14, p. 2993–2996, 2003.

TOPP, G. C.; DAVIS, J. L.; ANNAN, A. P. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. **Water Resources Research**, v. 16, n. 3, p. 574–582, 1980.

TORELLO-RAVENTOS, M.; FELDPAUSCH, T. R.; VEENENDAAL, E.; et al. On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. **Plant Ecology and Diversity**, v. 6, n. 1, p. 101–137, 2013.

VEREECKEN, H.; HUISMAN, J. A.; PACHEPSKY, Y.; et al. On the spatio-temporal dynamics of soil moisture at the field scale. **Journal of Hydrology**, v. 516, p. 76–96, 2014. Elsevier B.V.

CAPÍTULO 1 – ESTIMATIVA DE ÁGUA NO SOLO EM UMA FLORESTA TRANSICIONAL DO SUDESTE AMAZÔNICO POR DOIS MÉTODOS GEOFÍSICOS

Esse capítulo será submetido para publicação no periódico Environmental Earth Sciences

RESUMO

A umidade do solo desempenha um importante papel na dinâmica da vegetação e nos processos climáticos da superfície. Sua grande heterogeneidade espaço–temporal, enfatiza a importância de diferentes técnicas para mensurar o conteúdo de água do solo em florestas da Amazônia que sofreram distúrbios como seca e fogo. Nesta perspectiva, este trabalho teve dois objetivos: (i) avaliar a eficácia do uso da técnica de Reflectometria no Domínio do Tempo (*Time Domain Reflectometry* - TDR) e de Corrente Direta (*Direct Current* - DC) para estimar o conteúdo volumétrico de água no solo (VWC), e (ii) avaliar os efeitos pós–fogo e da seca de 2015/2016 na permissividade e resistividade do solo sob uma floresta intacta e uma floresta que foi queimada anualmente (entre 2004 a 2010) no sudeste amazônico. Os dois métodos foram validados pelo VWC obtido pelo método de conteúdo de umidade por gravimetria (*Gravimetric Water Content* - GWC). Os resultados indicaram que a relação entre o VWC e a resistividade se torna menor com o aumento da profundidade do solo, mas houve boa predição aos 2 (r2: 0,42) e 3 (r2: 0,3) metros. Além disso, a resistividade apresenta um alcance espacial de mais de 100 m de extensão. Parte da diminuição dessa relação pode estar atrelada a baixa concentração iônica da solução do solo. Por outro lado, a estimativa do VWC pelo TDR apresentou uma forte e clara relação até 8 m de profundidade (~ r2: 0,8). Em áreas afetadas pelo fogo e em anos de seca a resistividade foi 13% (270 Ωm) e 28% (724 Ωm) maior, respectivamente (até 4 m de profundidade), enquanto a permissividade diminuiu, respectivamente, em 0,2% (0,4 k_a) e 0,3% (0,5 k_a) até 8 m de profundidade. Por fim, ambos os métodos, com diferentes resoluções espaciais, se mostraram complementares em estimar a umidade do solo sob florestas de transição Amazônia Cerrado, mesmo as que tenha sofrido distúrbios.

Palavras-chave: reflectometria no domínio do tempo, resistividade, solo profundo, floresta de transição.

ABSTRACT

Soil moisture plays an important role in the dynamics of vegetation and the climatic processes of the surface. Its great space-time heterogeneity emphasizes the importance of different techniques to measure the water content of the soil in Amazonian forests that have suffered disturbances such as drought and fire. From this perspective, this work had two objectives: (i) to evaluate the effectiveness of the use of Time Domain Reflectometry (TDR) and Direct Current (DC) techniques to estimate the volumetric soil water content (VWC), and (ii) to evaluate the post fire and drought effects of 2015/2016 on soil permissiveness and resistivity under an intact forest and a forest that was burned annually (between 2004 and 2010) in the southeast Amazon. Both methods were validated by the VWC obtained by the Gravimetric Water Content (GWC) method. The results indicated that the relationship between the VWC and the resistivity becomes smaller with the increase in soil depth, but there was good prediction at 2 (r2: 0.42) and 3 (r2: 0.3) meters. Moreover, the resistivity presents a spatial range of more than 100 m in length. Part of the decrease in this ratio may be linked to the low ionic concentration of the soil solution. On the other hand, the VWC estimate by TDR presented a strong and clear relation up to 8 m of depth (~ r2: 0.8). In areas affected by fire and in dry years the resistivity was 13% (270 Ωm) and 28% (724 Ωm) higher, respectively (up to 4 m depth), while the permissiveness decreased by 0.2% (0.4 ka) and 0.3% (0.5 ka) to 8 m depth, respectively. Finally, both methods, with different spatial resolutions, proved complementary in estimating soil moisture under transitional Cerrado Amazon forests, even those that have suffered disturbances.

Keywords: time domain reflectometry, resistivity, deep soil, transition forest.

1. INTRODUÇÃO

A umidade do solo, entendida como a porção de água presente na zona não saturada do solo (Hillel, 1998), é considerada um fator chave no ciclo hidrológico por afetar diversos processos e *feedbacks* na interação solo–vegetação–atmosfera (Seneviratne et al., 2010; Entekhabi et al., 1996). O *feedback* da umidade do solo com a Floresta Amazônica desempenha um importante papel no clima e no ciclo do carbono. A transpiração de florestas mantida durante todo o ano, por exemplo, é sustentada pelo fornecimento de água do solo superficial e profundo (Nepstad et al., 1994). Esse processo de retroalimentação está sendo enfraquecido devido ao desmatamento, à fragmentação, aos incêndios florestais, aos eventos de secas e às tempestades de ventos, principalmente no sudeste da Amazônia (Brando et al., 2014, 2019, 2020; Macedo et al., 2012; Nobre et al., 2016; Coe et al., 2017; Silvério et al., 2019).

A importância da umidade do solo profundo no funcionamento dessas florestas enfatiza a profundidade como um dos principais vetores da escala espacial do solo. Assim, métodos que estimam a umidade até no solo profundo são imprescindíveis para entender as respostas dessas florestas de transição frente a esses fatores de degradação. Neste contexto, dois métodos geofísicos ativos se destacam, o método de Reflectometria no Domínio do Tempo (Topp et al., 1980) e a resistividade por Corrente Direta.

O método por corrente direta obtém a resistividade medindo a tensão resultante de uma injeção de corrente elétrica artificial no solo. Um dos principais objetivos em obter a resistividade é correlacioná-la com uma propriedade ou estado do solo (Samouëlian et al., 2005; Michot et al., 2003). Seu carácter eletrolítico, por exemplo, geralmente permite um bom ajuste com a umidade do solo (Friedman, 2005; Samouëlian et al., 2005; Davidson et al., 2011). Entretanto, a resistividade ainda é afetada por outros estados e propriedades do solo em diferentes graus, como a concentração de solutos, a temperatura do solo, os constituintes naturais do solo e o arranjo dos vazios do solo (Sen e Goode, 1992; Hayley et al., 2007; Daily et al., 2005; Samouëlian et al., 2005). Por isso, medidas repetidas no mesmo local ao longo do ano ou em escala interanual garantem a possibilidade da avaliação dos efeitos isolados de propriedades estacionárias e de estados que variam sazonalmente, como a umidade e temperatura do solo (Nijland et al., 2010). Dessas duas variáveis no solo tropical, a umidade do solo varia significativamente em resposta ao padrão de precipitação e à absorção pelo sistema radicular das árvores, tanto na superfície quanto no solo profundo, enquanto a

temperatura varia apenas nos primeiros centímetros do solo. Ainda, a qualidade do ajuste do modelo de inversão da resistividade aparente também constitui como fator limitante da técnica em representar as heterogeneidades do subsolo (Daily et al., 2005; Samouëlian et al., 2005). Apesar da obtenção da resistividade em maior profundidade ser uma das principais vantagens da técnica, a qualidade do sinal pode diminuir com o aumento da profundidade. Além disso, as mudanças no balanço hídrico do solo em relação as mudanças na demografia e estrutura da floresta provocadas pelo fogo são incertas. Logo, não sabemos ao certo se efeito pós-fogo no regime hídrico do solo será refletido na resistividade. As incertezas em relação ao efeito da floresta e aos possíveis ruídos das medições em maiores profundidades podem limitar a relação da resistividade com a umidade do solo.

O TDR se baseia no tempo de emissão e reflexão de um pulso eletromagnético que passa pelo solo através de sondas (Cerny, 2009). Dessa forma, com o tempo de reflexão que ocorre no início e no final da sonda, obtém-se a permissividade do solo (Topp, 2003). A matriz física e o ar do solo apresentam uma permissividade baixa (entre 1 e 6 k') em comparação com a água (~81 k'). Isso significa que quanto maior o tempo de retorno do pulso eletromagnético, maior o conteúdo de água no solo. Essa forte relação entre o tempo de retorno e o conteúdo de umidade geralmente resulta em bons ajustes e parâmetros confiáveis no modelo. Confere também ao TDR ser considerado e usado como método de referência (Topp, 2003), geralmente na ausência de métodos destrutivos. Além da umidade, outras propriedades e estados do solo afetam a permissividade do meio, como a temperatura, salinidade, densidade do solo (Topp et al., 1980). Uma das principais desvantagens do TDR é o pouco volume de solo explorado pelas sondas, geralmente alguns cm^3. Isso pode dificultar captar eventos que atinge em grande escala (Topp, 2003). Entretanto, não é claro sua sensibilidade para capturar mudanças na umidade do solo em decorrência de efeito pós-fogo e evento de seca natural. Contudo, a facilidade em posicionar sondas de forma permanente no solo profundo, aliado a boa resolução temporal, constitui o método como uma poderosa ferramenta no monitoramento do solo tropical.

A resistividade e o TDR precisam ser calibrados quanto ao objetivo de estimar a umidade do solo. Para esse fim, o *Gravimetric Water Content* (GWC) é o único dentro dos métodos direto e constitui-se como referência para a calibração dos métodos indiretos (Topp e Ferre, 2002; Seneviratne et al., 2010). O GWC obtém a massa de água contida no solo através da secagem em estufa. Como os métodos indiretos geralmente obtêm a umidade do solo em volume, é necessário transformar o GWC para volume (Volumetric Water Content - VWC) multiplicando pelo valor de densidade do solo correspondente. Por ser um método

destrutivo e assim não sendo replicável (Topp e Ferre, 2002; Robinson et al., 2008; Seneviratne et al., 2010), o GWC tem algumas limitações para ser utilizado em medições de larga escala.

Devido à grande variabilidade espaço–temporal da umidade do solo e a sua importância para o clima e a vegetação da transição do sul da Amazônia, este trabalho apresentou dois objetivos. O primeiro foi avaliar o uso dos métodos de resistividade e TDR para estimar o VWC em uma floresta transicional do sudeste amazônico intacta e que foi submetida ao fogo experimental entre 2004 e 2010. Nesta etapa, focamos em calibrar a resistividade com a umidade do GWC até 4 m para a resistividade e 8 m para o TDR. O segundo objetivo foi avaliar os efeitos pós–fogo e os anos de seca (2015/2016) na permissividade e resistividade do solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Conduzimos o estudo na Fazenda Tanguro, município de Querência, localizada no nordeste do Estado de Mato Grosso e sudeste da bacia Amazônica (13º 04’ 35.39” S, 52º 23’ 08.85” W), com uma área de 83 mil hectares (Figura 1). Atualmente quase 60 % da área total da fazenda encontra-se preservada com uma vegetação dominante de florestas transicionais entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, com o dossel da vegetação atingindo uma altura média de 20 metros (Nagy et al., 2015; Balch et al., 2008). O restante da fazenda foi convertido primeiramente em pastagem em 1976; posteriormente, em 2000, essas áreas foram cultivadas com soja (Nagy et al., 2015), a principal cultura presente na fazenda atualmente.

A área apresenta uma precipitação anual média e temperatura do ar anual média, para o período de 2008 a 2018, de 1583 mm e 25ºC, respectivamente. O distinto e marcante período de seca da região vai de maio até setembro. Os solos são predominantemente Latossolos, podendo atingir até 15 m de profundidade sem impedimento físico (Balch et al., 2008). A altitude da área fica em média de 354 m dentro de um relevo relativamente plano (média de 8 graus).

A floresta experimental, que é legalmente protegida, foi estabelecida na reserva florestal da fazenda e tem uma dimensão de 150 ha (1.5 km x 1.0 km). Esta área foi dividida em três subáreas de 50 ha cada, seguindo um gradiente temporal de queimada: área controle (B0), queimada trienalmente (B3, anos: 2004, 2007 e 2010) e queimada anualmente (B1, anos: 2004 a 2010, com exceção de 2008) (Balch et al., 2008). Ainda de acordo com os

referidos autores, a borda da floresta inicialmente era coberta por pastagem, mas atualmente se encontra com os plantios intercalados de soja e milho, além de um curto período de solo exposto na entressafra. Neste capítulo, trabalhamos apenas as parcelas controle e a que foi queimada anualmente (B1) para os dados de resistividade, e para o TDR, juntamos as duas parcelas queimadas.

As medidas de umidade do solo se iniciaram em 2010, ano da última queima experimental na floresta. Nas transeções de resistividade, a altura média da vegetação é de 16 m para a floresta intacta e 18 m para a floresta queimada (Figura 2), enquanto em um raio de 10 m dos poços TDR, a altura é 12 m nas duas parcelas. O diâmetro das árvores na altura do peito na resistividade ficou em torno de 12 e 18 cm (média geral), respectivamente para floresta intacta e queimada, enquanto nos poços, 12 e 15 cm.

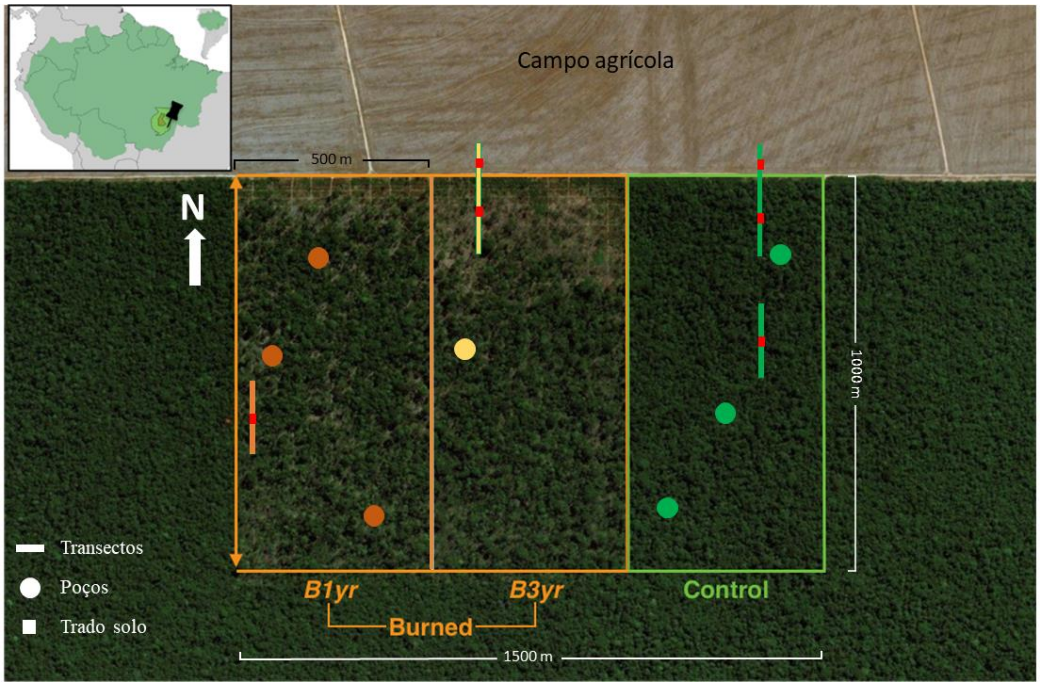


Figura 1. Localização da área de estudo e dos poços com os sistemas de TDR atualmente em funcionamento. Os traços indicam as áreas onde são posicionados os eletrodos para fazer a medida mensal de resistividade do solo — em cada uma dessas medidas é coletado solo com o trado até a profundidade de 4 m para calibração da resistividade. Adaptado de Nobrega et al. (2019).

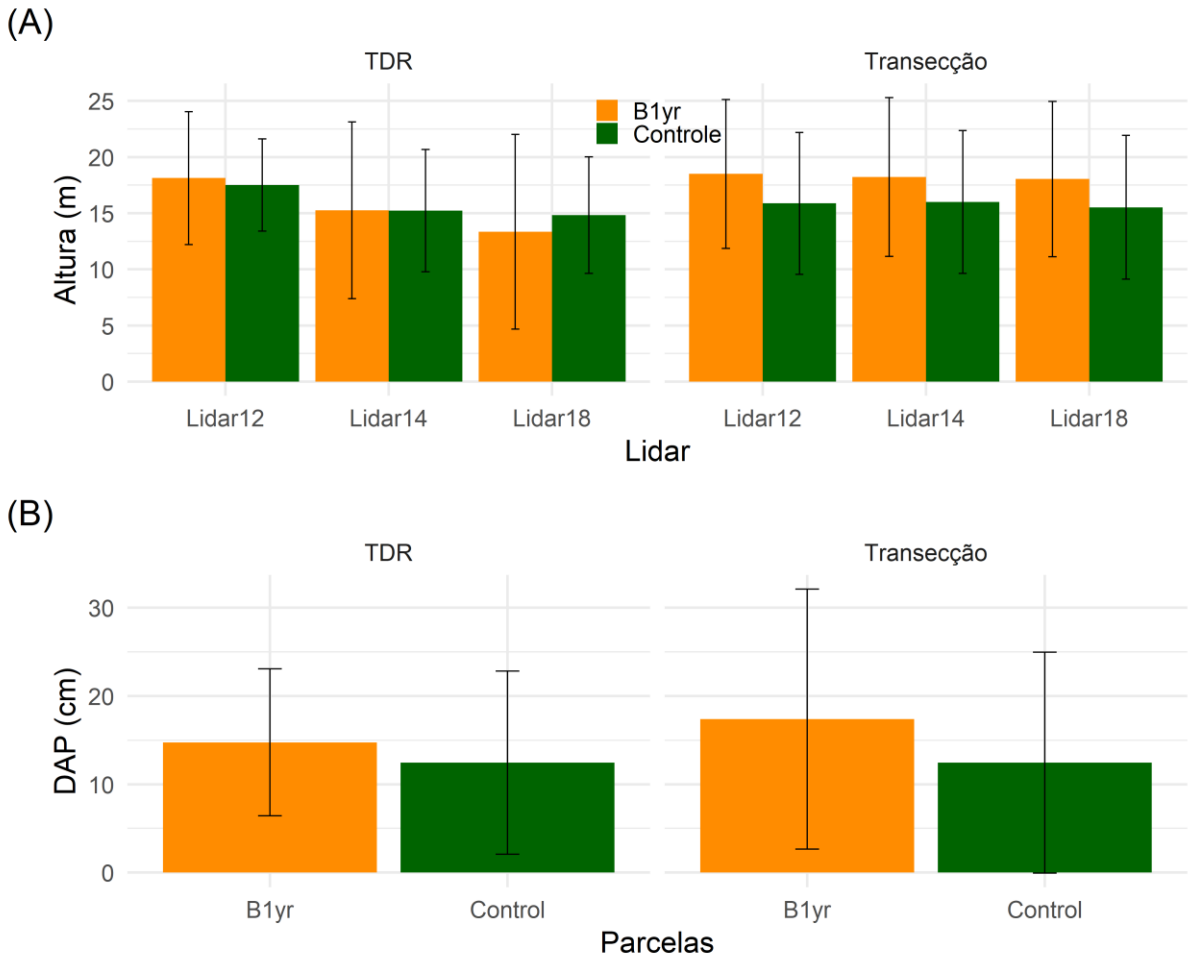


Figura 2. Altura da vegetação obtida pelo Lidar nos anos de 2012, 2014 e 2018 (A), e Diâmetro na Altura do Peito (DAP) obtida por fita métrica (B). A transecção da resistividade consistiu em amostrar 10 m de cada lado da linha de eletrodos, perfazendo um retângulo de 20 x 112 m. Para o TDR um raio de 10 m relação a posição do poço foi estabelecido. Para o DAP foram incluídos todos os indivíduos acima 5 cm.

2.2. Coleta de dados

2.2.1 Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR)

A umidade do solo foi obtida mensalmente entre 0,3 e 8 m de profundidade com o método de refletômetro no domínio do tempo (TDR) (Topp et al., 1980). As sondas foram instaladas nas profundidades de 0,3 m, 0,5 m, 1 m e, posteriormente, espaçados a cada metro (até 8 m). O intervalo das medições compreendeu de 2010 a 2018. A quantidade de poços instalados variou entre as parcelas ao longo do tempo. No primeiro ano do experimento, em 2010, foram instalados apenas dois sistemas de TDR, um na parcela Controle e outro na parcela B1yr. No ano seguinte (2011), foram adicionados mais dois poços em cada um desses

tratamentos (Controle e B1yr), e um poço na B3yr. Um dos poços na Controle desmoronou em 2015 e foi substituído por outro no ano seguinte (Brando et al., 2019). Atualmente a umidade do solo é obtida em seis poços, três na área Controle, dois na B1yr e um na B3yr. Entretanto, não distinguimos os poços entre as duas parcelas queimadas (B1yr e B3yr) e usamos os três poços representando a floresta queimada.

Para os primeiros 30 cm do solo superficial foram inseridos pares de sondas dispostos verticalmente. Entre 0,5 m e 1 m, e posteriormente a cada metro até a profundidade de 8 m (Figura 3A), os pares de sondas foram inseridos horizontalmente nas paredes de cada poço, cerca de 50 cm da parede (perfurados). A curva de calibração utilizada neste trabalho foi derivada das características do próprio solo (Apêndice 1). Assim, antes da instalação das sondas de forma permanente e para cada profundidade, foram coletadas 3 amostras de solo deformadas para o GWC e a densidade do solo, uma na superfície da parede e as outras duas a 15 e 30 cm de profundidade na parede, perfazendo parte do comprimento onde as sondas foram inseridas para a leitura inicial. Com o GWC e a densidade do solo foi calculado o VWC. Posteriormente o VWC foi correlacionado com a permissividade em uma regressão linear. Após finalizar a instalação das sondas, cobrimos a parede final do poço com folhas de plásticos para minimizar um gradiente de evaporação do perfil do solo.

2.2.2 Resistividade

Nesse estudo utilizamos apenas a transecção de resistividade curto, ou seja, posicionado em apenas um ambiente para cada medida mensal. A transecção curta não é posicionada na parcela queimada a cada 3 anos (B3yr), por isso mostramos os dados de resistividade apenas da parcela Controle e da queimada anualmente (B1yr). O transecto da resistividade curto possui um comprimento de 112 m (56 eletrodos espaçados a cada 2 m) (Figura 3B). Em cada medida foi realizada a coleta de amostras de solo com um trado para o GWC nas profundidades de 0,5, 1, 2, 3 e 4 metros para calibração. A configuração dos eletrodos no campo seguiu o método de Schlumberge, conforme equação 1.

$$\rho = \frac{\pi\,(s^2 - a^2\,/\,4)}{a}\,\frac{\Delta V}{I} \qquad (1)$$

Onde: ρ = resistividade aparente resultante do método de Schlumberge, π: 3,1416 — valor de π é utilizado porque a corrente elétrica flui em forma esférica, ou seja, flui em um espaço tridimensional, *s* = distância em metros entre os eletrodos de potenciais e os de correntes, *a* =

distância em metros entre os eletrodos potenciais, ΔV = diferença de potencial elétrico (Volts) e I = intensidade de corrente.

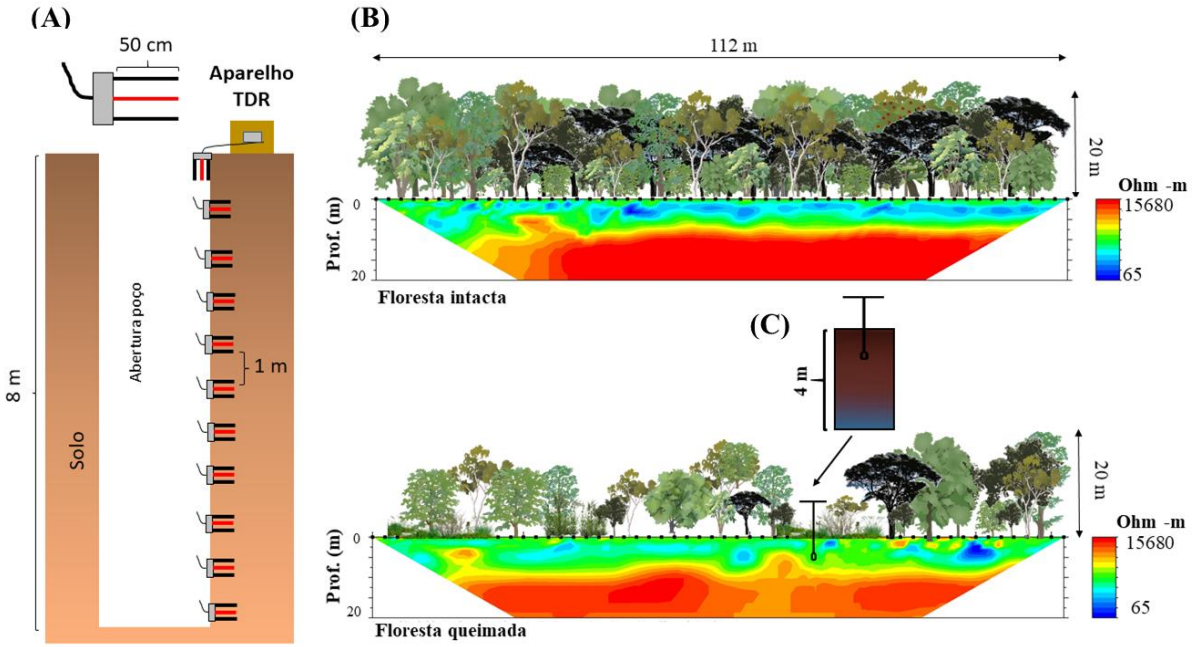


Figura 3. **A**: exemplo da disposição das sondas do TDR nos poços até 8 m. **B**: exemplo do perfil 2D de resistividade aparente e da estrutura da cobertura vegetal para as duas parcelas. Cada ponto negro na superfície é a posição de um eletrodo. **C**: trado usado para coletar solo para o GWC até 4 m.

2.3. Análise de dados

2.3.1 Resistividade

A resistividade aparente obtida no campo foi invertida utilizando o software *Earth Image*. Por se tratar de um modelo, a qualidade do ajuste foi caracterizada pelo Erro de Raiz Quadrada Média (RMSE %) (Eq. 2) e a Soma dos Erros de Dados Ponderados ao Quadrado (L2-Norm) (Eq. 3). Para essas duas medidas de erro, utilizamos valores limiares, sendo para o RMSE % um valor abaixo de 10%, e para o L2-Norm, abaixo de 5. Portanto, aplicamos a remoção dos dados ruidosos quando esses valores ficaram ultrapassados.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{d_i^{Pred} - d_i^{Meas}}{d_i^{Meas}}\right)^2}{N}} \times 100 \qquad (2)$$

Onde: N = número total de medições, d^{Pred} = dados preditos de resistividade e d^{Meas} = dados medidos de resistividade.

$$L2 - Norm = \sum_{i=1}^{N} \left(\frac{d_i^{calc} - d_i^{meas}}{W_i} \right)^2 \quad (3)$$

Onde: N = número de medições, W_i = peso dos dados, d_i^{calc} = dados calculados de resistividade e d_i^{meas} = dados medidos de resistividade.

Além dessas duas medidas de erro, apresentamos o número de interações que ocorrem durante a inversão. Esse número de interação refere-se quantas vezes está sendo aplicado o processo para linearizar (primeira etapa — *loop* externo) e resolver a linearização (segunda etapa — *loop* interno) dos dados não lineares no momento da inversão. O método para resolver o problema não linear é o de Gauss-Newton com uma matriz de sensibilidade. Algumas medidas de resistividade alcançam um modelo adequado com poucas interações. Com isso, definimos como 10 o número de interações, que o *defaut* do software *Earth Image*.

Após a inversão, extraímos esses arquivos (em formato dat) no ambiente de linguagem e programação R (R Core Team, 2019) e os transformamos para o formato csv. Na sequência, utilizamos o método de interpolação Focal para transformar os dados em arquivos rasters, com auxílio do pacote “raster” (Hijmans, 2016). Com cada medida de resistividade mensal em formato raster, organizamos cada valor de resistividade com o valor correspondente de umidade do solo obtido pelo método GWC. Esta última etapa foi para a preparação da análise de regressão.

2.3.2 Análise de regressão

Para a resistividade aplicamos modelos lineares (Eq. 4 a 7) para testarmos o quanto de variabilidade ela explica no VWC. O modelo de resistividade incluiu dados das duas áreas de floresta, no intervalo de 2010 a 2018. Em relação ao TDR, para estimar o quanto de variabilidade real a permissividade do solo explica no VWC, empregamos um modelo linear com o VWC coletado antes da instalação permanente das sondas nos poços (Eq. 8). Desde então, os coeficientes utilizados para transformar a permissividade do solo em VWC são os resultantes do modelo geral, que envolve os dados de todos os poços da floresta intacta e floresta queimada.

$$\theta = \log(\Omega)\, x\ Tratamentos \quad (4)$$

$$\theta = \log(\Omega) + Tratamentos \quad (5)$$

$$\theta = \log(\Omega) \quad (6)$$

$$\theta = \log(\Omega) + Anos\ de\ seca \quad (7)$$

$$\theta = ax^2 + bx + c \quad (8)$$

Onde: θ = conteúdo volumétrico de umidade (cm^3/cm^3), log = logaritmo natural, tratamentos = parcelas de floresta intacta e queimada, ano de seca = anos hidrológicos de seca (2015-2016), e a e b = coeficientes das regressões linear.

A escolha do modelo mais adequado baseou-se, primeiramente, em uma análise gráfica da distribuição dos resíduos e, na sequência, no Critério de Informação de Akaike (AIC) para os diferentes modelos de resistividade, nos valores de R^2 (Eq. 9), de RMSE (%, Eq. 1), Bias (Eq. 10) e PBias (Eq. 11). Além disso, aplicamos para cada modelo linear o teste F para ver sua significância global e o teste t para ver significância para todos os parâmetros estimados do modelo.

$$R^2 = 1 - \left(\frac{SS_r/(n-k)}{SS_t/(n-1)}\right) \quad (09)$$

$$Bias = (O_d - E_d)/\ N \quad (10)$$

$$PBias = \left(\frac{Bias}{\left(\frac{1}{n}\right)\sum O_d}\right) \quad (11)$$

Onde: SS_r = soma dos quadrados dos resíduos, SS_t = soma total dos quadrados, n = tamanho da amostra, k = número de parâmetros no modelo, O_d = dados observados, E_d = dados estimados pelo modelo.

O VWC (Eq. 14) utilizado nos modelos de ambos os métodos consiste na multiplicação do GWC (Eq. 12) pela densidade do solo correspondente (Eq. 13).

$$GWC = \frac{(Peso\ úmido - Peso\ seco)}{Peso\ seco} \times 100 \qquad (12)$$

Onde: *Peso úmido* = peso úmido de campo, *Peso seco* = peso seco em estufa a 105ºC. Para a transformação do GWC para VWC utilizado no modelo, o primeiro não foi transformado em porcentagem.

$$D = \frac{M}{V} \qquad (13)$$

Onde: D = densidade do solo, M = peso da amostra e V (50 cm^3) = volume do recipiente.

$$VWC = GWC_g * D_{g/cm3} \qquad (14)$$

Onde: GWC_g = conteúdo de água termogravimétrico e $D_{g/cm3}$ = densidade do solo.

Aplicamos também uma análise de variância (Anova) nos dados de resistividade e permissividade do solo nas escalas interanual e sazonal, divididas nas profundidades de 0-2, 2-4, 4-9 e 4-10 metros (está última apenas para resistividade). Com isso nossos resultados são apresentados de forma descritiva (nas três profundidades) e por inferência (modelos). Com exceção da inversão da resistividade, todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2020).

3. RESULTADOS

3.1 Eficiências dos dois métodos na estimativa da umidade do solo

Os modelos indicaram melhores ajustes pelo método TDR (R^2 = 0,80) em comparação ao da resistividade (R^2 entre 0,30 e 0,50). Os parâmetros estimados dos modelos, tanto da resistividade quanto do TDR, apresentaram curtos intervalos de confiança e erro padrão. Em relação ao comportamento da resistividade, ambas as parcelas apresentaram valores similares até 4 m de profundidade, mas no solo profundo (4-10 m) a parcela Controle apresentou maiores valores tanto na escala sazonal quanto interanual. No outro espectro, a permissividade do solo não apresentou muita variação e diferenças entre as duas parcelas no período avaliado. Contudo, a permissividade do solo apresentou um claro padrão sazonal. Na profundidade, a resistividade apresentou um aumento geral de 83% da superfície do solo até os quatro metros de profundidade, enquanto a permissividade do solo aumentou apenas 19% da superfície até 8 m de profundidade.

3.2 Modelo

O modelo utilizado para avaliar a eficiência da resistividade elétrica para estimar a umidade do solo apresentou um bom ajuste no solo superficial (Figura 4). A relação entre a resistividade e a umidade do solo apresentou uma grande variabilidade aos 4 m de profundidade, onde a melhor calibração foi alcançada aos 2 m (Figura 4A). O modelo incluindo os dados para até 3 m foi bastante consistente, mas reduziu o poder explicativo em 12%, uma vez que o R^2 passou de 0,42 para 0,3 (Figura 4B). Além disso, a inclusão de ambas as parcelas (queimada e controle) como preditoras para o modelo geral foi necessária, devido à significativa diferença de resistividade e umidade do solo entre ambas as florestas nos primeiros metros. Já a inclusão dos anos de seca como preditores não foi necessária devido à ausência de efeito, o que resultou em um modelo mais parcimonioso (Eq. 5). A curva do modelo superestimou levemente os dados na profundidade de 2 m e subestimou aos 3 m de profundidade. Os curtos intervalos de confiança e baixos valores de erro padrão dos parâmetros estimados respaldam a confiabilidade de ambos os modelos.

A relação entre o VWC e a permissividade do solo obteve um bom ajuste (próximo de 0,8; Figura 5). Os parâmetros estimados do modelo apresentaram curtos intervalos de confiança e erro padrão. No geral, a curva subestimou levemente o VWC do modelo (viés negativo).

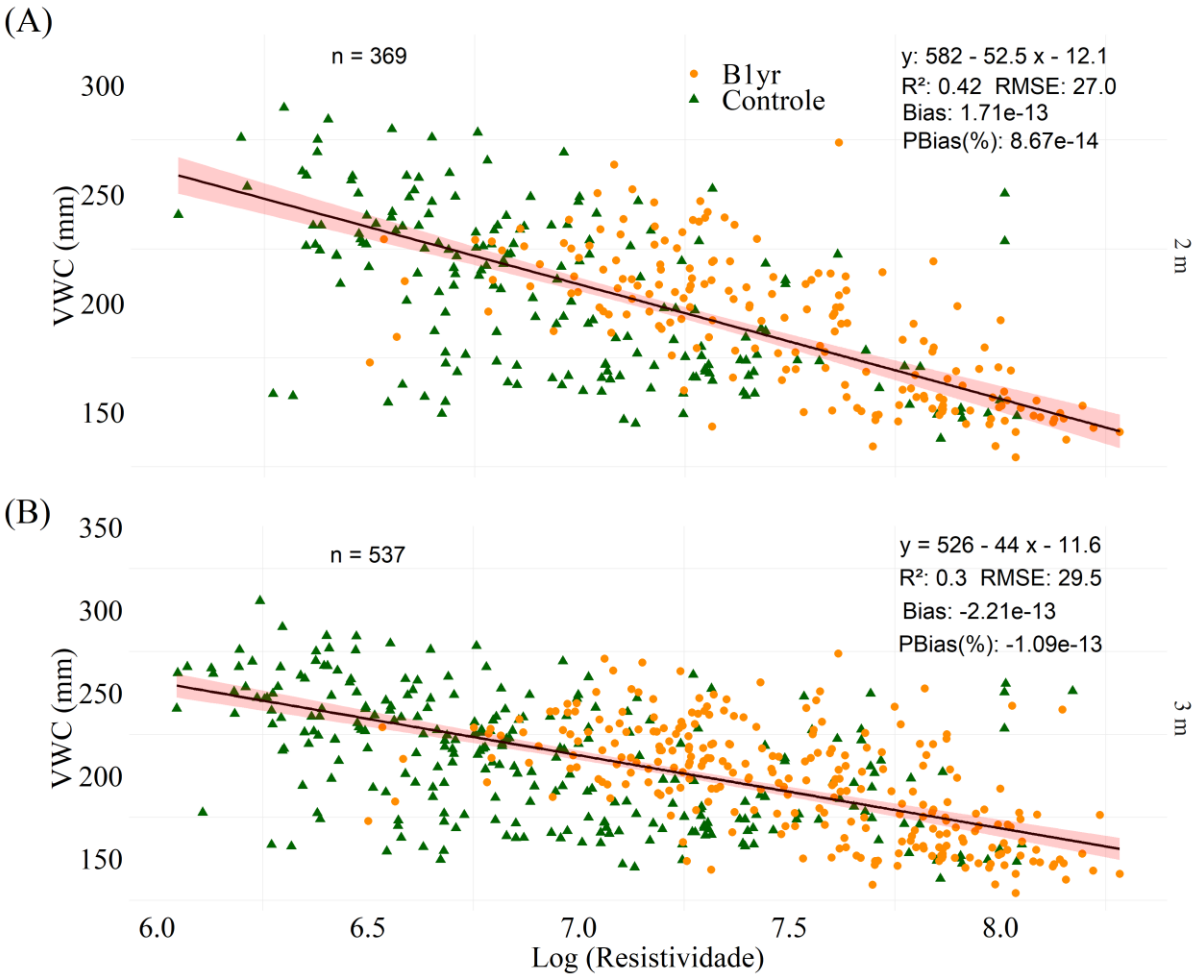


Figura 4. Calibração da resistividade usando o VWC do Gravimetric Water Content de ambos os transectos (floresta intacta e queimada) até 2 m (A) e até 3 m (B). Todos os parâmetros do modelo foram estatisticamente significativos ($p<0,05$). Os dados compreendem o intervalo de 2010 a 2018.

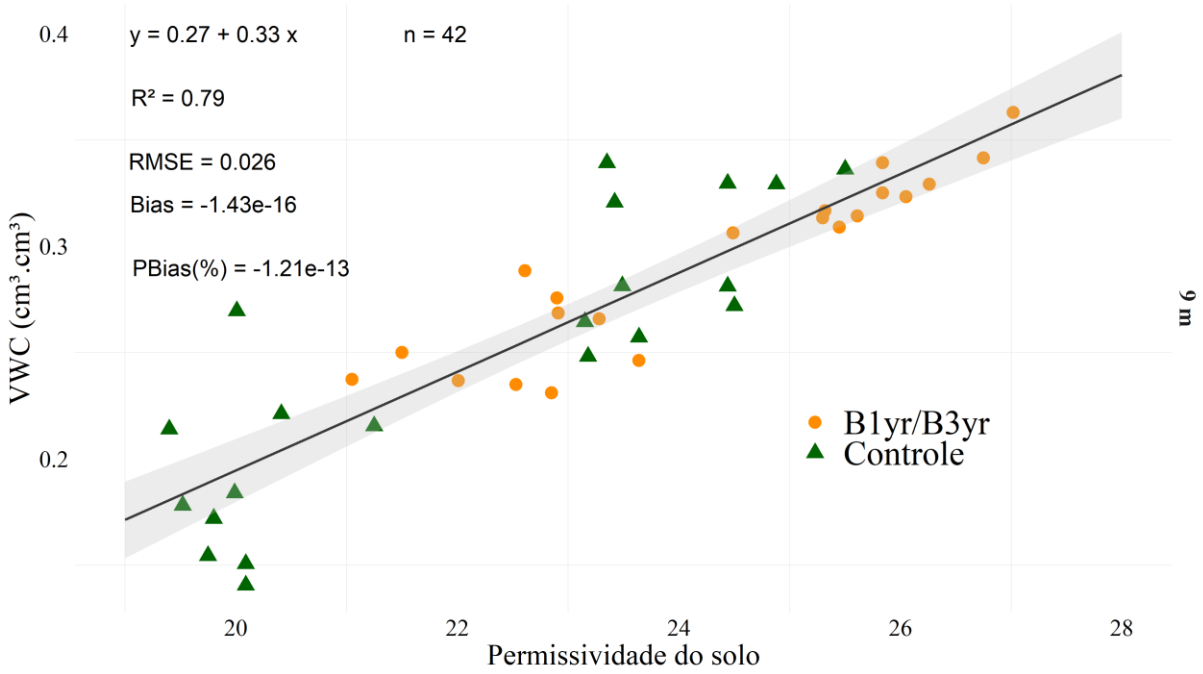


Figura 5. Calibração do VWC em relação a permissividade do solo. Os dados de umidade foram coletados nas três parcelas para calibração. Todos os parâmetros do modelo foram estatisticamente significativos ($p<0,05$).

3.3 Resistividade

O padrão de resistividade do solo apresentou grande variabilidade sazonal e interanual, além de variar de acordo com profundidade das medições e entre parcelas (Figura 6). A resistividade foi menor no solo superficial (até 2 m) (variando entre 708 e 4400 Ω m) e maior nas profundidades superiores a 4 m (variando entre 610 e 9850 Ω m), tanto na escala sazonal quanto interanual. Apesar de não apresentar um padrão interanual claro, a resistividade do solo diminuiu ao longo do tempo até 4 metros de profundidade (43% de 2010 para 2018, 1204 Ωm). Como esperado pela diminuição da entrada de água no solo, os anos de seca ocasionaram um aumento na resistividade. No entanto, esse aumento se restringiu até a profundidade de 4 m na floresta queimada (22%, 969 Ωm) e apenas no solo superficial (0-2 m) da floresta intacta (33%, 479 Ωm). Já o padrão sazonal da resistividade foi mais evidente (Figura 6B). A seca sazonal aumentou a resistividade em ambas às parcelas apenas no solo superficial (0-2 m, 63% em média). Em maiores profundidades, o comportamento da resistividade sazonal foi o inverso, onde a redução ocorreu principalmente na profundidade 4-10 m na floresta queimada (15%, 712 Ωm) e nos 2-4 m na floresta controle (21%, 570 Ωm), o que parece ser algo esperado para solos florestais devido à maior umidade no solo profundo.

A diferença entre as duas parcelas foi clara e significativa na escala interanual e sazonal apenas na profundidade entre 4 e 10 m ($p < 0,05\%$).

A variabilidade interanual da resistividade (coeficiente de variação - cv) foi maior na profundidade de 2 a 4 m (cv: 59%) em relação à superfície (0-2 m; cv: 41%) e ao solo mais profundo (4-10 m; cv: 41%). Essa alta variabilidade ocasionou consideráveis dispersões no modelo de inversão, principalmente na parcela controle (Apêndice 1). Entretanto, o modelo de inversão considerou todo o perfil do solo (entre 0 a 23 m), e com o aumento da profundidade há uma diminuição da sensibilidade da medição (Apêndice 4). A perda de sensibilidade da medição pode ocasionar dados ruidosos. No entanto, valores discrepantes foram observados na relação entre a resistividade invertida e a aparente até mesmo no solo superficial (2 m), mesmo com a remoção de dados ruidosos. Aparentemente, a perda de sensibilidade da medição promoveu um perfil homogêneo no solo profundo, muitas vezes com valores máximos de resistividade. Esse comportamento geoelétrico seguiu para todas as medições, mesmo no ano mais seco (2015) e no ano mais úmido (2018) (Apêndice 2).

Figura 6. Resistividade invertida entre 2010 e 2018 nas duas florestas, dividida entre as profundidades superficial (até 2 m), intermediária (2-4 m) e profunda (4-10 m) nas escalas

interanual (A) e sazonal (B). A parte preenchida no primeiro painel refere-se os anos de seca, e no segundo painel, ao período sazonal de seca. As barras em torno de cada média indicam o intervalo de confiança de 95%. Uma análise variância foi realizada entre as duas parcelas para as três profundidades na escala interanual ($p = 0,26$ para 0-2m; $p = 0,50$ para 2-4m; $p < 0,05$ para 4-9m) e na escala sazonal ($p = 0,30$ para 0-2m; $p = 0,47$ para 2-4m; $p < 0,05$ para 4-9m).

3.4 Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR)

A permissividade do solo para as duas florestas foi similar em 98% (média geral), além de apresentar pouca variação na escala interanual (cv: 8% em média) e sazonal (cv: 5% em média; Figura 7). Nos meses de seca a permissividade reduziu em média de 8% no solo superficial para as duas parcelas. Na profundidade de 2-4 m essa redução foi de apenas 5%. Já no solo mais profundo (4-9 m) a diminuição foi mínima na floresta queimada (0,25%) e o contrário na floresta intacta, com aumento de 1%. Da mesma forma, os anos de seca também não ocasionaram grandes mudanças na permissividade, com uma redução de apenas 0,4% (0,09 k_a) e 2% (0,4 k_a) para as florestas intacta e queimada, respectivamente.

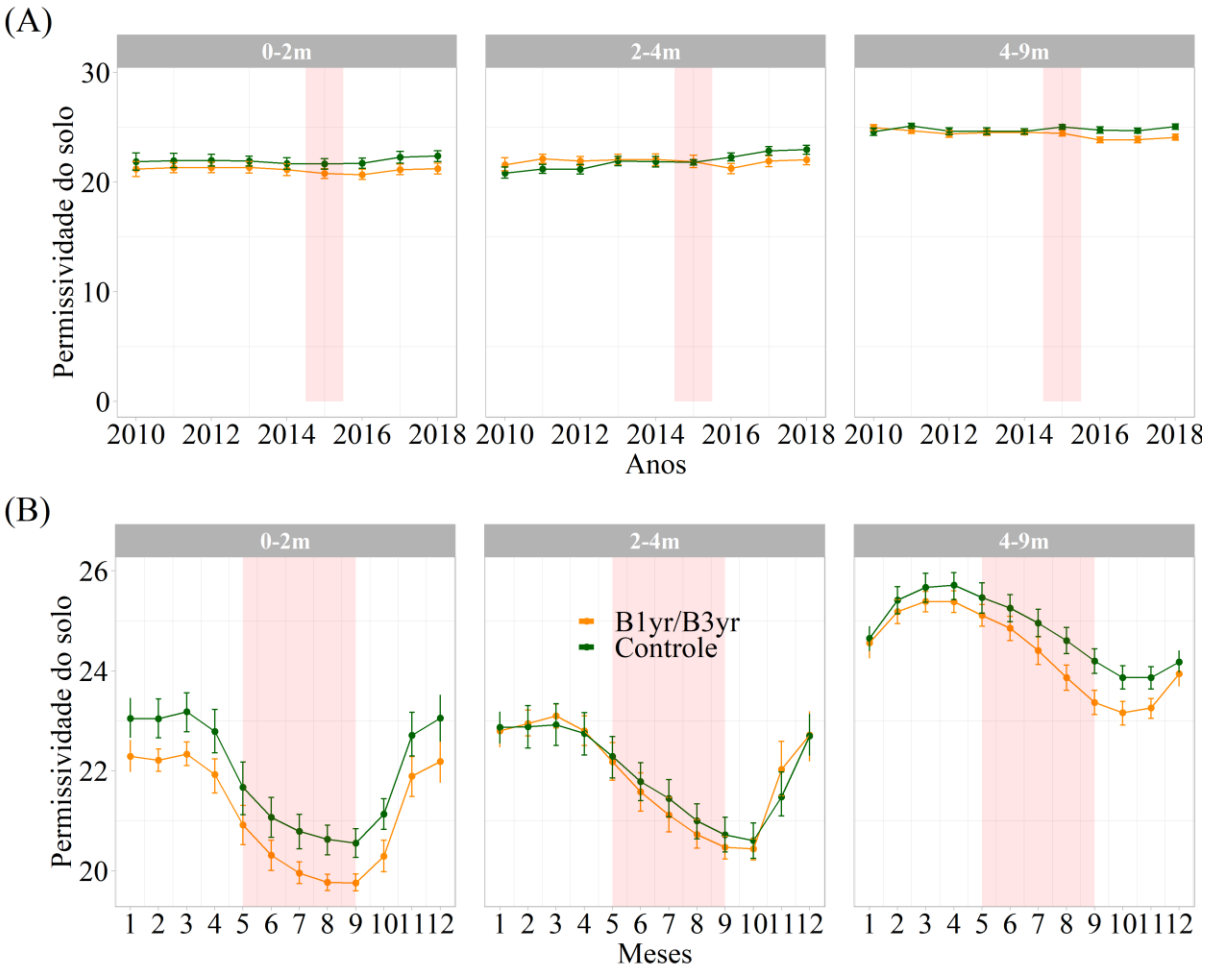


Figura 7. Comportamento da permissividade do solo nas duas florestas, dividida entre as profundidades superficial (até 2 m) e profunda (2 a 9 m) nas escalas interanual (A) e sazonal (B). Uma análise variância foi realizada entre as duas parcelas para as três profundidades na escala interanual ($p < 0,05$ para 0-2m; $p = 0,96$ para 2-4m; $p < 0,05$ para 4-9m) e na escala sazonal ($p = 0,06$ para 0-2m; $p = 0,89$ para 2-4m; $p = 0,03$ para 4-9m).

4. DISCUSSÃO

4.1 Resistividade

Os elevados valores de resistividade em maior profundidade registrado em nosso estudo podem ser devido à quantidade e qualidade dos íons dissolvidos na umidade do solo (Samouëlian et al., 2005). Apesar de não termos mensurado os íons dissolvidos na umidade do solo diretamente, ao menos duas respostas caminham na direção desse resultado. Primeiro, a granulometria argilosa encontrada na nossa área de estudo (Apêndice 4). A argila, em termos físico-químicos, facilita a passagem da corrente elétrica devido à superfície específica

e as cargas elétricas que permitem a retenção de mais água e íons na solução do solo (Lepsch, 2011; Samouëlian et al., 2005). Entretanto, por pertencerem à ordem Latossolo, implica que são argilas de baixa atividade. Os latossolos são solos muito intemperizados, distróficos em sua maioria com os constituintes remanescentes de solo muito evoluído e de baixa atividade iônica, como os argilominerais (caulinita) e óxidos de ferro (hematita e goethita) e alumínio (gibbsita) (Ker, 1991; SiBCS, 2016). Segundo, a maior densidade e atividade das raízes no solo superficial da floresta (Nepstad et al., 1994; Jipp et al., 1998), na qual são tanto condutoras quanto isolantes ao fluxo elétrico (Aubrecht et al., 2006), promovem um solo mais seco e dificulta a passagem da corrente elétrica. Contudo, vale ressaltar que a presença de raízes em si não dificultou o bom ajuste de resistividade para estimar o VWC (R^2 acima de 0,7) no solo da Floresta Nacional do Tapajós, no Pará (Davidson et al., 2011). Assim, como a sensibilidade da medição diminui com o aumento da profundidade (Daily, 2005; ver Apêndice 5), uma maior quantidade de água no solo profundo pode não se traduzir em menor resistividade. Essa inconformidade restringiu nosso modelo até 3 m, mesmo a coleta de validação com o trado indo até 4 m de profundidade. Além disso, esses dois fatores podem ser atrelados ao restante não explicado pelo modelo linear.

A dificuldade da passagem da corrente elétrica também refletiu no modelo de inversão, onde várias medições de resistividade atingiram o critério de parada durante a modelagem (10 interações). Esse comportamento indica que o modelo de inversão para essas duas áreas precisa ser ajustado para um maior número de interações. A inversão, no entanto, considerou toda a profundidade de investigação (~ 22 m), o que provavelmente explica esse aumento no número de interação, pois os dados ruidosos ocorreram, em sua maioria, no solo profundo.

4.2 Efeito pós-fogo

O menor enraizamento profundo na parcela queimada, devido à contínua mortalidade das árvores grandes (Silvério et al., 2019), explica a menor resistividade no solo profundo na parcela queimada em relação à parcela controle. Apesar de não detectarmos diferenças significativas entre as duas parcelas nas profundidades superficial e intermediária (Figura 6), o uso da água pelos indivíduos da parcela queimada pôde ser visto na rápida recuperação nas trocas líquidas de água após 7 anos do término do experimento (Brando et al., 2019). No entanto, a recuperação da estrutura da vegetação não acompanhou essa recuperação líquida,

com a mortalidade de grandes árvores ocorrendo após o término do experimento, devido à ação sinérgica de outros fatores, como as tempestades de vento, secas severas e efeito de borda (Brando et al., 2014; Silvério et al., 2019). Assim, o atraso na recuperação da cobertura florestal possibilitou o estabelecimento de gramíneas (*Brachiaria decumbens*) (Silvério et al., 2013), o que pode também estar alterando o regime hídrico do ambiente, devido às mudanças nos processos de interceptação, infiltração da água no solo e evapotranspiração. Contudo, o impacto direto da conversão de floresta para gramíneas na umidade do solo, em nossa área de estudo, precisa ser melhor investigado. Apesar das incertezas quanto à recuperação da estrutura dessa floresta (Brando et al., 2019), o montante de umidade do solo certamente terá um papel importante. Por fim, essas mudanças na estrutura da vegetação poderão mudar o *feedback* com a umidade do solo, o que destaca a importância e necessidade de experimentos de longa duração.

4.3 Efeito da seca 2015/2016 e seca sazonal

O evento de seca 2015/2016 quase não alterou a permissividade do solo em nossa área de estudo. Este resultado pode estar relacionado a menor porção de solo explorado pelo método TDR (Topp, 2003), apresentando uma menor variação na permissividade. A associação entre eventos de secas extremas e incêndios florestais representam uma interação entre a vegetação e água no solo, com possíveis implicações à degradação das florestas tropicais (Brando et al., 2019; Silvério et al., 2019). Por exemplo, a redução de umidade na floresta queimada no ano de seca foi observada em partes mais profundas do perfil do solo em relação à floresta intacta (Controle). Além disso, a seca sazonal aumentou a resistividade apenas nos primeiros metros (0-2 m) em ambas as parcelas. Tal aumento da resistividade no solo superficial e diminuição no solo profundo, em relação à seca sazonal, normalmente está ligado ao acúmulo e tempo de redistribuição vertical de umidade no solo. Isso indica que as plantas utilizam a água nos primeiros metros durante a estação chuvosa ao passo que, na estação seca, a absorção ocorre com maior intensidade no solo profundo, como bem exemplificado no TDR (ver Figura 7B). Isso demonstra e reforça o importante papel que a umidade do solo profundo desempenha no tamponamento da transpiração em eventos de estiagem prolongada (Nepstad et al., 1994; Jipp et al., 1998). A menor redução no VWC estimado (p. ex. em relação à resistividade) mostra a influência de outros fatores no padrão úmido do solo, como a textura argilosa (Hillel, 1988), e destacado por Metzger et al. (2017).

Os métodos de estimativa de água no solo — resistividade e TDR — analisados nesta pesquisa apresentaram resultados similares em termos de estimativa do volume de água no solo superficial (Apêndice 6). Mesmo com uma parcela de variabilidade não explicada pelo modelo de resistividade, seu VWC estimado seguiu o mesmo padrão do VWC estimado pelo TDR. Esse desempenho reforça à obtenção da resistividade para monitorar a umidade em solos sob floresta de transição Amazônia–Cerrado, com a vantagem de um melhor alcance espacial horizontal (112 m de comprimento) e bom alcance vertical (3 m de profundidade em nosso estudo). Além disso, o próprio comportamento elétrico do solo pode se tornar uma variável interessante para compreensão dos solos tropicais. Assim, incertezas no futuro das florestas de transição em relação à degradação florestal, imposta pelas ações antrópicas e as mudanças climáticas, reforçam a importância e necessidade de experimentos de longa duração para compreender as mudanças da vegetação nos *feedbacks* com a umidade do solo. Por fim, o contínuo monitoramento e avaliação da umidade do solo se tornam ainda mais importantes para entender a direção das florestas de transição Amazônia–Cerrado pós-distúrbios, tanto na questão de recuperação da cobertura florestal, quanto para mudanças para outros estados alternativos de baixa biomassa.

5. CONCLUSÃO

Ambos os métodos apresentaram estimativas similares de umidade do solo, com a resistividade alcançando 3 m de profundidade em 112 m de extensão espacial, e o TDR até 8 m de profundidade com uma extensão de poucos centímetros. Devido as suas diferentes capacidades e limitações, ambos os métodos são recomendados conjuntamente para a estimativa da umidade do solo sob florestas de transição Amazônia–Cerrado.

O efeito da seca extrema, da seca sazonal e do pós-fogo ter sido mais pronunciado na superfície do solo, reforça a importância da umidade no solo profundo para a manutenção das florestas tropicais. Contudo, são esperados aumentos dos incêndios florestais e dos eventos de secas extremas no sudeste da Amazônia, e uma consequente perda de serviços ecossistêmicos, tais como estoque de carbono e regulação climática regional. Esse cenário evidencia a importância e a necessidade do contínuo monitoramento da umidade no solo tropical.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUBRECHT, L.; STANEK, Z.; KOLLER, J. Electrical measurement of the absorption surfaces of tree roots by the earth impedance method : 1. Theory. **Tree Physiol**, n. 26, v. 9, p.1105-1112, 2006.

BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; BRANDO, P.M.; CURRAN, L.M.; PORTELA, O.; CARVALHO Jr., O.C.; LEFEBVRE, P. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2276–2287, 2008.

BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; BRANDO, P.M.; PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J.D.; CARVALHO Jr., O. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 68–77, 2011.

BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347 LP – 6352, 2014.

BRANDO, P. M.; SILVÉRIO, D.; MARACAHIPES-SANTOS, L.; et al. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO2 and H2O fluxes. **Global Change Biology**, v. 25, n. 9, p. 2855–2868, 2019.

BRANDO, P. M.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; et al. The gathering firestorm in southern Amazonia. **Science advances**, v. 6, n. 2, 2020. American Association for the Advancement of Science.

BRIGGS, L.J. 1899. **Electrical instruments for determining the moisture, temperature,and soluble salt content of soils**. Gov. print. office, Washington, 1899. 52p.

CALAMITA, G.; BROCCA, L.; PERRONE, A.; PISCITELLI, S.; LAPENNA, V.; MELONE, F.; MORAMARCO, T. Electrical resistivity and TDR methods for soil moisture estimation in central Italy test-sites. **Journal of Hydrology**, v. 454–455, p. 101–112, 2012.

ČERNÝ, R. Time-domain reflectometry method and its application for measuring moisture content in porous materials: A review. **Measurement**, v. 42, n. 3, p. 329–336, 2009.

COE, M. T.; BRANDO, P. M.; DEEGAN, L. A.; et al. The Forests of the Amazon and Cerrado Moderate Regional Climate and Are the Key to the Future. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n. June, 2017.

DALY, E.; PORPORATO, A. A Review of Soil Moisture Dynamics: From Rainfall Infiltration to Ecosystem Response. **Environmental Engineering Science**, v. 22, n. 1, p. 9-24, 2005.

DAVIDSON, E.; LEFEBVRE, P. A.; BRANDO, P. M.; et al. Carbon Inputs and Water Uptake in Deep Soils of an Eastern Amazon Forest. **Forest Science**, v. 57, n. 1, p. 51–58, 2011.

ENTEKHABI, D.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.; CASTELLI, F. Mutual interaction of soil moisture state and atmospheric processes. **Jounal of Hydrology**. v. 184, n. 1-2, p. 3-17, 1996.

FRIEDMAN, S. P. Soil properties influencing apparent electrical conductivity: A review. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 46, n. 1-3 SPEC. ISS., p. 45–70, 2005.

HAYLEY, K.; BENTLEY, R.L.; GHARIBI, M.; NIGHTINGALE, M. Low temperature dependence of electrical resistivity : Implications for near surface geophysical monitoring. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 18, p. 1–5, 2007.

HIJMANS, R.J. et al. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. **R CRAN Project**, v. 2, p. 230, 2017.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. Academic Press, San Diego, 1998. 771p.

JAYAWICKREME, D.H.; VAN DAM, R.L.; HYNDMAN, D.W. Hydrological consequences of land-cover change : Quantifying the influence of plants on soil moisture with time-lapse electrical resistivity. **Geophysics**, v. 75, n. 4, p. 1JA-Z98, 2010.

JAYAWICKREME, D.H.; VAN DAM, R.L.; HYNDMAN, D.W. Subsurface imaging of vegetation, climate, and root-zone moisture interactions. **Hydrology and Land Surface Studies**, v. 35, n18, p. 1–5, 2008.

JIPP, P. H.; NEPSTAD, D. C.; CASSEL, D. K.; REIS DE CARVALHO, C. Deep Soil Moisture Storage and Transpiration in Forests and Pastures of Seasonally-Dry Amazonia. **Climatic Change**, v. 39, n. 2, p. 395–412, 1998.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de Pedologia**. São Paulo. Oficina de Textos. 2011, 456p.

MACEDO, M. N.; DEFRIES, R. S.; MORTON, D. C.; et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341 LP – 1346, 2012.

MARKEWITZ, D.; DEVINE, S.; DAVIDSON, E.A.; BRANDO, P.; NEPSTAD, D.C. Soil moisture depletion under simulated drought in the Amazon : impacts on deep root uptake. **New Phytol**, v.18, n. 3, p. 592–607, 2010.

MÉIO, B.B.; FREITAS, C.V.; JATOBÁ, L.; SILVA, M.E.F.; RIBEIRO, J.F.; HENRIQUES, R.P.B. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado sensu stricto. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 4, p. 437–444, 2003.

MEIR, P.; METCALFE D.B.; COSTA, A.C.L.; FISHER, R.A. The fate of assimilated carbon during drought: impacts on respiration in Amazon rainforests. **Philosophical Transactions of the Royal. Society B**, v. 363, n. 1498, p. 1849–1855, 2008.

METZGER, J.C.; WUTZLER, T.; VALLE, N.D.; FILIPZIK, J.; GRAUER, C.; LEHMANN, R.; ROGGENBUCK, M.; SCHELHORN, D.; WECKMÜLLER, J.; KÜSEL, K.; TOTSCHE, K.U.; TRUMBORE, S.; HILDEBRANDT, A. Vegetation impacts soil water content patterns by shaping canopy water fluxes and soil properties. **Hydrological process**, v. 31, n. 22, p. 3783-3795, 2017.

MICHOT, D.; BENDERITTER, Y.; DORIGNY, A.; et al. Spatial and temporal monitoring

of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography. **Water Resources Research**, v. 39, n. 5, p. 1–20, 2003.

NAGY, R.C.; PORDER, S.; NEILL, C.; BRANDO, P.; QUINTINO, R.M.; NASCIMENTO, S.A. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1725–1738, 2015.

NEPSTAD, D. C.; DE CARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; et al. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, n. 6507, p. 666–669, 1994.

NIJLAND, W.; VAN DER MEIJDE, M.; ADDINK, E. A.; DE JONG, S. M. Detection of soil moisture and vegetation water abstraction in a mediterranean natural area using electrical resistivity tomography. **Catena**, v. 81, n. 3, p. 209–216, 2010. Elsevier B.V.

NOBRE, C.; SAMPAIO, G.; BORMA, L.; et al. Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 39, 2016.

NÓBREGA, C. C.; BRANDO, P. M.; SILVÉRIO, D. V.; MARACAHIPES, L.; DE MARCO, P. Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 450, n. July, 2019.

OLIVEIRA, R.S.; BEZERRA, L.; DAVIDSON, E.A.; PINTO, F.; KLINK, C.A.; NEPSTAD, D.C.; MOREIRA, A. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, n.4, p. 574–581, 2005.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

REVIL, A.; KARAOULIS, M.; JOHNSON, T.; KEMMA, A. Review : Some low-frequency electrical methods for subsurface characterization and monitoring in hydrogeology. **Hydrogeology Journal**, v.20, n. 4, p. 617–658, 2012.

ROBINSON, D. A.; CAMPBELL, C. S.; HOPMANS, J. W.; et al. Soil Moisture Measurement for Ecological and Hydrological Watershed-Scale Observatories: A Review. **Vadose Zone Journal**, v. 7, n. 1, p. 358–389, 2008.

SAMOUËLIAN, A.; COUSIN, I.; TABBAGH, A.; BRUAND, A.; RICHARD G. Electrical resistivity survey in soil science: A review. **Soil and Tillage Research**, v. 83, n. 2, p. 173–193, 2005.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., Brasília, DF: Embrapa, 2016.

SCHWINGSHACKL, C.; HIRSCHI, M.; SENEVIRATNE, S.I. Quantifying spatiotemporal variations of soil moisture control on surface energy balance and near-surface air temperature. **Journal of Climate**, v. 30, n. 18, p. 7105–7124, 2017.

SEN, P. N.; GOODE, P. A. Influence of temperature on electrical conductivity on shaly sands. **GEOPHYSICS**, v. 57, n. 1, p. 89–96, 1992.

SENEVIRATNE, S.I.; CORTI, T.; DAVIN, E.L.; HISCHI, M.; JAEGER, E.B.; LEHNER, I.; ORLOWSKY, B.; TEULING, A.J. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 99, n. 3–4, p. 125–161, 2010.

SILVÉRIO, D.V. et al. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: The overlooked non-GHG forcing. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 10, 2015.

SILVÉRIO, D.V.; BRANDO, P.M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PUTZ, F.E.; MARRA, D.M.; LEVICK, S.R.; TRUMBORE, S.E. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667, 2019.

TOPP, G. C. State of the art of measuring soil water content. **Hydrological Processes**, v. 17, n. 14, p. 2993–2996, 2003.

TOPP, C.; DAVIS, J.L.; ANNAN, A.P. Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurements in coaxial transmission lines. **Water Resources Research**, v. 16, n. 3, p. 574–582, 1980.

TOPP, G. C.; FERRÉ, T. P. Measuring Soil Water Content. **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. p.1–12, 2005. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.

ZHOU, J. et al. Image-guided inversion of electrical resistivity data. Geophysical Journal International, v. 197, n. 1, p. 292–309, 2014.

VANWEY, L.K.; SPERA, S.; SA, R.; 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.

CAPÍTULO 2 – DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO EM UMA FLORESTA DE TRANSIÇÃO AMAZÔNIA–CERRADO APÓS A PASSAGEM DO FOGO

Esse capítulo será submetido para publicação no periódico Plant and Soil

RESUMO

A umidade do solo é uma variável chave na interface solo-vegetação-atmosfera por desempenhar um importante papel no funcionamento e na manutenção das florestas tropicais. Com o aumento do desmatamento e com as mudanças climáticas, os incêndios florestais e eventos de secas operam na direção de reduzir o conteúdo volumétrico de água (VWC) no solo florestal em períodos chaves para o crescimento e para a sobrevivência da vegetação. Diante desse cenário, para monitorar a dinâmica do VWC frente a esses vetores de degradação, um experimento de longa duração em escala local foi instalado em uma floresta de transição na borda sul da Amazônia. Para estimarmos o VWC, utilizamos sensores de *Time Domain Reflectometry* (TDR) até a profundidade de 8 m em uma floresta intacta (Controle), uma queimada a cada 3 anos (B3yr) e outra queimada anualmente (B1yr) entre 2004 e 2010. Testamos através de um modelo linear generalizado misto as seguintes hipóteses: (H1) as florestas queimadas apresentam maior VWC nos primeiros anos pós-fogo e uma redução nos anos seguintes conforme a vegetação se recupera, e (H2) o evento extremo de seca de 2015/2016 causou maior déficit hídrico no solo da floresta de transição, principalmente nas florestas queimadas. Nossos resultados mostraram que não houve um aumento na umidade do solo na parcela queimada nos primeiros anos pós-fogo em relação a Controle, e tampouco houve uma redução na diferença entre as parcelas queimadas e não queimadas ao longo dos anos (H1). Por outro lado, o evento de seca reduziu em 150 mm o VWC em toda coluna do solo (8 m) nas parcelas queimadas, contrastando com a redução de 100 mm na parcela controle (H2). Observamos também que as florestas de transição absorvem umidade até 8 m de profundidade, sendo que, aparentemente, houve um aumento na quantidade de água sendo utilizada pelas árvores longo do tempo. Por fim, a umidade do solo pareceu permitir a recuperação e manutenção da floresta de transição. No entanto, o aumento da fragmentação e as mudanças climáticas poderão comprometer a resiliência das florestas de transição na borda sul da Amazônia.

Palavras-chave: extremos climáticos, incêndios florestais, recarga de umidade do solo, ecossistemas de transição florestal

ABSTRACT

Soil moisture is a key variable at the soil-vegetation-atmosphere interface because it plays an important role in the functioning and maintenance of tropical forests. With increasing deforestation and climate change, forest fires and drought events operate in the direction of reducing the volumetric water content (VWC) in forest soil at key times for growth and vegetation survival. In this scenario, to monitor the VWC dynamics against these degradation vectors, a long-term local scale experiment was installed in a transitional forest on the southern edge of the Amazon. To estimate the VWC, we used Time Domain Reflectometry (TDR) sensors up to a depth of 8 m in an intact forest (Control), one burned every 3 years (B3yr) and another burned annually (B1yr) between 2004 and 2010. We tested through a generalized mixed linear model the following assumptions: (H1) the burned forests present higher VWC in the first years after fire and a reduction in the following years as the vegetation recovers, and (H2) the extreme drought event of 2015/2016 caused a large water deficit in the soil of the transitional forest, mainly in the burned forests. Our results showed that there was no increase in soil moisture in the burned plot in the first years after fire compared to Control (H1). Nor was there a reduction in the difference between the burned and unburned plots over the years (H1). On the other hand, the drought event reduced by 150 mm the VWC in the whole column of the soil (8 m) in the burnt plots, contrasting with the reduction of 100 mm in the control plot (H2). We also observed that the transition forests absorb humidity up to 8 m deep, and apparently there was a reduction in the amount of water being used over time in the drier months. Finally, the soil humidity seemed to allow the recovery and maintenance of the transition forest. However, increased fragmentation and climate change could compromise the resilience of transition forests at the southern edge of the Amazon.

Key-words: climate extremes, forest fires, soil moisture recharge, forest transition ecosystems.

1. INTRODUÇÃO

A umidade do solo é uma variável chave na interação solo-vegetação-clima, sendo sua sazonalidade um importante fator para o entendimento do funcionamento e a manutenção das florestas tropicais (Nepstad et al., 1994; Seneviratne et al., 2010). A dinâmica da umidade do solo é resultado dos *feedbacks* entre o clima, as propriedades do solo, a topografia e os organismos em diferentes escalas espaciais e temporais (Entekhabi et al., 1996; Robinson et al., 2008; Seneviratne et al., 2010). A cobertura vegetal e o clima desempenham papeis importantes no ciclo hidrológico em escala local e regional. A transpiração, processo no qual as árvores bombeiam água de volta para a atmosfera em forma de vapor, é o principal processo que interliga esse *feedback* entre a vegetação e o clima (Seneviratne et al., 2010; Aragão et al., 2012). Esse contínuo bombeamento de água das florestas tropicais para a atmosfera é um importante serviço ecossistêmico de regulação climática. Este serviço pode ser mantido mesmo durante a estação seca, devido à absorção de umidade do solo profundo (Nepstad et al., 1994; Jipp et al., 1998). Na Amazônia, esse contínuo bombeamento de umidade da floresta atua na regulação da distribuição de chuvas dentro e fora da Bacia (Marengo e Espinoza, 2015; Arial et al., 2018).

Vários fatores têm reduzido a capacidade de florestas em manter altos níveis de evapotranspiração. Em particular, o aumento do desmatamento, de incêndios florestais, da fragmentação, de tempestades de vento e de eventos extremos de seca no sudeste da Amazônia podem interromper os mecanismos de retroalimentação de umidade entre a superfície vegetada e a atmosfera (Bonan et al., 2008; Nobre et al., 2016; Brando et al., 2019; Silvério et al., 2019). Esses processos podem afetar negativamente a recarga e/ou uso de umidade no solo profundo e, consequentemente, o funcionamento e a manutenção das florestas da região. Dentre esses fatores que afetam o mecanismo de retroalimentação de umidade, iremos focar nos efeitos dos eventos de seca extrema e dos incêndios florestais em florestas de transição na região sudeste da Amazônia.

Na Amazônia, as secas de grande intensidade podem afetar a dinâmica de umidade do solo, com implicações importantes sobre a integridade e demografia das florestas, bem como o ciclo hidrológico. Eventos de secas na floresta amazônica são normalmente episódicos, mas tem ocorrido mais frequentemente nos últimos anos, em parte, devido a um aumento na variabilidade climática (Marengo e Espinoza, 2015; Feldpausch et al., 2016). No intervalo de apenas duas décadas, três secas de grande magnitude ocorreram na bacia amazônica (2005, 2010 e 2015/2016). A seca de 2015/2016 (ENSO/El Niño), por exemplo, foi uma das maiores secas em magnitude e extensão na parte sul da bacia amazônica, levando a uma redução na

umidade do solo (Solander et al., 2020). Contudo, o impacto dessa seca na umidade do solo em escala local não é bem compreendido nas florestas de transição do sul da Amazônia. Além disso, não está claro se esse impacto se estendeu para as camadas mais profundas do solo sob a floresta de transição. As incertezas em relação a esse impacto aumentam quando essas florestas já foram submetidas a repetidas queimas e ainda se encontram em fase de recobrimento vegetativo. Um dos principais impactos da seca na Amazônia é o aumento do estresse hídrico em plantas. Em casos extremos, esse estresse pode causar a mortalidade de árvores, como relatado nos episódios de 2005 (Phillips et al., 2009), de 2010 (Lewis et al., 2011) e de 2015/2016 (Aragão et al., 2018), além de criar condições que exacerbem os incêndios florestais (Brando et al., 2014, 2020; Aragão et al., 2018). Essa mortalidade, geralmente por falha hidráulica e falta de carbono, pode ser causada não só pela redução da umidade do solo, como também pelo aumento no déficit de pressão de vapor e da temperatura do ar. As árvores grandes são particularmente susceptíveis a esse estresse hídrico devido à maior força gravitacional experimentada (Nepstad et al., 2007; Brando, 2018; Giardina et al., 2018; McDowell et al., 2020**)**.

Os incêndios florestais se constituem como um importante fator de degradação florestal, e são fundamentais para a compreensão da dinâmica de água no solo. O desmatamento parece ser a principal força que cria condições para a ocorrência dos incêndios florestais na Amazônia. Por exemplo, a fragmentação e os efeitos de borda provocados pelo desmatamento aumentam a inflamabilidade e as fontes de ignição que potencializam os incêndios florestais, principalmente em anos de seca (Aragão et al., 2018; Brando et al., 2019; Silvério et al., 2019). Os incêndios florestais podem ainda iniciar um processo de retroalimentação no qual há um aumento na probabilidade de incêndios de maior intensidade, devido ao aumento da carga de combustível (Balch et al., 2015). Essa recorrência deixa as árvores que resistiram ao primeiro incêndio mais susceptíveis a outros agentes degradantes como, por exemplo, as tempestades de ventos (Silvério et al., 2019). Quando ocorrido em anos de seca extrema, pode haver uma mortalidade abrupta na borda sul da Amazônia, como observado em 2007 e 2010 (Brando et al., 2014). Em um primeiro momento, a mortalidade de árvores causada pelo fogo pode facilitar o acúmulo de umidade no solo devido à redução na taxa de transpiração. Contudo, é esperado que com o recobrimento de espécies florestais nos anos seguintes, o maior uso de umidade pelos indivíduos em crescimento faça com que o montante de umidade do solo seja semelhante ou até menor do que uma floresta intacta. Entretanto, a relação entre o volume de umidade do solo em decorrência de sucessivos incêndios florestais é incerta para florestas de transição na borda sul da Amazônia.

Diante das incertezas deixadas pelos episódios de secas e dos incêndios florestais para o futuro das florestas do sudeste amazônico, um experimento de longo prazo é de extrema importância para entendermos o quanto a umidade do solo contribui para a recuperação florestal e o quanto seu declínio pode potencializar a mudança da vegetação natural para outros estados alternativos. Assim, como um dos principais atributos de uma floresta saudável é a sua capacidade de recuperar algumas características básicas (ex., estrutura e funções) após a passagem de distúrbios, o entendimento mecanicista baseado em experimentos e observações de longo prazo ajuda a identificar trajetórias que levem à recuperação ou ao rápido declínio das funções da floresta (Trumbore et al., 2015). Mesmo os dados de sensoriamento remoto apresentando uma consistente resolução temporal para estimar a umidade do solo, como *Soil Moisture Ocean Salinity* (SMOS), *Soil Moisture Active Passive* (SMAP), o *Gravity Recovery and Climate Experiment* (GRACE) (Tapley et al., 2004), e modelos como o *Global Land Data Assimilation System* (GLDAS), desde 1979 (Rodell et al., 2004), a resolução espacial grosseira desses conjuntos de dados impede a captura do efeito na umidade do solo em escala local. Frente às mudanças climáticas que estão aumentando a duração e a severidade das secas, dos incêndios florestais generalizados no sudeste amazônico, e dada à grande importância da umidade do solo profundo para recuperação e manutenção da floresta tropical, faz-se de grande importância no cenário atual experimentos que monitorem a umidade do solo superficial e profundo nas florestais de transição.

Nessa perspectiva, nós buscamos determinar como os eventos de seca extrema e a degradação florestal pelo fogo impactaram a umidade do solo em florestas de transição do sudeste da Amazônia. O estudo foi conduzido com dois objetivos principais: (i) avaliar o efeito pós-fogo sobre a dinâmica de água no solo de florestas de transição Amazônia–Cerrado (Figura 1). Nossa hipótese (H1) é que as florestas queimadas, ao término do experimento do fogo, apresentaram maior conteúdo volumétrico de água (VWC) no solo nos primeiros anos pós-fogo (2011 e 2012) em comparação com a floresta intacta, com uma redução nos anos seguintes. Isso ocorreria, pois, as queimadas promoveram a mortalidade de muitas árvores que retiravam água do solo (Brando et al. 2014). Desta forma, é esperado que a redução na densidade do componente arbóreo resulte em uma maior disponibilidade de água, nos primeiros anos após os incêndios, nos solos das florestas queimadas. No entanto, nós esperamos que essa diferença entre os ambientes intactos e queimados diminua ao longo do tempo, devido à regeneração da vegetação e recuperação da estrutura e funcionamento das áreas queimadas. (ii) avaliar o efeito da seca extrema de 2015/2016 sobre a umidade do solo

na floresta de transição Amazônia–Cerrado (Figura 1). A nossa hipótese (H2) é que o referido evento extremo de seca causou um grande déficit hídrico no solo da floresta de transição, principalmente nas florestas queimadas. Como a precipitação é a principal variável de entrada de água no solo florestal, esperamos que a referida seca climatológica extrema reduza a umidade do solo, principalmente nas florestas queimadas devido ao maior uso de água em função do rápido crescimento das espécies.

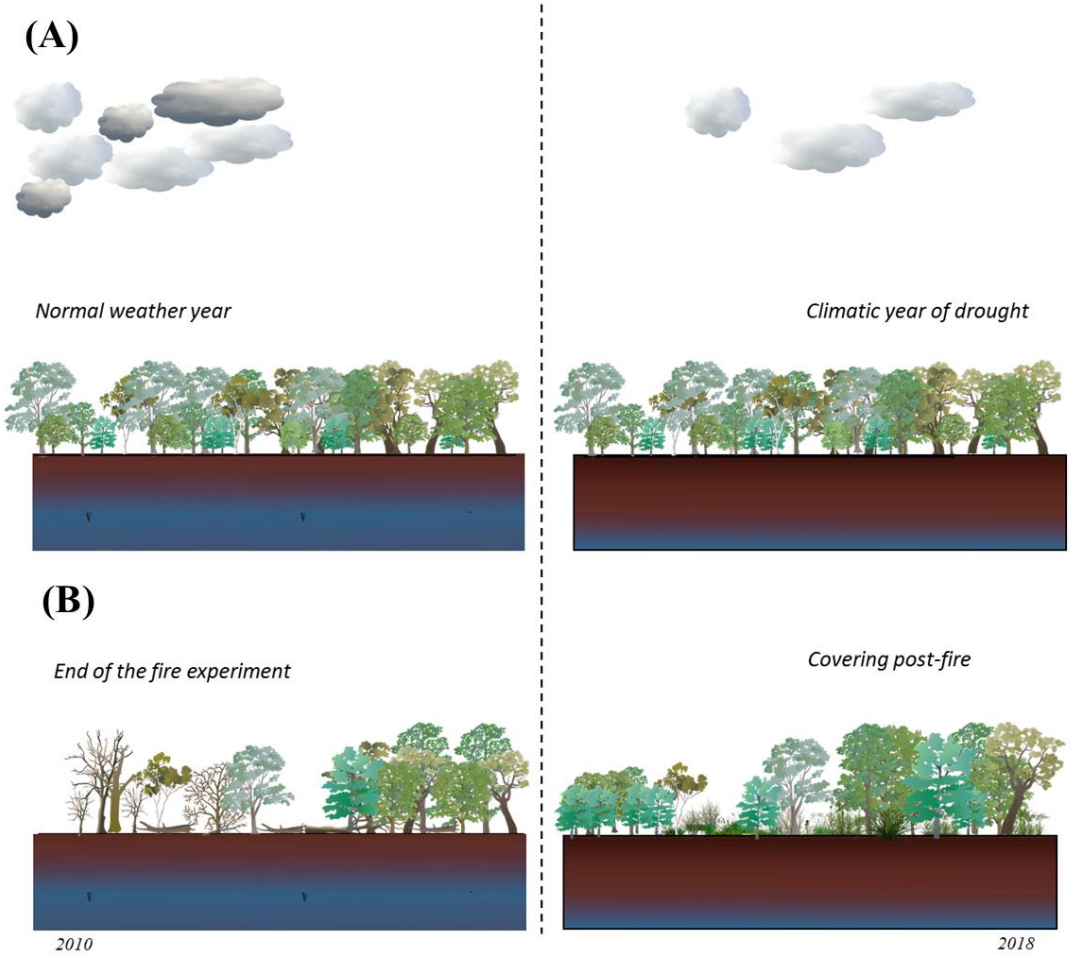


Figura 1. Esquema referente aos objetivos. **A**: efeito de seca na umidade do solo (hipótese 2), no caso, uma menor precipitação (representada pelas nuvens no segundo painel à direita) causa um deplecionamento na umidade do solo (diminuição do tom azul no painel à direita); **B**: efeito do fogo na umidade do solo. O primeiro painel em 2010 indica o último ano do

experimento do fogo e que o montante de água era maior na área queimada do que na área Controle (hipótese 1). Observe que há um gradiente de umidade do solo indicando que no ano de seca e no recobrimento pós-fogo tenha menos água no solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido na Fazenda Tanguro, localizada no município de Querência, no nordeste do estado de Mato Grosso e sudeste da bacia Amazônica, com uma área de 81 mil hectares. Atualmente quase 60% da área total da fazenda encontra-se preservada com uma vegetação dominante de florestas transicionais entre o Cerrado e a Amazônia, com o dossel da vegetação atingindo uma altura média de 20 metros (Nagy et al., 2015; Balch et al., 2008). Na Tanguro, a remoção da vegetação nativa ocorreu a partir de 1976, inicialmente para atividades de pastagem, e posteriormente, a partir dos anos 2000, essas áreas foram convertidas em áreas de cultivo de soja (Nagy et al., 2015).

O clima da região apresenta dois períodos bem definidos (seco e chuvoso), com precipitação entre 1.500 e 2.000 mm (Souza et al., 2013). Na área de estudo, a precipitação média anual fica em torno de 1.580 mm, com temperaturas entre 23 e 25°C (Tarifa, 2011). Os solos são predominantemente Latossolos, podendo atingir até 15 m de profundidade sem impedimento físico (Balch et al., 2008). A altitude média da área é de 354 metros, com predomínio de um relevo relativamente plano (média de 8°).

O experimento foi conduzido na floresta experimental que possui uma dimensão total de 150 ha (1.500 m x 1.000 m) (Figura 2), dividida em três subparcelas de 50 ha cada, seguindo um gradiente temporal de queimada: floresta intacta (Controle), queimada trienalmente (B3yr, anos: 2004, 2007 e 2010) e queimada anualmente (B1yr, anos: 2004 a 2010, com exceção de 2008). A área de estudo inicialmente era margeada por gramíneas exóticas para criação de gado (Balch et al., 2008), mas atualmente se encontra com o plantio de soja e utilização de culturas de milho, sorgo e capim braquiaria (*Brachiaria* spp.) para cobertura do solo durante os períodos de entressafra.

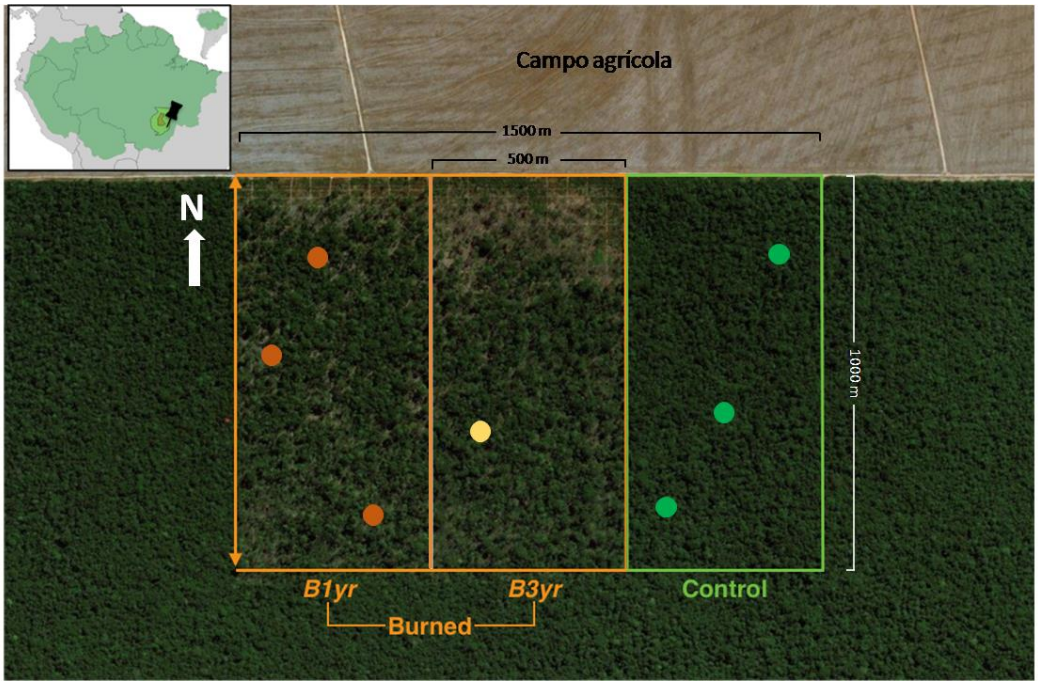


Figura 2. Localização dos poços com os equipamentos de TDR no experimento do fogo. Em cor laranja os poços localizados na B1yr, em amarelo na B3yr e em verde na parcela controle. Adaptado de Nobrega et al. (2019).

2.2 Coleta de dados

2.2.1 Umidade do solo

A umidade do solo foi obtida mensalmente entre as profundidades de 0,3 a 8 m, com sensores posicionados a 30 cm, 50 cm, 1 m e posteriormente espaçados a cada metro, no intervalo de 2010 a 2018 com o método de refletômetro no domínio do tempo (TDR) (Topp et al., 1980). A quantidade de poços instalados variou ao longo do tempo entre os tratamentos. No início do experimento (2010) foram instalados sistemas de TDR em apenas dois poços, um na Controle e outro na B1yr. Posteriormente (2011), adicionamos mais dois poços em cada um desses tratamentos (Controle e B1yr), e um poço na B3yr (2011). Um dos poços na Controle desmoronou em 2015 e foi substituído por outro no ano seguinte (Brando et al., 2019). Atualmente a umidade do solo é obtida em seis poços, três na área Controle, dois na B1yr e um na B3yr. Nos primeiros 30 cm da superfície, os pares de sondas foram dispostos verticalmente, enquanto nas demais profundidades (entre 0,5 e 8 m), as sondas foram inseridas horizontalmente nas paredes de cada poço, perfurados cerca de 50 cm da parede. Antes da instalação permanente das sondas foi construída uma curva de calibração com as características do próprio solo. Foram coletadas três amostras do solo para o conteúdo

de água gravimétrica (*Gravimetric Water Content*- GWC) e a densidade do solo, uma amostra na superfície da parede e as outras duas a 15 e 30 cm de profundidade na parede, perfazendo parte do comprimento onde as sondas foram inseridas. Com o GWC e a densidade do solo foi calculado o conteúdo volumétrico de água (*Volumetric Water Content* - VWC) e posteriormente correlacionado com a permissividade (constante dielétrica) em uma regressão linear. Após finalizar a instalação das sondas, cobrimos a parede final do poço com folhas de plásticos para minimizar um gradiente de evaporação do perfil do solo. Os dados são organizados a cada 6 horas.

2.2.2 Transpiração

Os dados de umidade do solo a partir do TDR foram utilizados para estimarmos a transpiração nos períodos sem ocorrência de chuvas. Foram escolhidos períodos com > 10 dias consecutivos sem chuvas (coincidente com os meses de maio a setembro). Assumimos que a mudança na umidade do solo de um dia para o outro representa a taxa de transpiração nesse período seco, já que a evaporação do solo e o fluxo de base representam uma pequena fração da variação da umidade do solo no período sem chuva (Davidson et al., 2011; Markewitz et al., 2010). Foi considerada que a evapotranspiração é representada pela transpiração das plantas nesse período seco (Brando et al., 2019). Para avaliarmos até que profundidade as plantas interferiram na umidade do solo, nós dividimos a taxa de transpiração em três profundidades: 0-2 m, 0-4m e 0-8m.

2.2.3 Índice de área Foliar (LAI)

Utilizamos o Índice de Área Foliar (*Leaf Area Index* - LAI) como um fator determinando a mudança de umidade do solo promovido pela vegetação. O LAI foi estimado por tratamento utilizando dois sensores LiCor 2000 *Plant Canopy Analyzers* (LI-COR Biosciences Inc, Lincoln) de 2010 a 2019. A coleta de dados foi conduzida trimestralmente. Para a coleta dos dados, um dos instrumentos sempre foi posicionado na área de cultivo agrícola adjacente com dossel aberto para medir a radiação recebida sem influência do dossel da vegetação, enquanto o outro instrumento foi utilizado simultaneamente para registrar medições sob o solo da floresta para os diferentes tratamentos aqui avaliados (Controle, B3yr e B1yr). Antes do início das medições, ambos os instrumentos eram intercalibrados na área de campo aberto. O campo de luz de cada sensor foi reduzido para 90% utilizando tampas opacas de sensores. As medições foram efetuadas à 1 m do solo durante condições de luz

difusa (entre 5:30-08:00 horas, e entre17:00-18:30 horas). Os cálculos do LAI foram feitos utilizando os quatro anéis de sensores quânticos internos (Brando et al., 2019).

2.2.4 Seleção dos anos de secas

Utilizamos o *Maximum Climatological Water Deficit* (MCWD) como índice para definirmos quais foram os anos de seca entre 2011 e 2018 (Aragão et., 2007; Malhi et al., 2008), onde o MCWD foi selecionado pelo valor mensal mais negativo do *Cumulative Water Deficit* (CWD) dentro do ciclo anual (Aragão et al., 2007). Dentro de nosso intervalo interanual, 2015/2016 (ano hidrológico, entre outubro de 2015 até setembro de 2016) foi o período de maior déficit de umidade atmosférica, correspondendo ao forte El Niño registrado na Amazônia (Yang et al., 2018).

2.3 Análises de dados

Para analisarmos o efeito da seca nos três tratamentos (Controle, B3yr e B1yr), subtraímos a umidade de toda a coluna d'água dos anos normais (2011, 2012, 2013, 2014, 2017 e 2018) com o ano de seca (2015/2016). Primeiramente, obtivemos a média diária somando o VWC de toda a coluna d'água (0,3 a 8 m) (Equação 1). Em seguida, subtraímos o VWC médio pelo VWC máximo de todo o perfil (Equação 2). Por fim, subtraímos o VWC dos anos normais pelo ano de seca (Equação 3). Nessa análise, focalizamos no período em que começa a redução até a recuperação nos três tratamentos (março até setembro).

$$vwc_{total} = \frac{(\sum_{i=6\ horas}(vwc_{0.3m} + vwc_{0.5m} + vwc_{1m} + \dots vwc_{8m}))}{4} \quad \text{eq (1)}$$

$$vwc_{dif} = \left(vwc_{total} - max(vwc_{total})\right) \quad \text{eq (2)}$$

$$vwc_{final} = \left(vwc_{dif_normal} - vwc_{dif_seca}\right) \quad \text{eq (3)}$$

Onde: VWC_{total} refere-se ao somatório médio diário do VWC de todas as profundidades investigadas (as medições são organizadas a cada 6 horas). VWC_{dif} = umidade de toda coluna d'água menos o valor máximo. VWC_{final} = diferença entre a umidade da coluna d'água dos anos normais e o ano de seca.

Para avaliarmos o efeito da seca e do fogo nos limiares da umidade do solo, plotamos os valores mínimos e máximos do VWC da superfície até os 8 m de profundidade. Testamos

a significância dos efeitos da seca e dos incêndios florestais nas diferenças dos limiares do VWC (máximo – mínimo) com a análise de variância (Anova). Posteriormente, quantificamos a quantidade de água disponível para as plantas com o somatório da diferença (máximo – mínimo) entre esses limites (Equação 4).

$$VWC_{disponivel} = \sum_{i=prof} (VWC_{max} - VWC_{min})$$

2.3.1 Modelo

Para testarmos o efeito do fogo (Hipótese 1) e o efeito da seca de 2015/2016 (Hipótese 2) na umidade do solo, utilizamos um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM). A umidade do solo obtida pelo TDR foi a variável resposta. Consideramos como preditores de efeito fixo os tratamentos do fogo (Control, B3yr e B1yr) e os anos divididos entre normais e o de seca 2015/2016. Como efeito aleatório, incluímos todos os meses e os poços. Com o modelo global estruturado, realizamos uma seleção de modelos utilizando a função *dredge* do pacote "MuMln" (Barton, 2018), dentro do ambiente linguagem e programação R (R Core Team, 2020). Consideramos o melhor modelo aquele com menor valor de AIC (método de Akaike). Em relação à adequação do modelo, olhamos a normalidade dos resíduos dos preditores e a homogeneidade da variância.

3. RESULTADOS

3.1 Resumo geral dos resultados

A umidade do solo nos primeiros metros (0-2 m) não diferiu entre a florestas queimadas e a floresta não queimada (Figura 4). Esse resultado indica que as mudanças na dinâmica, estrutura e diversidade das florestas queimadas não afetaram a umidade do solo, ao contrário da nossa hipótese. Entretanto, em uma segunda análise avaliamos também diferenças entre os plotes queimados e o controle considerando todo o perfil do solo (0-8 metros). De acordo com esta segunda análise, observamos diferenças na umidade do solo mais profundo (Figura 5). Esses resultados sugerem a utilização de umidade pelas plantas em todo o perfil do solo. Constatamos que a seca de 2015/2016 impactou de forma significativa a umidade do solo (Figura 5). Nas florestas queimadas, por exemplo, houve uma redução de quase 200 mm na coluna d'água quando comparado aos anos normais de precipitação, corroborando a nossa segunda hipótese. Por outro lado, a redução causada pela seca na

floresta controle foi menos acentuado em relação as florestas queimadas, em torno de 100 mm.

3.2 Descrição do VWC

A umidade do solo apresentou um claro padrão sazonal com reduções em todo o perfil do solo até 8 m de profundidade durante a estação seca e recarga durante a estação chuvosa (Figura 3). A variação interanual indicou forte deplecionamento do solo no ano de 2017, ano seguido ao evento de seca em 2015/2016. No primeiro metro do solo houve pouca disponibilidade de água ao longo de todo o ano, independente da parcela (Figura 3). Em contraste, existe um claro padrão de secamento e de recarga no solo profundo (tom amarelo claro indicando secagem), principalmente a partir dos 2 m de profundidade (Figura 3). De forma similar, o somatório do VWC em três diferentes partes do perfil (0-2, 0-4 e 0-8 m), mostra um claro padrão sazonal de água no solo (Figura 4A, B e C), onde esse padrão parece fortemente atrelado ao índice de precipitação mensal (Figura 4D).

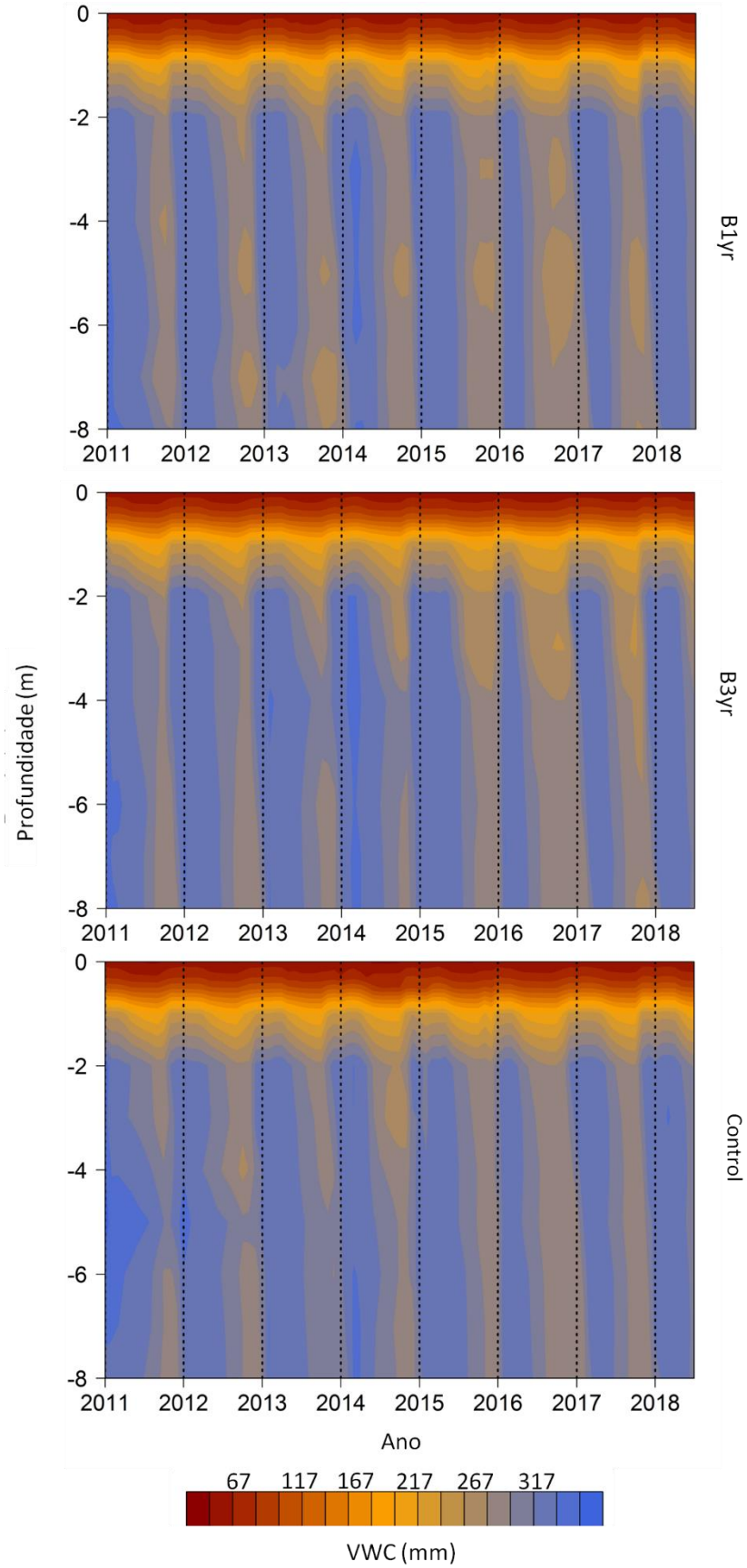


Figura 3. Perfil do VWC (em mm) até 8 m de profundidade nos três tratamentos ao longo dos anos. B1yr: queimada a cada ano e B3yr: queimada a cada 3 anos.

3.3 Efeitos pós-fogo no VWC

Em termos gerais, os tratamentos do fogo apresentaram um VWC similar ao Controle, tanto no solo superficial (Figura 4A) quanto de 0-4 m de profundidade (Figura 4B) (a diferença ficou entre 2 e 5 mm, sendo maior na B3yr). Apenas no solo profundo (Figura 4C) é que a parcela Controle apresentou maior VWC em relação aos tratamentos queimadas, em média geral de 5 e 30 mm em relação a B3yr e B1yr, respectivamente. Além disso, o VWC encontrado nos primeiros anos pós-fogo (H1) foi similar com os demais anos nos três tratamentos, indicando que não houve um aumento de umidade nos anos iniciais e tampouco ocorreu uma recuperação ao longo do tempo.

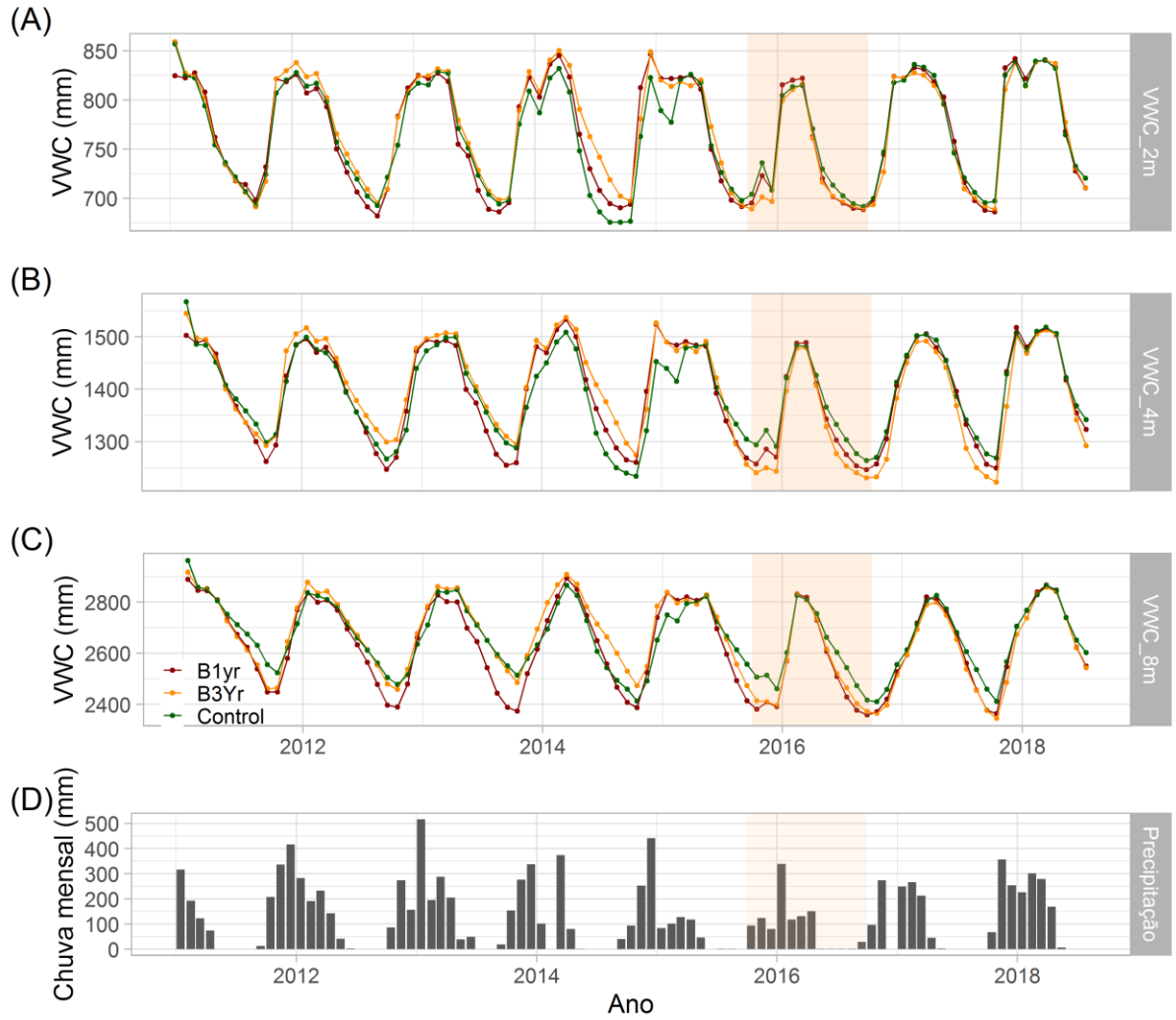


Figura 4. Dinâmica do VWC (somatório) em três diferentes partes do perfil do solo ao longo dos anos nos três tratamentos de floresta. A: de 0 até 2 m; B: 0 até 4 m. C: 0 até 8 m; e D: precipitação mensal observada em nossa área de estudo. O trecho em laranja claro indica o período de seca (2015/2016).

3.4 Efeitos da seca de 2015/2016 no VWC

Observamos uma redução na umidade do solo durante a seca de 2015/2016 (Figura 5). No ano hidrológico de 2015/2016, houve uma redução mais abrupta da umidade do solo durante o início da estação seca. Além disso, observamos uma recuperação mais lenta no VWC no início da estação chuvosa nas três parcelas (Figura 5A). Depois de atingir os valores mais negativos no ano de seca (-54 mm), a recuperação efetiva da umidade do solo começou após 130 dias em média (120 para B1yr e 140 dias para B3yr) nas parcelas queimadas (Figura 5A). Na parcela Controle, a recuperação da umidade do solo começou após 110 dias depois de atingir o valor negativo. Ou seja, no ano de seca houve uma persistência de ~4 meses nos valores mais negativos de VWC. Por outro lado, a recuperação efetiva no ano normal começou após 25 dias na B1yr, 28 dias para B3yr e Controle.

A análise da diferença real de umidade foi realizada pela subtração do VWC dos anos normais e do ano de seca (Figura 5B). Nos primeiros meses (janeiro a abril) as três parcelas não diferiram no montante de umidade (8 m), por isso, o gráfico começa na metade de março (dia 75). Os valores mais negativos de umidade do solo foram observados na parcela B3yr (-168 mm), seguida da B1yr (-149 mm) e da Controle (-112 mm). Além disso, os valores negativos persistiram por mais tempo na B3yr, com B1yr apresentando uma acentuada recuperação a partir de julho.

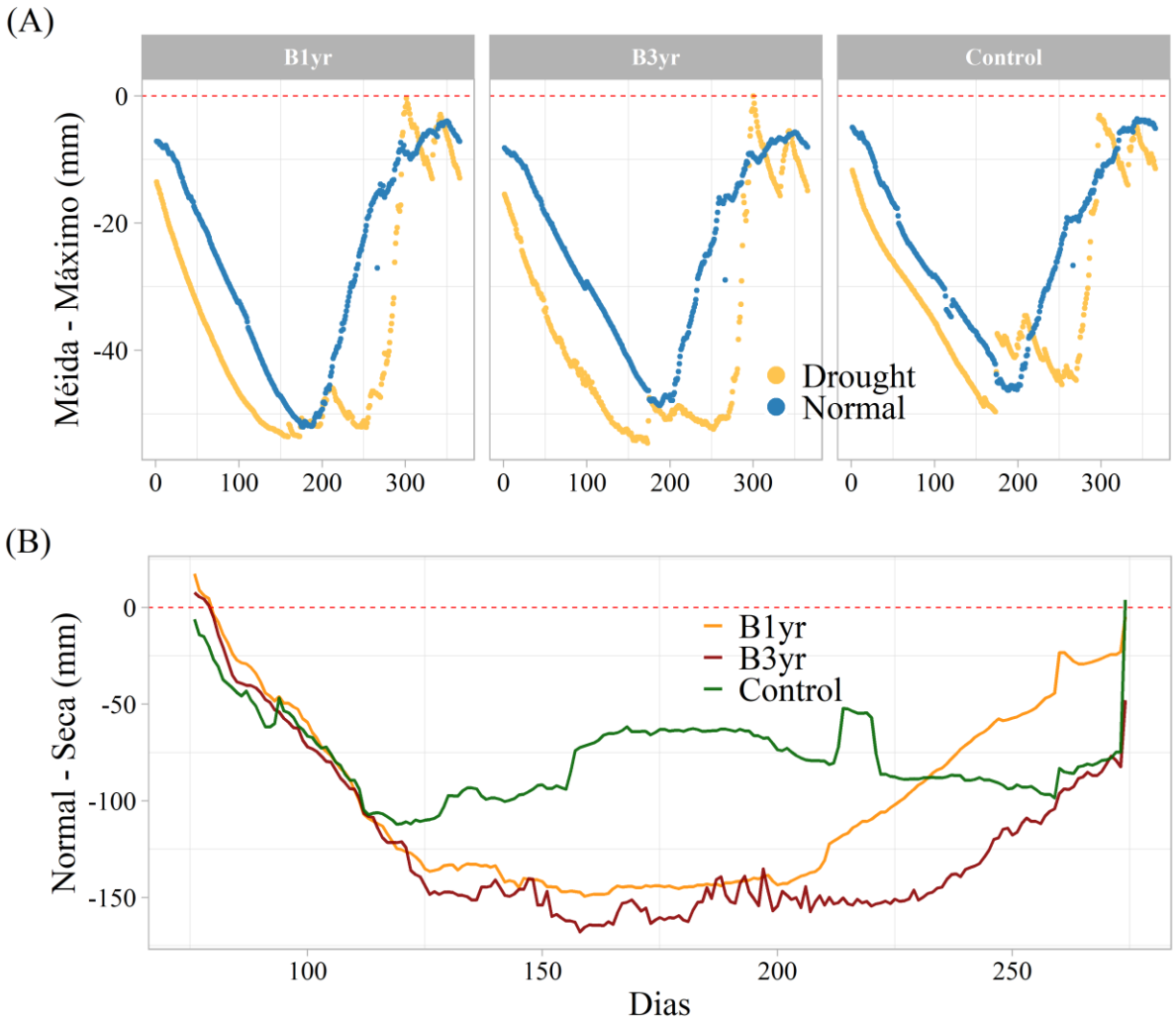


Figura 5. **A**: valores médios menos o máximo do VWC em ano hidrológico começando no mês de abril (dia 100). **B**: os mesmos dados, mas agora a diferença entre o ano de seca (2015/2016) e os anos normais para toda a coluna d'água (até 8 m) nos tratamentos B3yr, B1yr e Controle.

Quanto ao efeito da seca e do fogo na água disponível para plantas (Figura 6), não houve uma diferença para os anos de seca entre os valores mínimos e máximos, principalmente nos tratamentos do fogo (Figura 6A). Além disso, a diferença entre esses valores se manteve constante a partir dos 2 m de profundidade. Apenas na parcela Controle é que houve uma redução no mínimo de VWC com relação a seca (entre 2 e 4 m, e de 7 a 8 m). Da mesma forma, o evento de seca 2015/2016 não apresentou diferença estatística entre os limiares do VWC (Figura 6B). O resultado desse comportamento pode ser visto no total de água disponível para as plantas (Figura 6C), onde a Controle apresenta uma maior quantidade (39%, 274 mm) em relação ao ano de seca. Enquanto essa diferença para os tratamentos do

fogo foi mínima, 31 mm para B3yr (5%) e 30 mm para B1yr (4%). Além do mais, o montante de umidade do solo na seca para os três tratamentos foi similar.

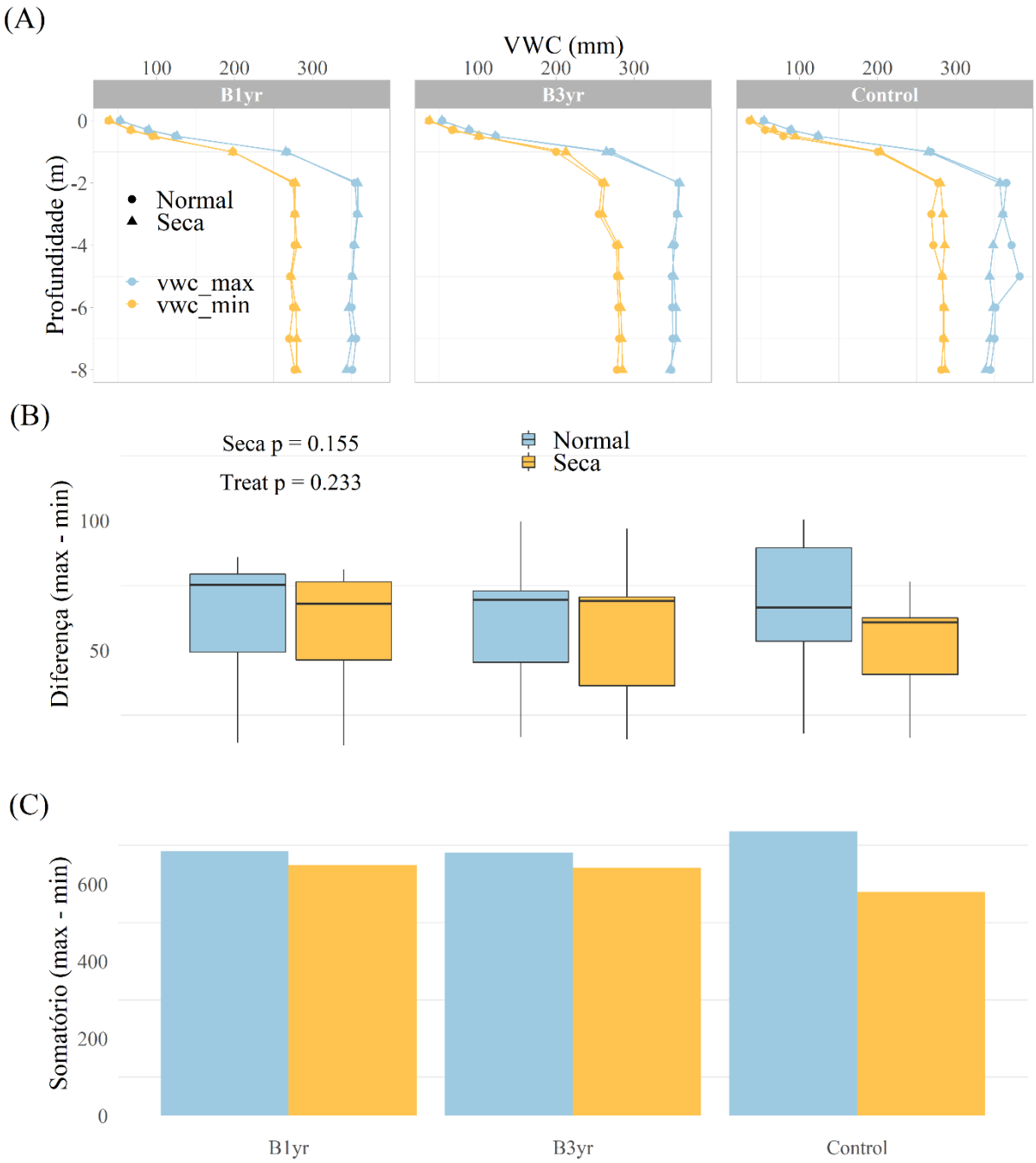


Figura 6. **A**: Comportamento da umidade do solo entre os valores mínimos e máximo (até 8 m) e anos de seca (2015/2016) e normais. **B**: análise de variância para os valores médios da diferença entre mínimo e máximo **C**: somatório da quantidade de água disponível para as plantas até 8 m.

3.5 Efeito indireto da vegetação no VWC

A água do solo utilizada pelas plantas para transpiração durante a estação seca foi analisada em três diferentes profundidades do solo (Figura 7). Nossos resultados mostraram que, para todos os tratamentos, durante a estação seca as plantas utilizam água principalmente de profundidades maiores que 2 m. O uso da água do solo superficial (0-2 m) para os tratamentos B3yr e B1yr foi levemente superior ao Controle, 12% (0,08 mm/dia) e 7% (0,05 mm/dia), respectivamente. Aos 4 m de profundidade essa diferença subiu para 14% (0,17 mm/dia) e 13% (0,16 mm/dia), respectivamente para B3yr e B1yr. Já em toda coluna d'água (8 m) a diferença entre as parcelas queimadas e a Controle se torna mais clara, com um aumento de 17% (0,33 mm/dia) em B3yr e 30% (0,60 mm/dia) em B1yr. Na escala interanual, a maior taxa de transpiração diária, nas três profundidades, ocorreu em 2017, com exceção para B3yr que apresentou um aumento em 2018 (0-4 e 0-8 m). Nossos dados mostraram que a diminuição em 2016, aparentemente causada pela seca, foi mais acentuada no solo superficial e que não foi menor do que o registrado nos anos iniciais (2010 e 2011). Como consequência, as menores taxas de transpiração ocorreram em 2011 para B1yr e 2012 para a Controle, dois anos que seguiram a seca de 2010. Para a parcela B3yr as menores taxas de transpiração ocorreram no ano de 2014. Além do mais, um interessante comportamento pode ser observado no solo profundo (8 m), onde a taxa de transpiração diária está aumentando ao longo do tempo, com a queda causada pela seca ocorrendo apenas nos tratamentos do fogo.

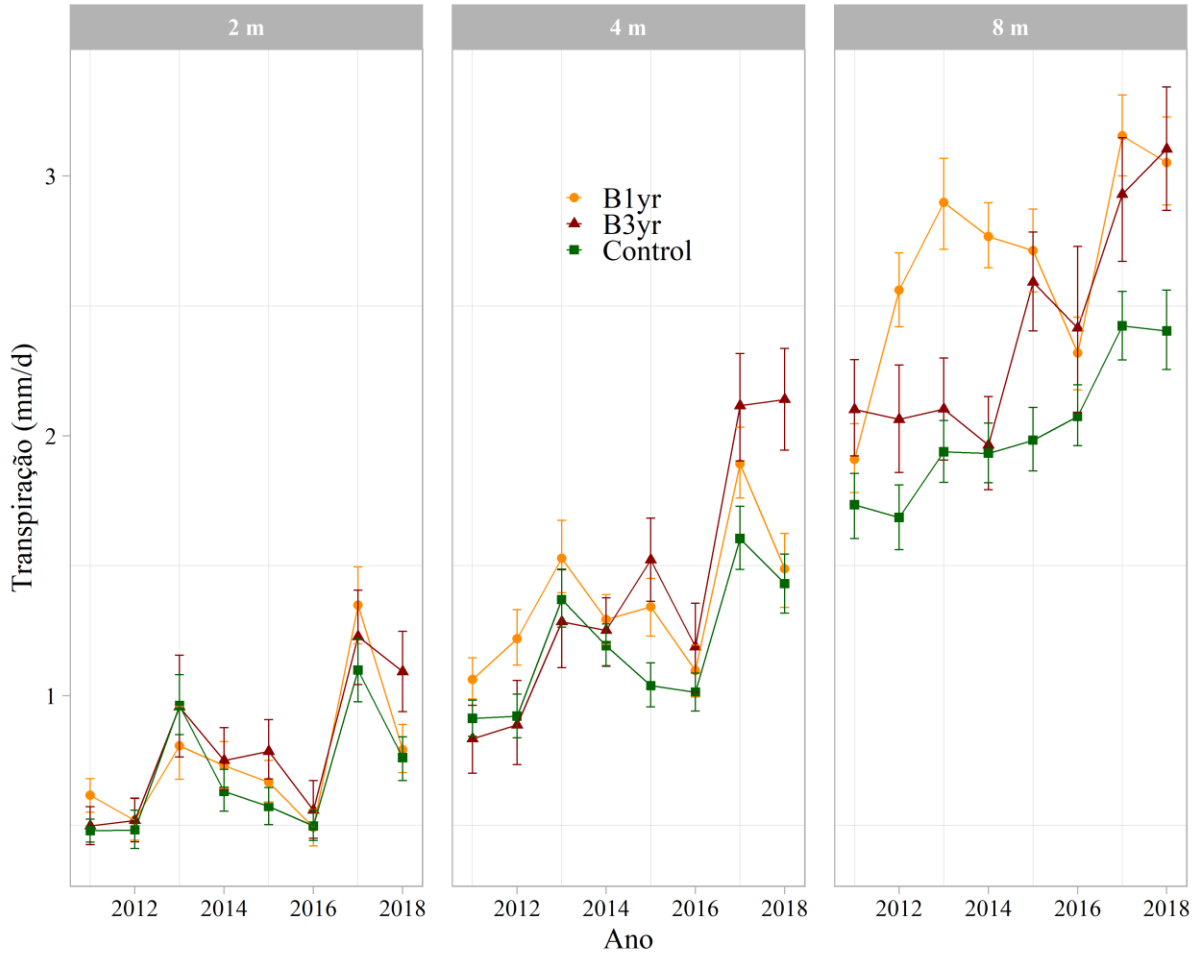


Figura 7. Transpiração média diária entre diferentes profundidades da coluna do solo nas três parcelas de floresta. As barras em torno de cada média indicam o intervalo de confiança de 95%.

3.6 Modelo

Os dados preditivos do modelo mostraram que as parcelas queimadas não apresentaram maior VWC nos primeiros anos pós-fogo em relação a área Controle (Figura 8A). Apenas a B3yr apresentou maior VWC do que a Controle, mas com a diferença em apenas 0,1% (3 mm). No entanto, todas as três parcelas apresentaram maior VWC no pós-fogo em relação aos demais anos, sendo de 2% (43 mm) para todas elas — provavelmente em decorrência do déficit hídrico do ano de seca 2015/2016. Em relação aos anos de seca (Figura 8B), houve uma redução do VWC em 4% (104 mm) na B1yr, de 5% (123 mm) na B3yr, e de 3% (71 mm) para a Controle.

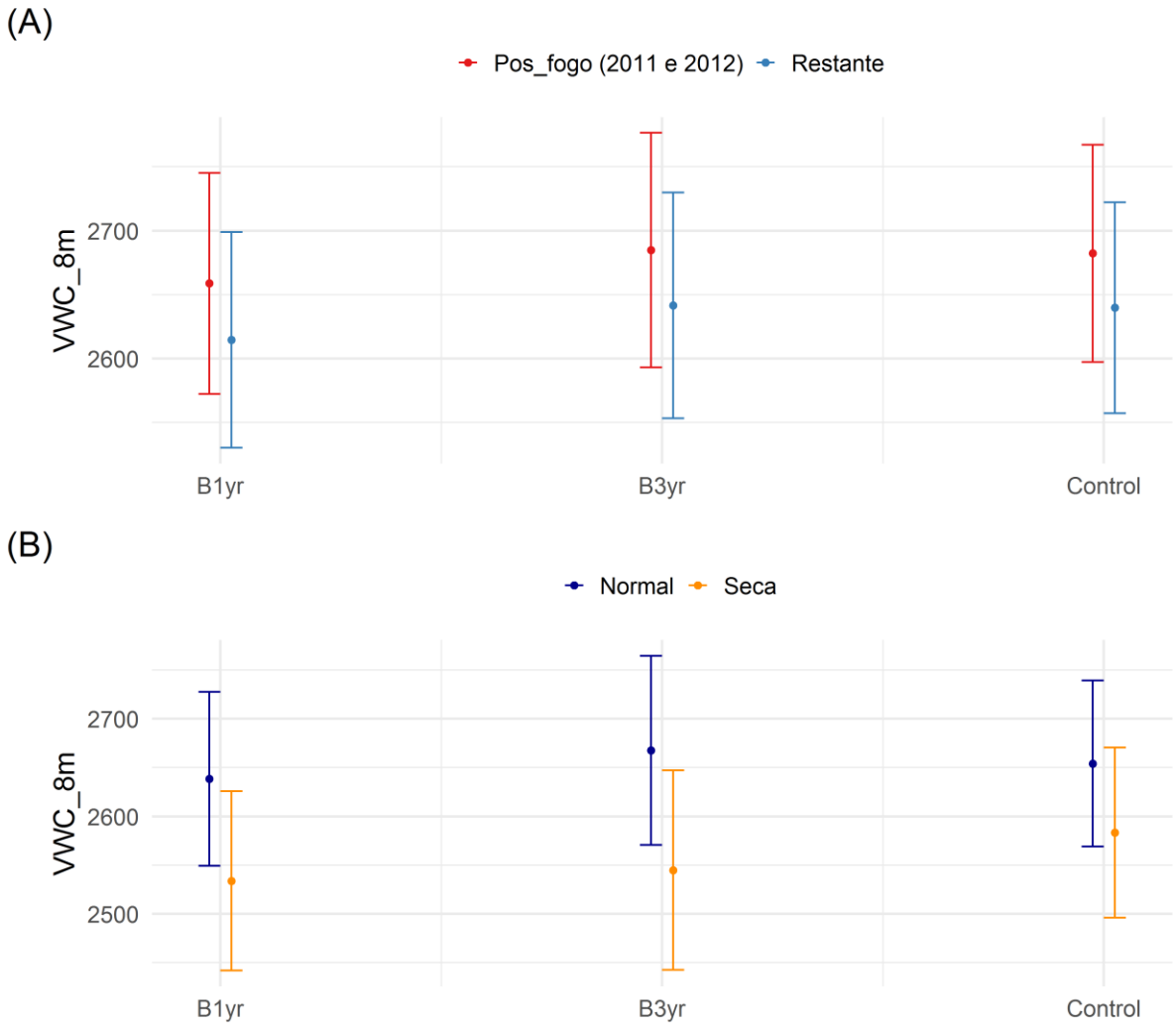


Figura 8. Valores preditivos do modelo misto para influência do fogo no estoque de umidade do solo pós-fogo (H1) e do efeito da seca de 2015-2016 (H2).

3.7 Descrição da vegetação

A descrição da estrutura do dossel das três parcelas está evidenciada na Figura 9. Para o LAI dos poços (Figura 9A), um ano após o término do experimento do fogo (2011), a parcela Controle apresentou um LAI maior do que a B1yr em 130% (2,43 $m^2.m^2$), e 85% (1,98 $m^2.m^2$) em relação a B3yr. No entanto, as três parcelas apresentaram uma evidente redução em 2013 quando comparado a 2011, sendo de 47% (0,88 $m^2.m^2$) para a B1yr, 79% (1,83 $m^2.m^2$) para B3yr e 56% (2,4 $m^2.m^2$) para a Controle. Em contrapartida, houve uma recuperação em 2014 na B1yr de 174% (1,70 $m^2.m^2$), na B3yr 479% (2,31 $m^2.m^2$) e na Controle de 58% (1,09 $m^2.m^2$). Apenas a parcela B3yr apresentou outra queda em 2015 de 53% (1,49 $m^2.m^2$). Tanto na borda (Figura 9B) quanto no interior da floresta (Figura 9C), foi observado uma recuperação do LAI ao longo do tempo, sendo mais acentuado na B3yr.

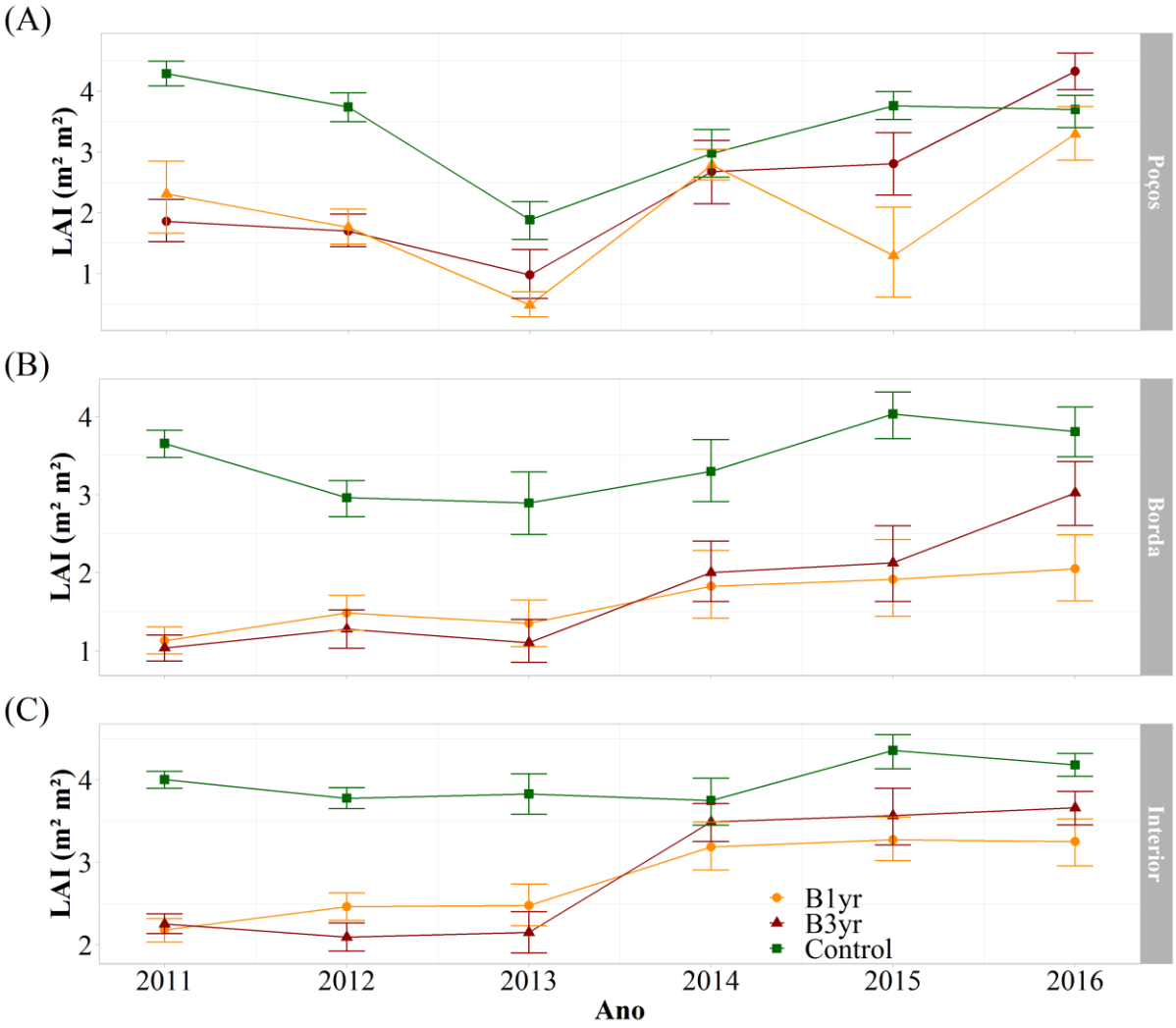


Figura 9. Comportamento do Índice de Área Foliar (LAI) envolta dos poços (A), na borda (200 m) (B) e no interior (C) dos transectos de resistividade. As barras em torno de cada média indicam o intervalo de confiança de 95%.

4. DISCUSSÃO

4.1 Resgatando as hipóteses

Nossos resultados mostraram que não houve uma clara diferença nos valores de VWC pós-fogo, tanto no solo superficial quanto no solo profundo, entre as parcelas queimadas e não queimada. Ao contrário da nossa expectativa inicial (H1), as mudanças na dinâmica, estrutura e na diversidade das parcelas queimadas não interferiram no montante de água disponível no solo. Apesar de não observarmos um claro acúmulo de água nos solos (VWC) nos primeiros anos pós-fogo e nem uma redução ao longo do tempo, nossos resultados

evidenciaram um crescente aumento no uso da água pela vegetação (transpiração diária) no solo profundo (Figura 7). Em contraste a hipótese 1, encontramos um forte efeito da seca extrema de 2015/2016 no VWC, principalmente nos tratamentos do fogo (H2), onde exigiu maior tempo para a recarga de umidade até 8 m. Inicialmente, nossos resultados sugerem que o montante de água no solo não foi um fator limitante à recuperação da vegetação até o momento, visto que as áreas queimadas rapidamente recuperaram as trocas líquidas de água após 7 anos do fim do experimento do fogo (Brando et al., 2019a). Esse aumento nas trocas líquidas de água foi acompanhado pelo aumento no índice de área foliar das parcelas queimada (Figura 9). Além disso, nós registramos absorção de um grande volume de água aos 8 m de profundidade, sugerindo que a vegetação de transição possa ser capaz de absorver água a elevadas profundidades devido à alta demanda evaporativa dessa vegetação. Esse aumento no uso da água, até mesmo na área Controle, sugere uma possível resposta da vegetação ao aumento de condições estressantes, como sugerido aumentar nas próximas décadas. Por fim, a alteração da distribuição de chuva a um nível crítico na escala regional, provocada pelos fatores de degradação, poderá declinar criticamente o volume de umidade do solo e reduzir a capacidade de suporte em relação à manutenção e recuperação das florestas de transição.

4.2 Hipótese 1

Nossa hipótese que as florestas queimadas apresentariam maior VWC (H1) nos primeiros anos pós-fogo (2011 e 2012) não foi corroborada, o que pode ser explicado por dois fatores principais. Primeiro, o evento de seca extrema ocorrido em 2010 no sudeste da Amazônia (Lewis et al., 2011; Brando et al., 2014; Feldpausch et al., 2016), pode ter impossibilitado o acúmulo de umidade nos anos seguintes. Segundo, o rápido recobrimento pós-fogo da vegetação nas parcelas queimadas pode ter resultado em um maior uso da água pela vegetação (Brando et al., 2019). Ambos os processos tendem a operar simultaneamente em direção contrária as nossas expectativas, anulando possíveis diferenças entre os tratamentos em relação ao acúmulo de umidade. É importante ressaltar que, a expressiva mudança na estrutura da vegetação registrada nas parcelas queimadas é em decorrência da mortalidade de grandes árvores, que ainda ocorre vários anos após o término do experimento (Brando et al., 2014, 2019). Isso é resultado da combinação dos eventos de seca, os efeitos de bordas e as tempestades de vento que potencializaram a mortalidade de árvores já fragilizadas pelo fogo nos últimos anos (Silvério et al., 2019). Com isso, a contínua queda de grandes árvores possibilitou a invasão e o estabelecimento de vegetação herbácea exótica nas áreas de

menor cobertura de copa (Silvério et al., 2013; Brando et al., 2019a). Entretanto, todas essas alterações na estrutura da vegetação não interferiram no montante e no padrão interanual do VWC. Além disso, ainda não sabemos ao certo como essas mudanças na comunidade vegetal poderão alterar o balanço hídrico do solo e seu feedback com o clima em escala local e regional. Essas incertezas aumentam com a chegada e recrutamento de novas espécies arbóreas características de ambientes savânicos, pois depende tanto da capacidade de enraizamento, quanto de sua eficiência no uso da água em resposta ao aumento da demanda evaporativa.

4.3 Hipótese 2

Em nossa área de estudo, a seca climatológica de 2015/2016 (H2) resultou em um déficit de cerca de 721 mm na precipitação média anual. Esse evento de seca extrema promoveu a redução de quase 170 mm em todo o perfil do solo das parcelas queimadas e cerca de 100 mm na parcela Controle (Figura 5), além de uma persistência de ~130 dias com os valores mais negativos de umidade do solo nas parcelas queimadas. Com uma evapotranspiração média em torno de 100 mm nos meses de seca, essa redução de umidade no perfil do solo pode impactar fortemente o funcionamento das florestas de transição. Além da redução da umidade do solo, as secas extremas acarretam aumentos na temperatura do ar e no déficit de pressão de vapor do ar, que conjuntamente causam a mortalidade de árvores (Novick et al., 2016). Outra das principais implicações das secas está no tempo de recuperação da floresta. Como destacado por Schwalm et al. (2017), o tempo de recuperação funcional da floresta amazônica é longo (> 4 anos). Isso significa que se a recorrência dos episódios de seca se tornar mais curta do que o tempo exigido na recuperação do dossel, a floresta de transição amazônica poderá se tornar um ecossistema em estado de degradação permanente, com fortes impactos no sumidouro de carbono terrestre. As previsões dos modelos climáticos para a Amazônia caminham nessa direção, sugerindo secas com maior frequência e intensidade, além de um aumento na duração da estação seca (Davidson et al., 2012; Yang et al., 2018). Com um intervalo de apenas 4 anos entre cada evento, as três grandes secas do início do século XXI (2005, 2010, 2015/2016) parecem sinalizar uma possível e preocupante mudança na variabilidade da umidade do solo. Por enquanto, em nossa área de estudo parece ter ocorrido uma recuperação na recarga do solo profundo. Mas caso ocorra um rompimento desse mecanismo de recarga de umidade do solo, a resiliência da floresta amazônica poderá ficar comprometida (Broedel et al., 2005). Por fim, uma vez que a umidade do solo apresenta um forte impacto na vegetação em áreas de transição (Seneviratne

et al., 2010), esses déficits hídricos poderão ser ainda mais agravantes nos ecótonos entre Amazônia e o Cerrado.

4.4 Profundidade

O solo mais seco no primeiro metro é provavelmente em decorrência da maior presença de raízes finas e os microrganismos que induzem uma maior absorção e uso da água, além da maior macroporosidade que facilita a drenagem superficial (Nesptad et al., 1994, Jipp et al., 1998; Lepch, 2012; Brady e Weil, 2012). Já o padrão de umidade do solo profundo é a combinação entre as propriedades físicas do solo (baixa permeabilidade, percolação mais lenta) com a estratégia das plantas em absorver umidade durante a estação seca. Por exemplo, a textura argilosa registrada em nossa área de estudo permite uma maior retenção de água, e está fortemente relacionado ao padrão úmido estável do solo (Hillel 1988; Metzger et al., 2017). Já o efeito da vegetação na variação sazonal da umidade profunda pode ser visto no claro padrão de secamento e de recarga no solo entre 2 e 8 m de profundidade (Figura 3). Essa absorção no solo profundo mantém a evapotranspiração nos meses de seca, diminuindo o estres hídrico no dossel dessas florestas de transição. Nossas observações também sugerem que, devido ao claro uso de água aos 8 m, é razoável supor que a floresta esteja absorvendo umidade abaixo do posicionamento máximo de nossos sensores. Esse comportamento também tem sido reportado em outras áreas do sudeste da Amazônia (Nepstad et al., 1994; Davidson et al., 2011).

4.5 Implicações gerais dos resultados

Nossos resultados têm implicações importantes para as florestas de transição e para o sudeste da Amazônia. A persistência de um solo seco promovido pela seca de 2015/2016, como observado em nossa área de estudo, pode apresentar implicações negativas no sumidouro de carbono acima e no próprio solo em escala regional e global (Gentine et al., 2019; Green et al., 2019), e até mesmo no padrão de precipitação (Guillod et al., 2015). Ainda não está claro o impacto cumulativo de secas naturais na umidade do solo e a sua consequência na vegetação, mas as secas simuladas mostraram que a floresta amazônica pode inverter de sumidouro para emissor de carbono para a atmosfera em poucos anos (Nepstad et al., 2007, Brando et al., 2008). Mas o curto intervalo entre as três últimas grandes secas sinaliza que a observação de eventos cumulativos (e com prováveis reduções abruptas na umidade do solo) não está mais distante no cenário atual da Amazônia (Lovejoy e Nobre, 2018, 2019). Se o aumento no uso da água pela transpiração no período de seca se estender

para o sul da Amazônia, é provável que a sobrecarga na umidade do solo exija mais tempo para recarregar o solo profundo, afetando os processos biofísicos da superfície em escala regional. Essa exigência de água pode ficar ainda mais comprometida se as chuvas seguintes fornecerem apenas uma recarga parcial no solo profundo. Essa suposição vai em direção ao já relatado aumento da estação seca para o sul da Amazônia (Davidson et al., 2012). Inicialmente isso parece significar que, mesmo que o desmatamento pare, as mudanças climáticas já possuem força suficiente para levar essas florestas a experimentar condições hídricas mais estressantes. Entretanto, é necessário pesquisas sobre esse comportamento em escala regional ou maior. Por fim, a poderosa sinergia dos incêndios florestais em combinação com os eventos de seca extremos atua na direção de aumentar a variabilidade da umidade do solo, aumentando ainda mais as incertezas na recuperação dos estoques de carbono pelas florestas amazônicas já degradadas.

5. CONCLUSÃO

Nossos resultados mostraram que apesar da grande mudança na dinâmica, estrutura e composição da floresta queimada, não houve um claro acúmulo de umidade nos anos pós-fogo, e nem uma redução com o recobrimento após 9 anos do término do experimento. Entretanto, o aumento no uso da água no solo profundo parece indicar condições estressantes para a floresta. Além disso, a redução de quase 200 mm na coluna d'água, devido ao evento de seca, poderá ficar mais recorrente e sobrecarregar a recarga de umidade no solo profundo. Por fim, o montante de umidade do solo até o momento pareceu permitir a recuperação e manutenção da floresta, mas com o aumento do desmatamento e as mudanças climáticas, a resiliência das florestas de transição poderá ficar fortemente comprometida.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 536, 2018.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. 1–5, 2007.

ARAGÃO, L. E. O. C. Environmental science: The rainforest's water pump. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 217–218, 2012.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. 1–5, 2007.

BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; BRANDO, P.M.; CURRAN, L.M.; PORTELA, O.; CARVALHO Jr., O.C.; LEFEBVRE, P. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2276–2287, 2008.

BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; BRANDO, P.M.; PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J.D.; CARVALHO Jr., O. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 68–77, 2011.

BARTON, K. **MuMIn**: **Multi-Model Inference**. R package version 1.43.17, 2020. https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn

BONAN, G. B. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 2008.

BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347 LP – 6352, 2014.

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; DAVIDSON, E. A.; et al. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1839–1848, 2008.

BRANDO, P. M.; SILVÉRIO, D.; MARACAHIPES-SANTOS, L.; et al. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO2 and H2O fluxes. **Global Change Biology**, v. 25, n. 9, p. 2855–2868, 2019.

BRANDO, P. M.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; et al. The gathering firestorm in southern Amazonia. **Science advances**, v. 6, n. 2, 2020. American Association for the Advancement of Science.

BRADY, N. C.; WEIL, R. **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos**. Bookman; 3ª edição. p. 716. 2012.

BROEDEL, E.; TOMASELLA, J.; CÂNDIDO, L. A.; VON RANDOW, C. Deep soil water dynamics in an undisturbed primary forest in central Amazonia: Differences between normal years and the 2005 drought. **Hydrological Processes**, v. 31, n. 9, p. 1749–1759, 2017.

DAVIDSON, E. A.; DE ARAÚJO, A. C.; ARTAXO, P.; et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321–328, 2012.

DAVIDSON, E.; LEFEBVRE, P. A.; BRANDO, P. M.; et al. Carbon Inputs and Water Uptake in Deep Soils of an Eastern Amazon Forest. **Forest Science**, v. 57, n. 1, p. 51–58, 2011.

ENTEKHABI, D.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.; CASTELLI, F. Mutual interaction of soil moisture state and atmospheric processes. **Journal of Hydrology**. v. 184, n. 1-2, p. 3-17, 1996.

FELDPAUSCH, T. R.; PHILLIPS, O. L.; BRIENEN, R. J. W.; et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 964–982, 2016.

GENTINE, P.; MASSMANN, A.; LINTNER, B. R.; et al. Land-atmosphere interactions in the tropics - A review. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 23, n. 10, p. 4171–4197, 2019.

GIARDINA, F.; KONINGS, A. G.; KENNEDY, D.; et al. Tall Amazonian forests are less sensitive to precipitation variability. **Nature Geoscience**, p. 1–5, 2018. Springer US.

GREEN, J. K.; SENEVIRATNE, S. I.; BERG, A. M.; et al. Large influence of soil moisture on long-term terrestrial carbon uptake. **Nature**, v. 565, n. 7740, p. 476–479, 2019.

GUILLOD, B. P.; ORLOWSKY, B.; MIRALLES, D. G.; TEULING, A. J.; SENEVIRATNE, S. I. Reconciling spatial and temporal soil moisture effects on afternoon rainfall. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 6443, 2015.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. Academic Press, San Diego, 1998. 771p.

JIPP, P. H.; NEPSTAD, D. C.; CASSEL, D. K.; REIS DE CARVALHO, C. Deep Soil Moisture Storage and Transpiration in Forests and Pastures of Seasonally-Dry Amazonia. **Climatic Change**, v. 39, n. 2, p. 395–412, 1998.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de Pedologia**. São Paulo. Oficina de Textos. 2011, 456p.

LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554 LP – 554, 2011. Disponível em: <http://science.sciencemag.org/content/331/6017/554.abstract>.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, p. 1–2, 2018.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point: Last chance for action. **Science Advances**, v. 5, n. 12, p. 4–6, 2019.

MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; et al. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169 LP – 172, 2008.

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: Causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 3, p. 1033–1050, 2016.

MARKEWITZ, D.; DEVINE, S.; DAVIDSON, E.A.; BRANDO, P.; NEPSTAD, D.C. Soil moisture depletion under simulated drought in the Amazon : impacts on deep root uptake. **New Phytol**, v.18, n. 3, p. 592–607, 2010.

MCDOWELL, N.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.; et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 851–869, 2018.

MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.; et al. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, v. 368, n. 6494, 2020.

METZGER, J.C.; WUTZLER, T.; VALLE, N.D.; FILIPZIK, J.; GRAUER, C.; LEHMANN, R.; ROGGENBUCK, M.; SCHELHORN, D.; WECKMÜLLER, J.; KÜSEL, K.; TOTSCHE, K.U.; TRUMBORE, S.; HILDEBRANDT, A. Vegetation impacts soil water content patterns by shaping canopy water fluxes and soil properties. **Hydrological process**, v. 31, n. 22, p. 3783-3795, 2017.

MITTELBACH, H.; SENEVIRATNE, S.I. A new perspective on the spatio-temporal variability of soil moisture: temporal dynamics versus time-invariant contributions. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n.7, p. 2169–2179, 2012.

NAGY, R.C.; PORDER, S.; NEILL, C.; BRANDO, P.; QUINTINO, R.M.; NASCIMENTO, S.A. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1725–1738, 2015.

NEPSTAD, D. C.; DE CARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; et al. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, n. 6507, p. 666–669, 1994.

NEPSTAD, D. C.; TOHVER, I. M.; DAVID, R.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, 2007.

NOBRE, C.; SAMPAIO, G.; BORMA, L.; et al. Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 39, 2016.

NÓBREGA, C. C.; BRANDO, P. M.; SILVÉRIO, D. V.; MARACAHIPES, L.; DE MARCO, P. Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 450, n. July, 2019.

NOVICK, K. A.; FICKLIN, D. L.; STOY, P. C.; et al. The increasing importance of atmospheric demand for ecosystem water and carbon fluxes. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 11, p. 1023–1027, 2016.

OLIVEIRA, R.S.; BEZERRA, L.; DAVIDSON, E.A.; PINTO, F.; KLINK, C.A.; NEPSTAD, D.C.; MOREIRA, A. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, n.4, p. 574–581, 2005.

PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L.; et al. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344 LP – 1347, 2009.

ROBINSON, D.A.; JONES, S.B.; WRAITH, J.M.; OR, D.; FRIEDMAN, S.P. A Review of Advances in Dielectric and Electrical Conductivity Measurement in Soils Using Time Domain Reflectometry. **Vadose Zone Journal**, v. 2, n. 4, p. 444, 2003.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

ROCHA, W.; METCALFE, D.B.; DOUGHTY, C.E.; BRANDO, P.; SILVÉRIO, D.; HALLADAY, K.; NEPSTAD, D.C.; BLACH, J.K.; MALHI, Y. Ecosystem productivity and carbon cycling in intact and annually burnt forest at the dry southern limit of the Amazon rainforest (Mato Grosso, Brazil). **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 25–40, 2014.

RODELL, M.; HOUSER, P. R.; JAMBOR, U.; et al. The Global Land Data Assimilation System. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 85, n. 3, p. 381–394, 2004.

SCHWALM, C. R.; ANDEREGG, W. R. L.; MICHALAK, A. M.; et al. Global patterns of drought recovery. **Nature**, v. 548, n. 7666, p. 202–205, 2017. Nature Publishing Group. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature23021>. .

SCHWINGSHACKL, C.; HIRSCHI, M.; SENEVIRATNE, S.I. Quantifying spatiotemporal variations of soil moisture control on surface energy balance and near-surface air temperature. **Journal of Climate**, v. 30, n. 18, p. 7105–7124, 2017.

SENEVIRATNE, S.I.; CORTI, T.; DAVIN, E.L.; HISCHI, M.; JAEGER, E.B.; LEHNER, I.; ORLOWSKY, B.; TEULING, A.J. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 99, n. 3–4, p. 125–161, 2010.

SILVÉRIO, D.V.; BRANDO, P.M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PUTZ, F.E.; MARRA, D.M.; LEVICK, S.R.; TRUMBORE, S.E. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667, 2018.

SOLANDER, K. C.; NEWMAN, B. D.; CARIOCA DE ARAUJO, A.; et al. The pantropical response of soil moisture to El Niño. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 24, n. 5, p. 2303–2322, 2020.

SOUZA, A. P. DE; LIMA, L.; ZAMADEI, T.; et al. Classificação Clim_Tica E Balanço H_Drico Climatológico No Estado De Mato Grosso in Mato Grosso State , Brazil. **Nativa**, , n. 1948, p. 34–43, 2013.

STAAL, A.; VANNES, E.; SCHEFFER, M.; et al. Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 6, 2018.

TAPLEY, B. D.; BETTADPUR, S.; RIES, J. C.; THOMPSON, P. F.; WATKINS, M. M. GRACE measurements of mass variability in the Earth system. **Science**, v. 305, n. 5683, p. 503–505, 2004.

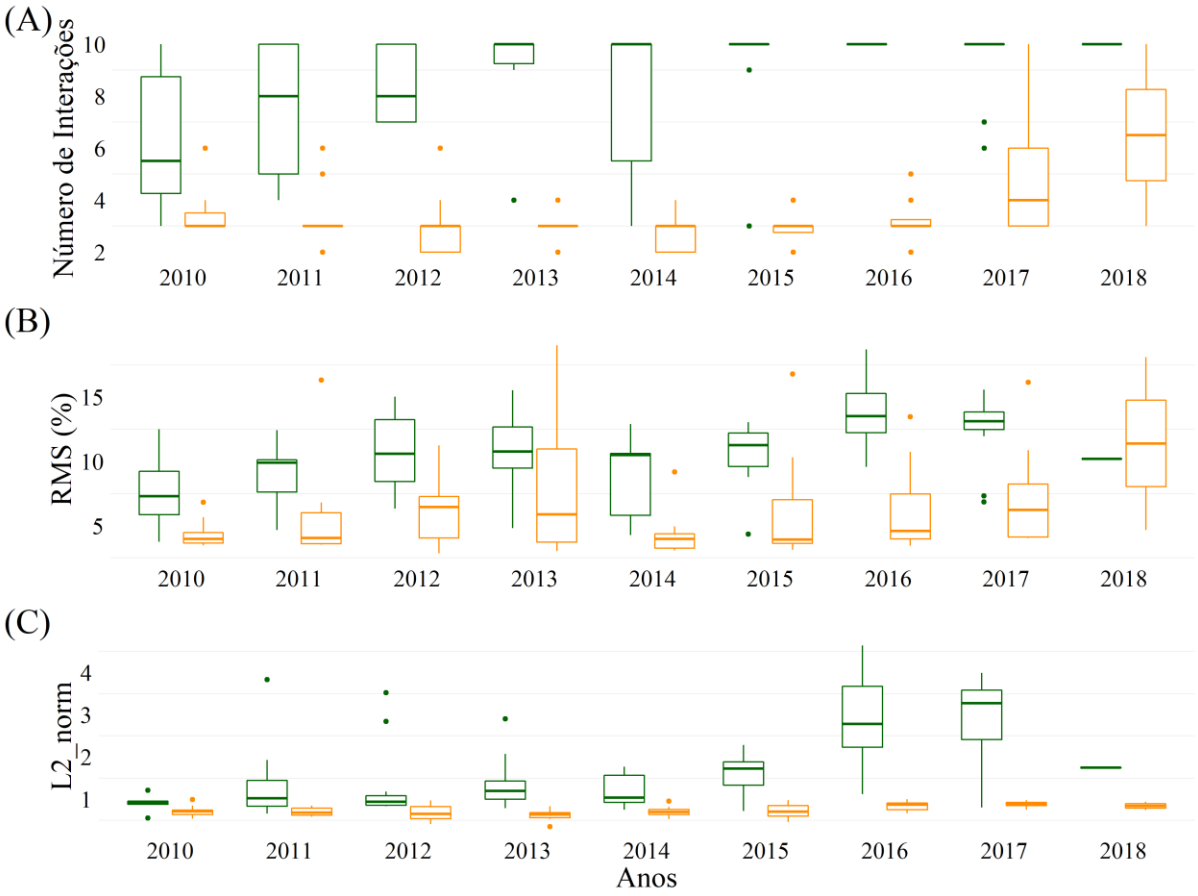
TARIFA, J.R. Mato Grosso: Clima–Análise e Representação Cartográfica; Entrelinhas: Cuiaba, Brasil, 2011; pp. 69–96.

TRUMBORE, S.; BRANDO, P.; HARTMANN, H. Forest health and global change. **Science**,

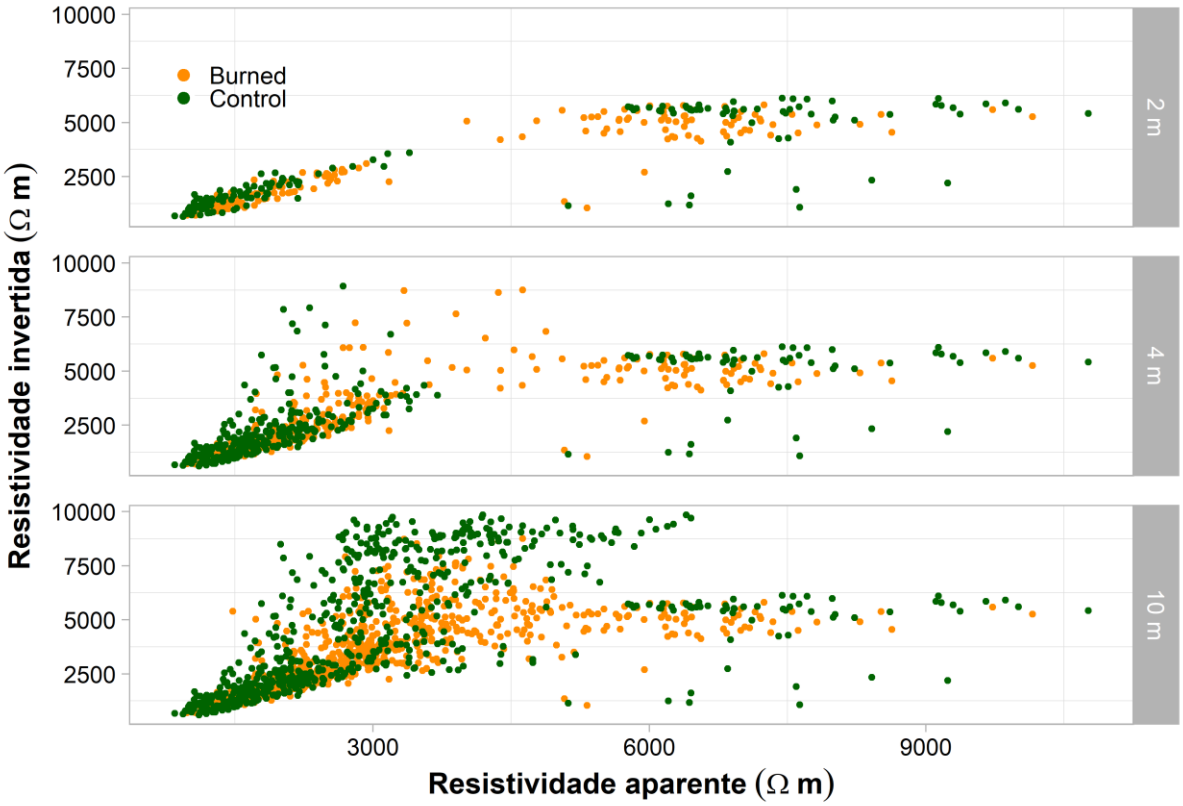
v. 349, n. 6250, p. 814–818, 2015.

YANG, J.; TIAN, H.; PAN, S.; et al. Amazon drought and forest response: Largely reduced forest photosynthesis but slightly increased canopy greenness during the extreme drought of 2015/2016. **Global Change Biology**, v. 24, n. 5, p. 1919–1934, 2018.

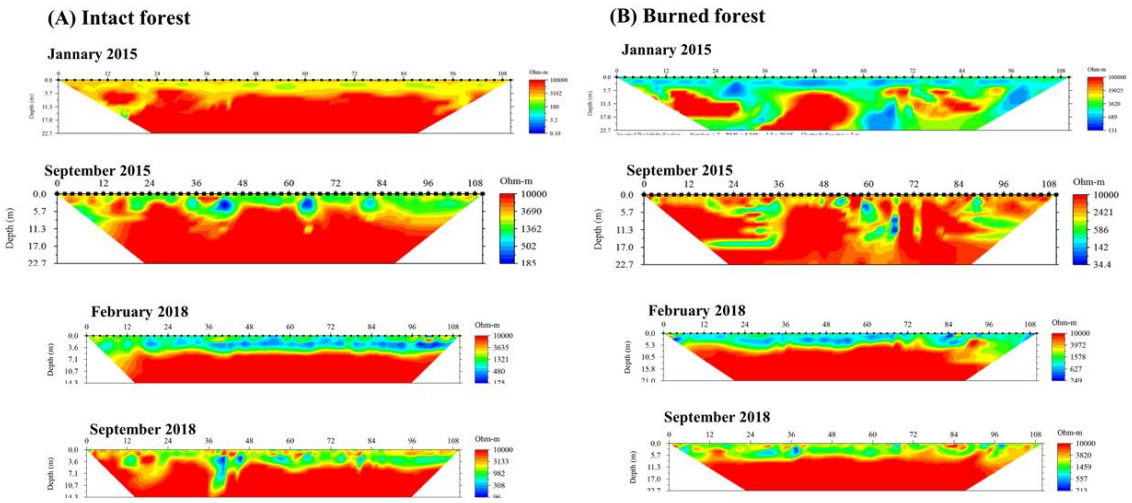
7. APÊNDICE



Apêndice 2. Medidas dos erros do modelo de inversão. A: Número de interações para linearizar e melhorar os parâmetros do modelo de inversão. B: Erro de Raiz Quadrada Média (RMSE %). C: Soma dos Erros de Dados Ponderados ao Quadrado (L2-Norm). Esses valores consideraram toda a profundidade de investigação da resistividade (±22 m).



Apêndice 3. Relação linear da resistividade aparente e invertida aos 2, 4 e 10 m de profundidade.

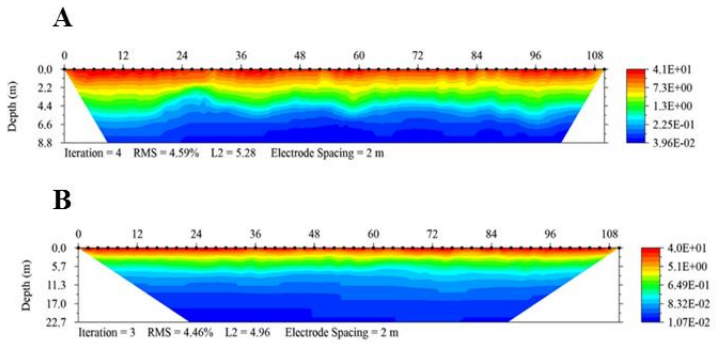


Apêndice 4. Comportamento da resistividade invertida nas duas florestas para o ano mais seco (2015) e o ano mais úmido (2018), assim como nos meses mais seco e úmido.

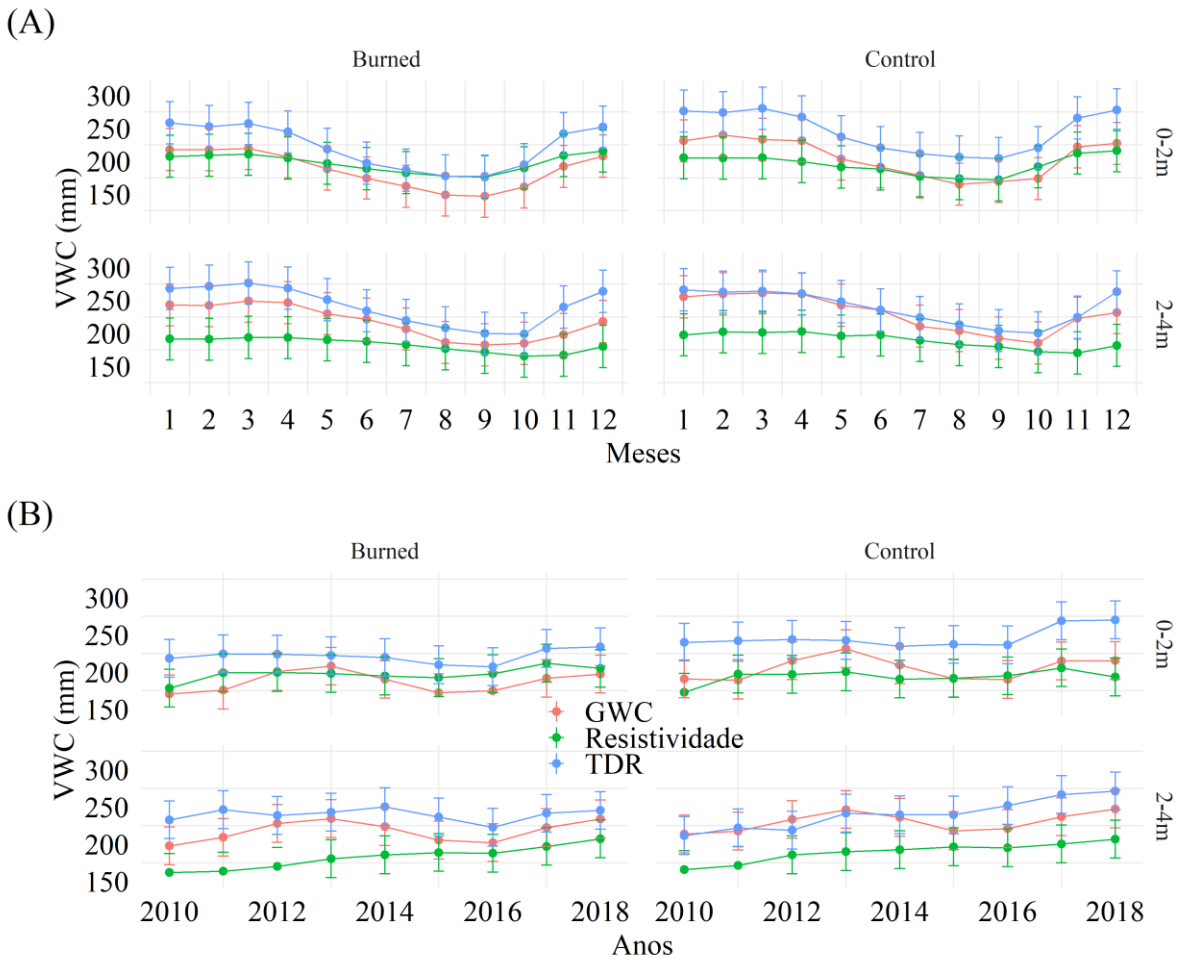
Apêndice 5. Granulometria da dos poços K04 (floresta controle) e Mutum (área agrícola) até a profundidade de nove metros obtidos da Fazenda Tanguro, no município de Querência, Mato Grosso, Brasil.

Poço K04 — Floresta controle				
Profundidade (m)	**Areia (%)**	**Silte (%)**	**Argila (%)**	**Classe textural**
0.3	40	7	53	Argilosa
0.5	38	8	54	Argilosa
1.0	37	9	54	Argilosa
2.0	39	13	48	Argilosa
3.0	22	9	69	Muito argilosa
4.0	27	5	68	Muito argilosa
5.0	26	2	72	Muito argilosa
6.0	28	6	66	Muito argilosa
7.0	21	16	63	Muito argilosa
8.0	28	16	56	Argilosa
9.0	31	17	52	Argilosa
Média	31	10	60	**Argilosa**
Poço Mutum — Área agrícola				
0.3	15	13	72	Muito argilosa
0.5	16	8	76	Muito argilosa
1.0	17	10	73	Muito argilosa
2.0	16	10	74	Muito argilosa
3.0	28	16	57	Argilosa
4.0	23	17	60	Muito argilosa
5.0	20	19	61	Muito argilosa
6.0	14	12	73	Muito argilosa
7.0	19	18	64	Muito argilosa
8.0	10	19	72	Muito argilosa
9.0	11	13	76	Muito argilosa
Média	17	14	69	**Muito argilosa**

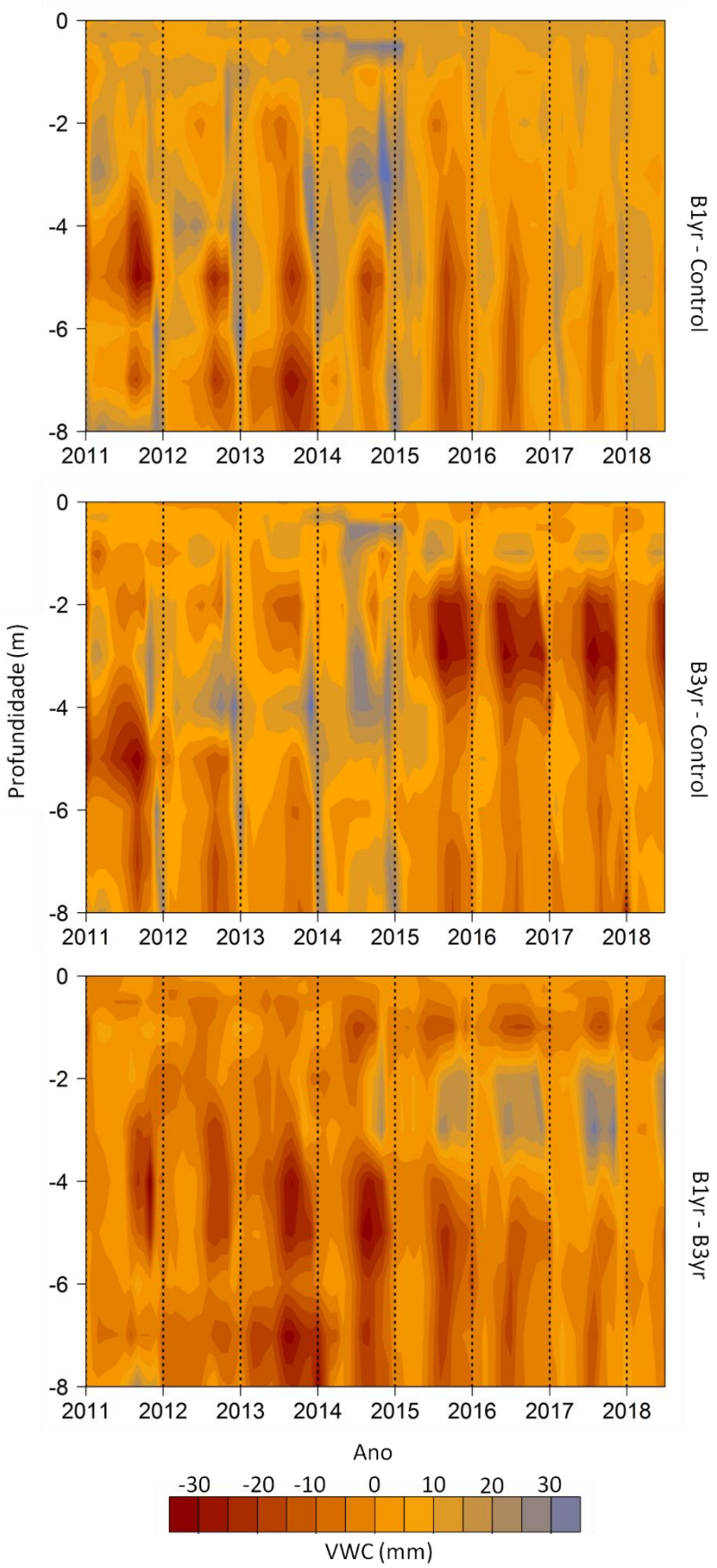
A classificação da textura do solo seguiu os critérios do triângulo textural proposto pela Embrapa (2006).



Apêndice 6. Sensibilidade do modelo de inversão na floresta intacta (A) e queimada (B). Da cor vermelha para o azul, indica forte e fraca sensibilidade do modelo, respectivamente. A menor profundidade (±8 m) na floresta controle do transecto curto refere-se à remoção de dados ruidosos que ocorreram em maior profundidade. Esses perfis referem-se as medidas do mês de março de 2017.



Apêndice 7. Dados de umidade do solo (mm por m^3) pelos métodos GWC (referência), TDR e Corrente Direta (resistividade) até 4 m de profundidade. Os dados de umidade estimados pelo método DC foram obtidos pelo modelo até 2 m.



Apêndice 8. Diferença entre os perfis de umidade (mm). B1yr: queimada anualmente. B3yr: queimada trienalmente.

Apêndice 9. Resultado das melhores combinações dos preditores de efeito fixo do modelo global em predizer a dinâmica do VWC do solo até nove metros em florestas transicionais do sudeste amazônico, município de Querência, Mato Grosso, Brasil.

Nm	Int	Drought	treat	Drought:treat	df	logLik	AICc	delta	weight
124	263.84	+	+	+	9	-169.37	340.58	0	0.98
128	263.66	+	+		7	-170.03	34.147	894.68	0.01
92	265.21	+			5	-170.45	341.916	133.662	0.001
96	262.40		+		6	-175.79	352.79	122.147	2.96-13
*1	263.95				4	-176.20	353.21	12.629	3.71E-14

Nm= número do modelo, Int = intercepto, T = tratamentos (Control, B3yr, B1yr), df = graus de liberdade, * = modelo nulo com apenas o intercepto, logLink = logaritmo de máxima verossimilhança, AICc = critério de informação segundo Akaike.

Apêndice 10. Resumo do modelo selecionado com as melhores combinações dos preditores fixos em predizer a dinâmica da umidade volumétrica do solo até quatro metros em florestas transicionais do sudeste amazônico e área agrícola no município de Querência, Mato Grosso

Preditores fixos	**Coeficientes**	**Erro padrão**	**Inter de conf 95%**		**Valor t**
			L. inf	**L. sup**	
(Intercept)	323.86	2.11	319.72	327.99	153.47
treatB3yr	198.64	3.61	-5.08	9.05	0.55
treatControl	-397.52	2.69	-9.25	1.30	-1.47
DroughtSeca	-227.01	3.07	-28.72	-16.67	-7.38

‘8. ANEXOS

Anexo 1. Permissividade dos constituintes do solo e em grandes texturas do solo de acordo com Curtis e Defandorf, 1929, citado por Noborio, 2001.

Material	Constante dielétrica
Água	80 a 20°C
Ar	1
Gelo	3 a 5°C
Basalto	12
Granito	7 – 9
Arenito	9 –11
Barro seco	3,5
Areia seca	2,5