

Revista Brasileira de Cartografia (2016), N° 68/7: 1385-1395
Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto
ISSN: 1808-0936

ESTIMATIVAS FUTURAS DE DESMATAMENTO E EMISSÕES DE CO₂ EQUIVALENTE NO OESTE BAIANO

Estimates of Future Deforestation and Emissions of CO₂ Equivalent in the West of Bahia

**Yuri Botelho Salmona¹, Artur Orelli Paiva²
& Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi³**

¹Universidade de Brasília - UnB

Departamento de Geografia

Campus Universitário Darcy Ribeiro, Brasília - DF, 70910-900

yuri@cerrados.org

²Universidade de Brasília- UnB

Departamento de Ecologia

Campus Universitário Darcy Ribeiro, Brasília - DF, 70910-900

arturorelli@hotmail.com

³Universidade de Brasília- UnB

Departamento de Engenharia Florestal

Campus Universitário Darcy Ribeiro, Brasília - DF, 70910-900

ematricardi@gmail.com

Recebido em 7 de Agosto, 2015/Aceito em 15 de Fevereiro, 2016

Received on August 7, 2015/ Accepted on February 15, 2016

RESUMO

A velocidade do avanço das fronteiras agrícolas no Cerrado, juntamente com a baixa inserção de critérios ambientais no planejamento territorial têm implicado, entre outros impactos, na perda da representatividade vegetacional e em emissões de CO₂ equivalente. Dentre as fronteiras agrícolas mais dinâmicas está o oeste da Bahia, onde foram desmatadas de 2002 a 2010 mais 1 milhão de hectares, o que corresponde a um incremento de 37,6% da área desmatada desta região. Cabendo questionar qual a tendência de desmatamento futura e as respectivas emissões. Para tanto, foi modelado um cenário de predição de mudança de uso e cobertura do solo (*Land Use and Cover Change – LUCC*) até o ano 2050, combinado com a estimativa de emissões de CO₂ equivalente advindas dessas mudanças do uso do solo. Os resultados demonstraram que a taxa de desmatamento tende a oscilar próximo à média observada, 122 mil hectares por ano (1%), afetando a representatividade dos tipos de vegetação, como as Florestas Estacionais Semidecíduais Montana e Savanas Estépicas Arborizada com Floresta, que tendem a ter sua extensão resumida, respectivamente, a 9% e 19% da área que ocupavam em 2002. Já as emissões de CO₂ foram estimadas em cerca de 29 milhões toneladas por ano, somando mais de 1.1 bilhões de TCO₂ de 2010 a 2050. Essas estimativas evidenciam a importância de se implementar um cenário de governança capaz de se fortalecer alternativas a tendência de desmatamento e a mitigação de emissões.

Palavras-chave: Modelagem de Predição de Mudança do Uso e Cobertura do Solo, Emissões de CO₂, Oeste da Bahia, Desmatamento.

ABSTRACT

The expressive agricultural frontiers expansion into the Brazilian Savanna, coupled with disregard of the environmental criteria in land planning, results in the vegetation representativeness loss and its respective CO₂ emissions. The western of the Bahia Brazilian state is one of the most dynamic agricultural frontiers of the Brazilian Savanna, where were deforested over 1 million hectares between 2002 to 2010, which corresponds to an increase of 37.6% of the deforested land in this region. It leads to questions about the future trend of deforestation and their CO₂ emissions. For answering this question, a land use and cover change (LUCC) scenario was modeled up to 2050 combined with the respective equivalent CO₂ emissions estimation deriving from these land use changes. The results highlighted that the deforestation rate tends to oscillate close to the observed average of 122.000 hectares per year (1%). The deforestation continuity over time would impacts the vegetation type representativeness such as the Montana's Seasonal Semi deciduous Forests and the Forested Steppe Savannas, which tended to reduce their extension to respectively 9% and 19% of the occupied area in 2002. The CO₂ emissions were estimated about 29 million tons per year, totaling more than 1.1 billion t CO₂ between 2010-2050. These estimates evidence the importance of implementing a governance scenario able to strengthen the alternatives to deforestation trend and the mitigating emissions.

Keywords: Land Use and Cover Change Modeling, CO₂ Emissions, Bahia's Western, Deforestation.

1. INTRODUÇÃO

As mudanças de uso e cobertura do solo têm afetado significativamente aspectos-chave dos sistemas terrestres (LAMDIN *et al.*, 2001) entre eles o clima global. O desmatamento contribui com até 17% das emissões globais de CO₂ antropogênico (BACCINI *et al.*, 2012), sendo a segunda maior causa de emissões (WERF *et al.*, 2009). As atividades agropecuárias são as que mais provocam mudança na cobertura do solo; até 1990, cerca de 34% da cobertura terrestre não oceânica era ocupada por agricultura ou pecuária. As savanas foram especialmente afetadas, tendo sido convertidas em áreas de cultivo e pastagem à metade de suas extensões originais (GOLDEWIJK, 2001).

O Cerrado, a savana mais biodiversa, não foge à regra. Mesmo com cerca de 5% da riqueza biológica global, (ALHO & MARTINS, 1995), tem sido intensamente ocupado, até o ano de 2010 restavam apenas 50,8% da cobertura vegetal original (CSR/IBAMA, 2011b). Esse alto grau de antropização aliado ao grande número de espécies endêmicas lhe conferiram o status de *hotspot* da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000).

As mudanças no uso da terra no Cerrado se devem majoritariamente a expansão das fronteiras agrícolas, voltadas à exportação e à pecuária extensiva (MUELLER & MARTA JR., 2008); o que teve como uma das consequências a emissão de 64,5 TGC no período de 2002 e 2008 (IBAMA/CSR, 2009), contabilizando somente a biomassa acima do nível do solo (SAWYER, 2009).

Frente à rápida conversão de habitat ocorrida nos últimos anos e suas consequentes emissões de gases do efeito estufa (GEE), foram acordados compromissos internacionais visando reduzir as emissões de GEE. Um exemplo foi o evento da 15ª Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, em 2009, em que o governo brasileiro se comprometeu a reduzir entre 36,1% e 38,9% as emissões de GEE projetadas até 2020. Posteriormente, essa meta foi ratificada em lei nacional, estimulando a criação do Plano Agricultura de Baixo Carbono –ABC, que prevê implementação de práticas como a recuperação de pastagens, plantio direto e tratamento de dejetos para minimizar as emissões da produção agropecuária.

Para atingir o objetivo de redução de emissões estima-se que seja necessário reduzir em pelo menos 40% as emissões provenientes do desmatamento no Cerrado (MMA, 2010). O que significa repensar e planejar a ocupação das áreas de fronteira agrícola no Cerrado, em especial as mais dinâmicas, como o oeste baiano. Neste contexto, de acelerada ocupação e compromissos climáticos, foram elaborados cenários futuros de ocupação/desmatamento e respectivas emissões de GEE, como forma de subsidio a discussão das alternativas a mitigação das emissões de GEE provenientes da mudança do uso do solo e a proteção dos diferentes tipos de vegetação ameaçados em fronteiras agrícolas. Para tanto, utilizou-se de um modelo de predição de mudança de uso e cobertura do solo (*Land Use*

and Cover Change – LUCC) para desenvolver cenários de alteração da paisagem dos vinte e dois municípios (11,6 milhões de hectares) do Extremo Oeste baiano, até o ano 2050, em períodos de dez em dez anos. Os cenários e os resultantes combinados com os dados de estimativa de emissões de CO₂ equivalente advindas da mudança do uso do solo. Ademais, foram discutidas medidas alternativas ao cenário tendencial de mudança de uso e cobertura do solo

1.1 Área de Estudo

O oeste baiano é das regiões mais pujantes no agronegócio brasileiro. Desde a década de 1980, a região tem atraído mais intensamente agricultores, em especial do Sul do Brasil (BRANDÃO, 2010), que lá encontraram terras com baixos valores, planas, irrigáveis, com solo de fácil correção, estações bem definidas e com apoio do governo iniciaram o cultivo de grãos, sobretudo a soja (PASSOS *et al.*, 2010).c

Atualmente os incentivos estatais ao agronegócio no oeste baiano se concentram na infraestrutura de escoamento, materializados na construção da Ferrovia de Integração Oeste Leste, através do Programa de Aceleração do Crescimento – PAC, que deve ligar os municípios de Barreiras e São Desiderio a Ilhéus, no litoral. Além de outras políticas que deram e continuam dando condições para a expansão das atividades agropecuárias na região.

A área ocupada pela agricultura na região aumentou 352% de 1985 a 2005, em especial no Planalto (Chapadão), em direção ao leste: passou de apenas 225mil hectares em 1985 para 1,8 milhões de hectares em 2008 (SANO *et al.*, 2011). Já a pecuária se sobressai no vale entre Barreiras e São Desiderio, se expandido por Formosa do Rio Preto, Santa Rita de Cássia e imediações.

Por outro lado, os investimentos em conservação não seguiram a mesma tendência. Apesar de a região ter sido indicada como prioritária para a conservação da biodiversidade (MMA/SBF, 2002), desde 2006 nenhuma unidade de conservação pública foi instituída. Hoje o oeste da Bahia conta com apenas seis unidades de conservação, sendo apenas duas de proteção integral.

Tendo em vista o acelerado ritmo de supressão da cobertura nativa na região e as

consequentes emissões de dióxido de carbono equivalente (CO₂e), cabe questionar qual a tendência de desmatamento na região e sua contribuição com os gases do efeito estufa (GEE). Segue abaixo o mapa indicando o contexto da área de estudo (Figura1).

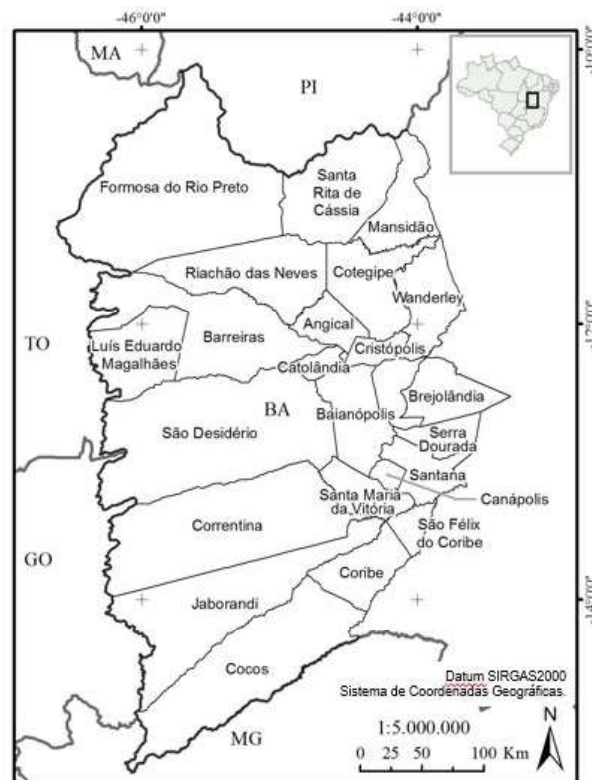


Fig. 1 - Área de Estudo, municípios do Extremo Oeste Baiano.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Com o avanço das geotecnologias, tanto a elaboração de cenários de mudança de uso do solo (LUCC) quanto a estimativa das emissões de CO₂ e advindas dessas mudanças, se tornaram importantes ferramentas para o planejamento da ocupação do território (VELDKAMP & LAMBIN, 2001).

Para a elaboração de um cenário futuro de uso e cobertura do solo (paisagem t₃) é inicialmente feita a análise de mudança de uso do solo ocorrida entre dois períodos conhecidos da mesma área (t₁ e t₂), conjuntamente com variáveis espaciais correlacionadas com a mudança a ser observada (VALDIVIESO & SENDRA, 2010). Essas variáveis alimentam uma rede neural que identifica os padrões associados ao desmatamento observado e projeta uma paisagem (t₃) para um período no qual se tenha um mapeamento

conhecido (t_3). Isto permite uma validação do modelo. Então baseado na probabilidade de desmatamento encontrada pela rede neural, são definidas por uma Cadeia de Markov as taxas de desmatamento de cada período e projetados cenários futuros, conforme resumido na Figura 2.

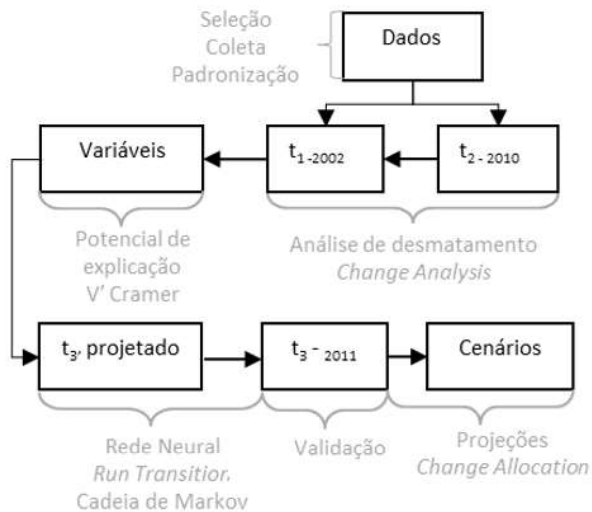


Fig. 2 - Fluxograma simplificado da modelagem de predição de mudança de uso do solo.

Para a modelagem de mudança de uso do solo foi utilizado o sistema Land Change Model (LCM) do programa IDRISI TAIGA, desenvolvido pela Clark University (EASTMAN, 2009). O limite de análise adotado foi a mesorregião do Extremo Oeste baiano.

Primeiramente, foram coletados e padronizados os dados de entrada para o modelo. O mapeamento de uso e cobertura do solo de 2002 foi recortado dos dados elaborados pelo IBAMA no contexto do projeto PMDBBS dos anos de 2002(t_1), 2010(t_2) e 2011(t_3). As variáveis selecionadas relacionadas ao desmatamento estão listadas abaixo, com suas respectivas fontes e escala (tabela 1). Esses dados foram padronizados, convertidos para o formato *raster*, pixel (500m), projeção Policônica, Datum SIRGAS2000, tendo como escala final a menor escala dos dados de entrada.

Os mapas de uso do solo do Oeste baiano, do ano de 2002 e 2010 foram analisados quanto à mudança do uso do solo ocorrida no período (função *Change analysis*). Posteriormente, o conjunto de variáveis espaciais foi testado quanto ao seu poder de explicação da mudança detectada no intervalo (associação entre as variáveis). O teste de V' Cramer (ϕ), baseado no teste do qui-

quadrado, apresentou resultados variando de 0 a 1, sendo 0 equivalente a nenhuma associação (neste caso, sem poder de explicação) e 1 totalmente associado. Valores acima de 0,40 foram considerados úteis para o modelo (EASTMAN, 2006; VALDIVIESO & SENDRA, 2010).

Tabela 1: variáveis relacionadas ao desmatamento usadas no modelo. Respectivas fontes e escalas

Tema	Fonte	Ano	Escala
Uso e cobertura do solo	IBAMA	2002-2011	1:250.000
Áreas Inundáveis	IBGE	2000	1:1.000.000
Distância de Rodovias	IBGE	2009	1:250.000
Altimetria	NASA	2000	1:450.000
Unidades de Conservação	MMA	2011	1:250.000
Distância de Rios	ANA	2008	1:250.000
Distância de Cidades	IBGE	2000	1:250.000
Pluviosidade	Wordclim	2000	1:1.000.000
Declividade	SRTM	2000	1:450.000

Na fase *Run Transitor Sub-Model*, a rede neural propriamente dita, foram selecionados aleatoriamente pixels onde houve mudança de uso do solo entre 2002 e 2010 e computados os valores de cada variável nesses locais, assim identificando padrões (fase de treinamento). Esses padrões foram distribuídos pela rede por meio de nós reforçando os que se repetem (fase de aprendizagem). Assim, a rede varreu todos os pixels onde houve transição de uso do solo, adquirindo informação, testando (até 10.000 interações). Ao fim foi gerado um mapa de probabilidade de desmatamento, o *soft prediction*, onde as áreas sob combinações de valores de variáveis que representam maior propensão ao desmatamento são identificadas como de maior probabilidade de serem desmatadas.

Já a probabilidade do montante de área a ser considerada desmatada para cada período projetado foi determinada por uma cadeia de Markov, que analisa por meio de uma matriz de probabilidade de transição (*soft prediction*) o estágio atual do sistema para definir a probabilidade de distribuição dos valores de transição (processo aleatório discreto) (GUAN *et al.*, 2008). Definida a porção a ser desmatada entre t_2 e t_3 , foi executada a função *Change Allocation*

que produziu o mapa projetado propriamente dito (t₃') para o ano de 2011 (*hard prediction*).

O mapa t₃, projetado foi comparado com o mapa t₃ (*validate*) produzido com base em imagens de 2011. Essa comparação foi feita por meio de uma matriz de confusão da qual se extraiu o índice de exatidão global e o Kappa, a fim de validar o resultado do modelo. Na sequência foram projetados cenários de uso e cobertura do solo provável dos anos 2020, 2030, 2040 e 2050, todos com base nos padrões espaciais encontrados nas fases anteriores.

A estimativa de emissões de GEE, foi obtida a partir da mensuração de biomassa acima do solo realizado por Baccini *et al* (2012), que ao combinarem imagens LiDAR com dados de campo, puderam extrapolar a estimativa de biomassa para diferentes tipos de vegetação, com erro estimado de 10% (BACCINI *et al.*, 2012).

A biomassa subterrânea foi calculada a partir da relação entre a proporção de biomassa acima do solo e abaixo do solo (razão raiz/parte aérea), a qual é estimada em 0,28 para tipologias florestais (MOKANY *et al.*, 2006) e 1,0 para tipologias savânicas (ABDALA *et al.*, 1998). Essas proporções por sua vez foram atribuídas aos diferentes tipos de vegetação da região de acordo com o mapeamento PROBIO. Para converter os valores de biomassa em carbono e calcular os seus respectivos estoques, utilizou-se o coeficiente de 0,5. Tal valor tem sido tradicionalmente utilizado para se referir ao conteúdo de carbono existente na matéria seca lenhosa (CHAVE *et al.*, 2005). Em seguida, calculou-se as emissões de CO₂ e multiplicando-se os estoques de carbono por 44/12, referente à proporção entre a massa molecular do dióxido de carbono (CO₂) e a massa molecular do átomo de carbono (C).

Por fim, a estimativa de emissões de dióxido de carbono para os períodos futuros foi obtida combinando em SIG as áreas indicadas como prováveis a serem desmatadas, segundo o modelo de predição de mudança de uso do solo. Os dados foram apresentados em CO₂e, a qual fornece um padrão universal de medida para se avaliar o impacto dos GEE.

3. RESULTADOS

Segundo o mapeamento de uso e cobertura do solo foram antropizados até 2002 mais de

2,9 milhões de hectares, 24,9% do território dos municípios analisados. De 2002 a 2010, foram desmatados mais 1 milhão de hectares (9,4% da área dos municípios), um incremento de 37,6% da área desmatada. Neste período o município com maior taxa de desmatamento foi Formosa do Rio Preto, com 15% de sua área, seguido de Laborandi (13%) e Correntina (12%).

Á análise de V' Cramer indicou que todas as variáveis testadas têm relação relevante com o desmatamento do período de aprendizado (2002 a 2010). Nesse teste todas as variáveis obtiveram valores acima de 0,40, portanto, demonstrando sua contribuição para o modelo (EASTMAN, 2006; EASTMAN, 2009; VALDIVIESO & SENDRA, 2010), conforme a tabela 2.

Tabela 2: v' de cramer das variáveis usadas no modelo, indicando o potencial de explicação de cada variável para o desmatamento observado

Variáveis	V' Cramer
Altimetria	0,70
Distância de Cidades	0,65
Declividade	0,66
Distância de Estradas	0,65
Áreas Inundáveis	0,57
Pluviosidade	0,70
Distancia de Rios	0,59
Unidades de Conservação	0,66

O modelo de predição de mudança de uso do solo produziu um mapa t₃, plausível, conforme indicado pela acurácia geral de 72,23% (na fase *Run Transition*), exatidão global de 96,28% e índice kappa de 0,92, auferido na matriz de confusão, comparando o mapeamento de 2011, com o projetado para 2011 (t₃). O que valida os cenários projetados pelo modelo.

Segundo os cenários elaborados nesse estudo há uma tendência de serem desmatados 4,8 milhões de hectares na região, de 2010 até 2050 o equivalente a 41,8% da área total, restando cerca de 2,7 milhões de hectares de vegetação nativa, ou seja, 23,9% da área. O que significa uma taxa média de 1,0 % ao ano (122 mil ha). O período com menor taxa seria entre 2030 e 2040, 845 mil há, e a maior taxa ocorreria entre 2040 e 2050, com mais de 1,6 milhões hectares. O avanço estimado da ocupação pode ser visto na Figura 3.

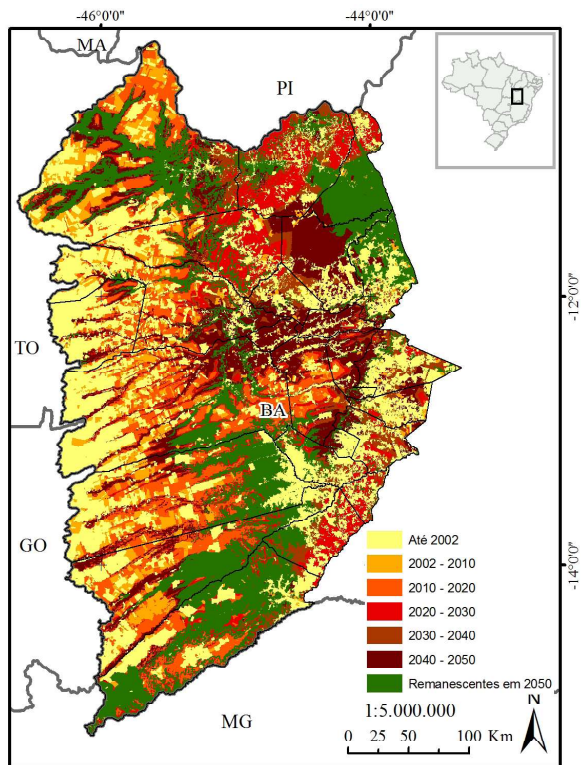


Fig. 3-Área desmatada até 2010 e projeção de desmatamento do Oeste Baiano até 2050.

Segundo o modelo, a frente agropecuária tende a ocupar primeiramente (2010 a 2020) os municípios de São Desidério e Jaborandi, convertendo respectivamente 19,8% e 19,5%, respectivamente, da cobertura vegetal nativa, continuando a tendência observada. De 2020 a 2030, tende haver uma divisão da frente de agropecuária, uma centrada em Santa Rita de Cassia, desmatando 33,5% da área do município e outra em São Félix do Coribe (34,3%). Posteriormente (de 2030 a 2040), essas duas frentes se diluem pelos municípios vizinhos, mas evidentemente por Santana, que tende desmatar nesse período 24,7% de seu território e Angical, 25,6%. No último período há uma unificação dessas duas frentes, com maior concentração de desmatamento em Cristinópolis e Catolândia, que devem ocupar, respectivamente, 59,5% e 73,6% do município com agropecuária. Essas tendências podem ser observadas nas figuras 4 e 5.

Seguindo a metodologia proposta por Baccini *et al* (2012) o presente trabalho contabilizou um estoque de aproximadamente 2,07 bilhões de TCO₂e em 2002 na região estudada.

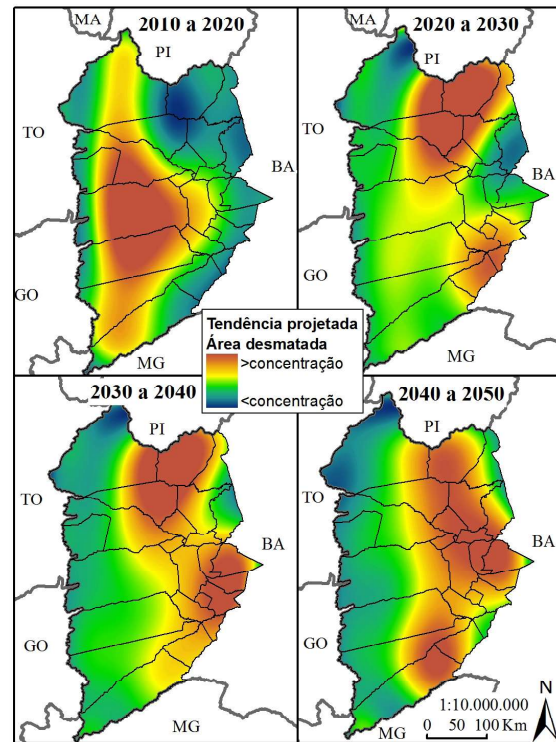


Fig. 4 - Tendência de desmatamento por década, de 2010 a 2050. Áreas em tons de vermelho concentram mais áreas desmatadas. Sugerindo avanço do desmatamento em direção ao leste.

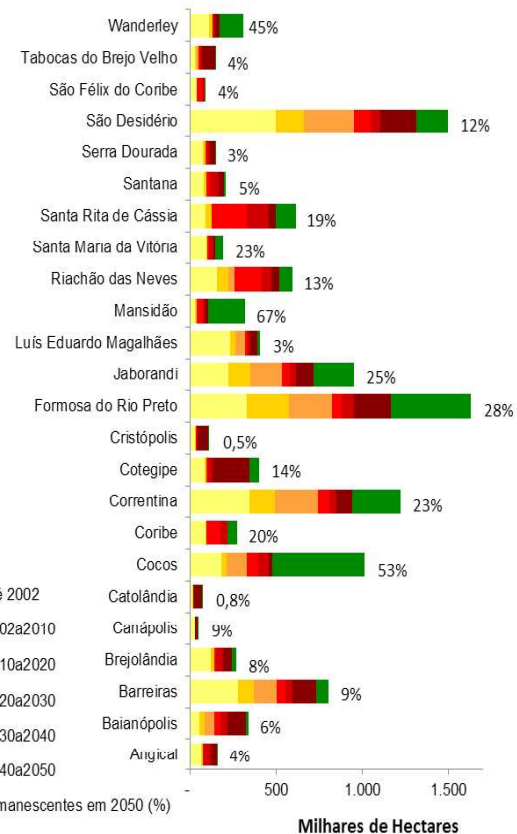


Fig. 5 - Proporção de área estimada a ser desmatada por município até 2050.

A formação predominante na região, Savana Arbórea sem floresta de Galeria, tende a ser a mais desmatada, perdendo cerca de 72,2% (3,4 milhões de ha) da área que ocupava em 2002; conseqüentemente, a que mais emitirá CO₂e, 843 milhões TCO₂e. A formação Savana Florestada mesmo não tendo sido a mais desmatada (643 mil hectares, 70,4% de sua área em 2002) tende a ser a segunda, gerando emissão de 234 milhões de TCO₂e devido à alta densidade estimada de 363 toneladas de CO₂e por hectare. Já as Savanas Arbóreas com floresta de Galeria têm indicativos de perder mais 194 mil hectares (46,4%) e emitir 44 milhões de TCO₂e.

Cabe salientar que formações como as Florestas Estacionais Semidecíduais Montana e Savanas Estépicas Arborizada com Floresta tendem a ter sua extensão resumida, respectivamente, a 9% e 19% da área que ocupavam em 2002, como apresentado na Figura 6.

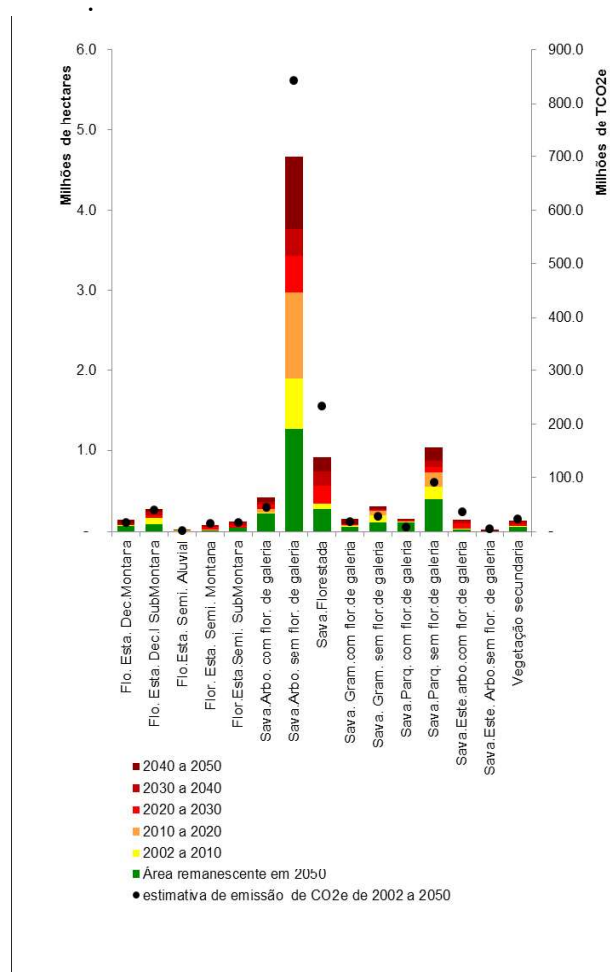


Fig. 6 - Montante estimado de área desmatada e CO₂e emitido e remanescente de cada tipo vegetação entre o período de 2002 a 2050.

De 2010 a 2050 estima-se que sejam emitidos cerca de 1,4 bilhões de TCO₂e, de maneira quase proporcional ao ritmo do desmatamento, o equivalente a 68,5% do CO₂e estocado na região em 2002. A figura 7, demonstra a estimativa e projeção de emissões e desmatamento.

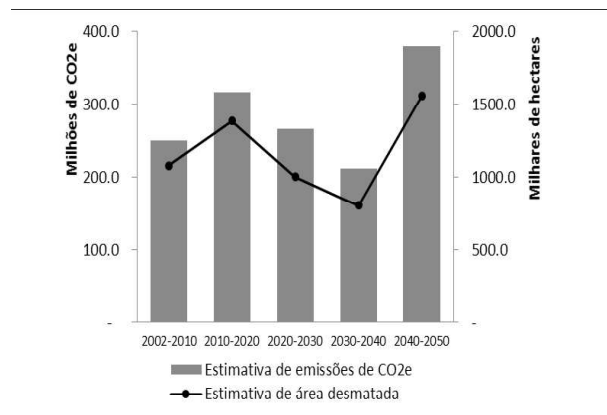


Fig. 7 - Estimativa de desmatamento e emissões de Dióxido de Carbono equivalente na área de estudo de 2010a 2050.

4. DISCUSSÃO

Modelos de predição de mudança do uso do solo têm se mostrado uma importante ferramenta para o entendimento dos processos de mudança do uso do solo e seus vetores (VELDKAMP & LAMBIN, 2001). No caso de fronteiras agropecuárias com crescente demanda por terra, como oeste baiano, o desafio da gestão territorial exige proatividade por parte dos gestores. Esses podem por meio do LUC ter uma visão panorâmica de médio e longo prazo, ampliando a capacidade de planejamento territorial; seja para selecionar a ocupação de novas áreas, direcionar ações de comando e controle ou implementar conservação *in situ*. O que possibilita ordenar vetores de expansão antes de se tornarem irreversíveis, direcionar ações de fiscalização em áreas na iminência de serem ilegalmente ocupadas, ou criando Unidades de Conservação para proteger habitats em ameaça. Como foi iniciado na Colômbia, onde o governo em parceria com instituições de pesquisa e ONGs fizeram um largo estudo sobre as tendências e padrões espaciais do desmatamento no País (GONZÁLES *et al.*, 2011).

Já a assertividade do modelo leva em conta diversos fatores, em especial o entendimento

das variáveis envolvidas e da qualidade da representação dessas (VELDKAMP & LAMBIN, 2001). Fronteiras com grandes propriedades, produção tecnificadas, focada na monocultura de *commodities*, como o oeste da Bahia, se expandem usualmente sobre alguns critérios espaciais comuns, tais como; áreas planas, próximas a estradas e a áreas recentemente ocupadas, conforme incorporado no presente modelo. No entanto, dados locais e precisos podem enriquecer o entendimento do contexto e aperfeiçoar o modelo. Daí a importância do investimento na produção de dados, como: custo da terra, aptidão agrícola, traçado de futuras rodovias, mapeamentos de uso e cobertura detalhados, zoneamentos regionais e municipais, planos de manejo de Unidades de Conservação entre outros.

Quanto as estimativas de estocagem de Carbono em ambientes naturais, cabe destacar que as incertezas associadas as estimativas têm sido cada vez menores devido a estudos que validam local e regionalmente as estimativas, conciliando dados de campo e imagens de satélite, como os casos dos trabalhos de Silva & Baptista (2015) e Oliveira & França (2011).

Outro fator importante para o planejamento do uso e ocupação de uma região são as questões legais. No caso da área do presente estudo, as alterações do novo Código Florestal, aprovado pela Lei nº12.727 de 17 de outubro de 2012, passam a ser a maior fonte de incertezas e com consequências práticas para o planejamento do uso da região de estudo. Atualmente, a região tem um ativo ambiental (superávit de vegetação nativa), atendendo o previsto na nova legislação (SOAREAS-FILHO *et al.*, 2014). Assumindo a disponibilidade legal de áreas naturais para a conversão para outros usos da terra associada ao custo de oportunidade da terra numa região de interesse, é presumido o maior estímulo ao avanço sobre novas áreas de Cerrado. Acrescido a isso, a legislação ambiental em vigor permite também que áreas sejam desmatadas em determinados locais e a compensação da reserva legal seja feita em áreas distantes e menos valorizadas.

A média do desmatamento observado entre 2002 e 2010 no oeste da Bahia, foi o dobro (1,2%) do observado no mesmo período para o bioma todo (IBAMA/CSR, 2009; 2011), e

segundo o modelo a taxa continuará oscilando próximo ao 1% ao ano, nos próximos 40 anos. O que aumentará a demanda por mais insumos, como água para irrigação, sendo que atualmente a própria ocupação por atividades agropecuárias da região tem diminuído significativamente a capacidade de recarga do aquífero Uruçuí (principal fonte de água para irrigação da região) por meio da compactação do solo (GASPAR & CAMPOS, 2007).

Apesar de a agropecuária ser o setor com maior crescimento em 2013, 7% (IBGE, 2014) e representa mais de 22% do total do PIB nacional (IPEIADATA, 2014) a alta produtividade do oeste da Bahia e de outras fronteiras agrícolas brasileiras, não deve ser visto numa perspectiva imediatista exclusivamente financeira. O modelo de produção aplicado nessas fronteiras deve ser visto com cautela, pois entre outros aspectos, está baseado no baixo custo relativo das terras ainda cobertas por cerrado (ECONOMIST, 2010).

Com tudo há exemplos de arranjos de áreas agrícolas e áreas de vegetação nativa com benefícios financeiros mensurados. Como é o caso de produtores de café da Zona da Mata em Minas Gerais, que ao manter áreas de vegetação nativa favoreceram a polinização e com isso tiveram um aumento de produção de 14,6% (DE MARCO & COELHO, 2004). Assim como o arranjo de reservas legais a fim de formar corredores ecológicos, ou como mecanismo de implementação de diretrizes de Zoneamentos Ecológico Econômico - ZEE (Lei nº12.651, Art.14º) Além dos casos de benefício mais difuso com os relacionados à mitigação das mudanças climáticas promovido pela Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD) nas Unidades de Conservação Brasileiras, que estocam cerca de 2,8 bilhões de TCO₂e com valor estimado de 96 milhões de reais (MEDEIROS *et al.*, 2011).

Segundo a estimativa de emissões futuras de CO₂e, o oeste da Bahia não tende a colaborar com a reduções pretendida pelo governo brasileiro. Pois o ritmo de emissões deve se manter acima da média atual. A menos que sejam fortalecidas alternativas ao desmatamento, capazes de envolver os proprietários.

Dentro dessa perspectiva, vem ganhando força as iniciativas tidas como de “Agenda Positiva”, que agregam valor aos ativos

naturais. São programas de pagamento por serviços ambientais, cotas de reserva florestal, certificações ambientais e o já citado REDD. Esses mecanismos têm em comum o potencial para, mesmo que minimamente, incorporar parte das externalidades do ativo ambiental em questão, como bem explanado por Motta (2006).

A expansão da fronteira no oeste baiano pode então ser um território de oportunidade para implementação de tais mecanismos. A compensação de reservas legais extra propriedade pode viabilizar, por exemplo, Unidades de Conservação, possibilitando conservar áreas prioritárias contíguas; projetos de Produtores de Água podem proteger e recuperar áreas essenciais ao funcionamento do ciclo hidrológico da região e a por meio da certificação ambiental de *commodities* agrícolas é possível disputar mercados ambientalmente mais conscientes e mais rentáveis.

5. CONCLUSÃO

Os indicativos sobre as tendências de desmatamento e emissões do Oeste Baiano são preocupantes do ponto de vista ambiental. A taxa de desmatamento deve se manter próxima da média observada, avançando cerca de 122 mil hectares por ano (1%). Com exceção do período de 2030 a 2040, a taxa tende a ser superior, entre 1,2% a 1,4% ao ano. As emissões de CO₂ e tendem a acompanhar o desmatamento, emitindo cerca de 29 milhões de TCO₂e por ano.

Essas estimativas evidenciam que a implementação de técnicas de produção agropecuária de baixo carbono com as aplicadas na região (SANO *et al.*, 2011) devem vir acompanhados da redução do desmatamento de novas áreas. Pois a simples supressão de cerrado no oeste baiano tende emitir mais de 1.1 bilhões de TCO₂e de 2010 a 2050 e ameaçar significativamente a representatividade de formações vegetacionais entre outros impactos ambientais.

O planejamento territorial por meio da aplicação de ações de comando e controle e programas que valorizem ao Cerrado “em pé”, o aumento da eficiência agropecuária (BARRETTO *et al.*, 2013) e a reabilitação de áreas degradadas podem ser alternativas capazes de contradizer essas estimativas. Ações nesse sentido podem encontrar amparo no Planejamento Sistemático

da Sustentabilidade (PSS), discutido no âmbito do governo da Bahia. Em que se planeja os investimentos públicos e privados buscando integrar a manutenção de serviços ecossistêmicos e as demandas sócias, assumindo o desafio de mitigar conflitos envolvidos (DUTRA *et al.*, 2012). Operacionalmente o Cadastro Ambiental Rural associado a ações sistemáticas de fiscalização, programas de pagamento por serviço ambientais, aplicação do ZEE, programas de recuperação de nascentes e área de recarga podem ser ferramentas valiosas para garantir a perpetuação de reservas legais e áreas de preservação permanente conjugadas formando paisagens menos fragmentadas minimizariam os efeitos do avanço do desmatamento. O que tem especial importância numa região com poucas Unidades de Conservação, onde é possível compensar reservas legais fora da fronteira agrícola, o que poderia agravar ainda mais a fragmentação da paisagem.

Portanto há instrumentos legais, ferramentas e iniciativas capazes de apoiar uma estratégia de governança focada em produzir paisagens mais próximas de conciliar a produção e a conservação. No entanto, da mesma maneira que a ocupação de grande parte das fronteiras agrícolas ocorreram estimuladas pelo mercado e subsidias por programas estatais, a adoção de medidas de conservação de remanescentes de Cerrado em terras privadas e a mitigação das emissões por desmatamento tende a não ter a adesão na escala necessária, a não ser que seja demandada pelo mercado ou exigida pelo Estado.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos pelo apoio prestado: ao Departamento de Engenharia Florestal da UnB, ao CNPq e as pesquisadoras Romina Cardozo e Thalita Grande.

REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

ABDALA, G. C., CALDAS, L. S., HARIDASAN, M. & EITEN, G. Above and Below Ground Organic Matter and root: shoot ratio in a Cerrado in Central Brazil. **Sociedade Brasileira de Ecologia do Brasil**, p. 6, 1998.

ALHO, C. J. R. & MARTINS, E. S. **De Grão em Grão, o Cerrado Perde Espaço**. Brasília-DF: 1995.

- BACCINI, A., GOETZ, S. J., WALKER, W. S., LAPORTE, N. T., SUN, M., SULLAMENASHE, D., HACKLER, J., BECK, P. S. A., DUBAYAH, R., FRIEDL, M. A., SAMANTA, S. & HOUGHTON, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012. ISSN 1758-678X.
- BARRETTO, A. G., BERNDDES, G., SPAROVEK, G. & WIRSENIUS, S. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: an analysis of the 1975-2006 period. **Global Change Biology**, v. 19, n. 6, p. 1804-15, Jun 2013. ISSN 1354-1013 (Print).
- BRANDÃO, P. R. B. A formação territorial do Oeste Baiano: a constituição do “Além São Francisco” (1827-1985). **GeoTextos**, v. 6, n. 1, p. 35-50, 2010.
- CHAVE, J., ANDALO, C., BROWN, S., CAIRNS, M. A., CHAMBERS, J. Q., EAMUS, D., FOSLSTER, H., FROMARD, F., HIGUCHI, N., KIRA, T., LESCURE, J.-P., NELSON, B. W., OGAWA, H., PUIG, H., RIEÍRA, B. & YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, n. 145, p. 87-99, 2005.
- DE MARCO, P., JR. & COELHO, F. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures’ pollination and production. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1245-1255, 2004/06/01 2004. ISSN 0960-3115.
- DUTRA, G. F., FRANÇOIS-TIMMERS, J. F.-T., MESQUITA, C. A. B. M., BEDÊ, L. C. B., PINHEIRO, T. C. P. & PINTO, L. P. Biodiversidade e desenvolvimento na Bahia. **Bahia Análise e Dados**, v. 22, n. 3, p. 486-502, 2012.
- EASTMAN, J. R. **Tutorial Idrisi Andes**. IDRISI: 1-26 p. 2006.
- EASTMAN, J. R. **IDRISI Taiga Guide to GIS and Image Processing**: 336 p. 2009.
- ECONOMIST, T. The miracle of the cerrado. **The Economist**, 2010. Disponível em: < <http://www.economist.com/node/16886442> >. Acesso em: 04/04/2011.
- GASPAR, M. T. P. & CAMPOS, J. E. G. O Sistema Aqüífero Urucuia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 4, p. 216-226, 2007.
- GOLDEWIJK, K. K. Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 2, p. 417-433, 2001.
- GONZÁLES, J. J., SARMIENTO, A. A., ORREGO, A. H., C. RAMIREZ, CABRERA, D., E. VARGAS, G. GALINDO, GARCÍA, M. C. & ORDOÑEZ, M. F. **Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia**. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA & AMBIENTALES-IDEAM, M. Y. E.: 1-64 p. 2011.
- GUAN, D., GAO, W., WATARI, K. & FUKAHORI, H. Land use change of Kitakyushu based on landscape ecology and Markov model. **Journal of Geographical Sciences**, v. 18, n. 4, p. 455-468, 2008. ISSN 1009-637X 1861-9568.
- IBAMA/CSR. **Monitoramento do desmatamento no Cerrado, 2002 a 2008: Dados revisados**. Relatório Técnico: 1-69 p. 2009.
- IBAMA/CSR. **Monitoramento do Bioma Cerrado 2009-2010**. Relatório Técnico: 1-65 p. 2011.
- IBGE. PIB. 2014. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/pesquisa_resultados.php?indicador=1&id_pesquisa=4 >. Acesso em: 3/3/2014.
- IPEIADATA. PIB. 2014. Disponível em: < <http://www.ipeadata.gov.br/> >. Acesso em: 3/3/2014.
- LAMDIN, E. F., TURNER, B. L., GEIST, H. J., AGBOLA, S. B. & ANGELSEN, A. The causes of landuse and landcover changemoving beyond the myths. **Global Enviromental Change**, n. 11, p. 261-269, 2001.
- LUCIANAMARA TEMPONIDE OLIVEIRA & FRANÇA, G. B. Variações do parâmetro biofísico fapar ao longo do ano e sua utilização na indicação da atividade fotossintética. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n. 63, p. 85-92, 2011.

- MEDEIROS, R., YOUNG, C. E. F., PAVESE, H. B. & ARAÚJO, F. F. S. **Contribuição das Unidades de Conservação brasileiras para a economia nacional**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. p.44
- MMA. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado**. PPCerrado. MMA. Brasília: MMA. 1: 200 p. 2010.
- MMA/SBF. **Biodiversidade Brasileira**. Brasília: Centro de Informação e Documentação Luis Eduardo Magalhães – CID Ambiental, 2002. 404
- MOKANY, K., RAISON, R. J. & PROKUSHKIN, A. S. Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, v. 12, n. 1, p. 84-96, 2006. ISSN 1354-1013.
- MOTTA, R. S. D. A experiência com o uso dos instrumentos econômicos na gestão ambiental. **Megadiversidade**, v. 2, n. 1, p. 10-12, 2006.
- MUELLER, C. C. & MARTA JR., G. B. A agropecuária e o desenvolvimento sócio-econômico recente do Cerrado. **Simpósio Nacional Cerrado & Simpósio Savanas Tropicais**, p. 1-41, 2008.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENTS, J. Biodiversity hotspot for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- PASSOS, A. L. O., ROCHA, S. S. & HADLICH, G. M. Evolução do uso do solo e agronegócio na região oeste do estado da Bahia. **Cadernos de Geociências**, n. 7, p. 31-39, 2010.
- SANO, E. E., SANTOS, C. C. M. D., SILVA, E. M. D. & CHAVES, J. M. Fronteira agrícola do oeste baiano: considerações sobre aspectos temporais e ambientais. **Geociências**, v. 30, n. 3, p. 479-489, 2011.
- SAWYER, D. Fluxos de carbono na Amazônia e no Cerrado: um olhar socioecossistêmico. **Sociedade e Estado**, v. 24, n. 1, p. 149-171, 2009.
- SILVA, S. C. P. D. & BAPTISTA, G. M. D. M. Modelagens de sequestro florestal de carbono e dos conteúdos de CO₂ atmosférico com dados Hyperion em diferentes ambientes na Amazônia Brasileira. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n. 7, p. 1509-1521, 2015.
- SOAREAS-FILHO, B., RAJÃO, R., MACEDO, M., CARNEIRO, A., COSTA, W., COE, M., RODRIGUES, H. & ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, p. 363-364, 2014.
- VALDIVIESO, F. O. & SENDRA, B. Application of GIS and remote sensing techniques in generation of land use scenarios for hydrological modeling. **Journal of Hydrology**, v. 395, n. 3-4, p. 256-263, 2010. ISSN 00221694.
- VELDKAMP, A. & LAMBIN, E. F. Predicting landuse change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 85, p. 1-6, 2001.
- WERF, G. R. V. D., DEFRIES, D. C. M., R. S., OLIVIER, J. G. J., KASIBHATLA, P. S., JACKSON, R. B., COLLATZ, G. J. & RANDERSON, J. T. CO₂ emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, p. 737-738, 2009.