



Universidade Federal do Pará
Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental
Universidade Federal Rural da Amazônia
Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal

Jorge Cardoso de Azevedo

**Perspectiva sustentável para a exploração da agropecuária no arco do
desmatamento da Amazônia: mudanças no uso da terra e os estoques de C e N no
solo**

Belém

2022

JORGE CARDOSO DE AZEVEDO

**Perspectiva sustentável para a exploração da agropecuária no arco do
desmatamento da Amazônia: mudanças no uso da terra e os estoques de C e N no
solo**

Tese apresentada para obtenção do grau de
Doutor em Ciência Animal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Animal.
Universidade Federal do Pará. Empresa
Brasileira de Pesquisa Agropecuária -
Amazônia Oriental e Universidade Federal
Rural da Amazônia.

Orientador: Prof. Dr. Aníbal Coutinho do
Rêgo.

Coorientadores: Prof. Dr. Ricardo Andrade
Reis e Prof. Dr. Felipe Nogueira Domingues.
Área de concentração: Produção Animal.

Belém

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerado automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo autor

C268p Cardoso de Azevedo, Jorge.

Perspectiva sustentável para a exploração da agropecuária no arco do desmatamento da Amazônia: mudanças no uso da terra e os estoques de C e N no solo / Jorge Cardoso de Azevedo. — 2022. 73 f.: il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo

Coorientador(a): Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis

Coorientador(a): Prof. Dr. Felipe Nogueira Domingues

Coorientador(a): Prof. Dr. Felipe Nogueira Domingues

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Campus Universitário de Castanhal, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Castanhal, 2022.

1. Agricultura. 2. Uso da terra. 3. Floresta amazônica. 4. Pastagem tropical. 5. Carbono do solo. I. Título.

CDD 016.633202

Jorge Cardoso de Azevedo

**Perspectiva sustentável para a exploração da agropecuária no arco do
desmatamento da Amazônia: mudanças no uso da terra e os estoques de C e N no
solo**

Tese apresentada para obtenção do grau de
Doutor em Ciência Animal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Animal.
Universidade Federal do Pará. Empresa
Brasileira de Pesquisa Agropecuária -
Amazônia Oriental e Universidade Federal
Rural da Amazônia.

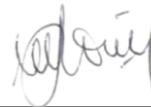
Belém-PA: 22/02/2022



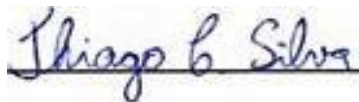
Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo (Orientador)
Universidade Federal do Ceará



Dr. Abmael da Silva Cardoso
University of Florida/IFAS



Profa. Dra. Maria Lucia Silveira
University of Florida/IFAS



Prof. Dr. Thiago Carvalho da Silva
Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA



Prof. Dr. Wilton Ladeira da Silva
Universidade Federal do Goiás- UFG

**“Se tudo parece estar sob controle,
então, você não está indo rápido o
suficiente”. Mario Andretti**

AGRADECIMENTOS

A minha esposa Luana Azevedo por sempre acreditar em mim e me incentivar mesmo quando eu não mereça.

Aos meus pais pela paciência que tiveram comigo, por terem me apoiado e nunca me deixaram desistir.

A família e meus amigos/irmãos, sem vocês essa jornada seria impossível.

A minha tia Ana Azevedo por sempre me incentivar, ser minha admiradora e enxergar o melhor de mim.

Aos meus orientadores Aníbal Coutinho do Rêgo e Abmael da Silva Cardoso, por terem se tornado além de orientadores, amigos. Se eu for como orientador metade do que vocês foram já estaria bom.

A Professora Ana Cláudia Ruggieri, ao Professor Ricardo Andrade Reis e a Universidade Estadual Paulista – Campus Jaboticabal pela oportunidade de trabalhar com pessoas referências na área da zootecnia.

A Universidade Federal do Pará, pela oportunidade de cursar o doutorado e pelo apoio concedido para a realização deste trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) através do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (PROCAD) Edital Nº 071 /2013, pelo apoio financeiro ao longo do curso.

Ao Instituto da Saúde e Produção Animal – ISPA (UFRA) pelo espaço cedido, equipamentos e material concedido.

Ao meu amigo Nauara Filho pelo apoio durante toda a realização desse trabalho.

Enfim, a todos que foram fundamentais para a realização direta, ou indireta para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	8
RESUMO GERAL	9
CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	11
1. Introdução.....	11
2. Revisão bibliográfica	12
2.1. Arco do desmatamento.....	12
2.2. Desmatamento e a sua correlação com a atual legislação da Amazônia	15
2.3. Quanto custará e quem pagará a preservação da floresta tropical amazônica?	19
2.4. Exploração seletiva de madeira em área de floresta	20
2.5. Carbono orgânico do solo.....	22
2.5.1. Estoques de Carbono do Solo.....	25
2.5.2. Mudança de uso da terra	27
2.5.2.1. Da floresta para o pasto.....	27
2.5.2.2. Do pasto para plantação.....	31
2.6. Fatores relevantes para correta estimativa do ECO do solo.....	35
2.6.1. Teor de argila	35
2.6.2. Densidade	36
2.6.3. Correção para massa do solo.....	36
2.6.4. Identificação do projeto experimental adequado e dos locais de coleta	37
Considerações finais	38
Referências bibliográficas	39
CAPÍTULO 2 - Mudanças no uso da terra afetam os estoques de C e N em solos no Arco do desmatamento na Amazônia	47
RESUMO	47
1. Introdução.....	48
2. Material e métodos	49
2.1. Caracterização do local de estudo	49
2.2. Caracterização dos sistemas experimentais	50
2.3. Validação das Cronossequências.....	51
2.4. Amostragem de solo	52

2.5. Concentração e estoque de C e N	52
2.6. Cálculos	53
2.7. Matéria orgânica leve em água (MOL)	54
2.8. Análise estatística	54
3. Resultados.....	55
3.1. Validação das Cronossequência	55
3.2. Carbono orgânico e nitrogênio do solo	56
3.3. Origem do carbono	58
3.4. Matéria orgânica leve e relação carbono nitrogênio.....	60
4. Discussão.....	61
4.1. Validação das Cronossequência	62
4.2. Carbono orgânico e nitrogênio do solo	63
4.3. Origem do carbono	66
4.4. Matéria orgânica leve e relação carbono nitrogênio.....	67
4.5. Desafios e lacunas de adotar a cronossequência	67
5. Conclusão	68
Referências bibliográficas	69

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Arco do desmatamento da Amazônia	12
Figura 2 - Taxas consolidadas de desmatamento anual por estado da Amazônia Legal Brasileira na série histórica do PRODES (em km ²)	13
Figura 3 - Quantidade de bovinos abatidos, no trimestre (Cabeças), 1º trimestre 1997 - 3º trimestre 2021	14
Figura 4 – Emissões totais de CO ₂ Brasileira	15
Figura 5 – Extração seletiva de madeira nobre na floresta amazônica (A - processo de extração e B – transporte)	21
Figura 6 – Coleta para análise de C do solo sistema de pimenta (A) e pasto (B) na região da Amazônia brasileira	32

CAPÍTULO 2

Figura. 1 - Densidade do solo (g cm ⁻³) no perfil de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica.....	55
Figura 2 - Concentração de carbono orgânico no perfil do solo (g C kg solo ⁻¹) de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica.....	56
Figura 3 - Concentração de N no perfil do solo (g N kg solo ⁻¹) de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica.....	57
Figura 4 - Abundância de ¹³ C no perfil do solo de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica.....	59
Figura 5 - Estimativa do carbono no perfil do solo de 0-100 cm derivado ECO do solo das áreas de floresta (C3-C), pimenta do reino (C3-C) e pastagem (C4-C)	60
Figura 6 - Relação carbono/nitrogênio no perfil do solo de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica.....	61

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Evolução histórica das legislações nacionais e a sua relação com o desmatamento na Amazônia legal (5.015.067,75 km ²)	16
Tabela 2 – Estoque de C em diferentes profundidades e precipitação na Amazônia	29

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Estoques ¹ de C e N no perfil do solo em 30 e 100 cm profundidade sob diferentes usos da terra região Amazônica.....	58
Tabela 2 - Fração leve da matéria orgânica no perfil do solo nas profundidades de 0 a 30 cm em diferentes usos da terra na região Amazônica.....	60

AZEVEDO, Jorge Cardoso de, D.Sc., Universidade Federal do Pará, Universidade Federal Rural da Amazônia, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, fevereiro de 2022. **Perspectiva sustentável para a exploração da agropecuária no arco do desmatamento da Amazônia: mudanças no uso da terra e os estoques de C e N no solo.** Orientador: Prof. Aníbal Coutinho do Rêgo. Coorientadores: Prof. Ricardo Andrade Reis e Prof. Felipe Nogueira Domingues.

RESUMO GERAL:

O Brasil destaca-se globalmente por ser um dos maiores emissores de dióxido de carbono (CO_2) do mundo, associado muitas vezes a mudanças no uso da terra e ao desmatamento principalmente do bioma amazônico. Devido ao aumento no preço das terras agrícolas nas demais regiões do país, nas últimas décadas a maior parte do avanço da fronteira agrícola tem ocorrido em direção a região Norte do Brasil (bioma Amazônico). Essa região de fronteira da Amazônia Legal é caracterizada por áreas suprimidas e conhecida como arco do desmatamento da Amazônia. Nessa região as sucessões típicas do uso da terra, como o uso de pastagens e agricultura podem afetar a dinâmica do carbono e nitrogênio no solo. Diante disso, a capacidade de absorção de C dos solos pode ser aumentada através da adoção de melhores práticas de manejo nos diferentes sistemas agropecuários. Assim consequentemente teríamos um aumento da concentração de C orgânico, melhorias nas propriedades químicas, físicas, biológicas e ecológicas do solo. Portanto, esse trabalho foi dividido em dois capítulos, em que o primeiro é uma revisão para avaliar como as diferentes práticas de uso e manejo da terra (agricultura, pecuária e floresta), afetam os estoques de C do solo na região Amazônica. O segundo possui o objetivo de determinar o efeito na mudança do uso da terra sobre os estoques de C (ECO) e N (ENO) orgânico em solos de áreas de pastagens nominais, agricultura e floresta tropical primária perturbada, no arco do desmatamento da Amazônia. Amostras foram tomadas para avaliar a textura, densidade, concentração de carbono orgânico e nitrogênio do solo. Além disso, foi avaliado estoques de C e N em 30 e 100 cm de profundidade, e abundância de ^{13}C isotópico. Todos os sistemas apresentaram uma textura de solo semelhante para o conteúdo de argila 293,8; 286,7; 240,0 g kg⁻¹. O sistema agrícola apresentou uma maior densidade que os demais apenas nas camadas superficiais (0-30 cm). A concentração de C e N na agricultura foi a menor que nos demais uso da terra. Os sistemas de pasto e floresta não diferiram entre si em relação aos SOC e ENO, mas foram

maiores do que a área de agricultura, independente da profundidade. A conversão da floresta em sistemas agrícola causa perdas de C e N. Sistemas de pastagem mantem o C e N armazenado no solo, sendo que parte do C3 oriundo da floresta é substituído pelo C4 em até 100 cm de profundidade do solo.

Palavra-chave: Agricultura, Desmatamento, Floresta amazônica, Pastagem tropical, Carbono do solo, Uso da terra

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1. Introdução

As atividades antropogênicas impactam cerca de 40% da superfície da Terra e quase todas as pastagens naturais foram convertidas para uso humano (92%), incluindo pastagens cultivadas e áreas de cultivo agrícola (LAL, 2018). Segundo o autor, o uso atual global total da terra consiste em 1.426 Mha de terras cultiváveis, 165 Mha de lavouras permanentes e 3.275 Mha de pastagens. Contudo os dados sobre o impacto dos referidos usos da terra em ecossistemas naturais e gerenciados, precisam ser melhorados por meio de metodologia padronizada em escala nacional e regional, conforme a possibilidade de cada país (IPCC, 2019).

O Brasil chama a atenção global como um dos maiores emissores de dióxido de carbono (CO₂) em virtude da mudança no uso da terra e do desmatamento da floresta amazônica. Preocupando com isso os demais países em virtude de ser o detentor da maior floresta tropical preservada do mundo (GALFORD et al 2013). Do total das emissões ocorridas no ano de 2020 no território brasileiro, 66,52% foram decorrentes a mudança de uso da terra e florestas e apenas 1,87% foi oriunda diretamente da agropecuária. (Estimativas de emissões e remoções de gases de efeito estufa - SEEG).

Além do desmatamento da floresta Amazônica a cada ano, vastas áreas florestais dos trópicos úmidos são perturbadas por extração seletiva e fragmentação do habitat (BERENGUER et al., 2014). Globalmente, a extração seletiva já afetou mais de 20% das florestas tropicais remanescente do mundo, sendo essa atividade algumas vezes contabilizada como floresta secundária, ou não é contabilizada (ASNER et al., 2009). Para compreender sobre as diferentes transformações da floresta Amazônica, é necessário contabilizar precisamente a emissão ou estoque de carbono do solo, independente do sistema de exploração.

Devido o encarecimento das terras agrícolas nas demais regiões do Brasil, nas últimas décadas grande parte do avanço da fronteira agrícola tem sido em direção a região Norte do Brasil (bioma Amazônico). Com destaque para o estado do Pará, que com 15.583.603 cabeças, possui o quinto maior rebanho do País (ABIEC, 2021). Atualmente, a agricultura também tem ganhado cada vez mais espaço na região Amazônica, segundo a FAESPA (2017) o Pará é líder na produção nacional de açaí, abacaxi, cacau, dendê, mandioca e pimenta do reino e nos últimos 10 anos a produção de soja teve um aumento de 700%.

A adoção das melhores práticas de manejo, com base na intensificação das pastagens, cobertura contínua do solo, rotações de cultura, manejo integrado de nutrientes e sem perturbação do solo, podem proteger o estoque de C e fortalecer os serviços ecossistêmicos (LAL, 2018). A crescente posição da Região Amazônica na agropecuária nacional tem ocasionado intensas mudanças no uso da terra, evidenciando o seu potencial para alterar o C do solo. Portanto, essa revisão visa avaliar como as diferentes práticas de uso e manejo da terra (agricultura, pecuária e floresta), afetam os estoques de C do solo na região Amazônica.

2. Revisão bibliográfica

2.1. Arco do desmatamento

As ações provocadas pelo homem afetam cada vez mais a Amazônia, onde nos últimos 40 a 50 anos o desmatamento foi intensificado na região norte do Brasil, a nova fronteira agrícola brasileira. As emissões totais de carbono na Amazônia oriental são maiores do que na parte ocidental. O sudoeste da Amazônia tem atuado como uma fonte líquida de carbono, sendo que nas últimas 5 décadas o Leste da Amazônia foi submetido a mais desmatamento que o Oeste, onde o balanço total do desmatamento na Amazônia é uma perda total de 17% da área florestal (GATTI et al., 2021). Abrangendo as bordas do sudoeste, sul e leste da Amazônia brasileira, a região conhecida como o arco do desmatamento (Figura 1) é responsável pela maior proporção das emissões de carbono da Amazônia (NOGUEIRA et al., 2007).



Figura 1 – *Arco do desmatamento da Amazônia.

*Região destacada em amarelo na figura 1.

Fonte: INPE (2021).

A Amazônia Legal é formada por 9 estados brasileiros, totalizando mais de 700 municípios. O arco do desmatamento, ganhou forma a partir um subconjunto desta região, sendo composto por 152 municípios que desmataram mais de 10.000 ha ao longo de 2004–2006 (Figura 2). Sendo esse desmatamento ocorrido nos estados do Acre, Amazonas, Roraima, Rondônia, Pará, Mato Grosso e Maranhão (GATTI et al., 2021). Segundo os autores, o arco do desmatamento é definido como a região mais afetada pela exploração madeira, onde somente em 2006, quase 1.000.000 ha (cerca de 10.000 km²) foram desmatados na Amazônia brasileira.

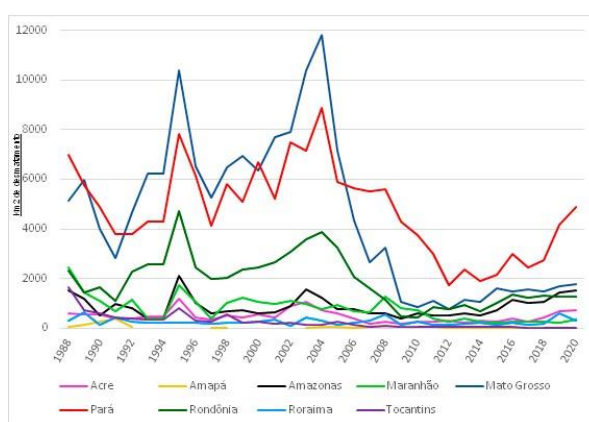


Figura 2 - Taxas consolidadas de desmatamento anual por estado da Amazônia Legal Brasileira na série histórica do PRODES (em km²).

Fonte: INPE (2021)

A evolução da taxa de desmatamento anual na Amazônia Legal ocorrida nos anos de 1997 a 2006 (INPE, 2021), acompanhou o crescimento de 78% do rebanho bovino brasileiro no período de 1997 a 2007 (Figura 3). Onde foram destacados os municípios da Amazônia Legal pertencentes ao Sul do Pará, o Norte do Mato Grosso e Rondônia (IBGE, 2021), regiões essas contidas no arco do desmatamento. Segundo o SEEG, os estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia, mesmo após com a estabilização da taxa de abate do rebanho, ainda ocupam posição de destaque em decorrência das emissões totais de CO₂. Ocupando atualmente a posição de 1º, 2º e 3º respectivamente no ranking brasileiro dos estados que mais contribuíram para as emissões brasileira de CO₂ no ano de 2020.

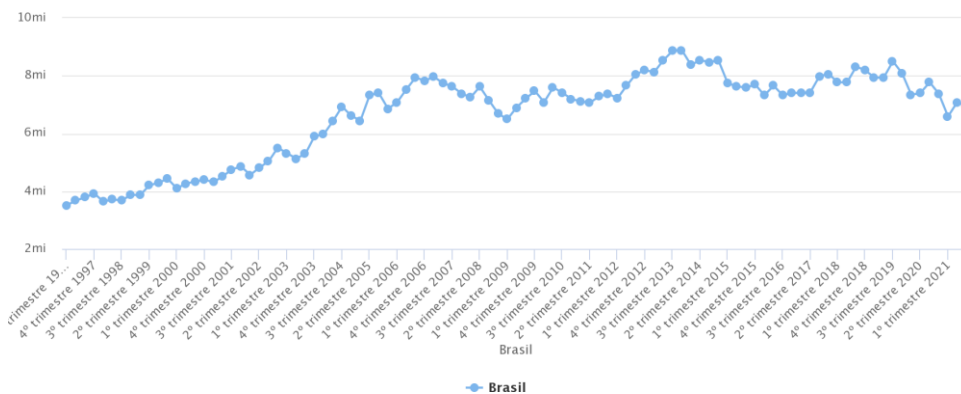


Figura 3 - Quantidade de bovinos abatidos, no trimestre (Cabeças), 1º trimestre 1997 - 3º trimestre 2021.

Fonte: IBGE (2021)

Segundo Gatti et al. (2021) é no Arco do desmatamento onde ocorreu cerca de 83% do desmatamento da Amazônia. Ainda segundo os autores temos como o destino final do uso da terra, após a exploração da madeira, 89% da área sendo utilizada para pastagens e 10% para lavoura. Devido a grande proporção das áreas destinada para pastagens na região, a exploração pecuária tem sido apontada como a principal responsável do desmatamento, porém, conforme os dados da ABIEC, (2021) o rebanho bovino nos últimos 10 anos aumentou apenas 2,74% (passou de 183,8 para 187,5 milhões de cabeça) e as áreas de pastagem ocupam 13,20%, 23,02 e 29,69 do total da área dos estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia. Portanto, tendo o estado do Pará como líder do desmatamento em 2020 segundo o INPE (2021) e líder nas emissões totais (24,34%) de CO₂ (SEEG), mas com apenas 13,20% das áreas do seu território sendo ocupadas por pastagem, a mudança de uso da terra e o desmatamento são os maiores responsáveis pelas emissões de CO₂, mas não temos como afirmar que essa mudança de uso da terra no território brasileiro é ocasionada pela pecuária (Figura 4)

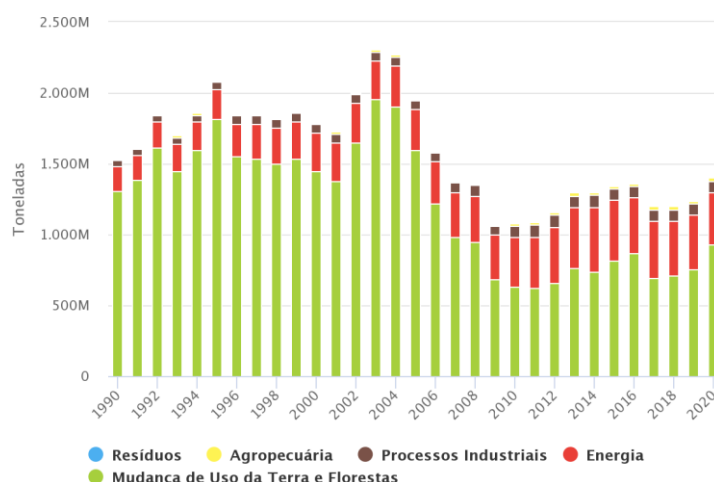


Figura 4 – Emissões totais de CO₂ Brasileira.

Fonte: SEEG.

Esses municípios com altos níveis de desmatamento estão na nova fronteira agrícola brasileira, são fortemente pressionados pela exploração agrícola (HARGRAVE; KIS-KATOS, 2013), pecuária (SILVA et al., 2019; GATTI et al., 2021), mineradora (SONTER et al., 2017), madeireira e devido a necessidade de assegurar a posse da terra e reduzir o risco de desapropriação da propriedade (MERRY et al., 2009; SILVA et al., 2019). Portanto, a pecuária vem sendo considerada como o condutor para o desmatamento da região. É um fato que ela tem sido utilizada como o principal destino para o uso da terra na Amazônia Legal, mas não temos como assegurar se ela vem sendo usada apenas como destino final para exploração madeireira, aumento do custo da terra nas demais regiões do Brasil, dentre outros motivos.

2.2. Desmatamento e a relação com a atual legislação da Amazônia

A crescente taxa de desmatamento ocorrida na Amazônia Legal até o ano de 2004, levou o governo brasileiro a adotar estratégias de enrijecimento das leis como uma medida de enfrentar o desmatamento e reduzir as emissões de CO₂ (Tabela 1). Segundo Galford et al. (2013) as medidas legais que protegem uma grande reserva de carbono e permite que o país se concentre em políticas para reduzir as emissões do desmatamento fora das áreas protegidas são: o aumento da proporção da área da floresta amazônica cuja o seu status atual é de reserva protegida, as reservas indígenas, áreas de produção de uso

sustentável, florestas estritamente protegidas, terras militares e reservas de patrimônio natural privado, dentre outras.

Tabela 1 - Evolução histórica das legislações nacionais e a sua relação com o desmatamento na Amazônia legal (5.015.067,75 km²).

Lei ou decreto	Principal mudança legislação nacional	Avanço do desmatamento nas três últimas décadas		
		Período	Área desmatada	% da Amazônia legal
Código Florestal de 1934 (Decreto 23.793/34)	Trata sobre as primeiras limitações “conservacionistas” ao direito de propriedade tratando-as como de “interesse comum” as áreas de floresta. Dispunha em seu art. 23 que “nenhum proprietário de terras cobertas de matas poderá abater mais de três quartas partes da vegetação existente...”, o seja, a vedação do desmatamento de 25% da vegetação existente equivalia à reserva legal (RL) .	-	-	-
Código Florestal de 1965 (Lei 4.771/65)	Cria o conceito de área de preservação permanente (APP), tendo como o principal marco normativo do “conservacionismo” jurídico-ambiental brasileiro. Permitiu a exploração das florestas de domínio privado e determinou que se respeitasse o limite de 20% da área de cada imóvel com cobertura arbórea, porém deixou uma lacuna sem exigir a recomposição das matas já derrubadas.	-	-	-
Constituição Federal de 1988 (art. 225, § 4º)	A Floresta Amazônica foi consagrada como patrimônio nacional .	-	-	-
Lei 7.803/89	Exigiu a obrigação de averbação da área de RL de no mínimo 50% no respectivo registro imobiliário e desvincula a obrigação de mata preexistente, obrigando a recomposição da cobertura vegetal caso ela não exista.	1988 – 1998	168.988 km ²	3,37%
Medida provisória Nº 2.166-67, DE 24 DE AGOSTO DE 2001	O presidente da república adota a presente medida provisória como força de lei e altera o código florestal de 1965, onde no artigo 16, inciso I do código florestal passou a vigorar na sua redação que as RLs devem ser de 80% , na propriedade rural situada em área de floresta localizada na Amazônia Legal. Permitiu que a área de reserva legal possa ser utilizada, sob regime de manejo florestal sustentável e admitiu o cômputo da área de preservação permanente para a formação da reserva legal.	1999-2008	203.710 km ²	4,06%
Lei 12.727/2012	Reuniu no seu art. 3º, um amplo rol de conceitos fundamentais extremamente relevantes tanto para a compreensão da	2009-2019	75.068 km ²	1,5%

legislação florestal quanto para a sua efetiva aplicação e cumprimento. São eles os conceitos de: Amazônia legal, área de preservação permanente, reserva legal, área do imóvel rural consolidada e etc. Mantém no seu **art. 12, § 4º a RL de 80%** para floresta localizada na Amazônia.

Fonte: Adaptado do INPE (2021) de decretos, medidas provisórias e legislações nacionais.

Pressionado por outros países, por organizações não governamentais e por acordos climáticos mundiais, o governo nacional alterou o código florestal brasileiro em 2001 e a reserva legal da região amazônica aumentou de 50 para 80%. Essa mudança da área de reserva legal, impôs um custo de oportunidade de bilhões para os produtores da região, tornou difícil cumprir a legislação (NEPSTAD et al., 2014) e gerar lucro. Além do que, elevou o preço da terra utilizável e encareceu para os produtores manterem a área total da propriedade.

Sendo essa fiscalização prejudicada pelo grande número de posseiros na região e pela ausência de um banco de dados cadastral das propriedades rurais, gerando com isso, posteriormente revisão do código florestal, a necessidade de criar um cadastro ambiental rural (CAR). O CAR foi implantando como primeiro mecanismo transparente e fiscalizador para avaliar a conformidade com a legislação e vincular propriedade particular ao responsável pelo imóvel (GIBBS et al. 2015).

Somente a utilização de mecanismos controladores como uma ferramenta de diminuir o desmatamento, sem políticas econômicas viáveis atreladas a estudos que visem a conservação da fauna, da flora e que busquem fontes alternativas de renda para os produtores locais, o problema do desmatamento na Amazônia não será solucionado. Segundo Gibbs et al. (2015) o Pará e o Mato Grosso são os dois estados com maior participação no CAR, com 65 e 48% das terras agrícolas cadastradas, respectivamente. Porém, segundo os autores, os registros por si só não protegem as florestas, pois em 2014 quase 25% do desmatamento da Amazônia no Mato Grosso e 32% no Pará, ocorreu dentro de propriedades cadastrada e quase metade desse desmatamento foi dentro de áreas de reserva legal.

Somando com a dificuldade de fiscalizar as áreas que já possuem algum registro, a Amazônia passa por um caos fundiário, onde temos uma proporção grande de posses informais cuja localização é desconhecida e propriedades com documentos falsos (BARRETO et al., 2008). Segundo Bowman et al. (2012) é evidente que as políticas de

proteção ambiental em terra sem posse legal são difíceis de serem aplicadas, portanto a diminuição de novos desmatamentos, exigem que as questões de posse da terra na Amazônia legal sejam resolvidas por meio de um programa que abrange desde a titulação das áreas, ao zoneamento ambiental.

Atualmente do total de área de desmatamento dentro da Amazônia Legal no ano de 2020, mesmo como o acirramento das legislações, os estados do Pará e do Mato Grosso são líderes no desmatamento e segundo os dados oficiais do ministério da ciência, tecnologia e inovação (INPE, 2021) o Pará contribui com 45,15% e o Mato Grosso com 16,39% do desmatamento ocorrido dentro da referida região. Reforçando a teoria que somente o endurecimento das legislações não impedirá a população de buscar oportunidades econômicas.

Por outro lado, temos a soja se expandindo sobre a conversão direta da floresta entre os anos de 2001 a 2006 em um milhão de hectares (Mha) no bioma amazônico contribuindo em taxas recordes de desmatamento (GIBBS et al., 2015). Segundo os autores mencionados, após o primeiro acordo voluntário de desmatamento zero realizado através de pressão dos varejistas e das organizações não governamentais, os poucos grandes comerciantes da soja assinaram a moratória da soja concordando em não comprar a soja, caso ela seja cultivada em terras desmatadas após julho de 2006 na Amazônia brasileira. Em decorrência do acordo assinado, o desmatamento destinado diretamente para a plantação de soja diminuiu para apenas 1% do total de sua expansão no ano de 2014. Porém, o plantio de soja aumentou 1,3 Mha no bioma Amazônia durante este período.

A pressão da indústria da soja na Amazônia teve um efeito extremamente positivo sobre os produtores, mas isso só funcionou porque estes normalmente são naturais de outras regiões onde vendem as terras a um preço mais valorizado e buscam oportunidades de comprar terras mais baratas na região Amazônica. Devido ao seu maior poder aquisitivo atualmente os produtores de soja passaram a comprar terras em propriedades que já realizaram abertura de florestas, ou compram área de floresta no mesmo bioma para poder compensar o desmatamento. Portanto, o problema social não será sanado somente com a pressão financeiras colocada sobre os grandes produtores.

Baseado nos argumentos expostos, nos surge os seguintes questionamentos: a redução no desmatamento é sustentável, com 80% da floresta ainda em pé, sem nenhum tipo de exploração? O manejo sustentável legal das áreas de floresta é acessível aos

pequenos e médios produtores, além de populações nativas que depende do extrativismo itinerante?

Atualmente temos focado em reduzir o desmatamento a longo prazo, e condicionado aos aumentos contínuos na produção de gado nas áreas desmatadas existentes (NEPSTAD et al., 2014). Já foi amplamente discutido nos meios científicos que possuímos tecnologias capazes de aumentar a produtividade bovina a pasto e reduzir a emissões de gases de efeito estufa sem precisar aumentar a área utilizada para pastagem (CARDOSO et al., 2020), porém ainda não temos consolidada uma solução social, ambiental e econômica para o problema.

O aumento de produtividade animal por hectare solucionaria aparentemente o problema, pelo menos o relacionado a demanda por proteína animal, porém ainda não conseguiríamos sanar o problema social. O aumento da área total destinada a pastagem não está atrelado apenas a produtores que já exercem a atividade, mas sim também a produtores que necessitam tornar as suas áreas produtivas e garantir a posse da terra e diminuir o conflito no campo. Portanto, precisamos buscar soluções para preservar o ecossistema, manter economicamente viáveis os produtores que já exercem a atividade e os que necessitam entrar na atividade tenha condições para isso.

2.3. Quanto custará e quem pagará a preservação da floresta tropical amazônica?

O território brasileiro é detentor da maior floresta tropical do mundo, sendo esse um dos mais importantes sumidouros de carbono para o planeta e detentora de uma das mais ricas biodiversidades de flora e fauna. Com isso, as cobranças externas e internas para a preservação da floresta tropical se tornam cada vez maiores. No entanto, esse sumidouro parece estar em declínio nas últimas décadas, resultado de fatores como o desmatamento e as mudanças climáticas (GATTI ET al., 2021).

Segundo Silva et al. (2019) mais de 10.000.000 hectares (ha) da Amazônia legal foram desmatados somente durante os anos de 2004-2006, resultando em grandes emissões de CO₂ atmosférico. De acordo com esses mesmos autores a população mundial se beneficia com a redução da emissão de carbono oriunda da Amazônia, porém somente os brasileiros e mais especificamente as populações locais, renunciam a sua renda e arcam com os custos em termos de receita perdida da produção agropecuária, madeira e custos de oportunidade. No trabalho supracitado os autores relataram que em reconhecimento a

essa situação, a Noruega e outras entidades contribuem por meio do fundo Amazônia com US\$ 1.000.000.000 para o Brasil. Esse pagamento é baseado em uma estimativa de benefícios perdidos pelos brasileiros equivalentes a US\$ 5/t de CO₂ sequestrado na floresta caso ela não seja desmatada. Porém, os autores concluíram que na verdade os benefícios perdidos são cerca de três vezes esse valor.

Apesar da tentativa por parte alguns países e entidades de sanar o prejuízo causado aos brasileiros em decorrência da preservação da floresta tropical amazônica, ainda nos resta os questionamentos: esse “benefício” é convertido na forma de remuneração em decorrência da preservação florestal? Se sim, esse é acessível a todos os produtores? Atualmente o Brasil possui tolerância de desmatamento zero para a sua floresta Amazônica. Quem já desmatou necessita reflorestar em pelo menos 80% e quem tem propriedade com área de acima de 80% de floresta preservada, necessita passar por um processo burocrático e moroso para tentar a licença para a sua abertura. Essa porcentagem é realmente necessária para preservar flora, fauna, contribuir com o sumidouro de carbono e permitir uma economia sustentável para os produtores? Quem possui uma propriedade com acima de 80% de sua floresta preservada consegue a licença para abertura da área? Outro questionamento relevante para região é que, normalmente os ribeirinhos e grande parte do agropecuarista são posseiros, sem documentação alguma da posse, essas pessoas possuem acesso a linha de crédito em decorrência da preservação da floresta? Sem a resolução dessas questões, grande parte das propriedades caíram na ilegalidade e não se resolverá o problema da preservação da floresta amazônica.

2.4. Exploração seletiva de madeira em área de floresta

A porção da Amazônia brasileira responsável pela maior parte da emissão de carbono é o arco do desmatamento. Para quantificar as emissões de carbono do desmatamento são determinadas a biomassa acima e abaixo do solo do dossel florestal que estão sendo suprimidos. Na Amazônia são realizadas tanto o desmatamento total, quanto a extração seletiva, porém os dados de extração seletiva normalmente não são contabilizados na quantificação da extração madeireira e nem para os inventários de emissões de carbono. Nesse caso, quando se fala em seletividade, refere-se a retirada de madeiras nobres pelo maior valor agregado. Dessa forma, a retirada dita como seletiva acaba de certa forma sendo prejudicial a manutenção dessas espécies na flora local. Os dados sobre a extração seletiva (Figura 5 - A e B) da madeira são escassos no arco do

desmatamento, pois muitas vezes ela passa despercebida, mas afeta diretamente a densidade da madeira na área explorada (NOGUEIRA et al., 2007).

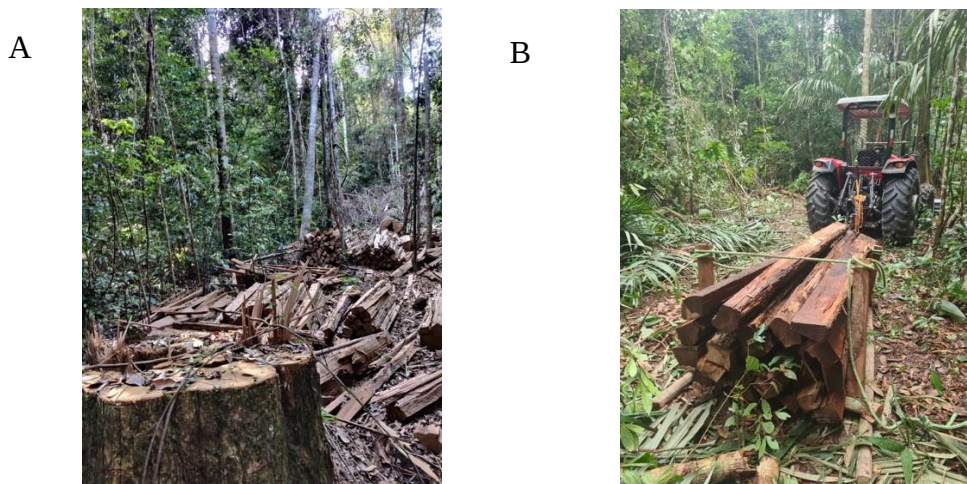


Figura 5 – Extração seletiva de madeira nobre na floresta amazônica (A - processo de extração e B – transporte).

O desflorestamento da Amazônia afeta grandes áreas territoriais a cada ano, contribuindo para o aumento das emissões de carbono em escala mundial e desequilibra a fauna e flora. A extração seletiva madeira é uma realidade de todo o território da Amazônia brasileira, porém normalmente não existe controle sobre a atividade. As florestas primárias perturbadas armazenam até 13,5% menos carbono total (Mg C ha^{-1}) do que floresta não perturbada. Contudo a perturbação da floresta não afeta o carbono abaixo do solo e ela já uma atividade que vem ocorrendo em toda Amazônia Brasileira, porém é mais intensificada no arco do desmatamento (BERENGUER et al., 2014).

Apesar da exploração seletiva madeireira também ocasionar uma emissão substancial de carbono, ainda assim é menos drástica que o desflorestamento total. Existem tanto pequenas comunidades, quanto madeireiras que dependem dessa atividade, porém normalmente atuam na marginalidade. Desde que a atividade seja legalizada, gera retorno financeiro através impostos e se corretamente orientada pode ser uma solução para controlar a devastação da Amazônia brasileira. Em uma tentativa de solucionar o problema causado pela exploração madeireira Merrey et al. (2009) propuseram em seu trabalho o uso da técnica de extração de madeireira alternativa de impacto reduzido e controlado, a extração seletiva da madeira. Com isso, é possível gerar lucro e na medida

do possível, renovar a floresta, preservar a fauna e diminuir os impactos das emissões de carbono gerados pela devastação da floresta.

As florestas nativas podem produzir retornos financeiros através da colheita de madeira, mas a ausência de regulamentação acessível aumenta o roubo e o conflito no campo. Apesar de existir a possibilidade de produtores fazerem projeto de manejo florestal, esse acaba sendo inacessível para a maioria deles. Assim, o desmatamento acaba sendo a medida tomada pelos produtores para gerar renda, ocupar a terra e diminuir o conflito no campo, pois demonstra um direito mais confiável e claro da propriedade (MERRY et al., 2009). Nesse contexto os autores mencionados anteriormente constataram que o manejo sustentável da madeira está emergindo como um uso da terra que pode fornecer benefícios conjuntos de lucratividade e serviços ecossistêmicos. Com isso sugeriram como o equilíbrio ideal entre o desenvolvimento econômico e a proteção ambiental na Amazônia, incorporar a proteção e a produção sustentável de madeira em áreas florestais públicas e privadas. A extração de madeira em terras fora das áreas protegidas também aumentará o valor das terras florestais privadas, reduzindo assim a probabilidade de conversão em outros usos e fixando o homem no campo.

Um futuro sustentável para a indústria madeireira amazônica é possível e é um importante parceiro das áreas protegidas no esforço para conter o desmatamento. Além disso, as rendas de extração em terras fora das áreas protegidas, poderiam tornar a reserva legal obrigatória de 80% na região mais atingível, possibilitando que a floresta concorra com outros usos da terra e gerem receita substancial obrigatória para o governo (MERREY et al., 2009). Além da geração de renda, a exploração seletiva de madeira controlada pode ser um caminho para diminuir devastação da floresta amazônica, ajudar a manter os estoques de carbono do solo (BERENGUER et al., 2014), a biodiversidade, estabilidade climática, gerar empregos e legalizar a população que já vem exercendo essa atividade por décadas (MERREY et al., 2009).

2.5. Carbono orgânico do solo

O carbono orgânico do solo consiste em tecidos vegetais, animais e biomassa microbiana em vários estágios de decomposição (LAL, 2018). O desenvolvimento de tecnologias para reduzir as taxas de aumento das emissões anuais de dióxido de carbono (CO₂) oriundos da conversão do uso da terra e do cultivo do solo e aumentar o sequestro de orgânico do solo é urgente e prioritário (LAL, 2008). Segundo os autores mencionadas

anteriormente, apesar dos sumidouros naturais terrestres e oceânicos absorverem aproximadamente cerca de 60% do total de C emitido anualmente, a capacidade e as taxas de absorção não são grandes suficientes para assimilar todo o CO₂ antropogênico emitido e tendem esgotar a capacidade de armazenamento caso as emissões não diminuam.

A emissão antrópica estimadas de C para última década (2010-2019) decorrida da queima de combustíveis fósseis segundo Friedlingstein et al. (2020) foi de $9,6 \pm 0,5$ Pg ano⁻¹ e devida a mudança de uso da terra foi de $1,6 \pm 0,7$ Pg ano⁻¹, totalizando uma emissão total de $11,2$ Pg ano⁻¹. Por outro lado, os reservatórios naturais absorveram, $5,1 \pm 0,02$ Pg ano⁻¹ pela atmosfera, $2,5 \pm 0,6$ Pg ano⁻¹ pelos oceanos e $3,4 \pm 0,9$ pelos sumidouros terrestres (solo, vegetação e pântano). Nesse contexto, as interferências nos estoques de carbono orgânico do solo são motivo de preocupação nas agendas políticas internacionais sobre mitigação de emissões de gases de efeito estufa, pois segundo LAL (2008 e 2018) representam cerca 2,68 vezes o estoque biótico de C (560 Pg), 1,71 vezes o estoque de carbono atmosférico (867 Pg) e apesar de representar aproximadamente apenas 3,7% (1.505 Pg a 1 m de profundidade) do reservatório total de carbono da terra, contribuem com um total de 18,6% das emissões anuais de C (1,6 Pg). Diante do potencial de emissão do carbono orgânico contido nos solos, a floresta amazônica possui um papel relevante no cenário mundial, pois ela detém cerca de um décimo do carbono global e sequestra $0,49 \pm 0,18$ Pg C a cada ano (GALFORD et al., 2013).

Os principais contribuintes para as emissões do C oriundo da agropecuária no Brasil são: o desmatamento da floresta Amazônica, a queima de biomassa, uso ineficiente do solo, efeitos indiretos da agropecuária (por exemplo, fertilizantes, pesticidas e irrigação), erosão do solo e mudança de uso da terra. Segundo Stahl et al. (2017) a floresta amazônica acumula continuamente C na biomassa e no solo, onde somente ela contribui para um sequestro de 0,42 a 0,65 Pg C ano⁻¹, porém nas últimas décadas mais de 15% da floresta amazônica foi convertida em pastagens, resultando em emissões líquidas de C (200 Mg C ha⁻¹) resultante da queima de biomassa, mineralização da liteira e decomposição matéria orgânica do solo. Apesar da importância desse ecossistema, pouco se conhece sobre o potencial das pastagens tropicais localizadas em bioma amazônico em restaurar o C perdido.

Dentre as possíveis tecnologias que temos para sequestrar C atmosférico, a escolha de qual utilizar dependerá da total compreensão da contribuição e do potencial de cada setor. O sequestro de carbono orgânico pode ser alcançado aumentando a

produtividade das plantas, retendo a biomassa da planta (acima e abaixo do solo), protegendo e estabilizando carbono orgânico do solo da erosão e da sua decomposição, aumentando o sinergismo entre o solo, as plantas e os processos atmosférico. Enfim, é necessário criar um orçamento positivo de C até que sumidouro de C do solo esteja saturada (LAL, 2018).

Só conseguiremos reverter o quadro de aumentos contínuos nas taxas de emissão de C, através de uma gestão eficiente da floresta, agricultura e pecuária. Para isso, deveremos quantificar precisamente a contribuição de cada setor envolvido com o uso da terra. Nesse contexto o inventário nacional de gases de efeito estufa, no refinamento das diretrizes do painel intergovernamental sobre mudanças climáticas de 2006 (IPCC 2019), especificou que as mudanças no estoque carbono orgânico (ECO) e as estimativas de emissão e remoção do C envolvem cinco reservatórios de C funcionalmente distintos. Os reservatórios de C são definidos como biomassa acima do solo (definido como toda biomassa viva, lenhosa, herbácea e folhagens acima do solo), biomassa abaixo do solo (toda as raízes vivas), matéria orgânica morta, sendo essa subdivida em madeira morta (inclui toda a biomassa não viva e não contida na serrapilheira, cuja o diâmetro seja maior que 10 cm), serrapilheira (detritos lenhosos finos com o diâmetro entre 2 mm a 10 cm) e o carbono orgânico do solo (inclui o carbono orgânico em solos minerais, sendo recomendado como padrão analisar 30 cm de profundidade, ou a profundidade específica que melhor se adeque para cada país). Na presente pesquisa iremos nos ater apenas ao reservatório de **carbono orgânico do solo**.

Diante disso, a capacidade de acúmulo de C dos solos pode ser aumentada através da adoção nas melhores práticas de manejo nos sistemas agropecuários como o cultivo mínimo de plantações agrícolas (OLSON et al., 2014), agrosilvopastoril (FREITAS et al., 2020) florestal (BERTHONG et al., 2012) e intensificação das pastagens (CARDOSO et al., 2020). O objetivo é ser mais eficiente e produzir mais com menos e assim utilizar menos terra, água, energia, fertilizantes, produtos químicos etc. (LAL, 2018). Segundo os autores citados anteriormente isso poderia ser alcançado aumentando a eficiência do uso de insumos, reduzindo as perdas, usando boas práticas de manejo (solo, lavoura, água e gado), melhorando a saúde do solo e reflorestando onde for necessário. Assim consequentemente teríamos um aumento da concentração de C orgânico, melhorias nas propriedades químicas, físicas, biológicas e ecológicas do solo.

Recentemente a fronteira agrícola da Amazônia brasileira vem demonstrando que é possível produzir sem novas emissões de gases de efeito de efeito estufa, desde que ocorra um aumento de produtividade e sustentabilidade ambiental (GALFORD et al., 2013). Segundo os autores essa mudança só foi possível através de ações de baixo para cima e de cima para baixo, onde as partes interessadas oferecem financiamento, monitoramento ambiental e crescimento agrícola. Assim, as metas têm sido alcançadas através de políticas para reduzir o desmatamento, iniciativas de restauração florestal e inovações no manejo agrícola.

2.5.1. Estoques de Carbono do Solo

A magnitude global (Petagrama - Pg, equivalente a 10^{15} g – bilhão de toneladas métricas) do carbono orgânico no solo é 677 a 0,3 m, 993 a 0,5, 1.505 a 1,0 m e 3.000 a 3 m (LAL, 2018). Assim, aproximadamente 55% do carbono orgânico do solo encontra-se entre 0,3 a 1,0 m de profundidade e aproximadamente 77% entre 0,3 a 3 m de profundidade, portanto uma quantidade significativa de carbono orgânico se encontra em um perfil de solo diferente do padrão recomendada (0,3 m que é a profundidade) pelo IPCC (2019). Assim, as avaliações das mudanças do ECO do solo devem ser realizadas a pelo menos 1 m de profundidade (BRAZ et al., 2013; OLSON et al., 2014; SANTOS et al., 2019; LAL, 2018). Sendo demonstrado por Braz et al. (2013), Tuo et al. (2018) e Santos et al. (2019) que apesar os impactos ambientais serem maiores nas camadas superficiais, eles também ocorrem em camadas mais profundas.

Cada solo tem um teor de carbono de equilíbrio (saturação) e as taxas de sequestros dependem do tipo de vegetação, do manejo aplicado as culturas agronômicas, da precipitação, da temperatura, do ECO do solo anterior, conteúdo de argila, do histórico de uso e atual da terra, das propriedades do perfil do solo, reservas de nutrientes, mineralogia, capacidade de retenção de água e do uso eficiente de insumos de produtividade agronômica (LAL, 2018; TUO et al., 2018). Sempre que esse equilíbrio é perturbado e ocorre mudança no uso da terra, essa transformação primeiramente acarreta perturbação no carbono do solo até que a estabilização seja alcançada (CERRI et al., 2003).

Durante o processo de mudança de uso da terra até o equilíbrio eventualmente alcançado no novo ecossistema, o solo pode atuar como uma fonte de carbono, ou como um sumidouro de carbono (GUO; GIFFORD, 2002). Segunda a pesquisa sobre os padrões

globais dos efeitos das mudanças no uso da terra nos ECO do solo realizada por de Deng et al. (2016), o sequestro de carbono do solo está positivamente associado com a precipitação média anual e está negativamente associado com a temperatura, pois temperaturas mais altas aumentam as perdas de C do solo pela decomposição da matéria orgânica do solo. Sendo que os efeitos dos fatores climáticos (temperatura e precipitação) também estão intimamente relacionados com o tipo de conversão do uso da terra no sequestro de C do solo. Ainda segundo os autores, após a avaliação da média global dos ECO do solo, constatou-se que ele aumenta após a conversão de terras agrícolas para pastagens em $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e de floresta para pastagens em $0,68 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, mas diminuem após a conversões de pastagens para terras agrícolas em $0,89 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, floresta para terras agrícolas em $1,74 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e floresta para floresta em $0,63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A intensidade da variação do C do solo dependerá de uma série de fatores locais e de manejo específicos de cada espécie (BERTHONG et al., 2012). Toda vez que uma mudança de uso da terra ocasiona aumento no C do solo, um balanço positivo de C do solo é criado com um aumento de biomassa-C para exceder as perdas de carbono orgânico do solo por erosão e mineralização (LAL, 2018). Segundo o autor citado anteriormente, a potencial de sequestro de C do solo, depende de quanto esse solo já foi esgotado. Portanto, quanto mais esgotado, ou quanto mais longe esse solo estiver do seu ponto de saturação de C, maior o potencial de sequestrar C. Tais autores apontaram como potencial médio global de sequestro de carbono orgânico ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para pastagens de 0,10-0,175, para terras agrícolas cultura anual 0,25-1,0 e cultura perene 0,5-1,0.

A avaliação cuidadosa do solo antes de estabelecer estudos que tratem sobre o ECO do solo é essencial, pois o sequestro de C depende da interação entre o solo e planta (OLSON., 2014). Portanto, segundo os autores mencionados, as diferenças de solo entre os locais de coleta e os diferentes manejos, podem ser refletidas no desempenho da planta, produtividade, produção de biomassa e consequentemente contribuir como o principal motivo para as diferenças nos ECO do solo.

A intensidade da perda, ou ganho de carbono no solo, depende do histórico de uso da área, da mudança de uso da terra, da região climática onde ela está inserida, de fatores de manejo específicos de cada espécie (BERTHONG et al., 2012). Portanto, antes de determinar o que cultivar, deve-se analisar qual é a aptidão da região, levando consideração os fatores ambientais e fatores sócios econômicos indissociavelmente.

2.5.2. Mudança de uso da terra

2.5.2.1. Da floresta para o pasto

Dentre os fatores que mais influenciam nos diferentes ecossistemas onde ocorrem as mudanças das florestas para pastagens, o bioma onde a floresta se encontra, o solo, a precipitação, o manejo aplicado a pastagem e a idade do pasto, são os fatores que mais influenciam no ECO do solo (BRAZ et al., 2013; OLSON et al., 2014; STAHL et al., 2017; SANTOS et al., 2019; LAL., 2018).

Um fator importante atuando no desenvolvimento das raízes e no local de armazenamento do carbono do solo, é o índice pluviométrico da região. O desmatamento de florestas para pastagem em áreas com precipitação entre 2.000-3.000 mm aumenta o ECO do solo em até +24% e em regiões com precipitação acima de 3.000 mm, ou abaixo de 2.000 mm, sistemas de pastagem mantêm o ECO do solo no mesmo nível da área de floresta (GUO; GIFFORD, 2002). Ao avaliar a substituição da vegetação nativa (Cerrado e Floresta Amazônica) para as pastagens em áreas variando de 1.500-2.200 mm Ecclesias et al. (2012), concluíram que o estabelecimento da pastagem nessa região, também aumenta o ECO do solo. Segundo os autores a precipitação também influencia no tempo em que a área do pasto leva para recuperar o ECO do solo, onde em locais com 1.400 mm de precipitação, as pastagens alcançam os valores do ECO do solo similar ao da vegetação nativa em 20 anos, porém os ECO do solo são recuperados mais rápido em locais com a precipitação superior a de 1.400 mm e os ECO do solo são maiores em locais com a precipitação maior que 1.800 mm.

Comparando o efeito da baixa precipitação na variação do carbono do solo em perfis profundos, até a profundidade de 300 cm, Tuo et al., (2018) constataram que a precipitação também desempenha papel decisivo na determinação da estrutura das raízes das plantas em ecossistemas áridos (280 a 540 mm). A precipitação afeta o potencial e o local de acumular carbono, pois solos mais secos apresentem uma grande proporção do carbono do solo em camadas mais profundas. Segundo os autores, os solos secos ocasionam déficit de água na planta e devido a sua necessidade de sobrevivência ela desenvolve as raízes e redireciona fluxo de matéria orgânica do solo para as camadas mais profundas. Destacando a importância de considerar pluviosidade e de padronizar a profundidade do local coleta do solo para avaliar o ECO.

Alguns fatores são determinantes para a acurácia dos efeitos da conversão da floresta em pastagem nas mudanças do ECO do solo. Dentre as variáveis mais importantes para a precisão da mudança nos ECO do solo, temos a padronização das profundidades de coleta como uma das mais importantes. A intensidade de atuação da raiz no solo varia com o volume total do solo e é influenciada pela espécie presente no local, por fatores bióticos e abióticos específicos de cada região (GUO; GIFFORD, 2002; TUO et al.; 2018).

Outro fator relevante é a padronização do local de coleta, pois a ausência de padronização da profundidade de coleta nos trabalhos que avaliam a mudança de uso da terra de florestas para pastagem, impossibilita uma comparação macro do efeito ocasionado pela mudança de uso da terra no carbono do solo, dentro das diversas regiões do Brasil. Alguns trabalhos realizaram as coletas em apenas os 20 cm iniciais no perfil do solo (DESJARDINS et al., 2004; ECLESIA et al., 2012), outros em 30 cm (CERRI et al., 2003; FRAZÃO et al., 2013; NAVARRETE et al., 2016; RITTL et al., 2017) e alguns até 1 m de profundidade (SALIMON et al., 2009; STAHL et al., 2017). O argumento dos trabalhos que se limitaram em avaliar o efeito do C do solo em até os 30 cm iniciais, é que devido a arquitetura das gramíneas o horizonte de atuação das raízes se limita no perfil de solo menos profundo.

Em vista da necessidade de padronizar as coletas do solo e de avaliar em até qual profundidade as raízes das pastagens possuem impacto significativo no solo, Braz et al. (2013) e Santos et al. (2019) em suas pesquisas compararam a profundidade mínima padrão de coleta sugerida pelo IPCC de 30 cm, com a profundidade de até 100 cm de coleta. A hipótese para esses trabalhos seria de que as raízes gramíneas do ciclo de carbono C4, apesar de concentrarem a maior proporção das raízes em até 30 cm de profundidade, possuem também uma atuação relevante em até 100 cm de profundidade. Outra hipótese testada é que quantificar o carbono do solo nos 30 cm iniciais de profundidade subestimaria o efeito da atuação das raízes dos sistemas de florestas nos solos tropicais. Os autores concluíram que as pastagens mantêm, ou aumentam o ECO do solo em até 1 m de profundidade, sendo o ganho de C dependente do manejo e da espécie forrageira. Para maiores profundidades (além dos 100 cm) foi relatado no trabalho realizado por Guo e Gifford, (2002) que não ocorre alteração no estoque de carbono do solo quando se compara sistemas de pastagem e floresta.

Segundo Guo e Gifford, (2002) as pastagens também possuem uma maior renovação das raízes que os sistemas de floresta (raízes vivem por muitos anos). Outro fator que favorece o ECO do solo nos sistemas de pastagens, é que os solos dos sistemas de pastagem normalmente não passam por perturbações e a atividade de pastejo faz com que as pastagens possuam uma acelerada renovação das raízes favorecendo o aumento de ECO do solo (ADEWOPO et al., 2014).

Dependendo do manejo aplicado na cultura que substitui a floresta, faz com que os seus solos acumulem menos carbono, igualem, ou superem as áreas de floresta (NAVARRETE et al., 2016; RITTLL., 2017). Portanto, atualmente, as pesquisas têm se concentrando em entender o que ocorre quando sistemas de pastagens substituem as florestas tropicais, como os diferentes manejos aplicados em sistema de pastagem (degradada, nominal e produtiva) influenciam no estoque de carbono do solo (BRAZ et al., 2013), se existe diferença de acúmulo de C entre os diferentes cultivares de gramíneas (SANTOS et al., 2019) e como as diferentes regiões climáticas influenciam das pastagens e da vegetação nativa (Eclesias et al., 2012, TUO et al., 2018).

Procurando compreender como os efeitos do manejo das pastagens afeta o ECO do solo, Maia et al. (2009) avaliaram nos estados brasileiro de Rondônia e Mato Grosso pastagens nominais e degradadas, em comparação com a vegetação nativa. E concluíram que, para latossolos, as pastagens degradadas diminuem o ECO para um fator de $0,91 \pm 0,14$, as pastagens nominais com um fator de $0,99 \pm 0,08$ praticamente mantém o ECO do solo e as pastagens melhoradas aumentam o ECO do solo para um fator de $1,19 \pm 0,07$ em relação a vegetação nativa. Onde as pastagens degradadas emitem cerca de $0,27-0,28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, as nominais são relativamente neutras e as melhoradas sequestram cerca $0,61 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Tabela 2 – Estoque de C em diferentes profundidades e precipitação na Amazônia.

Usa atual da terra	Estoque de C Mg C ha^{-1}	Tipo de coleta	Local	Precipitação mm	Autor
Profundidade 0-30					
Floresta	71,7	Cronossequência	Rondônia	1.985	Rittl et al., 2017
Floresta	34,4	Cronossequência	Rondônia	2.200	Cerri et al., 2003
Floresta	48,7	Cronossequência	Amazônia Colombiana	3723.9	Navarrete et al., 2016

Floresta	36,6	Cronossequência	Acre	1.750 a 2.000	Salimon et al., 2009
Floresta	25,6	Cronossequência	Pará	2.500	Frazão et al., 2013
Floresta	48,7	Cronossequência	Amazônia Colombiana	3723.9	Navarrete et al., 2016
Pastagem com 20 ano e alta lotação animal	68,7	Cronossequência	Amazônia Colombiana	3723.9	Navarrete et al., 2016
Pastagem com 20 ano e baixa lotação animal	37,9	Cronossequência	Amazônia Colombiana	3351.1	Navarrete et al., 2016
Pastagem com 2 anos	27,8	Cronossequência	Rondônia	2.200	Cerri et al., 2003
Pastagem com 88 anos	52,6	Cronossequência	Rondônia	2.200	Cerri et al., 2003
Pastagem com 14 anos	72,8	Cronossequência	Rondônia	1.985	Rittl et al., 2017
Pasto por 14 anos – Soja por 1 anos	59,9	Cronossequência	Rondônia	1.985	Rittl et al., 2017
Pasto	46,7	Cronossequência	Pará	2.500	Frazão et al., 2013
Pastagem com 12 anos	43,1	Cronossequência	Acre	1.750 a 2.000	Salimon et al., 2009
Seringueira com 17 anos	24,5	Cronossequência	Acre	1.750 a 2.000	Salimon et al., 2009
Pasto e dendê por 4 anos	28,1	Cronossequência	Pará	2.500	Frazão et al., 2013
Pasto e dendê por 8 anos	25,3	Cronossequência	Pará	2.500	Frazão et al., 2013
Dendê por 25 anos	30,3	Cronossequência	Pará	2.500	Frazão et al., 2013
Profundidade 0-100					
Floresta	96,0	Cronossequência	Acre	1.750 a 2.000	Salimon et al., 2009
Floresta	99,63	Cronossequência	Guiana Francesa	3.041	Stahl et al., 2017
Pastagem ≤ 24 anos	88,54	Cronossequência	Guiana Francesa	3.041	Stahl et al., 2017
Pastagem ≥ 24 anos	117,73	Cronossequência	Guiana Francesa	3.041	Stahl et al., 2017

Pastagem com 12 anos	79,7	Cronossequência	Acre	1.750 a 2.000	Salimon et al., 2009
Seringueira com 17 anos	56,3	Cronossequência	Acre	1.750 a 2.000	Salimon et al., 2009

2.5.3. Do pasto para plantação

Assim como na transição da floresta para a pastagem, os fatores que mais influenciam na conversão do pasto para sistemas de plantio, são a precipitação, o tempo de conversão (ECLESIAS et al., 2012; TUO et al., 2018) e o manejo específico de cada cultura.

Dentro os fatores que influenciam no sequestro de C, merece destaque a forma que a precipitação interage com as culturas agrícolas. Segundo a metanálise global realizada por Guo e Gifford, (2002), quando o destino final da mudança de uso da terra é o plantio de **culturas perenes**, a substituição da pastagem para tais culturas em região com precipitação menor que 1.200 mm, não altera o estoque de C do solo, porém a convenção em regiões cuja precipitação é acima de 1500 mm, reduz o estoque de C do solo em até -23%. Já quando ocorre a substituição da pastagem para **culturas anuais**, a mudança sempre reduz o estoque C do solo em pelo menos -50% (LAL, 2018), chegando em até -78% em áreas com precipitação 400 ± 500 mm (GUO; GIFFORD, 2002). Sendo que nesses sistemas o C leva em média entre 30 ± 50 anos após a conversão para ser totalmente esgotado, sendo depende do manejo empregado a cultura implantada (GUO; GIFFORD, 2002; IPCC, 2019). No trabalho realizada por Eclesias et al. (2012) quando as plantações de árvores são avaliadas sobre os gradientes de precipitação de 661 a 2.200 mm, as árvores aumentaram os estoques C em locais áridos, mas os diminuíram em locais úmidos. Sendo que todas as plantações de árvores perdem estoque de C em locais onde a precipitação é superior a 1.200 mm.

Segundo Eclesias et al. (2012), a precipitação também influencia no tempo em que as plantações levam para estabilizar o estoque de C dos seus solos. Após a substituição da pastagem por plantações perenes, em locais com a precipitação de 1.400 mm, essas atingem os conteúdos semelhantes ao da vegetação nativa em 20 anos, mas em locais com 2.200 mm as plantações perenes só alcançam níveis semelhantes ao da vegetação nativa em 100 anos. Porém, em locais com menos de 1.000 mm as plantações perenes possuem um estoque de C do solo superior ao da vegetação nativa.

Outra especificidade dos sistemas agrícolas é que independente de cultivada uma cultura perene, semi perene, ou perene, a matéria orgânica do solo está mais desprotegida que em sistemas de pastagem (Figura 6 - A e B). O que varia o nível de proteção e exposição do solo. Assim a conversão do pasto para agricultura reduz a entrada de carbono, aumenta a lixiviação e aumenta a produção de carbono através da decomposição da matéria orgânica (TUO et al., 2018). Portanto, acúmulo de carbono orgânico no solo em plantações está diretamente ligado a espécie cultivada, ao manejo empregado, ao solo e a precipitação pluviométrica da região.

Maia et al. (2010) avaliando a substituição da região brasileira do Cerrado e da Floresta Amazônica sob plantio direto em 30 cm de profundidade do solo, demonstrou que no Cerrado ocorre um ganho no estoque de C em relação a vegetação nativa e na região Amazônica um perca do estoque de C do solo. Os autores atribuírem isso a elevada temperatura e umidade durante o ano todo na região norte do Brasil, nessas condições os impactos climáticos favorecem a decomposição da matéria orgânica do solo. A região de estudo supracitada teve uma variação pluviométrica média variando de 1.200 mm mais ao sul do Brasil e de 2.700 mm mais ao norte.



Figura 3 – Coleta para análise de C do solo sistema de pimenta (A) e pasto (B) na região da Amazônia brasileira

Em estudo realizado no estado Rondônia-RO, Rittl et al. (2017) demonstraram que com a substituição de uma pastagem com 14 anos de implantada pelo plantio de soja, as perdas (14,7%) nos ECO do solo até uma profundidade de 30 cm são rapidamente percebidas e aumenta após 3 anos de plantio de soja (32,4%), porém, quando a floresta é

convertida para pastagem, não ocorre alteração nos ECO do solo 11 anos após a sua implantação. Os autores ressaltam a transição pasto-agricultura resulta claramente em perda nos ECO do solo, porém os resultados devem ser interpretados com cuidado, pois são diversos os fatores que modificam e interagem até um novo equilíbrio do sistema agrícola. Já em um trabalho realizado no estado do Acre-AC, onde Salimon et al. (2009) avaliaram a transição da floresta para uma cultura perene (Seringueira após 17 anos de plantio) em coleta do solo em até 100 cm de profundidade, os autores relataram que a perda de carbono orgânico solúvel pode chegar em até 43,6% relativo ao anterior uso da terra (floresta).

Para correta amostragem de sistemas agrícolas, além dos fatores já mencionados que interferem no estoque de C do solo, o local de coleta pode influenciar significativamente no resultado. Frazão et al. (2013) ao avaliar a cultura de dendê no estado do Pará-PA, relatou que os conteúdos de C do solo são 22-38% mais altos próximo a base do dendê (0,6 m) do que em média nas entrelinhas (0-4,5 m da árvore), indicando que o incremento na matéria orgânica do solo possui grande influência da raiz. Outro local de coleta que também influencia apontando pelos autores no caso específico do dendê, é o local onde ficam pilhadas as folhas que foram podadas, esses locais possuem entre 9-26% mais conteúdo de C que as entrelinhas.

As perdas de carbono orgânico do solo após a conversão de ecossistemas naturais em sistemas de cultivo anuais estão bem documentadas (GUO; GIFFORD, 2002; LAL, 2004; RITTIL et al., 2017). No entanto a menos consenso sobre os efeitos no ECO do solo quando culturas perenes substituem sistemas de pastagem por culturas perenes e sistemas agrossilvipastoril (ILPF). Os resultados contraditórios, provavelmente é devido as pesquisas não terem dado a devida ênfase, aos efeitos do clima, precisão no histórico da área, padronização nos métodos de coleta e as interações com os diferentes manejos e idade com que as plantações, ou pastagens foram substituídas (ECLESIAS et al., 2012).

Não encontramos trabalhos que avaliaram o estoque de C em sistemas ILPF na região Amazônia. Em um dos poucos trabalhos realizados no Brasil, Freitas et al. (2020) ao recuperar pastagens degradadas (20 anos após o plantio), através da implantação de sistemas ILPF e pastagens bem manejadas, em comparação com a vegetação nativa, em uma região do Cerrado, com 1.064 mm de chuva, foi demonstrado que a conversão de pastagens degradadas (59,94 de C Mg C ha⁻¹) em sistemas de ILPF (65,21 de C Mg C ha⁻¹) e pastagens bem manejadas (68,40 de C Mg C ha⁻¹), melhoram os estoques de C do

solo em profundidades de 0-30 cm após 3 anos de estabelecimento em relação a pastagem degradada. Porém, por trata-se de um experimento inicial e já sendo esclarecido que os diferentes sistemas podem levar de 20 a 100 anos até a sua estabilização (ECLESIAS et al., 2012; IPCC, 2019), ainda é necessário mais tempo de avaliação para saber se quando em equilíbrio, como os estoques de ambos os sistemas se comportarão em relação ao da vegetação nativa ($102,25 \text{ de C Mg C ha}^{-1}$).

Um método potencial para reduzir o impacto da perda de C e N do solo é reter os resíduos da colheita no local (BERTHRONG et al., 2009) e evitar uso de fogo ao se realizar a transição de uso da terra. Buscando simular um sistema onde ocorre a transição da floresta Amazônica na Guiana Francesa sem uso do fogo, em uma região com precipitação pluviométrica média de 2771,2 mm, Perrin et al. (2014) desmataram trituraram e incorporaram o resíduo vegetal, em seguida implantaram sistemas de pastagem e sistema de rotação de cultura milho e soja com plantio direto. Três anos após a conversão da floresta o os estoques de C do solo nos 30 cm superior na área de pastagem já eram semelhantes ao da floresta e os estoques de C do solo da área de floresta e da área de pastagem eram 17% e 16% superior respectivamente, que estoques de C dos solos cultivados sob plantio direto. Resultados diferentes foram encontrados no trabalho de modelagem realizado Maia et al. (2010), onde os autores derivaram fatores regionais específicos para a mudança de estoque de C para a região do Cerrado para agricultura sob plantio direto, plantio convencional e plantação perene. Segundo os autores, o plantio direto em áreas do Cerrado aumenta o armazenamento do ECO do solo em um fator de $1,08 \pm 0,06$, o cultivo tradicional tem um efeito negativo com o um fator de $0,94 \pm 0,04$, o cultivo perene tem um impacto mínimo quase nulo $0,98 \pm 0,14$, sugerindo que o plantio direto aumenta o estoque de C em 8%, o plantio convencional diminui em 6% e o cultivo perene diminui em 2% em relação aos níveis da vegetação nativo do Cerrado. Esses são estudos preliminares, mais estudo em diferentes regiões, manejo e clima, ainda necessitam serem realizados.

Em sistemas agrícolas, quando é analisado um período mais longo (20–50 anos), grande parte do ECO do solo sequestrado, ou mantidos nos primeiros anos, pode ser liberado nos anos posteriores (OLSON et al., 2014). Segundo os autores dependendo da intensidade da perturbação do solo durante o plantio e da dose de adubação nitrogenada aplicada, pode ocasionar uma mudança do ambiente do solo e potencializar a atividade microbiana do solo, aumentando o processo de mineralização e reduzindo a taxa de

sequestro de carbono orgânico ao longo do tempo e influenciando nas emissões dos gases potencializadores do efeito estufa.

2.6. Fatores relevantes para correta estimativa do ECO do solo

2.6.1. Teor de argila

Além dos fatores supracitados, o teor de argila é um dos componentes do solo importante para a correta interpretação do ECO do solo e a comparação entre os diferentes sistemas. Portanto, os fatores como textura do solo, temperatura, precipitação e histórico da área, influenciam em conjunto os padrões do ECO do solo de cada região (BERTHRONG et al., 2012). Solos com maiores teores de argila, fornecem maior proteção química a matéria orgânica do solo e o menor teor de argila do solo, acarreta solos com menor atividade microbiana e menor mineralização da matéria orgânica (PIRES et al., 2017). Portanto, deve-se ter como premissa ao se escolher os locais de coleta nos trabalhos que avaliam ECO do solo, que todos os locais escolhidos possuam teor de argila semelhantes (BRAZ et al., 2013).

O sequestro de carbono é intensificado com o aumento do conteúdo de argila do solo e diminuído com o aumento do conteúdo de areia (WEHR et al., 2020). Ainda segundo os autores mencionados o conteúdo de argila, areia, temperatura e precipitação anual, equilibram a extensão do sequestro de C do solo, controlando diretamente o crescimento da planta e a estabilidade do carbono. Os solos que predominam nas terras tropicais segundo Feller e Beare (1997) são os latossolos e argissolos (60 a 70%), esses solos são altamente intemperizado, onde a argila predominante é de baixa atividade, fornecem menos superfícies de contato minerais para a proteção e estabilização do carbono orgânico do solo.

Avaliando como a textura e clima dos diferentes locais da região Amazônica influenciam na decomposição do C em solos sob florestas e pastagens, Koutika et al. (1999) determinaram que independentemente do local e da cobertura vegetal a decomposição do C é mais baixa em solos com textura fina (relação areia/argila menor que 1) em comparação a solos de textura mais grossa (relação areia/argila variando de 2 a 8).

Uma opção para quando os locais de coleta possuírem uma alta variabilidade no teor de argila, é trabalhar com um fator de normalização. Assim Moraes et al. (1996)

porporam um fator (Equação 1) para normalizar os estoques de C do solo e explicar as diferenças no teor de argila entre os tratamentos e a condição de referência (floresta).

$$C_{\text{normalizado}} = C_{\text{médio}} * (Argila_{\text{ref}} / Argila_{\text{média}}) \quad (1)$$

Onde: o $C_{\text{normalizado}}$ é o estoque de carbono orgânico normalizado, a $Argila_{\text{ref}}$ é o conteúdo médio de argila para cada camada de solo do local de referência da floresta e $C_{\text{médio}}$ e $Argila_{\text{média}}$ são os valores medidos de carbono e argila por camada de solo, para os tratamentos que estão sendo avaliados.

2.6.2. Densidade

A avaliação da densidade do solo é imprescindível nos trabalhos que avaliam estoques de C e N. Ela é usada no cálculo que padroniza os tratamentos para a mesma massa de solo (NEILL et al., 1997; SISTI et al., 2004), além disso, segundo Braz et al. (2013) ela é um indicativo nos estudos realizados em cronossequência, cuja o objetivo é avaliar o sequestro do C ao longo do tempo, que a área onde será implantado o experimento eram semelhantes antes do desmatamento.

Portanto, segundo Braz et al. (2013) ela e é um dos parâmetros usados para validar a cronossequência, pois assume-se que os efeitos limpeza inicial da terra, operações envolvidas no plantio, subsequente pisoteio de animais e trânsito de maquinário na área, se limitam ao perfil inicial do solo (abaixo dos 40, ou 50 cm de profundidade os solos devem ser semelhantes). Ao analisar a densidade do solo em um experimento de 22 anos, em uma profundidade de até 100 cm, cuja os tratamentos eram vegetação nativa do Cerrado (controle), pastagem, plantio convencional (arado), plantio direto, diferentes sistemas de integração lavoura pecuária e níveis diferentes de fertilizantes, Sant-Anna et al. (2016) demonstram que os resultados das operações mecânicas (aração e plantio) e pisoteio dos animais se limitam em até 30 cm de profundidade ($P < 0,05$).

2.6.3. Correção para a massa do solo

Nesse procedimento é assumido que a compactação do solo devido ao pastejo, ou ao uso de maquinário só é representativa nas camadas superficiais. Faz-se necessário estimar o teor total

de C, ou N na mesma massa de solo que o solo da vegetação nativa (SANTOS et al., 2019), ou ao solo que for a referência com o menor teor de densidade, presentes no perfil de solo analisado (30, ou 100 cm de profundidade). Para isso, retira-se o peso extra da camada mais profunda (20-30 cm, ou 80-100 cm) do perfil de solo analisado (NEILL et al., 1997; SISTI et al., 2004). Caso esse procedimento não seja realizado poderia ocorrer superestimação, ou subestimação dos tratamentos, pois Segundo Lee et al. (2009) o maior teor de C pode ser oriundo da maior massa de solo ocasionada pela compactação do solo e não devido sequestro de C, ou N.

Muitas avaliações sobre os efeitos do manejo da terra no C do solo usa locais independentes e algumas vezes até distantes entre si, onde não se conhece o tempo zero, ou a massa original do solo. Como exemplo temos as diferentes práticas de uso da terra (floresta e pastagem), diferentes preparos do solo (plantio convencional, plantio direto e ILPF). Buscando entender os diferentes métodos que corrigem os dados de carbono total do solo em respostas ao uso da terra, ou a mudança de manejo, Lee et al. (2009) avaliaram os dois métodos usados para corrigir o efeito do aumento da densidade, o que usa a correção relativa para a maior massa do solo e o que usa a correção para menor massa de solo. Os autores concluíram que normalmente o método que estima para a maior massa do solo geralmente superestima (-0,16 a 0,60 Mg C ha⁻¹) e o que usa a menor massa do solo subestima (-2,67 a 0,23 Mg C ha⁻¹) as mudanças de C do solo. Onde os autores concluíram que independente da direção das mudanças na densidade do solo, o método mínimo é uma escolha mais adequada.

2.6.4. Identificação do projeto experimental adequado e dos locais de coleta

Identificar o projeto experimental e os tratamentos adequados são considerações críticas ao abordar a questão do sequestro de C do solo em qualquer experimento de preparo do solo e sistemas de cultivo. Existem dois métodos para avaliar o carbono orgânico do solo, o método que utiliza da comparação emparelhada (cronossequência), esse método avalia a dinâmica do carbono relativa entre os tratamentos e o método que determina uma linha base de pré-tratamento e avalia as mudanças absolutas nas concentrações, do estoque de C (OLSON et al., 2014).

A maioria dos trabalhos na América do sul trabalha com a abordagem emparelhada (CERRI et al., 2003; BRAZ et al., 2013; FRAZÃO et al., 2013; NAVARRETE et al., 2016; STAHL et al., 2017; RITTIL et al., 2017) um dos motivos é

que esse tipo de abordagem é mais barata e rápida em suas respostas, além do que, segundo Olson et al. (2014) ela é válida se o objetivo é determinar as diferenças entre os tratamentos em uma propriedade do solo no último ano, desde que, as repetições forem suficientes. Porém, para a realização da cronosequência, é imprescindível o levantamento do histórico da área (BRAZ et al., 2013). Contudo, muitas vezes os produtores não são precisos em quando os eventos ocorreram.

Quando é necessária uma abordagem padronizada para medir a concentração do carbono orgânico do solo em relação ao seu sequestro, a amostragem pré-experimental é a sugerida (OLSON et al., 2014). Como desafio abordagem pareada (pré-experimental), além dos custos dessa metodologia serem consideravelmente mais elevados, ela demanda normalmente um tempo mais longo para que os tratamentos resultem nas respostas necessárias.

Outro desafio seria a determinação correta do local de coleta, pois caso ele não seja bem avaliado, os valores médios de C do solo seriam erroneamente interpretados, um exemplo disso seria o trabalho de Frazão et al. (2013) onde os autores trabalharam com a cultura de Dendê e caso tivessem feito a coleta do C do solo apenas próximo a base da planta (0,6 m) teriam até 38% do teor de C do solo mais alto que as entrelinhas (0-4,5 m da árvore) e assim iriam superestimar a média de C da área.

Outro fator que deve ser considerado é a profundidade de coleta. Na recente publicação realizada sobre o refinamento do IPCC de 2006 (2019) foi sugerido que quando os países não tiverem um padrão próprio coleta, deve-se realizar a coleta em pelo menos 0-30 cm de profundidade, porém foi ressaltado nas diretrizes que o ideal é que cada país realize a coleta que melhor se adeque para sua situação e é fundamental que em um mesmo país as diferentes pesquisas sigam um padrão para que assim seja possível realizar comparações e quantificar emissões, ou os sequestros realizados de carbono para cada setor.

Considerando que existe um significativo teor de C na profundidade do solo abaixo de 30 cm, diferentes autores têm sugerido que o ideal seria coletar até 1 m de profundidade do solo (BRAZ et al., 2013; OLSON., 2014; LAL, 2018; SANTOS et al., 2019;). Uma vez que, o perfil de solo de 1 m de profundidade é representativo das mudanças que ocorrem no carbono orgânico do solo para os diferentes sistemas agrônômicos, é possível de ser coletado com equipamentos menos sofisticados e diminui o risco de sub ou superestimar o sequestro de C de algum tratamento.

Considerações finais

O avanço da fronteira agrícola sobre a Amazônia Legal é inevitável, porém não deve ocorrer descontroladamente. Nos diferentes usos da terra no arco do desmatamento da Amazônia os estoques de C e N do solo são influenciados pelo histórico de uso da área, atividade atualmente explorada e fatores climáticos. O manejo adequado dos sistemas de agricultura, floresta e pastagem otimizam o sequestro de C, geram receita para a região e pode ser uma alternativa para incentivar a preservação da floresta Amazônica.

Referências bibliográficas

- ABIEC, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE. **Beef Report - Perfil da Pecuária no Brasil 2021**. Disponível em: <<http://abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2021/>>. Acesso em: 16 de março de 2022.
- ADEWOPO, J. B.; SILVEIRA, M. L.; XU, S.; GERBER, S.; SOLLENBERGER, L. E.; MARTIN, T. A. Management Intensification Impacts on Soil and Ecosystem Carbon Stocks in Subtropical Grasslands. *Soil Science Society of America Journal*. v. 78, p. 977–986, 2014. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.12.0523>.
- ASNER, G. P.; RUDEL, T. K.; AIDE, T. M.; DEFRIES, R.; EMERSON, R. A. Contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. **Conservation Biology**. v. 23, p. 1386-1395, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01333.x>.
- BARRETO, P., PINTO, A., BRITO, B., & HAYASHI, S. (2008). **Quem é Dono da Amazônia: Uma análise do cadastramento de imóveis rurais**. Belém, PA, Brazil. Imazon. Disponível em <<https://imazon.org.br/quem-e-dono-da-amazonia-uma-analise-do-recadastramento-de-imoveis-rurais/>>. Acessado em 07 de fevereiro de 2022.
- BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; IMA., C. G. V.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**. v. 20, p. 3713–3726, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>.
- BERTHRONG, S. T.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. **Ecological Applications**. v 19, p. 2228–2241, 2009. <https://doi.org/10.1890/08-1730.1>.

- BERTHRONG, S. T.; PIÑEIRO, G.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. **Ecological Applications**. v. 22, p. 76–86, 2012. <https://doi.org/10.1890/10-2210.1>.
- BOWMAN, M. S.; SOARES-FILHO, B. S.; MERRY, F. D.; NEPSTAD, D. C.; HERMANN, R.; ALMEIDA, O. T. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: a spatial analysis of the rationale for beef production. **Land Use Policy**. v. 29, p. 558 – 568. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.09.009>.
- BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; DOS SANTOS, C. A.; DOS SANTOS, S. C.; MACHADO PINHEIRO, E. F.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded *Brachiaria* pastures in the Brazilian Cerrados. **Soil Science Society of America Journal**. v. 77, p. 914–928, 2013. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0269>.
- CARDOSO, A. S.; BARBERO, R. P.; ROMANZINI, E. P.; TEOBALDO, R. W.; ONGARATTO, F.; FERNANDES, M. H. M. R.; RUGGIERI, A. C.; REIS, R. A. Intensification: A Key Strategy to Achieve Great Animal and Environmental Beef Cattle Production Sustainability in *Brachiaria* Grasslands. **Sustainability**. v. 12, 6656, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12166656>.
- CERRI, C. E. P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D. S.; BERNOUX, M.; VICTORIA R.; CERRI, C. C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**. v. 67, p. 1879–1887, 2003. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1879>.
- de SANT-ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVE, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 108, p. 101–120, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z>.
- DENG, L.; ZHU, G.; TANG, Z.; SHANGGUAN, Z. Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. **Global Ecology and Conservation**, v. 5, p. 127–138, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.12.004>.
- DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 103, p. 365–373, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.008>.

ECLESIAS, R. P.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B.; BIGANZOLI, F.; PINEIRO, G. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. **Global Change Biology**. v. 18, p. 3237–3251, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x>.

FAPESPA - Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas do Pará. **Boletim Agropecuário do Pará** 2017. Disponível em <
<http://www.fapespa.pa.gov.br/upload/Arquivo/anexo/1383.pdf?id=1533567716>>

Acesso em: 05 de abril de 2021.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**. v. 79, p. 69-116, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00039-6).

FRAZAO, L. A.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. 2013. Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology-Bioenergy**. v. 5, p. 384-390, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01196.x>.

FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; LEIDIVAN FRAZÃO, A. Agrosilvopastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. **Rangeland Ecology & Management**. v. 73, p. 776–785, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>.

FRIEDLINGSTEIN, P.; O'SULLIVAN, M.; JONES, M. W.; ANDREW, R. M.; HAUCK, J.; OLSEN, A.; PETERS, G. P.; PETERS, W.; PONGRATZ, J.; SITCH, S.; LE QUÉRE, C.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; ALIN, S.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARNETH, A.; ARORA, V.; BATES, N. R.; BECKER, M.; BENOIT-CATTIN, A.; BITTIG, H. C.; BOPP, L.; BULTAN, S.; CHANDRA, N.; CHEVALLIER, F.; CHINI, L. P.; EVANS, W.; FLORENTIE, L.; FORSTER, P. M.; GASSER, T.; GEHLEN, M.; GILFILLAN, D.; GKRTZALIS, T.; GREGOR, L.; GRUBER, N.; HARRIS, I.; HARTUNG, K.; HAVERD, V.; HOUGHTON, R. A.; ILYINA, T.; JAIN, A. K.; JOETZJER, E.; KADONO, K.; KATO, E.; KITIDIS, V.; KORSBAKKEN, J. I.; LANDSCHÜTZER, P.; LEFÈVRE, N.; LENTON, A.; LIENERT, S.; LIU, Z.; LOMBARDOZZI, D.; MARLAND, G.; METZL, N.; MUNRO, D. R.; NABEL, J. E. M. S.; NAKAOKA, S.-I.; NIWA, Y.; O'BRIEN, K.; ONO, T.; PALMER, P. I.; PIERROT, D.; POULTER, B.; RESPLANDY, L.; ROBERTSON, E.; RÖDENBECK, C.;

SCHWINGER, J.; SÉFÉRIAN, R.; SKJELVAN, I.; SMITH, A. J. P.; SUTTON, A. J.; TANHUA, T.; TANS, P. P.; TIAN, H.; TILBROOK, B.; VAN DER WERF, G.; VUICHARD, N.; WALKER, A. P.; WANNINKHOF, R.; WATSON, A. J.; WILLIS, D.; WILTSHIRE, A. J.; YUAN, W.; YUE, X.; ZAEHLE, S. Global Carbon Budget 2020. **Earth System Science Data**. v. 12, p. 3269–3340, 2020. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>.

GALFORD, G. L.; SOARES-FILHO B.; CERRI, C. E. P. Prospects for land-use sustainability on the agricultural frontier of the Brazilian Amazon. **The Royal Society B**. v. 368, p. RSTB20120171, 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0171>.

GATTI, L. V., BASSO, L. S., MILLER, J.B., GLOOR, M., DOMINGUES, L. G., CASSOL, H. L. G., TEJADA, G., ARAGÃO, L. E. O. C., NOBRE, C., PETERS, W., MARANI, L., ARAI, E., SANCHES, A.H., CORRÊA, S. M., ANDERSON, L., VON RANDOW, C., CORREIA, C. S. C., CRISPIM, S. P., NEVES, R. A. L. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**. V. 595, p. 388–393, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. Brazil's Soy Moratorium. **Science**. v. 347, p. 377-378, 2015. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>.

GUO, L. B., GIFFORD, R. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**. v. 8, p. 345-360, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon: A Panel Data Analysis for the 2000s. **Environ Resource Econ**. v. 54, p. 471–494, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10640-012-9610-2>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021). **Quantidade de bovinos abatidos, no trimestre (Cabeças), 1º trimestre 1997 - 4º trimestre 2021**. Disponível em < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9203-pesquisas-trimestrais-do-abate-de-animais.html?=&t=series-historicas> >. Acessado em: 16 de janeiro de 2022.

INEPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto Terra Brasilis**. <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/map/deforestation?hl=pt-br>>. Acessado em: 25 de outubro de 2021.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **A taxa consolidada de desmatamento por corte raso para os nove estados da Amazônia Legal em 2020 foi de 10.851 km².**

Disponível em < http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5811>.

Acessado em: 16 de janeiro de 2022.

IPCC 2019, 2019 **Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, CALVO BUENDIA, E., TANABE, K., KRANJC, A., BAASANSUREN, J., FUKUDA, M., NGARIZE S., OSAKO, A., PYROZHENKO, Y., SHERMANAU, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

KOUTIKA, L. S.; CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; BURTIN, G.; CERRI, C. C. Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. **Biology and Fertility of Soils**. v. 28, p. 436-438, 1999. <https://doi.org/10.1007/s003740050517>.

LAL, R. Agricultural activities and the global carbon cycle. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 70, p. 103–116, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048480.24274.0f>.

LAL, R. Agricultural activities and the global carbon cycle. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v, 70, p. 103–116, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048480.24274.0f>.

LAL, R. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. v. 363, p. 815–830, 2008. <http://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**. v. 24, p. 3285–3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.

LEE, J.; HOPMANS, J. W.; ROLSTON, D. E.; BAER, S. G.; SIX, J. Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 134, p. 251–256, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.006>.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil & Tillage Research**. v. 106, p. 177-184, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.12.005>.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**. v, 149, p. 84-91, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.023>.

- MERRY, F.; SOARES-FILHO, B.; NEPSTAD, D.; AMACHER, G.; RODRIGUES, H. Balancing conservation and economic sustainability: the future of the Amazon timber industry. **Environmental Management**. v. 44, p. 395-407, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9337-1>.
- NAVARRETE, D.; SITCH, S.; ARAGÃO, L. E. O. C.; PEDRONI, L. Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. **Global Change Biology**. v. 22, p. 3503-3517, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13266>.
- NEILL, C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C.; de MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C.; M. BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**. v. 7, p. 1216–1225, 1997. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1216:SCANSF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1216:SCANSF]2.0.CO;2).
- NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; da MOTTA, R. S.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**. v. 344, p. 1118-1123, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>.
- NOGUEIRA, E. M.; NOGUEIRA, P. M.; NELSON, B. W.; NELSON, M. B. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. v. 248, p. 119–135, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.047>.
- OLSON, K. R.; AL-KAISI, M. M.; LAL, R.; LOWERY, B. Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates. **Soil Science Society of America Journal**. v. 78, p. 348-360, 2014. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>.
- PERRIN, A-P.; FUJISAKI, K.; PETITJEAN, C.; SARRAZIN, M.; GODET, M.; GARRIC, B.; HORTH, J-C.; BALBINO, L. C.; SILVEIRA FILHO, A.; MACHADO, P. L. O. A.; BROSSARD, M. Conversion of forest to agriculture in Amazonia with the chop-and-mulch method: Does it improve the soil carbon stock?. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 184, 101-114, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.009>.

- PIRES, C. V.; SCHAEFER, C. E. R. G.; HASHIGUSHI, A. K.; THOMAZINI, A.; FILHO, E. I. F.; MENDONÇA, E. S. Soil organic carbon and nitrogen pools drive soil C-CO₂ emissions from selected soils in Maritime Antarctica. **Science of The Total Environment**. v. 596–597, p. 124–135, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.144>.
- RITTL, T. F.; OLIVEIRA, D.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. **Geoderma Regional**. v.10, p. 138–143, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.07.004>.
- SALIMON, C. I.; WADT, P. G. S.; ALVES, S. S. Decrease in carbon stocks in an oxisol due to land use and cover change in southwestern Amazon. **Ambi-Agua**. 4, 57–65, 2009. <https://doi.org/10.4136/ambiagua.86>.
- SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, E. F.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**. v. 337, p. 394–401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>.
- SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. **Emissões totais**. Disponível em < https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission >. Acessado em: 16 de março de 2022.
- SILVA, F. F.; FULGINITI, L. E.; PERRIN, R. K. The Cost of Forest Preservation in the Brazilian Amazon: The “Arc of Deforestation”. **Journal of Agricultural and Resource Economics**. v. 44, p. 497–512, 2019. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.292328>.
- SISTI, C.P. J.; DOS SANTOS, H.P.; KOCHHANN, R.A.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**. v. 76, p. 39–58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>.
- SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D.J.; GALFORD, G.L.; MORAN, C.J.; SOARES-FILHO, B.S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**. v. 8, 1013, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>.
- STAHL, C.; FONTAINE, S.; KLUMPP, K.; PICON-COCHARD, C.; MARCIA MASCARENHAS GRISE, M. M.; DEZÉCACHE, C.; PONCHANT, L.; FREYCON, V.; BLANC, L.; BONAL, D.; BURBAN, B.; SOUSSANA, J. F.; BLANFORT, V.

Continuous soil carbon storage of old permanent pastures in Amazonia, **Global Change Biology**. v. 23, p. 3382-3392, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13573>.

TUO, D., GAO, G., CHANG, R., LI, Z., MA, Y., WANG, S., WANG., C., FU, B. Effects of revegetation and precipitation gradient on soil carbon and nitrogen variations in deep profiles on the Loess Plateau of China. **Science of the Total Environment**. v. 626, p. 399-441, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.116>.

WEHR, J. B.; LEWIS, T.; DALAL, R. C.; MENZIES, N. W.; VERSTRATEN, L.; SWIFT, S.; BRYANT, P.; TINDALE, N.; SMITH, T. E. Soil carbon and nitrogen pools, their depth distribution and stocks following plantation establishment in south east Queensland, Australia. **Forest Ecology and Management**. v. 457, 117708, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117708>.

CAPÍTULO 2 - Mudanças no uso da terra afetam os estoques de C e N em solos no Arco do desmatamento na Amazônia

RESUMO: Na região do arco do desmatamento da Amazônia as sucessões típicas do uso da terra, como pastagem e agricultura, podem afetar a dinâmica do carbono e nitrogênio no solo. O objetivo deste estudo foi determinar o efeito na mudança do uso da terra sobre os estoques de C (ECO) e N (ENO) orgânico em solos de áreas de pastagens nominais, agricultura e floresta tropical primária perturbada, no arco do desmatamento da Amazônia. Amostras foram tomadas para avaliar a textura, densidade, concentração de carbono orgânico e nitrogênio do solo. Além disso, foi avaliado estoques de C e N em 30 e 100 cm de profundidade, e abundância de ^{13}C isotópico. Todos os sistemas apresentaram uma textura de solo semelhante para o conteúdo de argila 293,8; 286,7; 240,0 g kg⁻¹. O sistema agrícola apresentou uma maior densidade que os demais apenas nas camadas superficiais (0-30 cm). A concentração de C e N na agricultura foi a menor que nos demais uso da terra. Os sistemas de pasto e floresta não diferiram entre si em relação aos ECO e ENO, mas foram maiores do que a área de agricultura, independente da profundidade. A conversão da floresta em sistemas agrícola causa perdas de C e N. Sistemas de pastagem mantem o C e N armazenado no solo, sendo que parte do C3 oriundo da floresta é substituído pelo C4 em até 100 cm de profundidade do solo.

Palavra-chave: Agricultura, Abundância de ^{13}C , Floresta amazônica, Pastagem tropical, Carbono do solo, Uso da terra

1. Introdução

A cada ano, vastas áreas de florestas no arco do desmatamento da Amazônia são perturbadas por extração seletiva e fragmentação do habitat (BERENGUER et al., 2014). A extração seletiva de madeira é caracterizada pela supressão de árvores de maior valor agregado sem que ocorram maiores perturbações na área. Globalmente, essa extração já afetou mais de 20% das florestas tropicais remanescente do mundo, sendo essa atividade algumas vezes contabilizada como floresta secundária, ou simplesmente não é considerada nos cálculos de desmatamento (ASNER et al., 2009).

A situação ambiental na Amazônia brasileira passou por várias mudanças de uso da terra no decorrer dos anos (FUJISAKI et al., 2015). A maioria dessas mudanças são iniciadas em decorrência das atividades de mineração (SONTER et al., 2017), extração ilegal de madeira e para garantir o uso produtivo e reduzir o risco de desapropriação da terra (SILVA et al., 2019). Essa última é muitas vezes potencializada diretamente por oscilações dos commodities agrícolas, da madeira (HARGRAVE; KIS-KATOS 2013) e pecuária (SANTOS et al., 2019). Tais mudanças de uso supracitadas são relativamente recentes, contribuindo com uma parcela importante das emissões de CO₂ do Brasil (GATTI et al. 2021).

O bioma amazônico é um importante ecossistema que atua no sequestro global de CO₂ (GATTI et al. 2021). Nesse bioma existem poucos estudos com estimativas do ECO considerando diferentes tipos de solo, manejo e uso da terra. O que observa-se na literatura é uma quantidade considerável de dados sobre a concentração de carbono no solo, onde grande parte desses dados não estão associados à densidade do solo (SALIMON et al., 2009). Além disso, os poucos estudos que investigaram a abundância em ¹³C e do ECO, se limitaram na maioria das vezes em analisar os 30 cm iniciais do perfil de solo (BRAZ et al., 2013). Portanto, existe uma lacuna para entender a dinâmica do carbono em profundidades maiores, uma vez que, o sistema radicular pode se desenvolver em profundidades maiores do que 30 cm.

A conversão da floresta amazônica em outras coberturas, é influenciada pelo uso da terra, manejo da cultura implantada, solo, clima e temperatura, onde o conjunto desses fatores modulam os padrões de sequestro de carbono (GUO; GIFFORD, 2002; DON et al., 2011). Porém, o comportamento em si de como as diferentes interações afetam o estoque de carbono, ainda não são totalmente elucidadas. Nessa condição, em um dos poucos estudos com até 1 m de profundidade do solo, conduzido por Salimon et al.

(2009), os autores observaram que com a mudança de uso da terra, as pastagens podem sequestrar cerca de 17% e plantações de seringueira cerca de 41% dos estoques de C anteriormente armazenado no solo. Enquanto na metanálise realizada por Fujisaki et al. (2015), a qual avaliaram apenas os solos amostrados em até 30 cm de profundidade dentro do bioma Amazônia, os autores demonstraram que em média os estoques diminuíram 8,5% para safras anuais e aumentaram 6,8% para pastagens após o desmatamento. Já no trabalho de Frazão et al. (2013) conduzido no estado do Pará, bioma Amazônico, que avaliaram até 30 cm de profundidade do solo, os autores indicam que o ECO varia com o uso da terra e com o local de coleta. Na referida pesquisa o sistema agrícola (dendê), cultura perene, apresentou 35-46% do ECO mais baixo que a pastagem e até 0-18% maior que a floresta nativa.

A maioria das pesquisas realizadas na Amazônia concentram-se em avaliar a dinâmica do ECO e ENO após apenas a primeira mudança de uso da terra. Porém com o avanço da agricultura nessa região, faz-se necessário avaliar áreas que anteriormente foram usadas como pastagens, mas que atualmente são ocupadas com agricultura (FUJISAKI et al., 2015). Portanto, hipotetizamos que a introdução de sistemas de pastagens nominais, mantém a qualidade do solo e os estoques de C e N, e mudanças frequentes de uso terra pioram a qualidade do solo e diminuem tais estoques no bioma Amazônico ao longo do tempo. Com isso, o objetivo deste estudo foi determinar o efeito na mudança do uso da terra sobre os ECO e ENO em solos de áreas de pastagens nominais, agricultura e floresta tropical primária perturbada, no arco do desmatamento da Amazônia. Para isso, abordamos as seguintes questões: como os diferentes usos da terra afetam os ECO e ENO em profundidades do solo de 30 e 100 cm? Quais prováveis contribuições de C3 e C4 ao longo do tempo com as diferentes mudanças de uso da terra?

2. Material e métodos

2.1. Caracterização do local de estudo

O estudo foi conduzido em 2019, em áreas com diferentes sistemas de uso da terra: floresta tropical úmida, pastagem e agricultura. As áreas foram selecionadas dentro da região do Arco do Desmatamento da Amazônia no município de Nova Esperança do Piriá, Pará, Brasil (2° 19'S, 46° 56''W, altitude de 70 m) com base em análises de diagnósticos prévio buscando-se semelhanças no solo e histórico de uso da terra, de acordo com o respectivo sistema avaliado. A localização de todos os pontos de coleta avaliados ficaram

distribuídos dentro de um raio de dois quilômetros. O clima da região segundo o refinamento das diretrizes do IPCC de 2006 (2019) é classificado como tropical wet e seguindo a classificação de Köppen é do tipo Am (ALVARES et al., 2013). A precipitação anual média na região do estudo é de 2,104 mm e temperatura anual média é de 26 °C. Os solos nos locais de coleta são classificados como latossolo amarelo (SANTOS et al., 2018).

2.2. Caracterização dos sistemas experimentais

Foi conduzido um experimento com três tratamentos correspondentes aos diferentes sistemas de uso da terra: floresta, pastagem e agricultura, com quatro repetições por sistema. As áreas de floresta foram compostas por floresta tropical úmida, a área de agricultura era cultivada com pimenta do reino (*Piper nigrum*) e a área de pastagem com *Urochloa brizantha* cv. Marandu.

As áreas de floresta, que correspondem ao ecossistema original da região, foram selecionadas próximas as áreas de pastagem e agricultura. Tais florestas foram classificadas como primárias perturbadas, ou seja, florestas afetadas por exploração madeireira, mas que não exibem quaisquer sinais de supressão (BERENGUER et al., 2014). Nas camadas superficiais do solo (0-20 cm) os teores de argila nas áreas da floresta 1, 2, 3, e 4, foram 23; 20; 45; e 30%, respectivamente.

Quanto a agricultura, a área 1 foi aberta na década de 2000 com supressão da floresta, queimada e posterior formação de pastagem com *Urochloa brizantha* cv. Marandu. No ano de 2010 foi realizada com uso de queimada a substituição da pastagem pelo plantio da pimenta do reino. Nessa área o teor de argila na camada superficial (0-20 cm) do solo foi de 48%. As áreas de agricultura 2; 3; e 4, por serem na mesma fazenda tiveram o mesmo histórico de formação. Essas áreas foram formadas por supressão da floresta, seguida de queimada na década de 90 e posterior formação de pastagem com *Urochloa brizantha* cv. Marandu. Em 2012 foi realizada novamente uma queimada para substituição da pastagem pelo plantio de pimenta do reino em 2014. Os teores de argila na camada superficial (0-20 cm) do solo das áreas 2; 3; e 4 foram de 18%, 17% e 23%, respectivamente. Em todas as áreas de agricultura era realizada anualmente adubação orgânica com cama de frango e restos culturais, além de adubação química padrão com 52,5; 32,8; e 82,8 g planta⁻¹ano⁻¹ de nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente.

Quanto as pastagens, a área 1 foi formada com *Urochloa brizantha* cv. Marandu em 2007 a partir da supressão da floresta e queimada. A partir desse ano não foram realizadas novas queimadas e o controle das plantas invasoras foi realizado através de roçagem, conforme a necessidade. Somente em 2018 foi feita uma adubação com fosfato natural reativo Arad correspondendo a 90 kg de P_2O_5 ha⁻¹. Essa área possuía um teor de argila na camada superficial (0-20 cm) de 60%. A área de pastagem 2 foi aberta em 1988 através de supressão e queimada. Ao longo de 24 anos essa área permaneceu com o cultivo de mandioca, sendo que em 2012 foi queimada e substituída por *Urochloa brizantha* cv. Marandu. Foi realizada em 2017 uma única adubação na área com fosfato natural reativo de Arad correspondendo a 90 kg de P_2O_5 ha⁻¹. Essa área possuía um teor de argila na camada superficial (0-20 cm) de 15%. Assim como a pastagem 1, a pastagem 3 foi formada em 1988 com os mesmos métodos e espécie forrageira. Desde a formação dessa área não foram realizadas adubações e sempre que necessário a limpeza das plantas invasoras foi realizada através da roçagem. Essa área possuía um teor de argila na camada superficial (0-20 cm) de 37%. A área de pastagem 4 foi formada em 2004 com os mesmos métodos e espécie forrageira das áreas 1 e 3. Em 2008 essa área 4 teve uma nova queimada para controlar as plantas invasoras. Em 2017 foi realizada calagem e adubação com fosfato natural reativo Arad na mesma dose da pastagem 1 e 2. Essa área possuía um teor de argila na camada superficial (0-20 cm) de 34%. Mesmo com o baixo nível tecnológico usado nas áreas de pastagens supracitadas, as condições edafoclimáticas favoráveis e o manejo do pastejo, mantiveram massa de forragem e ciclagem de nutriente suficiente ao longo dos anos. Tais práticas evitaram processos de degradação e permitiram uma produção de forragem satisfatória, caracterizando as áreas como pastagens nominais. Destaca-se que os teores médios de argila nas áreas de floresta, agricultura e pastagem foram de 29,5%, 26,5% e 36,5%, respectivamente.

2.3. Validação das Cronosequências

Além do histórico de uso das áreas já apresentados, os indicadores escolhidos para avaliar a validade das cronosequências foram a textura e densidade do solo, adaptado de Braz et al. (2013).

2.4. Amostragem de solo

Foram coletadas amostras dos quatro lados de uma trincheira (1 x 1 x 1m de dimensão) nas profundidades 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60; 60-80; e 80-100 cm, tomadas nos 5 cm centrais (intervalo médio), conforme descrito por Santos et al. (2019). As amostras compostas, por profundidade e por trincheira, foram obtidas pela homogeneização das subamostras dos quatro lados coletadas anteriormente. Em tais amostras foi determinada a fração leve da matéria orgânica, carbono orgânico do solo (C total), nitrogênio total (N total), estoques de C e N em 30 e 100 cm de profundidade e abundância de ^{13}C isotópico.

As amostras para análise de densidade aparente foram retiradas por meio de anéis de aço inoxidável chanfrado de 100,6 cm³ de volume (5 cm de diâmetro e 5,2 cm de comprimento). As coletas foram realizadas nos mesmos intervalos de profundidade anteriormente descritos, entretanto em duas paredes opostas de cada trincheira. Para determinação do peso seco, o solo foi removido de cada anel e seco em estufa a 110 °C por 72 horas, conforme descrito por Sisti et al. (2004). Para as análises de textura do solo (argila + silte e argila) foi tomada uma amostra composta por tratamento, no intervalo de 0-20 cm, coletada com auxílio de trado holandês.

2.5. Concentração e estoque de C e N

Amostras compostas tomadas em cada profundidade das trincheiras foram processadas em moinho de rolo. O conteúdo de N total das amostras foi determinado usando a técnica de semi-micro de Kjeldahl conforme descrita por Urquiaga et al. (1992). O carbono orgânico total (COT) e abundância de ^{13}C isotópico foram determinados por análises isotópicas realizadas no Centro de Isótopos Estáveis (Stabela Isotopes Center) da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Brasil. As amostras de solos foram secas em estufa à 50 °C por 48 horas. Uma alíquota de 1,0 a 1,5 mg de cada amostra foi pesada em cápsula de estanho utilizando balança com resolução de 1 µg (XP6, Mettler Toledo, Switzerland). As cápsulas foram analisadas em um sistema de espectrometria de massa de razão isotópica por fluxo contínuo CF-IRMS utilizando um IRMS (Delta V, Thermo Scientific, Germany) acoplado a um analisador elementar EA (Flash HT, Thermo Scientific, Germany) por meio de uma interface de gases (ConFlo IV, Thermo Scientific, Germany). O CF-IRMS determinou a razão isotópica do Carbono $R(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})$ e os valores foram expressos em diferença relativa da razão isotópica ($\delta^{13}\text{C}$), em partes por mil (‰),

a partir do padrão V-PDB (Pee Dee Belemnita) conforme equação 1 (COPLIN, 2011). A incerteza padrão do CF-IRMS foi estimada em $\pm 0,15\%$ ($n=10$) e os resultados foram normalizados a partir do padrão de referência certificado NBS-22.

$$\delta^{13}C = \frac{R^{13}C^{12}C^{sample}}{R^{13}C^{12}C^{PDB}} - 1 \quad (1)$$

O CF-IRMS também determinou os percentuais de COT presentes em cada amostra utilizando o detector de condutividade térmica (DCT) do EA calibrado com o padrão de referência certificado Nicotinamide (P/N33840009, Thermo Scientific, Germany). A incerteza padrão dos valores de COT foi estimada em $\pm 1,0\%$ ($n=10$) para amostras com COT entre 0,5% a 5%.

2.6. Cálculos

Os estoques de C e N em cada intervalo de profundidade foram determinados a partir da multiplicação dos teores de C e N pela densidade do solo nas respectivas profundidades. Os estoques de C e N foram corrigidos para a mesma massa do solo de referência, ou seja, floresta em 30 e 100 cm de profundidade. Nesse procedimento foi assumido que a compactação do solo devido ao pastejo ou ao uso de maquinário só é representativa nas camadas superficiais. Desse modo, no cálculo dos estoques de C e N (equação 2) foi subtraído o conteúdo de C e N presentes no peso extra do solo nas camadas mais profundas, 20-30 e 80-100 cm conforme Sisti et al. (2004).

$$Y_s = \sum_{i=1}^n CT_i + [MT_n - (\sum_{i=1}^n MT_i - \sum_{i=1}^n MS_i)] CT_n \quad (2)$$

Onde: Y_s é o estoque total de C ou N ($Mg\ ha^{-1}$) no solo em uma profundidade equivalente a mesma massa de solo que no perfil de referência (floresta em 30 e 100 cm de profundidade); $\sum_{i=1}^n CT_i$ é a soma da concentração ($Mg\ ha^{-1}$) de C ou N da camada superficial até a penúltima camada nos perfis de tratamento (pasto ou agricultura); MT_n é a massa de solo na camada mais profunda nos perfis de tratamento; $\sum_{i=1}^n MT_i$ é a soma da massa do solo ($Mg\ ha^{-1}$) nas camadas 1 (0 a 5 cm, superfície) a n (maior profundidade) no perfil do tratamento (pasto ou agricultura); $\sum_{i=1}^n MS_i$ é a soma da massa do solo ($Mg\ ha^{-1}$) nas camadas 1 (0 a 5 cm, superfície) a n (maior profundidade) no perfil de solo de referência (floresta); e CT_n é a concentração de C ou N ($Mg\ ha^{-1}$) nas camadas mais profunda do perfil de tratamento (pasto ou agricultura).

A proporção de C orgânico do solo derivado da floresta ($\%C_F$) e da pastagem ($\%C_{Br}$) foi estimado pela abundância natural do ^{13}C baseado na equação proposta por

Cerri et al. (1985). Essa equação (3) determina a origem do C orgânico (considerando diferença entre espécies C3 e C4), estimados a partir da abundância de ^{13}C das amostras de solo:

$$\%C_F = 100(\delta^{13}\text{C}_x - \delta^{13}\text{C}_{Br}) / (\delta^{13}\text{C}_F - \delta^{13}\text{C}_{Br}) \quad (3)$$

Onde: $\delta^{13}\text{C}_x$ é a abundância de ^{13}C do solo sob pasto, ou agricultura (todas as áreas de agricultura anteriormente foram área de pasto); $\delta^{13}\text{C}_{Br}$ é a abundância ^{13}C derivado da liteira (abundância de ^{13}C $-14,3 \pm 0,56$ ‰) de *Urochloa brizantha* cv. Marandu, obtidas a partir de oito repetições como proposto por de Moraes et al. (1996); e o $\delta^{13}\text{C}_F$ é a abundância de ^{13}C do solo sob a floresta. Portanto, as proporções do C derivado das plantas C3 e C4 nos diferentes sistemas de uso da terra foi estimada usando os dados de abundância de ^{13}C do solo e o conteúdo de C (kg C m^{-3}) de cada intervalo de profundidade do solo.

2.7. Matéria orgânica leve em água (MOL)

As amostras de solo para análise de MOL foram tomadas no intervalo médio (5 cm centrais) das profundidades 0-5; 5-10; 10-20 e 20-30 cm. Após a coleta as amostras foram secas ao ar e a MOL foi determinada usando o procedimento de Anderson e Ingram (1989). Em um becker de 250 ml foi adicionado uma alíquota de 50 gramas da amostra, com 100 ml de solução de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, que permaneceu em 12 horas de repouso. Posteriormente todo o material foi agitado e passado por uma peneira de 25 mm, eliminado assim toda argila. O material (MOL e areia) retido na peneira foi novamente colocado em becker e completado o volume para 100 ml com água. Todo o material suspenso (MOL) foi separado novamente pela. A MOL retida na peneira foi seca em estufa a 65°C por 72 horas e pesada.

2.8. Análise estatística

Os dados de cada variável foram submetidos a análise de normalidade dos resíduos pelo teste de Cramer-von-mises. Quando a ANOVA foi significativa para os níveis de uso da terra, o teste de Student-Newman-Keuls foi usado para comparação de médias ($p < 0,05$). Os níveis de efeito de tratamentos foram definidos como uso da terra (floresta; pasto e agricultura). Todas as análises estatísticas foram realizadas com o programa estatístico R Core Team (2020).

Foi utilizado o modelo matemático:

$$Y_{ij} = \mu + M_i + \varepsilon_{ij} \quad (4)$$

Onde, Y_{ij} é a variável resposta no i -ésimo sistema, na j -ésima repetição; μ é o efeito fixo da média geral; M_i é o efeito fixo para o uso da terra; ε_{ij} é o erro aleatório.

3. Resultados

3.1. Validação das Cronossequências

Todos os sistemas de uso da terra apresentaram conteúdo de argila no solo semelhante ($P > 0,76$), 293,8; 286,7; 240,0 g kg⁻¹, nas áreas de floresta, pastagem e agricultura, respectivamente. Da mesma forma foi observada semelhança ($P > 0,58$) entre sistemas no conteúdo de argila + silte, que foi de 407,5; 350,0; 327,5 g kg⁻¹ nas respectivas áreas supracitadas.

Houve diferença ($P < 0,05$) na densidade do solo com o sistema de uso da terra apenas nas camadas superficiais (0-30 cm, Figura 1). Em profundidades maiores do que 40 cm não foi observada diferença ($P > 0,05$) entre os sistemas de uso da terra. Nas profundidades do solo de 0-5; 5-10 e 20-30 cm, a densidade na área de agricultura foi maior ($P < 0,05$) do que na área de floresta e pastagem. Apenas na profundidade de 10-20 cm, a densidade da área de pastagem foi maior ($P < 0,05$) do que da área de floresta.

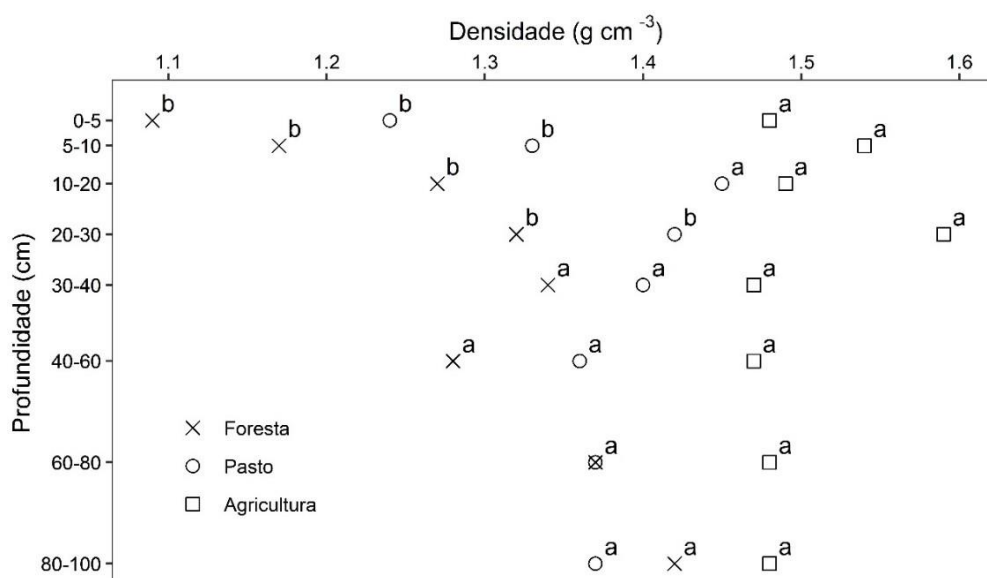


Figura. 1 - Densidade do solo (g cm⁻³) no perfil de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica. Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($P < 0,05$).

3.2. Carbono orgânico e nitrogênio do solo

A concentração de C (g C kg solo^{-1}) na profundidade de 0-5 cm foi de 39,5; 27,6; e 12,2 nas áreas de floresta, pastagem e agricultura (Figura 2). Foi observada tendência de diminuição nas concentrações de C com a profundidade, como observado na profundidade de 30-40 cm, 9,8; 9,3 e 4,9 g C kg soil^{-1} , e na camada mais profunda do solo (80-100 cm) foi observado concentração de C de 6,4; 7,9 e 2,7 g C kg soil^{-1} , nos mesmos sistemas de uso da terra respectivamente. A concentração de C na agricultura foi menor que nos demais uso do solo ($P < 0,05$), independente da profundidade do solo. A concentração de C na área de pastagem foi menor que na de floresta apenas nas camadas superficiais (0-20 cm).

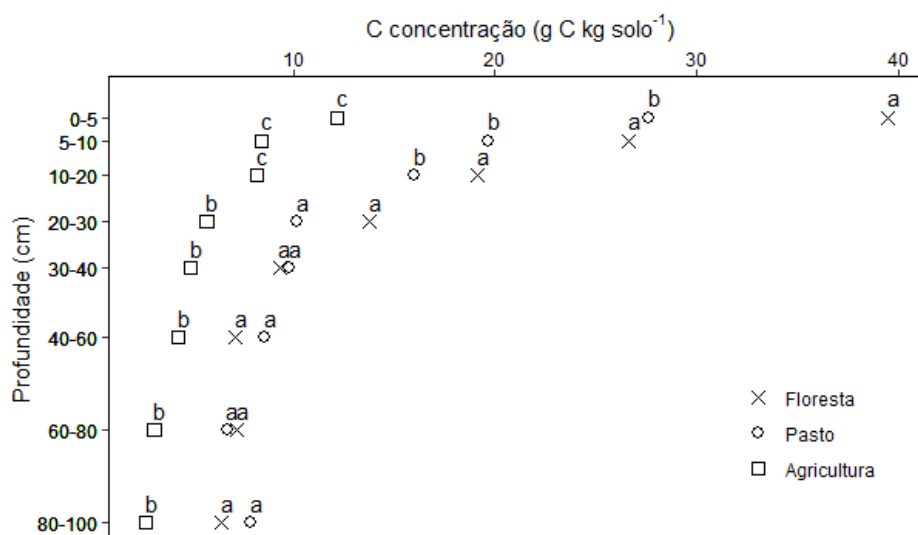


Figura 2 - Concentração de carbono orgânico no perfil do solo (g C kg solo^{-1}) de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica. Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($P < 0,05$).

Quanto a concentração de N, foi observado na profundidade de 0-5 cm, 2,0; 2,0; e 1,1 g N kg soil^{-1} nas áreas de floresta, pastagem e agricultura (Figura 3). Foi observada tendência de diminuição nas concentrações de N com a profundidade, como observado na profundidade de 30-40 cm, 0,8; 1,1 e 0,6 g N kg solo^{-1} , e na camada mais profunda do solo (80-100 cm) foi observado concentração de N de 0,8; 0,8 e 0,3 g N kg soil^{-1} , nos mesmos sistemas de uso da terra, respectivamente. A concentração N (g N kg soil^{-1}) nas áreas de agricultura foi menor que nos demais sistemas de uso da terra ($P < 0,05$) nas diferentes profundidades do solo, com exceção da profundidade de 30-40 cm, onde a

agricultura e a floresta tiveram concentração de N semelhantes. A concentração de N na área da pastagem foi semelhante ao da floresta nas diferentes profundidades, com exceção da profundidade de 5-10 cm, onde a área de floresta teve mais N do que a pastagem.

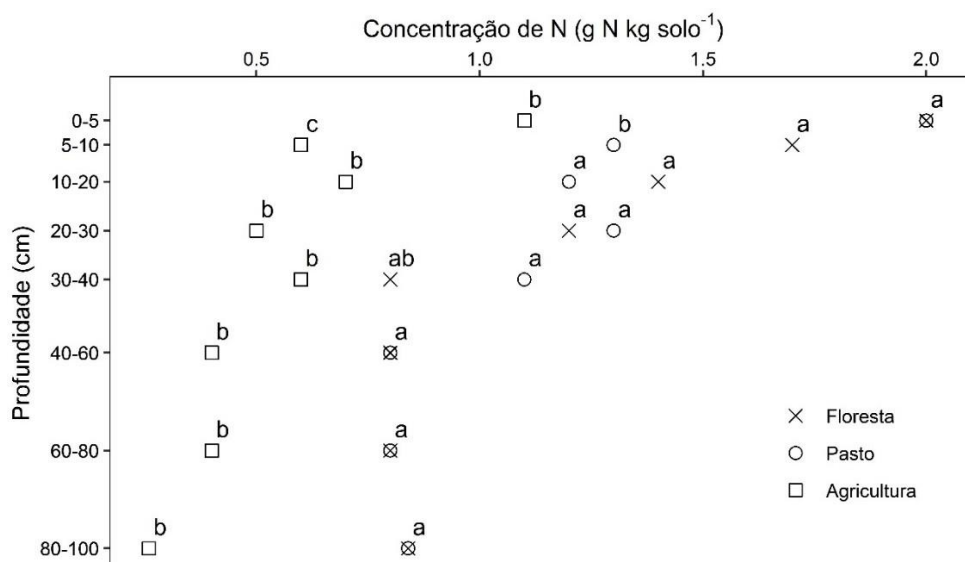


Figura 3 - Concentração de N no perfil do solo (g N kg solo⁻¹) de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica. Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($P < 0,05$).

Os sistemas de floresta e pastagem não diferiram entre si e apresentaram ECO superior ($P < 0,05$) as áreas de agricultura (Tabela 1). Entretanto, o ECO nos 30 cm iniciais de profundidade não seguiu a mesma tendência da concentração de C nos sistemas de floresta e pastagem, uma vez que, quando o estoque de C da área de pastagem foi corrigido para a mesma massa relativa à área de floresta, ambos os sistemas não diferiram entre si.

Por outro lado, no ENO tanto na profundidade de 30 cm como de 100 cm, seguiu um padrão semelhante ao observado na concentração de N. Mesmo após a correção ENO para a mesma massa de solo equivalente ao perfil de referência (floresta em 30 e 100 cm de profundidade), as áreas de floresta e pastagem não diferiram entre si ($P < 0,05$) e apresentaram um maior teor de N comparada a área de agricultura.

Independente do sistema de uso da terra, 47 a 57% do ECO está concentrado nos 30 cm iniciais do perfil do solo. Na mesma camada inicial, foi observado que o ENO concentrou de 46 a 50%, independente do perfil do solo. O sistema agrícola foi o único

que recebeu adubação nitrogenada, mas apresentou em torno da metade dos ENO relativos as áreas de floresta e pastagem nos 30 e 100 cm de profundidade.

Tabela 1 - Estoques¹ de C e N no perfil do solo em 30 e 100 cm profundidade sob diferentes usos da terra região Amazônica.

	Floresta	Pasto	Agricultura	Coefficiente de variação ³ (%)
Estoque de Carbono (Mg C ha ⁻¹)				
30 cm	77,1 a ²	67,6 a	36,4 b	7,7***
100 cm	137,5 a	144,8 a	63,9 b	4,2***
Estoque de Nitrogênio (Mg N ha ⁻¹)				
30 cm	6,3 a	5,7 a	3,0 b	24,0*
100 cm	13,8 a	13,3 a	6,0 b	17,9*

¹Estoques de C e N corrigidos para a mesma massa do solo de referência (floresta em 30 e 100 cm de profundidade).

²Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes (P<0,05).

³Coefficiente de variação.

3.3. Origem do carbono

A abundância de ¹³C do solo sob áreas de floresta passou de -29,3 ‰ na profundidade de 0-5 cm para -27,1 ‰ na profundidade de 30-40 cm e posteriormente para -26,5 ‰ na maior profundidade (80 a 100 cm, Figura 4). Na área de pastagem, a abundância de ¹³C do solo foi menos negativa (P<0,05) que a área de floresta em todas as profundidades. A área de agricultura apresentou abundância de ¹³C remanescente diferente da área de floresta apenas nas profundidades de 0-5 e 20-40 cm.

A área de pastagem teve na camada superficial (0-5 cm) maior proporção de C4 (33,6%) comparada a área de agricultura (15,6%, Figura 5). Tanto na área de pastagem como na área de agricultura houve redução no C4 com a profundidade do solo. Nas áreas de pastagens o C4 contribuiu até a camada de 10-20 cm com pelo menos 24,6% do C orgânico total nesse sistema. A partir dessa profundidade ainda foi observado C4 na pastagem, mesmo em camadas mais profundas como de 80-100 cm, onde foi verificado

7,3% de C₄. Por outro lado, a contribuição do C₄ em área de agricultura em profundidades maior do que 40-60 cm foram irrelevantes, ou seja, menor do que 2,5% m⁻³.

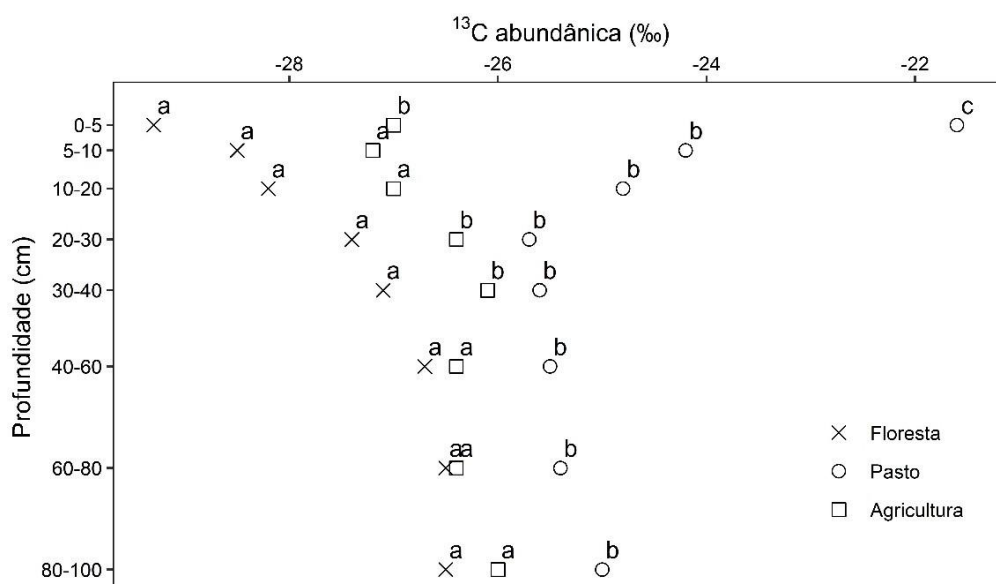


Figura 4 - Abundância de ¹³C no perfil do solo de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica. Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($P < 0,05$).

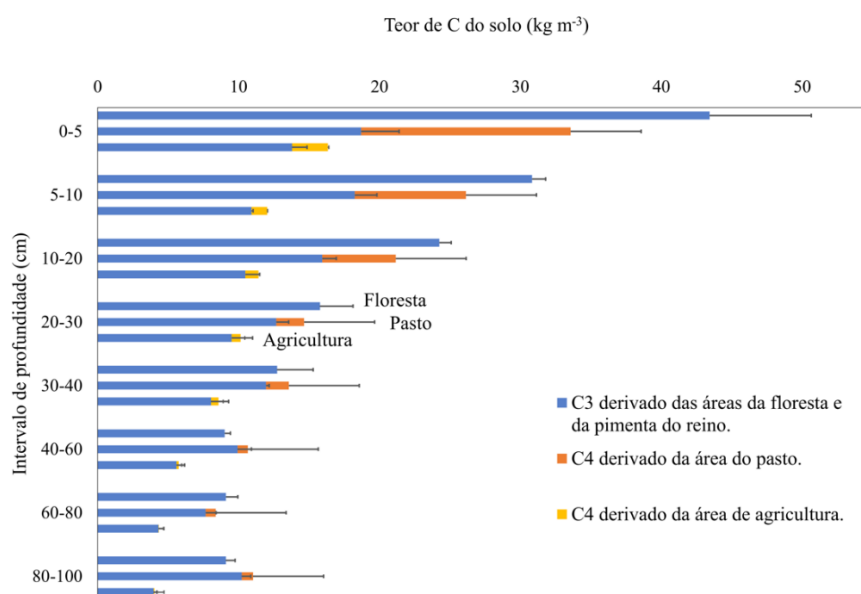


Figura 5 - Estimativa do carbono no perfil do solo de 0-100 cm derivado ECO do solo das áreas de floresta (C3-C), pimenta do reino (C3-C) e pastagem (C4-C). Barra de erro representa o erro médio do carbono derivado da planta C3-C e C4-C.

3.4. Matéria orgânica leve e relação carbono nitrogênio

Na camada superficial do solo (0-5 cm) a pastagem não diferiu ($P < 0,05$) da floresta no teor de matéria orgânica leve (MOL). Na camada de 5-20 cm a pastagem apresentou um maior ($P < 0,05$) teor MOL que os demais sistemas. Nas camadas iniciais de 0-20 cm, com exceção da camada de 5-10 cm, a floresta apresentou um maior ($P < 0,05$) teor de MOL do que áreas de agricultura. Na camada de 20-30 cm não houve diferença ($P > 0,05$) no teor de MOL entre os sistemas (Tabela 2).

Tabela 2 - Fração leve da matéria orgânica no perfil do solo nas profundidades de 0 a 30 cm em diferentes usos da terra na região Amazônica.

	Floresta	Agricultura	Pasto	Coefficiente de variação ² (%)
Fração leve da matéria orgânica do solo (Mg MOL ha ⁻¹)				
0-5 cm	10,0 a ¹	2,2 b	4,0 ab	25,2*
5-10 cm	1,6 b	0,9 b	4,2 a	35,2**
10-20 cm	1,8 b	0,6 c	3,2 a	12,8***
20-30 cm	1,1	0,9	0,9	32,0

¹Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($P < 0,05$).

Na camada superficial (0-5 cm) a relação C/N das amostras de solo nos sistemas de floresta e pastagem foram superiores ($P < 0,05$) que o sistema agrícola (16,2 e 16,6 vs. 11,7, Figura 6). Por outro lado, na profundidade de 5-40 cm de solo não foi observada diferença ($P > 0,05$) na relação C/N do solo com os diferentes sistemas de uso da terra. Nas camadas mais profundas os diferentes usos da terra apresentaram maiores relações C/N nas camadas superficiais (0-30 cm) e menores relações nas camadas mais profundas (30-100 cm).

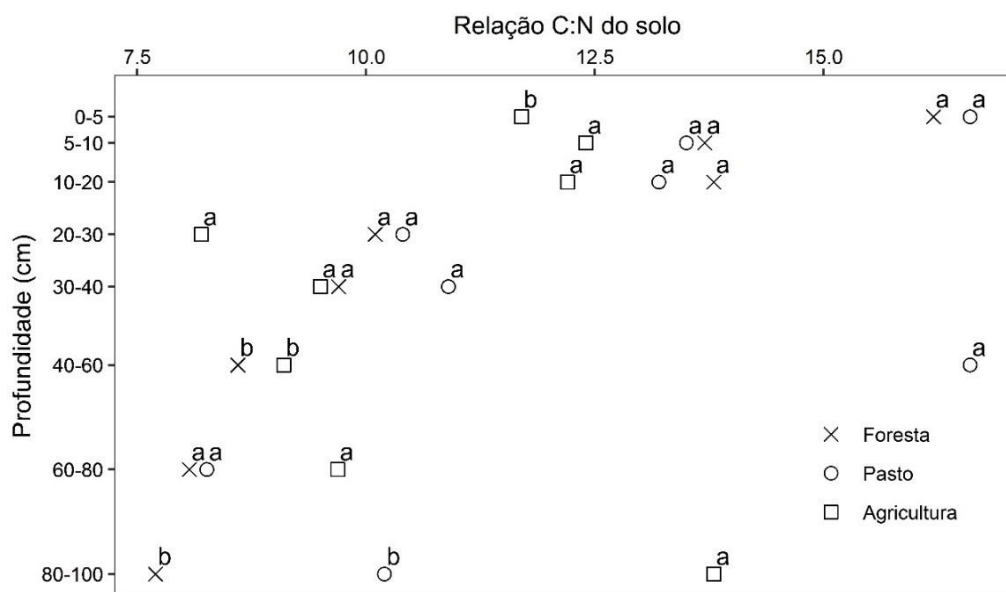


Figura 6 - Relação carbono/nitrogênio no perfil do solo de 0-100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra na região Amazônica. Médias na mesma linha seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($P < 0,05$).

4. Discussão

Nossos resultados confirmam a hipótese de que a mudança no uso da terra, como a substituição da floresta por pastagem nominal, mantém a qualidade, o ECO e ENO do solo. A maior proporção de C4 nas camadas superficiais (0-40 cm) da pastagem, quando comparamos ao ecossistema controle (floresta), caracteriza de forma clara uma ação de substituição intensa nessa camada do C3 pelo C4. Vale ressaltar que esse fenômeno ocorre ao longo do tempo durante os processos de sucessão na mudança de uso da terra, que nesse caso teve como principal contribuição as raízes de gramíneas tropicais. Não obstante, em camadas mais profundas do que as supracitadas o mesmo processo também ocorre, mas de forma menos intensa, uma vez que é comum a observação de raízes de gramíneas além dos 30 cm de profundidade.

Na área de agricultura, a piora na qualidade do solo, a redução do ECO (GUO; GIFFORD, 2002; DON et al., 2011; FRAZÃO et al., 2013), ENO e o esgotamento do C4 oriundo de gramíneas que estiveram presentes nas áreas de sistemas agrícolas do presente estudo, são resultantes das frequentes mudanças de uso da terra até a implantação da lavoura. Essa depreciação na qualidade do solo é dependente da estabilidade da matéria orgânica derivada da vegetação antiga, da taxa de reposição da matéria orgânica e do manejo inerente as culturas implementadas (CERRI et al., 2007; SALIMON et al., 2009).

4.1. Validação das Cronossequência

A semelhança na textura dos solos dos diferentes sistemas estudados reforça a tese de que tais áreas tem solo com origem semelhante ao solo da floresta. A textura do solo é corriqueiramente usada em estudos de cronossequências, pois é um dos indicadores para inferir sobre solos semelhantes em diferentes sistemas (Braz et al., 2013). Esses mesmos autores preconizam que nas camadas mais profundas em latossolos amarelo a textura é uniforme, de modo que, apenas os dados de 0-20 cm de profundidade foram analisados.

Na presente pesquisa, além da textura, foram utilizadas densidades aparentes em profundidades entre 40 e 100 cm, como mais um parâmetro para reforçar e validar que antes das mudanças de uso da terra os solos eram semelhantes. Nos diferentes usos da terra, as densidades dos solos não diferiram abaixo dos 30 cm de profundidades (Figura 1). Os efeitos da compactação, provavelmente induzida pela limpeza inicial da terra, operações de plantio e pisoteio dos animais, se limitam aos 40, ou 50 cm iniciais do solo (SISTI et al., 2004; BRAZ et al., 2013). Sendo assim, as evidências indicam que os solos dos sistemas de floresta, pasto e agricultura, eram uniforme antes do desmatamento, tinham vegetação, solo semelhante e dentro do mesmo sistema, manejos também semelhantes.

As diferentes densidades observadas de acordo com uso da terra são resultantes dos fatores intrínsecos ligados ao manejo nos respectivos ecossistemas. As camadas superficiais até 30 cm de profundidade, no sistema agrícola, foram afetadas pela mudança de uso da terra. O aumento na densidade nas camadas mais profundas, pode ser um indicativo de aumento no teor de argila nessas profundidades (SANTOS et al., 2019). No sistema de pastagem o pisoteio animal não afetou a densidade do solo, porém na profundidade de 10-20 cm o sistema de pastagem apresentou uma maior densidade que o sistema de floresta, isso pode significar aumento do teor de argila nessa profundidade. O sistema agrícola foi influenciado mais intensamente pelas frequentes mudanças de uso da terra e do fogo. Além das maiores frequências de operações agrícolas nesse sistema, acreditamos que o manejo inerente aplicado ao cultivo tradicional da pimenta do reino, como o espaçamento entre linhas, deixa o solo mais exposto às intempéries climáticas contribuindo de modo significativo para o aumento da densidade na camada de até 30 cm (Figura 1)

4.2. Carbono orgânico e nitrogênio do solo

A diminuição da concentração de C e N com o aumento da profundidade do solo, é uma característica da maioria dos solos de floresta, pastagem e agricultura, sendo isso atribuído ao declínio na massa das raízes com o aumento da profundidade (de SANT-ANNA et al., 2017). O resultado das concentrações de C e N (Figura 2 e 3) demonstram que os sistemas de floresta e pastagem foram consistentes com dados da literatura e concentram aproximadamente 80% da biomassa da raiz nos primeiros 30 cm de solo e 45% nos 10 cm superiores (GUO; GIFFORD, 2002). Porém, a concentração do C na região amazônica para os diferentes usos da terra não segue o mesmo padrão de outros biomas presentes em clima tropical. No Bioma de Cerrado e na Mata Atlântica os sistemas com pastagem apresentam maior concentração de C nas camadas superficiais comparado a vegetação nativa (BRAZ et al., 2013; SANTOS et al., 2019). Na Amazônia, a vegetação nativa possui uma maior concentração que as pastagens nominais, ficando evidente que a Floresta Amazônica possui maior proporção de raízes no solo, sendo isso decorrente da sua maior diversidade e densidade de plantas.

Nos sistemas agrícolas, acreditamos que existam maiores variações inerentes as especificidades de cada cultura, sendo que as generalizações para esse sistema são inadequadas. Diferentemente dos padrões do sistema de floresta e pastagem, observou-se um declínio mais sutil na concentração de C e N no perfil de solo avaliado (100 cm), sendo isso decorrente da menor distribuição das raízes da cultura da pimenta por volume de solo. Essa é uma tendência que decorre de uma resposta da forma como a cultura é cultivada, onde nesse caso a lavoura de pimenta do reino, é limpa nas entre linhas, sem cobertura vegetal viva. Em uma pesquisa realizada na Amazônia em áreas de cultivo de dendê, Frazão et al. (2013) observaram maiores teores de C e N no solo próximos às plantas do que nas entre linhas.

Quando observamos o ECO e ENO do solo, os dados sobre a densidade aparente do solo são imprescindíveis para estimá-los de forma mais confiável diante das mudanças. Sem a correção para a mesma massa do solo os efeitos da mudança de uso da terra são subestimados em média 28% (DON et al., 2011). Apesar da densidade aparente do solo no sistema de pastagem para o perfil de 0-30 cm só ter sido maior que a floresta na profundidade de 10-20 cm, essa tendeu a ser maior também nas demais profundidades. Isso foi determinante para que os ECO e ENO das áreas de pastagem e floresta fossem semelhantes nas camadas de 0-30 cm (Tabela 1).

A conversão de vegetação nativa em sistemas agrícolas causa as maiores perdas dos ECO e ENO entre todos os tipos de mudança de uso da terra. Esse efeito é mais acentuado em solos de regiões úmidas e com baixa cobertura vegetal, sendo ele mais intensificado com a conversão de florestas em culturas perenes, causando ainda maiores perdas (30%). Segundo Eclesias et al. (2012) os ENO possuem importante papel por serem um regulador primário das perdas dos ECO. Em áreas úmidas, as perdas de N por decomposição e lixiviação, limitam o acúmulo de C. Portanto, o menor ENO do solo do nosso sistema agrícola, pode ser um dos fatores que influenciaram no menor ECO do solo nesse sistema.

Os fatores que mais influenciam na perda dos ECO do solo são as variações inerentes aos diferentes manejos das culturas agrícolas e os fatores climáticos. Regimes mais elevados de temperatura e umidade do solo aumentam as taxas de decomposição e, portanto, podem acelerar as perdas de ECO do solo em culturas mais suscetíveis aos intempéries climáticos (DON et al., 2011). Segundo a metanálise global realizada por Guo e Gifford (2002), o ECO do solo diminui até -42% com a conversão da floresta para sistemas de cultivo e até -59% com a conversão do pasto para sistemas de cultivo, sendo essa redução mais significativa em áreas com precipitação acima de 1.500 mm. Corroborando com a metanálise supracitada, em nossa pesquisa os dados do sistema agrícola apresentaram -46,2% menos ECO do solo que o sistema de pastagem em até 30 cm de profundidade e -55,8% ECO do solo em até 100 cm de profundidade.

As mudanças no ECO e ENO do solo são negativamente associadas à precipitação média em plantações, mas são positivamente associadas em pastagens (TUO et al. 2018). Em regiões com precipitação próxima a 1.400 mm, tanto o cultivo arbóreo, quanto as pastagens atingem o ECO em 20 anos. Por outro lado, em regiões com precipitação próximo a 2.200 mm cultivos arbóreos só atingem o ECO com aproximadamente 100 anos. Contudo, a literatura tem reportado que os ECO do solo das áreas de pastagens são maiores do que o da floresta em regiões com precipitações acima de 1.800 mm. (ECLESIAS et al., 2012). Em nossa pesquisa os fatores climáticos inerentes a região e ao manejo aplicado aos diferentes usos da terra foram determinantes nos ECO e ENO do solo das áreas de floresta, pastagem e agricultura. Portanto, a precipitação média de 2.104 mm e a temperatura média anual de 26 °C na região do presente estudo são favoráveis para expressar o potencial máximo de armazenamento de C e N em pastagens, que por outro lado são desfavoráveis em áreas de agricultura semi-perene. Nesse último caso, a

cobertura do solo limitada nas entre linhas de cultivo e a menor distribuição das raízes, provavelmente foram determinantes para o sistema perder os ECO e ENO do solo, sendo isso observado em todo o perfil do solo avaliado. Assim, nas nossas condições de estudo, as frequentes mudanças de uso da terra ocorridas na área de agricultura associada aos fatores climáticos da região Amazônica potencializaram as limitações dessas áreas em manter os ECO e ENO do solo.

Resultados de um ensaio conduzido por 22 anos numa região de cerrado brasileira, com precipitação anual de 1.342 mm, mostraram que pastagens e áreas de agricultura anual mantêm o ECO e ENO do solo semelhante aos da vegetação nativa nas profundidades de 30 a 100 cm (de SANT-ANNA et al., 2017). A capacidade de áreas de pastagem manterem níveis semelhantes ou aumentar os ECO e ENO em relação a vegetação nativas nas profundidades 30 e 100 cm foram também comprovados por Santos et al. (2019). Esses autores avaliaram diferentes cultivares de *Urochloa brizantha* sob adubação, cultivados por 16 anos subsequente a remoção da floresta nativa na Mata Atlântica brasileira, numa região com 1.300 mm de precipitação. Esses autores concluíram ainda que nessas condições as cultivares possuem comportamentos distintos quanto aos padrões de ECO e ENO.

Nas condições climáticas da Amazônia Oriental, com clima considerado tropical wet pelo IPCC (2019), a mesma diretriz caracteriza a condições de referência padrão do ECO do solo como $52 \pm 6\%$ entre 0-30 cm de profundidade. Portanto, os nossos resultados demonstram que nessa mesma profundidade o ECO do solo na área da floresta (56,07%) e na agricultura (56,9%) estão de acordo com essas diretrizes. Contudo, 46,7% da porcentagem do ECO do solo na área da pastagem está distribuída nos 30 cm iniciais de profundidade. Na pastagem apesar da maior proporção de raízes serem concentradas nas camadas superficiais, uma proporção relevante dessas podem alcançar camadas mais profundas (30-100 cm) e por conseguinte colaborar na melhor distribuição da porcentagem de C no perfil do solo (Tabela 1).

4.3. Origem do carbono

O aumento de abundância de ^{13}C do solo observado nas camadas mais profundas (Figura 4) segundo Santos et al. (2019), não é considerado devido a presença de C4 na área de floresta, mas sim porque o valor total de ^{13}C das plantas pode ser naturalmente enriquecido ou esgotado. Portanto, quanto mais decomposto o material orgânico em

maiores profundidade do perfil do solo, ele será mais, ou menos enriquecido em ^{13}C do que na superfície. Poucos estudos avaliaram em condições brasileiras a abundância de ^{13}C em pastagens nas profundidades maiores do que 30 cm. Porém, os poucos resultados observados têm corroborado com o nosso trabalho que, independente da região brasileira as forrageiras também depositam C além dos 30 cm de profundidade (de SANT-ANNA et al., 2017; SANTOS et al. 2019).

No sistema agrícola as frequentes mudanças no uso da terra e a exposição do solo, levaram a maiores taxas de decomposição da matéria orgânica do solo. Entretanto, deve-se destacar que essa tendência é uma característica também inerente ao cultivo agrícola, no nosso caso de pimenta do reino. No presente estudo, o C total foi perdido ao longo do tempo de cultivo da pimenta do reino. Da mesma forma a perda de C4 foi observada em decorrência dos 5 anos da mudança da pastagem para agricultura. Após a mudança no uso da terra da floresta para a pastagem, a abundância de ^{13}C demonstra que houve um aumento na deposição de C4 em decorrência da decomposição das raízes da gramínea em todo o perfil do solo (Figura 5). Pesquisas conduzidas em condições brasileiras de cerrado e de Mata Atlântica reforçam que as raízes de forrageiras como da *Urochloa brizantha* podem penetrar pelo menos 1 m de profundidade e consequentemente depositar quantidades significativas de C4 (BRAZ et al., 2013; de SANT-ANNA et al., 2017; SANTOS et al., 2019).

Em um trabalho realizado por Santos et al. (2019), os autores constataram que a perda de carbono (C3) derivado de área de floresta substituída por *Urochloa brizantha* a 16 anos, são compensadas pelo acúmulo de carbono (C4) derivado do pasto. Nessa área, nos 30 cm iniciais de profundidades ocorreu uma perda do C originário da floresta ($12.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e um ganho do C das pastagens ($43.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Os autores atribuíram que o aumento do C na área ocorreu principalmente devida à lenta decomposição do C derivado da floresta. Em solos nos trópicos úmidos, nas profundidades maiores do que 30 cm a matéria orgânica solúvel depositada degrada-se muito lentamente (BRAZ et al., 2013). Acreditamos que no clima tropical wet, as pastagens possuem condições mais favoráveis de crescimento e deposição do C4 nas camadas mais profundas, porém de forma menos intensamente do que nas camadas superficiais. Já as frequentes mudanças de uso da terra em regiões com maior temperatura, umidade e sucessivos cultivos, deixam os solos mais expostos e afetam mais rapidamente a dinâmica do C nas camadas mais profundas (Figura 5).

4.4. Matéria orgânica leve (MOL) e relação carbono nitrogênio

É importante considerar que a MOL não deve ser analisada isoladamente, uma vez que sua dinâmica no sistema é dependente de alguns fatores como, a decomposição por microrganismos, mudanças de manejo e uso da terra, o que a torna mais lábil (FREITAS et al. 2020). Os dados de ECO, de acúmulo de C4 e MOL (Tabela 2), sugerem que a pastagem possui um maior turnover de matéria orgânica derivada das raízes de forrageiras.

A maior relação C/N do solo na camada superficial de 0-5 cm nos sistemas de floresta e pastagem (Figura 6), é um indicativo do maior teor de matéria orgânica do solo (MOS), correlacionada com um baixo input de nitrogênio proveniente das raízes dos diferentes usos da terra (BRAZ et al., 2013). A maior relação C/N também sugerem a presença de carvão vegetal e resquícios de uso do fogo nesses locais (de SANT-ANNA et al., 2017). Resultando que ambos os sistemas (floresta e pastagem) produzam mais raízes de alta relação C/N nas camadas superficiais do solo.

4.5. Desafios e lacunas de adotar a cronossequência

Historicamente a substituição de áreas de floresta amazônica no arco do desmatamento por pastagens se deu primeiramente por uma transição iniciando com a extração seletiva de madeira para uso econômico, posterior derrubada, queimada da biomassa vegetal e semeadura a lanço de sementes de forrageiras sem incorporação. Normalmente nessas áreas são realizadas pelo menos três queimadas para conter a rebrota oriunda de sementes de espécies florestais. As florestas que circundam às áreas de plantio na região amazônica, na maioria das vezes, já foram exploradas comercialmente (exploração seletiva) por décadas. Em áreas de floresta que margeiam áreas de pastagem ou lavoura é comum o relato da ocorrência de fogo em diferentes graus de intensidades, com ocorrência predominante nas margens das áreas de plantio. Entretanto, o único indício visível disso ao longo dos anos é a diminuição dos diâmetros das árvores e da diversidade de plantas de madeiras nobres. Os estoques de carbono do solo (ECO) são resistentes aos efeitos da exploração madeireira e do fogo. Essas evidências foram comprovadas por Berenguer et al. (2014) que avaliaram duas regiões distintas da Amazônia oriental, no estado do Pará, sob diferentes sistemas de exploração florestal. Os autores inferiram que as florestas com exploração seletiva de madeira apresentam de 18% a 35% menos C acima do solo do que as florestas não perturbadas, porém a exploração

parcial da madeira não afetou o ECO do solo. Isso possibilita que áreas com exploração seletiva de madeira possam ser utilizada em pesquisas para inferir sobre o que ocorre com a dinâmica de C do solo após a mudança de uso da terra na Amazônica brasileira.

Um dos desafios de trabalhar com cronosequência, é a dificuldade de se conseguir com exatidão o histórico de uso da área (BRAZ et al., 2013). O desenvolvimento de futuros estudos pareados ao longo do tempo na região Amazônica brasileira podem ser interessantes para melhor acompanhar o momento exato da transição da floresta para o novo uso da terra. Enquanto isso as cronosequências são fundamentais para nortear as mudanças que tem ocorrido na atualidade.

5. Conclusão

Nos diferentes usos da terra no arco do desmatamento da Amazônia ficou claro que os estoques de C e N do solo são influenciados pelo histórico de uso da área, atividade atualmente explorada e fatores climáticos. Mesmo com a mudança no uso da terra pastagens nominais mantém os ECO e ENO no solo em clima tropical wet. As frequentes mudanças de uso da terra ocorridas no sistema agrícola com pimenta do reino, associado aos fatores climáticos próprios da região Amazônica causam perdas de C e N oriundos da floresta.

Sistemas de pastagem mantem o carbono e o nitrogênio armazenado no solo, sendo que parte do C3 oriundo da floresta é substituído pelo C4 em até 100 cm de profundidade do solo. Sistemas agrícola com pimenta do reino formado em áreas anteriormente cultivados com pastagens, perdem C4 de forma mais intensa.

Referências bibliográficas

ALVARES, C. A.; STAPE J. L.; SENTELHAS P. C.; GONÇALVES J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22, p. 711- 728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

ANDERSON, J. M., INGRAM, J. S. I., 1989 **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. CAB International. 171p.

ASNER, G. P.; RUDEL, T. K.; AIDE, T. M.; DEFRIES, R.; EMERSON, R. A. Contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. *Conservation Biology*. v. 23, p. 1386-1395, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01333.x>

BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; IMA., C. G. V.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*. v. 20, p. 3713–3726, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>.

BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; DOS SANTOS, C. A.; DOS SANTOS, S. C.; MACHADO PINHEIRO, E. F.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrados. *Soil Science Society of America Journal*. v. 77, p. 914–928, 2013. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0269>.

CERRI, C. C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VICTORIA, R.; PLENECASSEGNE, A. Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C , à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. *Comptes Rendus Académie des Sciences*, v. 11, p. 423–428, 1985.

CERRI, C. E. P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D. S.; BATJES, N.; MILNE, E.; CERRI, C. C. Simulating SOC changes in 11 land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. v. 122, p. 46-57, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.007>.

COPLEN, T.B. Guidelines and recommended terms for expression of stable isotope ratio and gas-ratio measurement results. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*. v. 25, p. 2538–2560, 2011. <https://doi.org/10.1002/rcm.5129>.

de MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondonia, Brazil. *Geoderma*. v. 70, p. 63–81, 1996. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00072-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0).

de SANT-ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVE, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 108, p. 101–120, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z>.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. **Global Change Biology**. v. 17, p. 1658–1670, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>.

ECLESIAS, R. P.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B.; BIGANZOLI, F.; PINEIRO, G. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. **Global Change Biology**. v. 18, p. 3237–3251, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x>.

FRAZAO, L. A.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. 2013. Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology-Bioenergy**. v. 5, p. 384-390, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01196.x>.

FUJISAKI, K.; PERRIN, A.-S.; DESJARDINS, T.; BERNOUX, M.; BALBINO, L.C.; BROSSARD, M. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. **Global Change Biology**. v. 21, p. 2773–2786, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcb.12906>.

GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J.B.; GLOOR, M.; DOMINGUES, L. G.; CASSOL, H. L. G.; TEJADA, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; NOBRE, C.; PETERS, W.; MARANI, L.; ARAI, E.; SANCHES, A.H.; CORRÊA, S. M.; ANDERSON, L.; VON RANDOW, C.; CORREIA, C. S. C.; CRISPIM, S. P.; NEVES, R. A. L. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**. V. 595, p. 388–393, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**. v. 8, p. 345-360, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>.

IPCC 2019, 2019 **Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, CALVO BUENDIA, E., TANABE, K., KRANJC, A., BAASANSUREN, J., FUKUDA, M., NGARIZE S., OSAKO, A., PYROZHENKO, Y., SHERMANAU, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

IUSS Working Group WRB. 2015. **World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon: A Panel Data Analysis for the 2000s. **Environmental and Resource Economics**. v. 54, p. 471–494, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10640-012-9610-2>.

KOUTIKA, L. S.; CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; BURTIN, G.; CERRI, C. C. Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. **Biology and Fertility of Soils**. v. 28, p. 436-438, 1999. <https://doi.org/10.1007/s003740050517>.

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

SALIMON, C. I.; WADT, P. G. S.; ALVES, S. S. Decrease in carbon stocks in an oxisol due to land use and cover change in southwestern Amazon. **Ambi-Agua**. 4, 57-65, 2009. <https://doi.org/10.4136/ambiagua.86>.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, E. F.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**. v. 337, p. 394–401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>.

Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.HC., Oliveira, V.A., Lumbrreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Araújo Filho, J.C., Oliveira, J.B., Cunha, T.J.F., 2018. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, 5th ed. Embrapa, Brasília

SILVA, F. F.; FULGINITI, L. E.; PERRIN, R. K. The Cost of Forest Preservation in the Brazilian Amazon: The “Arc of Deforestation”. **Journal of Agricultural and Resource Economics**. v. 44, p. 497–512, 2019. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.292328>.

SISTI, C.P. J.; DOS SANTOS, H.P.; KOCHHANN, R.A.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**. v. 76, p. 39–58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>.

SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D.J.; GALFORD, G.L.; MORAN, C.J.; SOARES-FILHO, B.S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**. v. 8, 1013, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>.

TUO, D.; GAO, G.; CHANG, R.; LI, Z.; MA, Y.; WANG, S.; WANG, C.; FU, B. Effects of revegetation and precipitation gradient on soil carbon and nitrogen variations in deep profiles on the Loess Plateau of China. **Science of the Total Environment**. v. 626, p. 399-441, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.116>.

URQUIAGA, S.; CRUZ, K. H. S.; BODDEY, R. M. Contribution of Nitrogen Fixation to Sugar Cane: Nitrogen-15 and Nitrogen-Balance Estimates. **Soil Science Society of America Journal**. v. 56, p. 105-114, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600010017x>.]

FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; LEIDIVAN FRAZÃO, A. Agrosilvopastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. **Rangeland Ecology & Management**. v. 73, p. 776–785, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>.