

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

CINDY SILVA MOREIRA

Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento:

Bases para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

Piracicaba

2010

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**CINDY SILVA MOREIRA**

**Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento:**

**Bases para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na  
Agricultura, Universidade de São Paulo, para  
obtenção do título de Doutora em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e  
no Ambiente

Orientadores: Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri e  
Dr. Martial Michel Yoric Bernoux

Piracicaba

2010

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

**Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP**

Moreira, Cindy Silva

Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento: bases para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo / Cindy Silva Moreira; orientadores Carlos Clemente Cerri e Martial Michel Yoric Bernoux. -- Piracicaba, 2010.

188 p.: fig.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Amostragem 2. Aquecimento global 3. Efeito estufa 4. Gás carbônico  
5. Geostatística 6. Silvicultura I. Título

CDU 504.7:631.417.1



# THESE

réalisée en co-tutelle et présentée

en vue de l'obtention :

du Doctorat de l'Université de Montpellier 2 – Sciences et Techniques du Languedoc -

SIBAGHE (Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydroscience et

Environnement) – France

Spécialité : Geosciences

STOCKS DE CARBONE DU SOL DANS LES ZONES DE REBOISEMENT:  
BASES POUR PROJETS DE MÉCANISME POUR UN DÉVELOPPEMENT  
PROPRE

Par

Cindy SILVA MOREIRA

---

Soutenu le 9 novembre 2010 devant le jury composé de :

C. CERRI	Président - Directeur de thèse	CENA-USP, Brésil
M. BERNOUX	Directeur de thèse	Université de Montpellier II, France
H. THERY	Examineur et Rapporteur,	France
J. YARED	Examineur et Rapporteur,	Brésil
F. POGGIANI	Examineur	ESALQ-USP, Brésil

*Aos meus pais, João e Carmen, pelos melhores ensinamentos de vida.*

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e à minha família pelo incentivo em todos os momentos.

À Universidade de São Paulo e ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura por me aceitarem como aluna de doutorado.

Ao meu orientador, Prof. Dr Carlos Clemente Cerri, um agradecimento especial por todos os ensinamentos e, principalmente, por ter acreditado em minha capacidade profissional para a realização do doutorado cotutela na França. Essa foi, sem dúvida, uma das maiores experiências da minha vida. Muito obrigada!

Ao Dr. Martial Bernoux, meu orientador francês, por compartilhar seus conhecimentos de maneira tão generosa. Agradeço, ainda, pelos conselhos e momentos de descontração junto à sua querida família. *Merci beaucoup patron!*

A FAPESP pela concessão da bolsa de doutorado no Brasil e a CAPES pelo financiamento da pesquisa na França.

A Peugeot e ONF Brasil pelo apoio técnico e financeiro para realização da pesquisa na Fazenda São Nicolau, em Cotriguaçu (MT). Aos funcionários e moradores da fazenda pelo suporte e convivência harmoniosa.

Ao proprietário das Fazendas Regina I e Regina II (Sr. Sylvio Abdala), localizadas em Avaré/SP, por permitir o acesso irrestrito às áreas de eucalipto e pastagem. Agradeço ainda ao responsável pelas operações florestais nas fazendas (Sr. Wagner Matias), pelas informações prestadas sempre com muita rapidez e cordialidade. Agradeço igualmente ao Consórcio Paulista de Celulose e Papel, por permitir o acesso às áreas de eucalipto arrendadas pela Fazenda Regina II e pelas informações fornecidas sobre os locais de estudo.

Muitas pessoas merecem ser lembradas nesse momento tão especial da minha vida profissional, pelas quais sempre serei grata pela dedicação e esforço empregados. No entanto, para não correr o risco de esquecer alguém, haja vista a correria que sempre acompanha a entrega de uma tese, agradeço a todos (funcionários, colegas, pesquisadores e colaboradores) do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental por contribuírem para a realização desse trabalho. Agradeço ainda à Marília Henyei, bibliotecária chefe do CENA, pela dedicação e simpatia.

Aos meus poucos e bons amigos (eles sabem quem são), obrigada pela ajuda e encorajamento nos momentos difíceis. Finalmente, um agradecimento especial ao Claudiney Bardini Júnior (o *Jú*), por ter demonstrado seu amor de todas as maneiras. Sua dedicação e paciência, principalmente enquanto estive na França e durante a redação desta tese, me fizeram amá-lo ainda mais.

## REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont à l'Université de Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc et à l'Ecole Doctorale SIBAGHE (Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosience et Environnement) pour m'avoir accepté comme étudiante de doctorat.

Je remercie M. Jean-Luc Chotte, directeur de l'Unité Mixte de Recherche « Écologie Fonctionnelle et Biogéochimie des Sols et des Agro-Systèmes » (UMR Eco&Sols) pour la confiance et sympathie.

Je remercie M. Martial Bernoux, mon directeur de thèse français, pour partager ses connaissances avec tant de générosité. Merci aussi pour les conseils et les moments de détente avec sa chère famille. Merci beaucoup patron!

Je remercie également Peugeot et l'ONF au Brésil pour le soutien technique et financier à la fazenda São Nicolau à Cotriguaçu (Mato Grosso, Brésil).

Je remercie M. Dider Brunet pour le soutien technique et scientifique dans la réalisation de l'analyse de Spectroscopie Infrarouge. J'espère que nos travaux donneront de nombreux fruits.

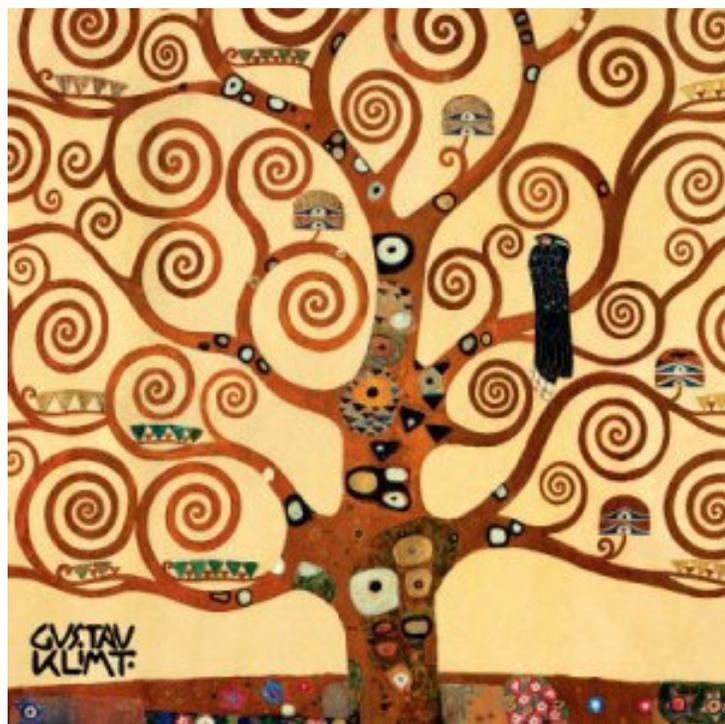
A tous les membres de l'équipe UMR Eco&Sols pour la coexistence harmonieuse et la convivialité. Less petits déjeuners et les commémorations vont me manquer.

Un merci tout spécial à mes grands amis Tunisiens Salwa Hamdi et Nadhem Ibrahim, pour faire mes plus beaux jours en France. Je les porte dans mon cœur avec moi pour toujours (attendez-moi en Tunisie!). Merci également à Mme Bernadette Bruel (Nanou) de m'accueillir dans sa maison de manière aimante et maternelle.

Mon séjour en France a été très important pour ma formation professionnelle, mais certainement le plus grand apprentissage provient du contact quotidien avec les gens et faire face à une culture très différente. La distance et le silence nous fait découvrir qui nous sommes à l'intérieur, la façon dont nous traitons nos peurs et comment nous pouvons devenir forts face à l'adversité de la vie. Nous sommes mieux et plus fort que nous le pensons.

“Esteja em paz com Deus seja qual for a concepção que Dele tiver e quaisquer que sejam seus trabalhos e aspirações. Na ruidosa confusão da vida, mantenha-se em paz com a sua própria alma. Apesar de todas as falsidades, fadigas e desencantos o mundo será sempre maravilhoso. Seja prudente e faça tudo para ser feliz!”

(Trecho do Poema *Desiderata*, de Max Ehrmann, 1927)



(*The Tree of Life*, Gustav Klimt – 1909)

## RESUMO

MOREIRA, C. S. **Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento**: bases para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. 2010. 188 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

Considerando a grande importância do sequestro de carbono (C) nos solos florestais, observa-se pequena quantidade de projetos de MDL que incluem esse compartimento como agente da mitigação do aquecimento global. Isso ocorre pelo fato da quantificação dos estoques de C do solo representar maiores desafios se comparada aos demais componentes dos ecossistemas florestais. Sabendo-se das dificuldades econômicas e ambientais envolvidas na adoção desse tipo projeto e da importância das florestas na mitigação da mudança do clima, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho de metodologias para a obtenção do estoque de C do solo em duas áreas de reflorestamento e suas respectivas linhas de base (usos do solo anteriores aos plantios, i.e. pastagens e vegetações nativa), como base para diminuir a relação custo-benefício de projetos de MDL. Para alcançar o objetivo principal, a presente pesquisa foi composta das seguintes etapas: (i) estudo da variabilidade espacial do C do solo em uma área de reflorestamento com espécies nativas, estabelecida em Cotriguaçu/MT (Área I) e em uma cronosequência de plantio de eucalipto, localizada em Avaré/SP (Área II); (ii) determinação do tamanho da parcela e do nº ideal de amostras a partir da dependência espacial do C nos reflorestamentos; (iii) estimativa dos teores de C e densidades do solo ( $D_s$ ) pela Espectroscopia de Reflectância no Infravermelho Próximo (NIRS) e Médio (MIRS), visando a redução dos custos analíticos sem prejuízo da qualidade dos resultados; e (iv) cálculo dos estoques de C do solo nas áreas e estimativa do balanço de carbono do projeto de MDL conduzido na Área II, utilizando a ferramenta EX-ACT (“Ex-Ante Carbon Balance Tool”). Os resultados obtidos confirmaram a existência de importante variabilidade espacial do C do solo nas áreas e dependência espacial forte em todos os sistemas de manejo estudados. A análise do número ideal de amostras de solo indicou que a coleta de cinco pontos por parcela é tão precisa quanto uma amostragem com mais pontos. O tamanho ideal das parcelas variou de 361-841 m<sup>2</sup> nos plantios da Área I e de 900-3721 m<sup>2</sup> nos plantios da Área II. O desempenho dos métodos NIRS e MIRS na estimativa do teor de C dos solos foi bastante satisfatório, principalmente quando os modelos testados foram calibrados com quantidades entre 5-10% do conjunto de dados total. Os resultados da estimativa da  $D_s$  foram um pouco inferiores aos do C. Os estoques de C do solo obtidos na Área I foram superiores aos da Área II. Considerando apenas o solo, é possível afirmar que o potencial de geração de créditos de C é maior no reflorestamento com espécies nativas sob solo argiloso do que no reflorestamento com eucalipto em solo arenoso. O balanço de C do projeto conduzido na Área I indicou o sequestro de quase três milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>eq em 40 anos. Espera-se que este estudo contribua para o aumento da inclusão do solo em projetos de MDL, uma vez comprovada a possibilidade de redução dos custos associados à obtenção e determinação dos estoques de C nesse compartimento.

Palavras-chave: Estoque de carbono do solo. Reflorestamento. Projetos de MDL. Amostragem do solo. Custos analíticos.

## ABSTRACT

MOREIRA, C. S. **Soil carbon stocks in reforestation areas**: bases for Clean Development Projects. 2010. 188 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

Considering the great importance of carbon sequestration (C) in forest soils, there are few CDM projects that include this compartment as an agent of global warming mitigation. This occurs because the quantification of soil C stocks represents a bigger challenge when compared to other components of forest ecosystems. Considering the economic difficulties and environmental issues involved in adopting this type of project and the importance of forests in mitigating climate change, the objective of this study was to evaluate the performance of methods for obtaining soil C stocks in two forestry areas and their respective baselines (land use prior to planting, i.e. pastures and native vegetation) as a basis for reducing the cost-benefit ratio of CDM projects. To achieve the main objective, this research was composed of the following steps: (i) estimating the spatial variability of soil C in an area reforested with native species, established in Cotriguaçu, MT (Area I) and a Eucalyptus chronosequence, located in Avaré, SP (Area II), (ii) determining the optimal amount of soil samples and the plot size from the soil C spatial dependence range in the reforestation areas, (iii) estimating soil C content and bulk density (BD) by Near and Mid Infrared Reflectance Spectroscopy (NIRS and MIRS, respectively) to reduce analytical costs without affecting the quality of the results, and (iv) calculating soil C stocks in both areas and estimating the carbon balance of a CDM Project conducted in Area II, using EX-ACT ("Ex-Ante Carbon Balance Tool"). The results confirmed the existence of significant soil C spatial variability in both areas and a strong spatial dependence at all plots. The analysis of the optimal number of soil samples indicated that the sampling procedure with five points per plot is as accurate as intensive sampling. The optimum size of plots ranged from 361-841 m<sup>2</sup> at Area I plantations and from 900-3721 m<sup>2</sup> at Area II. The performance of MIRS and NIRS to estimate the soil carbon content was very satisfactory, especially when the models were calibrated with amounts between 5-10% of the total data set. The estimations of BD were slightly less precise than those of soil C content. The soil C stocks obtained at Area I were higher than Area II. Considering only the soil compartment, it is clear that the potential for C credit generation in a reforestation with native species on a clayey soil is higher than in a reforestation with eucalyptus on a sandy soil. The C balance of the CDM project conducted in Area I is expected to sequester almost three million tones of CO<sub>2</sub> eq in 40 years. We hope this study contributes to the increased inclusion of soil in CDM projects, by confirming the feasibility of reducing the costs associated with both sampling and analytical procedures.

Keywords: Soil carbon stocks. Reforestation. CDM Projects. Soil sampling. Analytical costs.

## RESUMÉ

MOREIRA, C. S. **Stocks de carbone du sol dans les zones de reboisement au Brésil**: bases pour Projets de Mécanisme pour un Développement Propre. 2010. 188 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

Malgré l'importance de la séquestration du carbone (C) dans les sols forestiers, il existe actuellement peu de projets Mécanisme pour un Développement Propre (MDP) qui tiennent compte de la gestion de ce compartiment dans l'atténuation du réchauffement climatique. La cause principale est que l'accréditation du carbone séquestré dans le sol représente de plus grands défis et des risques par rapport aux autres composantes des écosystèmes forestiers. Connaissant les difficultés économiques et les problèmes environnementaux impliqués dans l'adoption d'un tel projet et l'importance des forêts dans l'atténuation du changement climatique, l'objectif de cette étude était d'évaluer les performances des méthodes de détermination des stocks de carbone du sol dans deux projets de reboisement, ainsi que pour leurs situations de références (c'est-à-dire utilisation des terres avant la plantation, des pâturages naturels, ainsi que la végétation native) comme base pour diminuer le rapport coût-bénéfice des projets MDP dans le secteur forestier. Pour atteindre l'objectif principal, ces travaux de recherches ont consisté à l'étude de: (i) la variabilité spatiale du C du sol dans une zone de reboisement avec des espèces indigènes, établi dans le bassin amazonien dans le Mato Grosso à Cotriguaçu (Zone I) et une chronoséquence de plantations d'Eucalyptus, située dans l'état de São Paulo à Avare (zone II); (ii) la taille des parcelles et la distance idéale de séparation des échantillons à partir de l'étude de la dépendance spatiale du C, (iii) l'estimation de la teneur en C et la densité du sol (Ds) par spectroscopie dans le proche (NIRS) et moyen (MIRS) infrarouge, afin de réduire les coûts sans affecter la qualité des résultats analytiques : et (iv) du calcul des stocks de C du sol pour ces deux projets et l'estimation du bilan C du projet MDP menées dans la zone II, en utilisant l'outil EX-ACT (« EX-Ante Carbon-balance Tool»). Les résultats ont confirmé l'existence d'une variabilité spatiale importante du C du sol, ainsi qu'une forte dépendance spatiale pour tous les traitements étudiés. L'analyse du nombre optimal d'échantillons de sol a montré que la collecte de cinq points par parcelle est aussi précise qu'un échantillonnage plus dense. La taille optimale des parcelles a été estimée de 361 à 841 m<sup>2</sup> dans les plantations de la zone I et de 900 à 3721 m<sup>2</sup> pour la Zone II. La performance de la spectroscopie MIRS et NIRS pour estimer la teneur en C des sols a été jugée très satisfaisante, surtout quand les modèles ont été étalonnés à partir de sous populations constituées de 10 à 50% de l'ensemble des données. Les résultats de l'estimation de Ds ont été légèrement moins satisfaisants que ceux pour le C du sol. Les stocks de C dans le sol calculés pour la zone I étaient supérieurs à ceux de la zone II. Si on ne considère que le compartiment du sol, il apparaît que le potentiel de génération de crédits C est plus important dans le reboisement à partir d'espèces indigènes dans un sol argileux que pour un reboisement d'eucalyptus dans un sol sableux. Le bilan C du projet de la zone I a montré un potentiel de séquestration de près de trois millions de tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub> en 40 ans. Il est espéré que cette étude qui montre des possibilités de réduction des coûts liés aux calculs des stocks de C du sol contribuera à une meilleure prise en compte de ce compartiment dans les projets MDP forestiers.

Mots clés: Stockage du carbone. Sols forestiers. Projets MDP. Échantillonnage des sols. Coûts d'analyse.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	9
REFERÊNCIAS .....	13
2. VARIABILIDADE ESPACIAL DO CARBONO EM UMA ÁREA DE REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIES NATIVAS – Implicações para metodologias de amostragem de solo em Projetos de MDL	
Resumo .....	15
Abstract .....	16
2.1. Introdução .....	17
2.2. Desenvolvimento .....	19
2.3. Conclusões .....	43
Referências .....	44
3. VARIABILIDADE ESPACIAL DO CARBONO EM UMA ÁREA DE REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIE EXÓTICA – Implicações para metodologias de amostragem de solo em Projetos de MDL	
Resumo .....	49
Abstract .....	50
3.1. Introdução .....	50
3.2. Desenvolvimento .....	53
3.3. Conclusões .....	78
Referências .....	79
4. ESTIMATIVA DO NÚMERO IDEAL DE AMOSTRAS E DO TAMANHO DA PARCELA PARA AMOSTRAGENS DE SOLO EM PROJETOS DE MDL – Estudo de caso em duas áreas de reflorestamento no Brasil	
Resumo .....	85
Abstract .....	86
4.1. Introdução .....	87
4.2. Desenvolvimento .....	89
4.3. Conclusões .....	102
Referências .....	103
5. DETERMINAÇÃO DO CONTEÚDO DE CARBONO DO SOLO UTILIZANDO A ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO – Efeito do método analítico na qualidade da predição do carbono para Projetos de MDL no setor florestal	

Resumo .....	106
Abstract .....	107
5.1. Introdução .....	108
5.2. Desenvolvimento .....	109
5.3. Conclusões .....	132
Referências .....	133
6. USO DA ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO PRÓXIMO NA PREDIÇÃO DA DENSIDADE DO SOLO – Estudo de caso em uma área de reflorestamento com espécies nativas	
Resumo .....	137
Abstract .....	138
6.1. Introdução .....	139
6.2. Desenvolvimento .....	140
6.3. Conclusões .....	151
Referências .....	151
7. ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO EM ÁREAS DE REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS – Aplicação da ferramenta “Ex-ante Carbon Balance Tool” (EX-ACT) na estimativa do potencial de mitigação de um Projeto de MDL	
Resumo .....	155
Abstract .....	156
7.1. Introdução .....	157
7.2. Desenvolvimento .....	159
7.3. Conclusões .....	176
Referências .....	177
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	183

## 1. INTRODUÇÃO

O ciclo global do carbono é reconhecido como um dos mais importantes ciclos biogeoquímicos da Terra, devido ao seu papel na regulação da concentração atmosférica de CO<sub>2</sub> (RENNER, 2004). Os principais reservatórios de carbono ciclável são a atmosfera (C na forma de CO<sub>2</sub>), a biota (com destaque para a vegetação), a matéria orgânica do solo (incluindo os detritos) e o oceano, sendo todos – atmosfera, vegetação, solo e oceano – conectados. O CO<sub>2</sub> atmosférico é absorvido pela biomassa terrestre através da fotossíntese, a uma taxa de aproximadamente 120 Pg C ano<sup>-1</sup>, mas cerca de metade desse montante é rapidamente liberado pelo processo de respiração na forma de CO<sub>2</sub>, de tal maneira que a produção primária líquida é de aproximadamente 60 Pg C ano<sup>-1</sup>. Esta quantidade é armazenada (temporariamente) nos tecidos vegetais, mas eventualmente entra no solo através da senescência e decomposição de material orgânico. Ao mesmo tempo, a respiração heterotrófica (desempenhada em grande parte pelos microorganismos do solo) e o fogo devolvem a atmosfera uma quantidade equivalente a produção primária líquida (~60 Pg C ano<sup>-1</sup>), fechando o ciclo.

De todos os reservatórios de carbono ciclável nos ecossistemas terrestres, o solo (representado pelo carbono orgânico do solo ou COS) é considerado o maior deles (GARCIA-OLIVA; MASERA, 2004), apresentando, na camada de 0-100 cm, cerca de 1500-2000 Pg C em diversas formas orgânicas, que vão desde a liteira recém incorporada ao mais antigo carvão e compostos humificados (AMUNDSON, 2001). Além disso, os primeiros 30 cm do solo apresentam praticamente a mesma quantidade de C que a biota terrestre e a atmosfera (800:700:750 Gt C, respectivamente) (LAL, 2004).

Apesar da importância do carbono do solo, e de pesquisas relatarem a existência de aproximadamente 750 milhões de hectares de terra disponíveis para projetos de reflorestamento no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (ZOMER et al., 2008), poucos são os projetos que consideram o manejo desse compartimento como agente da mitigação de GEE (ASTIER, 2002). Isso ocorre devido ao fato da creditação do carbono sequestrado pelo solo representar maiores desafios e riscos se comparada a creditação dos demais componentes dos ecossistemas florestais (biomassa acima do solo). Alguns desses desafios incluem: respostas complexas dos estoques de carbono para as atividades de LULUCF, em termos de magnitude e direção das mudanças esperadas; necessidade de

monitoramento de pequenos incrementos na mudança de carbono do solo em comparação ao tamanho do reservatório de carbono (grande); períodos longos para provir os benefícios de todo o carbono seqüestrado; elevada variabilidade local do conteúdo de carbono do solo e os custos (relativamente altos) das metodologias de mensuração do carbono nesse compartimento (GARCIA-OLIVA; MASERA, 2004). O que se sabe, é que a decisão de incluir ou excluir o COS pode resultar em uma grande diferença na estimativa de custos do seqüestro de carbono (KOOTEN et al., 2004), uma vez que cerca de 2/3 do carbono estocado nos ecossistemas terrestres encontra-se no solo.

O número de amostras coletadas para cada componente de um sistema florestal, com destaque para a amostragem de solo, afeta a exatidão e a precisão das medidas de carbono (PEARSON et al., 2005). Esse fato, por sua vez, afeta os custos da obtenção da linha de base, do monitoramento e dos créditos de carbono que podem ser requeridos. Por exemplo, se o carbono do solo é determinado com 90% de precisão, tal valor será utilizado para estimar carbono disponível para negociação. Costuma-se dizer que há um “trade-off” entre o aumento da precisão das estimativas, que requerem um aumento no número de amostras coletadas, e que podem aumentar a quantidade de carbono a ser negociado no mercado, e os custos adicionais ao monitoramento para obter tais estimativas (ROBERTSON et al., 2004).

Normalmente, o uso da Estatística clássica requer maior número de amostras do que a Geoestatística, para estimar o parâmetro em estudo com determinada precisão. Por isso, McBratney e Webster (1983), Vieira et al. (1983) e Souza et al. (1997) preconizam que o estudo da dependência espacial das propriedades do solo pode reduzir o número de amostras em relação ao uso dos procedimentos amostrais definidos na Estatística clássica.

Outro ponto importante é o método analítico de determinação do carbono do solo. Os métodos padrões tais como os da combustão e da oxidação com dicromato são considerados caros, lentos ou ambos. Embora o método da combustão apresente uma precisão razoável, há certa resistência em se utilizar o método da oxidação com dicromato uma vez que este determina somente o carbono orgânico e gera resíduos tóxicos que necessitam de uma disposição adequada (MANDARI et al., 2005). Outro método disponível é a perda por ignição que, embora seja relativamente barato e rápido, deixa a desejar em termos de precisão uma vez que as frações minerais também podem ser decompostas pelo aquecimento. Esse fato é especialmente importante para os solos tropicais, altamente intemperizados, devido ao maior conteúdo de caulinita e aluminossilicatos hidratados (gibsitita, goetitita, etc).

Em contraste com os métodos citados, a Espectroscopia no Infravermelho Próximo (Near Infra-red Spectroscopy - NIRS) e no Infravermelho Médio (Mid Infrared Spectroscopy - MIRS) são consideradas técnicas modernas e inovadoras que permitem a determinação simultânea de elementos em diversas matrizes, inclusive solo, a partir de sua Reflectância em faixas do espectro com determinados comprimentos de onda (NIRS: 800 – 2500 nm; MIRS: 2500 – 25000 nm). A nova geração de equipamento NIRS e MIRS além de realizar análise não destrutiva nas amostras, também não necessita de gases, reagentes e outros insumos fundamentais para a operacionalização dos equipamentos tradicionais (BRUNET et al., 2007; MINASNY et al., 2008).

Por se tratar de um sistema mais simples (com menos etapas metodológicas) os gastos com manutenção são drasticamente reduzidos nos espectrofotômetros de infravermelho próximo e médio. Somadas as vantagens econômicas e de ganho de tempo, podemos afirmar ainda que os resultados analíticos obtidos em um espectrofotômetro no infravermelho são tão precisos quanto aqueles obtidos pela combustão a seco em auto-analisadores do tipo LECO® ou Carmograph.

A presente pesquisa baseia-se na hipótese de que a viabilidade econômica de Projetos de MDL Florestal está diretamente associada, entre outros fatores, à escolha das metodologias de amostragem e de determinação analítica dos atributos relacionados ao cálculo do estoque de C do solo (teor de carbono e densidade do solo).

Sabendo-se das dificuldades econômicas e ambientais envolvidas na determinação da linha de base e do monitoramento do solo em projetos de reflorestamento no âmbito do MDL, e da importância desse tipo de ação na mitigação da mudança climática global, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho de metodologias para a obtenção do estoque de carbono do solo em duas áreas de reflorestamento estabelecidas no Brasil, como base para a diminuição da relação custo-benefício de projetos de MDL no setor florestal.

Para tal, serão apresentados seis trabalhos, na forma de artigos científicos, que irão auxiliar na obtenção do objetivo proposto.

- Variabilidade espacial do carbono em uma área de reflorestamento com espécies nativas – Implicações para metodologias de amostragem de solo em Projetos de MDL.
- Variabilidade espacial do carbono em uma área de reflorestamento com espécie exótica – Implicações para metodologias de amostragem de solo em Projetos de MDL.

- Estimativa do número ideal de amostras e do tamanho da parcela para amostragem de solo em projetos de MDL – Estudo de caso em duas áreas de reflorestamento no Brasil.
- Determinação do conteúdo de carbono do solo utilizando a Espectroscopia no Infravermelho – Efeito do método analítico na qualidade da predição do carbono para Projetos de MDL no setor florestal.
- Uso da espectroscopia no infravermelho próximo na predição da densidade do solo – Estudo de caso em uma área de reflorestamento com espécies nativas.
- Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento com espécies nativas e exóticas – Aplicação da ferramenta “*Ex-ante Carbon Balance Tool*” (EX-ACT) na estimativa do potencial de mitigação de um Projeto de MDL.

Cada artigo se constitui em um capítulo da tese. Seguindo a premissa de que a viabilidade econômica de Projetos de MDL no setor florestal está diretamente associada, entre outros fatores, à escolha das metodologias de amostragem e de determinação analítica dos atributos relacionados ao cálculo do estoque de carbono do solo (teor de carbono e densidade do solo), estes seis trabalhos (Capítulos 2 a 7) e as considerações finais (Capítulo 8), podem ser organizados em três partes.

A **primeira**, composta dos capítulos 2, 3 e 4, trata da variabilidade espacial do carbono do solo e dos aspectos metodológicos da amostragem de solo relacionados ao MDL, incluindo o estudo sobre o número ideal de amostras de solo e o tamanho da parcela para obtenção dos teores de carbono em duas áreas de reflorestamento estabelecidos no Brasil.

A **segunda parte** trata dos aspectos analíticos na obtenção dos parâmetros necessários para o cálculo do estoque de carbono do solo (teor de carbono e densidade do solo) utilizando os métodos de Espectroscopia de Reflectância no Infravermelho Próximo (NIRS) e Médio (MIRS), apresentados nos capítulos 5 e 6.

A **terceira parte** traz o capítulo 7, sobre os estoques de carbono do solo nas duas áreas de reflorestamento avaliadas e um estudo de caso sobre a aplicabilidade da ferramenta EX-ACT (“*Ex- Ante Balance Carbon Tool*”) na obtenção do balanço de carbono do “Projeto Poço de Carbono”. No capítulo 8 (considerações finais), estão resumidos os principais produtos e adaptações à procedimentos previamente estabelecidos e uma breve discussão contendo a integração das informações obtidas nesta tese.

## REFERÊNCIAS

- AMUNDSON, R. The carbon budget in soils. **Annual Review of Earth and Planetary Science**, Palo alto, v. 29, p. 535–562, 2001.
- ASTIER, M. **A review of carbon sequestration projects**. Report to the Agricultural Land and Nutrient Management Division (AGLL). Rome: FAO, 2002.
- BRUNET, D.; BARTHÈS, B.G.; CHOTTE, J.; FELLER, C. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: effects of sample grinding and set heterogeneity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 106–117, 2007.
- GARCÍA-OLIVA, F.; MASERA, O. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land–use change, and forestry (LULUFC) projects under the Kyoto protocol. **Climatic Change**, Dordrecht, v.65, p.347–364, 2004.
- KOOTEN, G.C.V.; EAGLE, A.J.; MANLEY, J.; SMOLAK, T. How costly are carbon offsets? A meta-analysis of carbon forest sinks. **Environmental Science & Policy**, Amsterdam, v.7, p.239-251, 2004.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.
- MANDARI, E.B.; REEVES, J.B.; COELHO, M.R.; MACHADO, P.L.O.A.; DE-POLLI, H. Mid- and near-infrared spectroscopic determination of carbon in a diverse set of soils from the Brazilian national soil collection. **Spectroscopy Letters**, New York, v. 38, p. 721-740, 2005.
- McBRATNEY, A.B.; WEBSTER, R. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? **Soil Science**, New Brunswick, v. 135, n. 3, p. 177-183, 1983.
- MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; TRANTER, G.; MURPHY, B.W. Using soil knowledge for evaluation of mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy for predicting soil physical and mechanical properties. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, p. 960–971, 2008.
- PEARSON, T.R.H.; BROWN, S.; RAVINGRANATH, N.H. **Integrating carbon benefit estimates into GEF projects** – Capacity development and adaptation group guidelines. New York: United Nations Development Programme, Global Environment Facility, 2005. 56p.
- RENNER, R.M. **Seqüestro de carbono e a viabilização de novos reflorestamentos no Brasil**. 2004. 147 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

ROBERTSON, K.; LOZA-BALBUENA, I.; FORD-ROBERTSON, J. Monitoring and economic factors affecting the economic viability of afforestation for carbon sequestration projects. **Environmental Science & Policy**, Amsterdam, v. 7, p. 465–475, 2004.

SOUZA, L.S.; COGO, N.P.; VIEIRA, S.R. Variabilidade de propriedades físicas e químicas do solo em um pomar cítrico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 1-10, 1997.

VIEIRA, S.R.; HATFIELD, J.L.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Geoestatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v. 51, n. 3, p. 1-75, 1983.

ZOMER, R.J.; TRABUCCO, A.; VERCHOT, L.V.; MUYS, B. Land area eligible for afforestation and reforestation within the clean development mechanism: a global analysis of the impact of forest definition. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, Berlin, v. 13, p. 219–239, 2008.

## **2 VARIABILIDADE ESPACIAL DO CARBONO EM UMA ÁREA DE REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIES NATIVAS – Implicações para metodologias de amostragem de solo em Projetos de MDL**

### **Resumo**

O estudo do carbono assume grande importância devido à sua estreita relação com as mudanças climáticas da Terra. Uma das causas relevantes dessas alterações é a rápida substituição das florestas tropicais da Amazônia por sistemas agropecuários. Nesse quadro, geral, técnicas geoestatísticas associadas à estatística tradicional podem aumentar o conhecimento da variabilidade dos estoques de carbono, e em particular no contexto do MDL no setor Florestal. O estudo foi conduzido no sudoeste da Amazônia (Cotriguaçu/MT) com o objetivo de avaliar a variabilidade espacial do carbono no solo em duas áreas reflorestadas com espécies nativas da Amazônia (Ipê rosa/ Caixeta e Ipê Rosa/ Freijó) e uma área plantada com espécie exótica (Teca), bem como em uma área sob pastagem por ser a vegetação estabelecida antes do reflorestamento. Os solos foram amostrados em malha, com intervalos irregulares de 5 a 50 m, totalizando 43 pontos, nas profundidades 0,0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade e as liteiras. Em seguida uma análise da variabilidade foi conduzida com técnicas de geoestatística. Os resultados da análise indicaram semivariogramas bem estruturados, com valores baixos para o efeito pepita e dependência espacial forte em todos os sistemas de manejo. Considerando os limites do alcance da dependência espacial para a camada de 0-30 cm, pode-se afirmar que a distância mínima entre pontos de coleta deve ser de 40 metros para a área de pastagem, 15 e 20 m para reflorestamento com espécies nativas (Ipê Rosa/ Freijó e Ipê Rosa/ Caixeta, respectivamente) e de 13 m para o reflorestamento com Teca. Os resultados evidenciam que a estrutura espacial do solo sob floresta é de grande importância na obtenção de valores mais precisos de carbono nesse compartimento, devendo ser levada em consideração, por exemplo, na escolha de metodologias mais adequadas para projetos de MDL no setor florestal.

Palavras chave: Reflorestamento. Amostragem. Geoestatística. Carbono do solo. MDL.

**SPATIAL VARIABILITY OF SOIL CARBON IN A REFORESTATION SYSTEM  
WITH NATIVE SPECIES – Implications for soil sampling methodologies of CDM  
Forestry Projects**

**Abstract**

The study of carbon (C) is of great importance due its close relationship with global climate change. One of the important causes of these changes is the rapid replacement of the Amazon rainforest for agricultural systems. In this context, geostatistical techniques associated with traditional statistical analyses can improve the carbon stocks variability knowledge in the CDM Forestry scenario. The study was conducted in the southwestern of Amazonia (Cotriguaçu / MT) with the aim of evaluating the spatial variability of soil carbon in two areas reforested with Amazon native species (Ipê Rosa/ Caixeta and Ipê Rosa/ Freijó) and an area planted with exotic species (Teak), as well as an area under pasture established before the reforestation. The soils were sampled in a grid, at irregular intervals (5.0-50.0 m), totaling 43 points in 0.0-10, 10-20 and 20-30 cm depths and liters. Then a variability analysis was conducted with geostatistical techniques. The results indicated well-structured variogram, with low values for the nugget effect and strong spatial dependence in all management systems. Considering the limits of the spatial dependence range for the 0-30 cm layer, it can be stated that the minimum distance between sampling points should be 40 meters to the pasture area, 15 and 20 m for reforestation with native species (Ipe Rosa / Rosa Freijó and Ipe / Caixeta, respectively) and 13 m for reforestation with Teak. The results show that the spatial structure of forest soil is of great importance in obtaining more precise values of carbon in this compartment, and should be taken into account, for example, in choosing the most suitable methodologies for CDM Forestry.

Keywords: Reforestation. Sampling. Geostatistics. Soil carbon. Forestry CDM.

## 2.1 Introdução

Cientistas da área de solos se preocupam com o problema de variação espacial e temporal dos solos desde o começo do século. Somente nas décadas de 60 a 70, com o avanço na teoria de estatística espacial, é que os cientistas começaram a perceber a potencialidade deste instrumento para o manuseio de dados quantitativos, facilitando a compreensão da variabilidade do solo (BURROUGH et al., 1994).

O carbono orgânico do solo (COS) é um componente dinâmico do sistema terrestre, cujas alterações podem ocorrer tanto na direção horizontal e vertical desse sistema, como por meio de trocas com a atmosfera e a biosfera (ZHANG; McGRATH, 2003).

Na metodologia tradicional da amostragem de solo é necessário, por vezes, um grande número de amostras para representar a sua variabilidade em uma determinada área, o que está associado a custos elevados com amostragem, preparo de amostras e análise de solo, tempo de trabalho, entre outros. Nessa metodologia, o coeficiente de variação (CV) é o parâmetro que resume a variabilidade do atributo em relação à média, que é fixa, além de não distinguir o número de amostras utilizadas, sua forma nem sua posição espacial, que é exatamente o que discute a geoestatística, adotando uma média móvel, que varia de acordo a distribuição da variável no local (GUIMARÃES, 1993).

A análise estatística clássica e o estudo da variabilidade espacial das variáveis de interesse permitem identificar, para compreender, as leis que “regem” o comportamento dessas variáveis (PIRES, 2002). Contudo, diferentemente da estatística clássica, a geoestatística possibilita separar a variabilidade explicada pela relação existente entre as amostras, e a variabilidade casual. Sua aplicação pode diminuir o número de amostras necessárias para descrever as características de um determinado local, reduzindo custos de levantamento e mantendo a precisão das estimativas realizadas (VIEIRA et al., 1983).

A análise da variabilidade espacial baseia-se na teoria das variáveis regionalizadas, formalizada por Matheron (1963), base da geoestatística, a qual considera as características estruturais e aleatórias de uma variável espacialmente distribuída, de forma a descrevê-la adequadamente (MOOLMAN; VAN HUYSSTEEN, 1989).

A variabilidade do solo é muito mais pronunciada em áreas florestais do que agrícolas. Isso ocorre devido ao fato da superfície dos solos sob floresta não serem homogeneizadas pelo cultivo freqüente, sendo caracterizada pela microtopografia mais acentuada e pela não

uniformidade da cobertura vegetal (MADER, 1963). Além disso, o aumento da variabilidade do substrato geológico, as espécies de árvores e vegetação rasteira, o microclima, a topografia e as práticas de manejo florestal contribuem para o aumento dessa variabilidade em solos florestais. Mesmo se considerarmos solos sob povoamentos monoespecíficos de árvores, situados sob o mesmo material de origem e posição na paisagem, ainda assim teremos uma acentuada variabilidade nas propriedades do solo, relacionada à distância entre as árvores (BAERT et al., 1999).

Além de apresentarem maior variabilidade, solos sob floresta possuem uma tendência maior de acúmulo de C quando comparado ao solo agrícola, devido à decomposição mais lenta do C no sistema florestal (GUGGENBERGER et al., 1994). Assim, solos florestais podem armazenar mais C do que os solos agrícolas, e suas respostas ao aumento da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico serão importantes para o ciclo de carbono global no futuro (HAGEDORN et al., 2001).

Desta forma, o objetivo geral desta parte da pesquisa foi avaliar a variabilidade espacial do carbono do solo sob diferentes sistemas de reflorestamento e sob pastagem, estabelecidos em uma Fazenda no sudoeste da Amazônia. Os resultados desta pesquisa serão utilizados posteriormente, para determinar a metodologia de amostragem de solo com a melhor relação custo/benefício de Projetos no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Florestal.

O esquema simplificado das várias etapas que foram realizadas para o cumprimento do objetivo do estudo, pode ser observado na Figura 2.1.

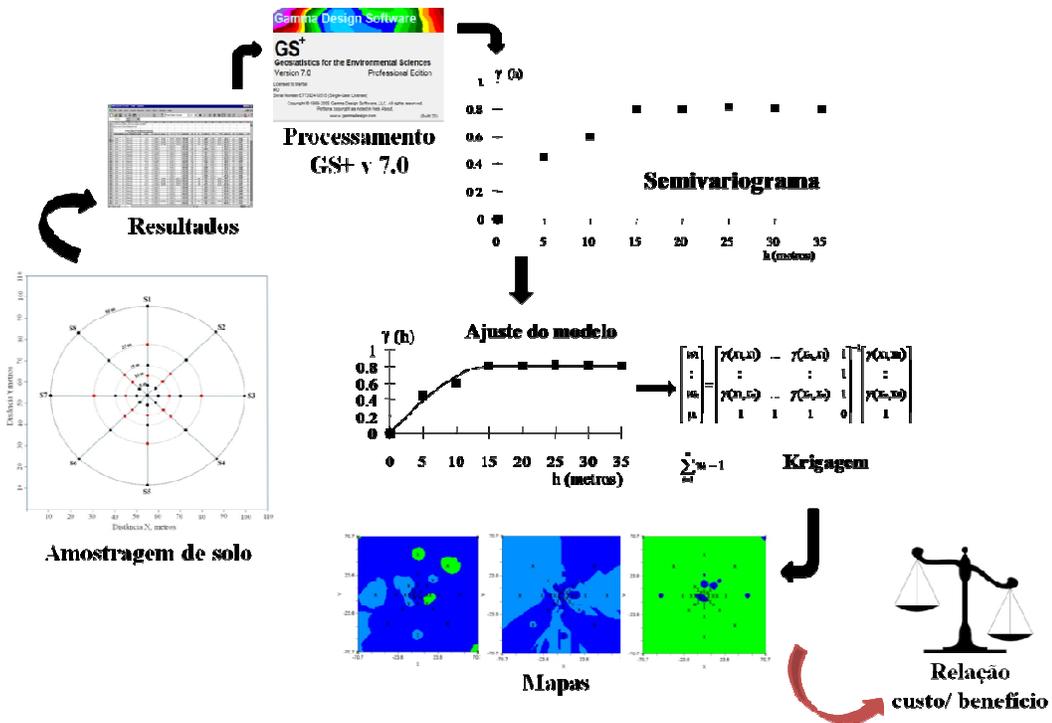


Figura 2.1 - Estratégia adotada para atingir o objetivo da pesquisa

## 2.2 Desenvolvimento

### 2.2.1 Material e métodos

#### 2.2.1.1 Descrição da área

##### *Localização e considerações gerais*

A área em estudo, localizada no município de Cotriguaçu (Estado do Mato Grosso, a 1000 km da capital Cuiabá) pertence à Fazenda São Nicolau, propriedade da empresa ONF Brasil (“Organisation Nationale des Forêts”). Neste local vem sendo desenvolvido, desde 1999, o projeto franco-brasileiro “Poço de Carbono PSA-ONF”, financiado pela empresa Peugeot SA em parceria com a ONF Brasil, cujo objetivo é o sequestro do carbono através do reflorestamento de 2000 ha de pastagens degradadas e a gestão sustentável de 7000 ha de floresta nativa (Figura 2.2).

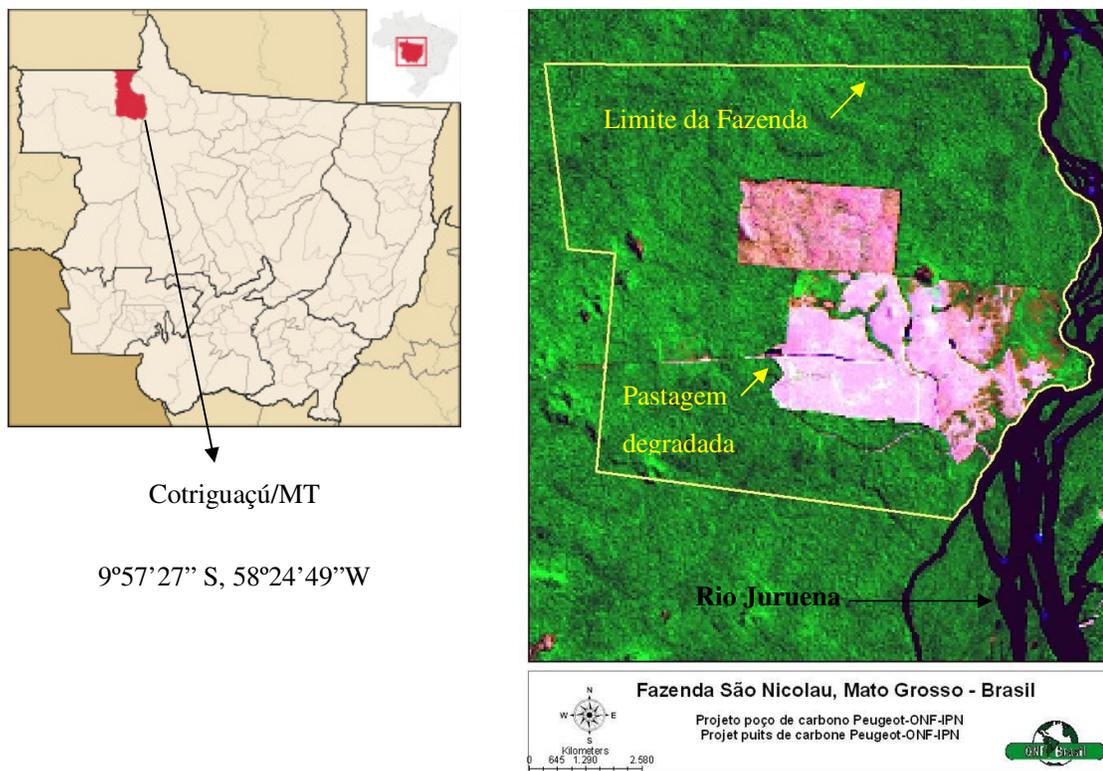


Figura 2.2 – Localização do município onde se encontra a Fazenda São Nicolau (esq.) e da área de pastagem antes do projeto de reflorestamento (dir.)

O clima da região é o tropical tipo AWi, conforme classificação de KÖPPEN, chuvoso com nítida estação seca e com temperaturas altas (média de 25°C). As precipitações anuais médias são de 2300 mm, podendo atingir médias muito elevadas, algumas vezes superiores a 2.750 mm, com intensidade máxima em janeiro, fevereiro e março. Quando ao relevo, a Fazenda encontra-se inserida no Planalto Apiacás-Sucurindi e Depressão Interplanáltica da Amazônia Meridional (RADAM, 1980), o que confere terreno pouco marcado com altitudes entre 200 e 250 m, principalmente nas cabeceiras dos mananciais.

A Fazenda São Nicolau encontra-se no coração da zona de contato Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Aberta, com maior proporção de espécies vegetais de folhas decíduas. Nas zonas onde a influência antrópica é reduzida, a vegetação é de floresta sempre viva, com a aparição de espécies semi decíduas (RADAM, 1980). A Fazenda é cortada por pequenos e numerosos cursos d'água, acompanhados de mata ciliar e fauna específica. Um

dos limites da Fazenda é constituído pelo Rio Juruena, afluente direto do Rio Amazonas (Figura 2.2).

Os solos da região são predominantemente Argissolos e Latossolos (EMBRAPA, 1999), com alguns solos hidromórficos nas baixadas (LOCATELLI, 2000). Os Argissolo estão presentes em cerca de 35% da Bacia Amazônica (BERNOUX et al., 1998a, 1998b; CERRI et al., 1999) e apresenta boas características físicas. No entanto, sua fertilidade é pobre pela disponibilidade muito baixa de nutrientes minerais. O solo predominante na Fazenda São Nicolau foi classificado como Latossolo vermelho-amarelo, cujo perfil encontra-se na Figura 2.3.



Figura 2.3 - Perfil do solo predominante na área em estudo

### *Sistemas de reflorestamento*

O reflorestamento das áreas ocorreu entre 1999 e 2003, com o plantio de mais de 50 espécies nativas da Floresta Amazônica. No entanto, as espécies que melhor se adaptaram às condições locais foram: Figueira Branca (*Ficus sp*), Ipê Rosa (*Tabebuia rosea*), Caixeta (*Simarouba amara*), Cajazeira (*Spondias mombin*) e Freijó (*Cordia sp*). Para fins comparativos, foi introduzida uma espécie exótica (Teca - *Tectona grandis*) cuja utilização vem se expandindo no Brasil devido, principalmente, ao seu rápido crescimento, porte elevado e grande adaptabilidade em regiões tropicais (ABRAF, 2010). O mapa com a dinâmica do reflorestamento da Fazenda São Nicolau encontra-se na Figura 2.4. Uma vista geral das principais espécies utilizadas no Projeto Poço de Carbono encontra-se na Figura 2.5

Para o estudo da variabilidade espacial do carbono do solo, foram selecionadas três áreas de reflorestamento contendo espécies representativas do projeto (Teca, Ipê rosa/Caixeta e Ipê rosa/ Freijó) e uma área de pastagem (*Brachiaria bryzantha*), considerada a referência para a mudança do estoque de carbono no solo das áreas (linha de base). O detalhamento das áreas, amostradas em abril de 2008, encontra-se na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Descrição das parcelas selecionadas para o estudo

Parcela (cód. SN)	Uso atual do solo (2008)	Plantio (ano)	Uso anterior do solo	Área (ha)	Coordenada geográfica
SN_24a	Teca	2001-2002	Pastagem	23,8	9°50'55,38" S 58°14'56,57" W
SN_31	Ipê rosa/ Freijó	2001-2002	Pastagem	21,8	9°51'19,92" S 58°14'49,65" W
SN_10d	Ipê rosa/ Caixeta	2001-2002	Pastagem	53,5	9°51'15,54" S 58°16'11,61" W
SN_08	Pastagem	1987	Vegetação nativa (Floresta)	13,0	9°51'26,99" S 58°15'13,95" W

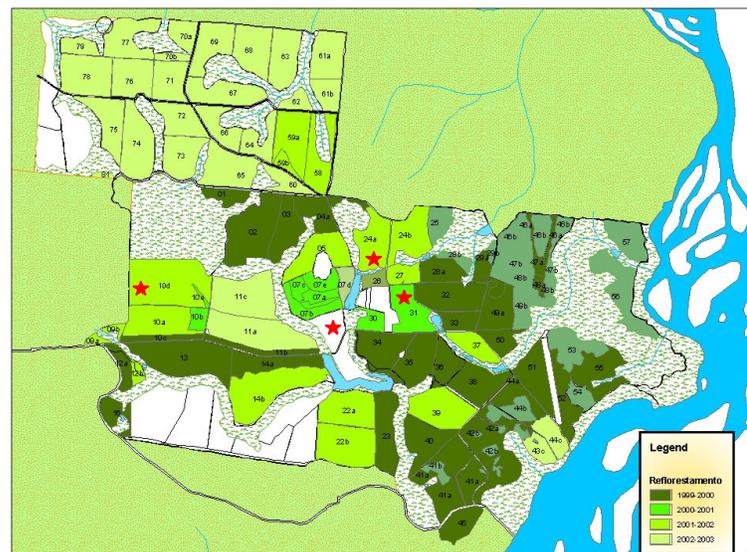


Figura 2.4 – Mapa da dinâmica de reflorestamento da Fazenda São Nicolau, com destaque para as parcelas selecionadas para o estudo (indicadas em vermelho).

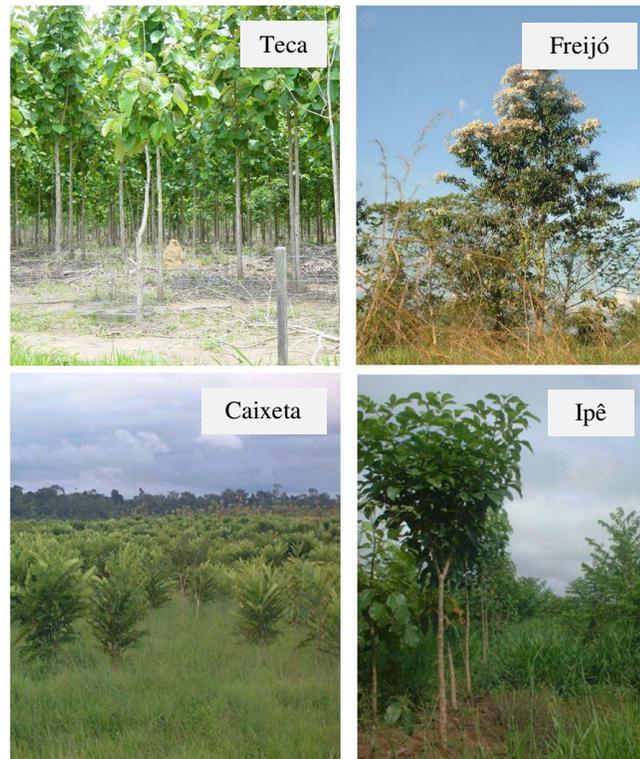


Figura 2.5 – Vista geral de algumas espécies utilizadas nos reflorestamento da Fazenda São Nicolau

### 2.2.1.2 Coleta das amostras de solo e análises de laboratório

#### *Amostragem de solo*

O esquema de amostragem (Figura 2.6), também denominado de esquema radial, foi realizado em quatro parcelas, conforme Tabela 2.2. De acordo com Baert et al. (1999), em uma revisão crítica sobre diversos métodos de amostragem de solo em áreas florestais, a coleta de amostras em malha irregular do tipo radial foi considerada a melhor alternativa para representar os atributos do solo.

Em cada um dos 45 pontos do esquema foi aberto um mini perfil, com dimensões aproximadas de 0,5 x 0,5 x 0,5 m, na qual foram coletadas amostras nas camadas de solo 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade, totalizando 123 amostras/ parcela. Tendo em vista a provável homogeneidade dentro de cada parcela, optou-se por realizar a coleta para densidade do solo em 29 dos 45 pontos abertos. Já para o carbono, foram coletadas amostras em todos os

pontos abertos. Considerando as três profundidades em estudo, o número total de amostras coletadas por parcela foi de 135 para determinação do carbono e 87 para a densidade do solo.

Tabela 2.2 – Descrição do esquema amostral das parcelas em estudo

Parcela	Nº pontos/ parcela	Profundidade (cm)	Número de amostras (C, Ds) <sup>1</sup> / parcela
SN_24a	45		135 (C), 87 (Ds)
SN_31	45	0-10/ 10-20/ 20-30	135 (C), 87 (Ds)
SN_10d	45		135 (C), 87 (Ds)
SN_08	45		135 (C), 87 (Ds)

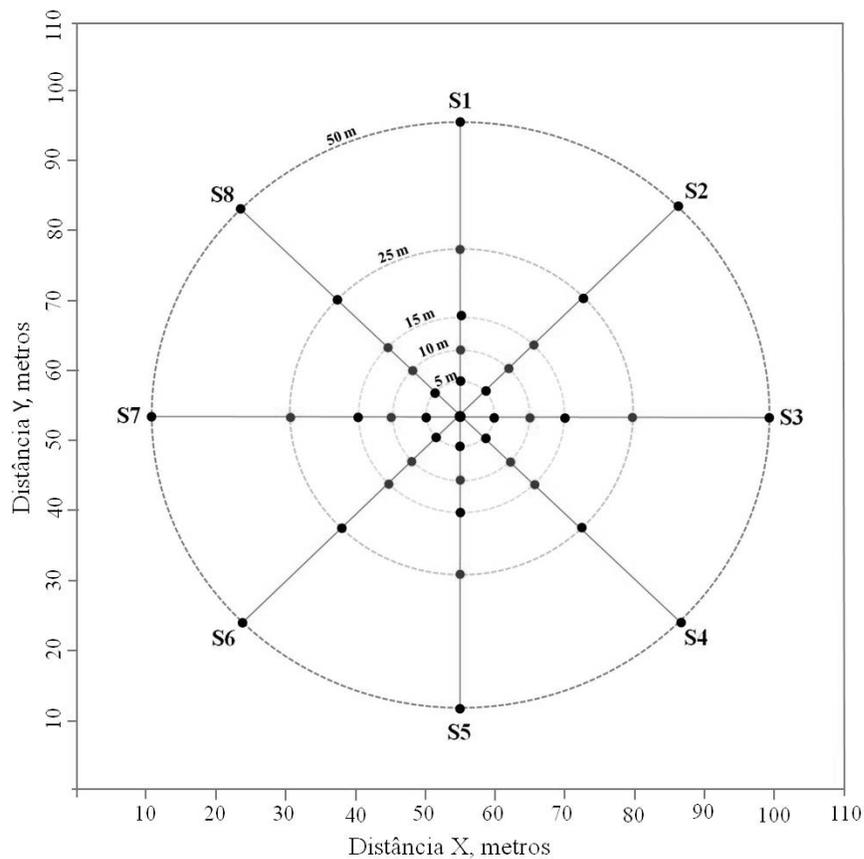


Figura 2.6 – Esquema da amostragem de solo implementada em cada parcela

A marcação dos pontos na parcela foi realizada com auxílio de trena e GPS para obtenção das coordenadas do ponto central. A coleta para quantificação da densidade do solo foi realizada com amostrador de aço inox com batedor acoplado à caneca de 5 cm de profundidade e aproximadamente 100 cm<sup>3</sup> de volume (Figura 2.7).



Figura 2.7 – Amostragem de solo com cilindros para obtenção da densidade

#### *Preparo das amostras coletadas*

As amostras de solo coletadas foram secas ao ar na própria Fazenda São Nicolau e posteriormente transportadas de caminhão para o laboratório do CENA/USP. Já no laboratório, as amostras foram homogeneizadas e passadas em peneira de 2 mm para obtenção da fração denominada terra fina seca ao ar menor que 2 mm (TFSA). Uma parte das amostras na fração TFSA (amostras compostas para cada profundidade) foi utilizada para a caracterização físico-química das áreas (análise granulométrica e determinações de pH em H<sub>2</sub>O e pH em KCl), conduzidas no Laboratório de Física e no Laboratório de Química do Solo da ESALQ/USP. A determinação da concentração de carbono foi realizada em subamostras com cerca de 6 g de TFSA moída e passada em peneira de 100 meshes (0,149 mm), no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP.

#### *Análises químicas e físicas do solo*

As determinações de pH em H<sub>2</sub>O e em CaCl<sub>2</sub> seguiram metodologia proposta por Anderson e Ingram (1989). Análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta, tendo como princípio a Lei de Stokes sobre a sedimentação de partículas (EMBRAPA, 1979). O carbono foi determinado pelo método da combustão a seco utilizando o equipamento LECO® CN-2000.

Os estoques de carbono de cada camada do solo foram obtidos pela multiplicação do teor de C (g kg<sup>-1</sup>) pela densidade do solo (g cm<sup>-3</sup>) e espessura da camada de solo (cm). Os estoques de C para 0-30 cm foram ajustados com base em um equivalente de massa de acordo com o método descrito por Moraes et al. (1996), onde a massa de solo nas pastagens

manejadas é equiparada a massa de solo contida nos 30 cm superficiais do solo sob vegetação nativa.

### **2.2.1.3 Análise estatística**

A análise estatística dos dados foi dividida em duas fases. A primeira etapa consistiu na análise estatística descritiva clássica ou análise exploratória dos dados. Já na segunda etapa, foram utilizados os princípios da geoestatística, como a análise semivariográfica, para conhecer a variabilidade espacial do carbono nas áreas.

#### *Estatística descritiva clássica*

Nessa primeira etapa da análise estatística, foram calculados os momentos de primeira a quarta ordem, que permitem caracterizar as posições centrais e de dispersão dos dados, além de expressar a forma da distribuição (RIBEIRO JUNIOR, 1995; GONÇALVES, 1997; WEBSTER, 2000). Portanto, foram calculadas as seguintes medidas: de posição (média, mediana, valor máximo e mínimo), de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação) e forma da dispersão (assimetria e curtose).

#### *Análise geoestatística*

De uma maneira simplificada, a análise geoestatística baseia-se na suposição de que medições separadas por distâncias pequenas são mais semelhantes umas às outras do que aquelas separadas por distâncias maiores. Essa premissa, conhecida como teoria das variáveis regionalizadas, foi apresentada primeiramente por Matheron (1971) e aplicada à ciência do solo por Burgess e Webster (1980).

Matematicamente, uma variável regionalizada (representada por um fenômeno espacial qualquer) é uma função  $f(x)$  do ponto  $x$  que apresenta dois aspectos: o primeiro, caótico e variável, e o outro, estruturado e ligado à regionalização.

Nos métodos chamados “clássicos”, a estatística das variáveis independentes subestima o aspecto estruturado da regionalização, enquanto os métodos de regressão polinomial subestimam o aspecto caótico (MATHERON, 1971). A ferramenta de base de toda a teoria das variáveis regionalizadas é o semivariograma, definido como (Eq. 1):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{i=N(h)} [v(x_i) - v(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

Sendo,  $v(x_i)$  o valor da propriedade medida no local  $x_i$  e  $N(h)$  o número de pares de dados separados pelo vetor  $h$ .

O gráfico de  $\gamma(h)$  em função dos valores correspondentes de  $h$  é denominado semivariograma. Do ajuste do modelo matemático aos valores calculados de  $\gamma(h)$ , são estimados os coeficientes do modelo teórico para o semivariograma (efeito pepita,  $C_0$ ; patamar,  $C_0 + C_1$ ; alcance,  $A_0$ ).

O efeito pepita representa a variação aleatória causada principalmente por erros de medição ou variações que não podem ser detectadas na mínima distância empregada entre pontos na amostragem. Normalmente, a semivariância aumenta com a distância entre amostras e, em seguida, se aproxima de um valor constante chamado patamar (TRANGMAR et al., 1985). A distância de separação na qual o patamar é alcançado é chamada de intervalo da dependência espacial. Amostras separadas por distâncias menores do que esse intervalo são espacialmente relacionadas, enquanto amostras separadas por distâncias maiores não são espacialmente relacionadas (CERRI et al., 2004).

A razão entre o efeito pepita e o patamar permite a classificação e a comparação entre os atributos do solo (TRANGMAR et al., 1985). Esta razão foi utilizada para definir as classes distintas de dependência espacial das variáveis do solo, utilizando-se a classificação de Cambardella et al. (1994). Considera-se dependência espacial forte quando a razão é menor ou igual a 25 %; dependência espacial moderada quando a razão é superior a 25 % e menor ou igual a 75 %; e dependência fraca quando a razão é maior que 75 %.

A construção dos semivariogramas foi feita pelo programa GS+® (Geostatistics for the Environmental Sciences, versão 7.0) assumindo um intervalo fixo entre classes de 5 m e distância máxima de 50 m. A definição do modelo ajustado às semivariâncias experimentais foi feita testando-se diversos modelos e utilizando a combinação dos parâmetros do semivariograma de forma a minimizar a Soma do Quadrado dos Resíduos para cada modelo, conforme descrito por Vieira (1995).

Para a estimativa do  $C$  em áreas não amostradas e construção do mapa de distribuição espacial do carbono, foi aplicado o método de krigagem, através do mesmo programa computacional.

Após o processo de krigagem, avaliou-se a qualidade da interpolação dos resultados. Dois tipos de validação foram utilizados: (i) *validação interna*, conhecida como “Jackknife” ou “cross-validation” (CRESSIE, 1991), aplicada no conjunto de dados total, e (ii) *validação externa* aplicada a um conjunto de dados independentes (20% do conjunto total) previamente sorteados de maneira aleatória (BOURENANNE et al., 1996; CHAPLOT et al., 2001; CERRI et al., 2004). A partir dos resultados da validação foram calculados o erro médio (ME) (Eq. 1) e a raiz quadrada do erro médio (RMSE) (Eq. 2). O ME permite a avaliação de um viés positivo ou negativo de um modelo de regressão, o que indica uma tendência geral de superestimação ou subestimação, respectivamente (DE VOS et al., 2005). Idealmente, o ME e o RMSE devem ser próximos de zero.

$$ME = 1/n \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{1/n \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (2)$$

(Onde,  $\hat{y}_i$  é o teor de carbono do solo observado na  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo,  $y_i$  é o teor de carbono do solo estimado para a  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo, e  $n$  é o número total de observações).

Uma vez que as validações interna e externa indicaram resultados satisfatórios, mapas do carbono do solo para cada camada amostrada foram confeccionados, utilizando o método de interpolação por krigagem em blocos de 5 x 5 m, com 100% dos dados obtidos no estudo.

## 2.2.2 Resultados e discussão

### 2.2.2.1 Caracterização físico química das áreas

Os resultados do pH em H<sub>2</sub>O e do pH em CaCl<sub>2</sub> foram similares nas três camadas de solo investigadas (Tabela 2.2). Somente pequenas diferenças nas magnitudes de seus valores foram observadas, como por exemplo, para os primeiros 10 cm do solo, onde os valores de pH foram mais elevados (em aproximadamente 2 unidades) do que os apresentados para as duas camadas mais profundas. De maneira geral, o pH (CaCl<sub>2</sub>) das áreas indicou predomínio de

acidez média (RAIJ et al., 2001), com médias para as três profundidades de 5,3; 5,6 e 5,3 para Pastagem, Teca e Ipê Rosa/ Freijó, respectivamente. A média do pH na área de Ipê Rosa/Caixeta indicou acidez alta ( pH= 4,9).

Os valores de densidade apresentados na Tabela 2.2 representam o valor médio para cada camada de solo, considerando todos os pontos coletados nas parcelas. Em relação à pastagem, houve diferença significativa entre as médias obtidas em cada camada (Teste de Tukey a 5% de probabilidade, não apresentado aqui), de modo que a densidade média foi de 1,47 g cm<sup>-3</sup> na superfície (0-10 cm) atingindo 1,35 g cm<sup>-3</sup> na camada mais profunda (20-30 cm). Tal resultado reflete a compactação do solo devido ao pastejo dos animais no local. As variações observadas ao longo do perfil concordam com os resultados obtidos por Moraes et al. (1996) para a mesma cada e por Cerri et al. (2004) na camada 0-20 cm, em pastagens estabelecidas em Rondônia entre 1983 e 1989. Desjardins et al. (2004), no entanto, observaram valores de densidade um pouco superiores em uma cronosequência de pastagem estabelecida no Sudoeste da Amazônia (1,54 – 1,60 g cm<sup>-3</sup>), mas em solo arenoso.

Nas parcelas reflorestadas com Teca e Ipê Rosa/ Freijó, não houve diferença significativa em relação às médias de densidade do solo para as camadas em estudo. Nessas áreas os valores variaram de 1,43 a 1,49 g cm<sup>-3</sup>. Esses valores são maiores que a média normalmente encontrada em solos argilosos sob plantio de Teca (média 1,2 g cm<sup>-3</sup>) (BEHLING, 2009) e estão, provavelmente, relacionados ao pastejo de animais que ainda acontece nessas áreas. No reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta, não houve diferença significativa entre a densidade média da camada 0-10 cm e 10-20 cm cujo valor (1,38 g cm<sup>-3</sup>, para as duas camadas) foi maior do que o observado na camada 20-30 cm (1,31 g cm<sup>-3</sup>).

A análise granulométrica indicou textura média para as amostras da Pastagem e dos reflorestamentos com Teca e Ipê Rosa/ Freijó. A área plantada com Ipê Rosa/ Caixeta apresentou o maior conteúdo de argila, sendo classificada como argilosa na superfície e muito argilosa em profundidade (Tabela 2.2). Os conteúdos de argila aumentaram com a profundidade do solo, em concordância com as observações de Moraes et al. (1996) e Neill et al. (1997), que estudaram os mesmos tipos de solos.

Tabela 2.2 – Características físico-químicas das áreas em estudo

Prof (cm)	pH		Densidade ( $g\ cm^{-3}$ )	Granulometria ( $g\ kg^{-1}$ )			Textura
	CaCl <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O		argila	silte	areia	
<i>Pastagem (SN_08)</i>							
0 – 10	5,7	4,8	1,47±0,06	295	67	638	Média
10 – 20	4,8	4,6	1,41±0,07	329	33	638	Média
20 – 30	5,5	4,7	1,35±0,09	395	34	571	Argilosa
<i>Ipê Rosa/ Caixeta (SN_10d)</i>							
0 – 10	5,1	4,5	1,38±0,09	536	0	464	Argilosa
10 – 20	4,9	4,4	1,38±0,09	636	0	364	Muito argilosa
20 – 30	4,7	4,2	1,31±0,07	699	37	264	Muito argilosa
<i>Teca (SN_24a)</i>							
0 – 10	5,6	4,9	1,43±0,13	162	67	771	Média
10 – 20	5,5	4,8	1,47±0,09	162	133	705	Média
20 – 30	5,6	4,9	1,48±0,05	262	67	671	Média
<i>Ipê Rosa/ Freijó (SN_31)</i>							
0 – 10	5,5	4,5	1,45±0,12	262	33	705	Média
10 – 20	5,4	4,5	1,49±0,08	266	4	704	Média
20 – 30	5,0	4,7	1,47±0,13	329	33	638	Média

### 2.2.2.2 Estatística descritiva clássica

Os resultados da estatística descritiva clássica para 100% e 80% dos dados obtidos para o carbono nas três camadas de solo amostradas podem ser observados na Tabela 2.3.

Os resultados indicaram que as concentrações de C diminuíram com a profundidade da camada em estudo. Tal fato já foi apontado por diversas pesquisas sobre C (BERNOUX et al., 1998; CERRI et al., 1999 e CERRI et al., 2004) realizadas na região Amazônica. Utilizando os resultados das quatro áreas, pôde-se verificar que aproximadamente 48,5% ( $\pm 2,1$ ) do C encontra-se nos primeiros 10 cm do solo, o que concorda plenamente com os relatos de Feigl et al. (1995), Moraes et al. (1996), Fearnside e Barbosa (1998), Dias-Filho et al. (2001) dentre outras pesquisas realizadas em solos da região Amazônica.

Tabela 2.3 – Estatística descritiva clássica de 100% e 80% dos dados obtidos para o teor de carbono do solo nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade nas áreas de Pastagem, reflorestamento com nativas e com Teca na Fazenda São Nicolau

Camada (cm)	Conjunto com 100 % dos dados						Conjunto com 80 % dos dados					
	<i>n</i>	C <sup>1</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	DP <sup>2</sup>	CV <sup>3</sup> (%)	C <sub>k</sub> <sup>4</sup> (±DP)	C <sub>s</sub> <sup>5</sup> (±DP)	<i>n</i>	C <sup>1</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	DP	CV	C <sub>k</sub> (±DP)	C <sub>s</sub> (±DP)
<i>SN_08 (Pastagem)</i>												
0_10	36	14.9	2.5	17.0	-0.86 (0.77)	0.30 (0.39)	29	14.4	2.5	17.3	-0.47 (0.85)	0.30 (0.39)
10_20	42	8.0	1.0	13.0	-0.52 (0.72)	0.05 (0.37)	34	7.9	0.9	11.8	-0.56 (0.80)	-0.33 (0.41)
20_30	43	6.9	0.8	11.5	-0.39 (0.71)	-0.32 (0.36)	34	6.9	0.9	12.4	-0.52 (0.75)	-0.41 (0.40)
<i>SN_24a (Teca)</i>												
0_10	43	11.8	2.3	19.2	-1.03 (0.71)	0.04 (0.36)	34	11.6	2.2	18.5	0.25 (0.40)	-0.93 (0.79)
10_20	43	6.7	1.4	20.8	-0.43 (0.71)	0.42 (0.36)	34	6.9	1.4	20.7	-0.59 (0.79)	0.35 (0.40)
20_30	30	4.8	0.3	5.2	-0.51 (0.83)	0.28 (0.43)	24	4.8	0.2	5.0	-0.50 (0.92)	0.05 (0.47)
<i>SN_10d (Ipe Rosa/ Caixeta)</i>												
0_10	43	16.2	3.5	21.8	-0.36 (0.71)	0.27 (0.36)	34	15.6	2.2	13.9	-0.93 (0.86)	-0.36 (0.44)
10_20	42	10.0	1.7	16.7	-0.33 (0.72)	0.64 (0.37)	34	10.1	1.6	16.1	-0.34 (0.79)	0.56 (0.40)
20_30	44	8.8	1.3	14.8	-0.60 (0.70)	0.42 (0.36)	35	8.7	1.4	15.6	-0.59 (0.78)	0.48 (0.40)
<i>SN_31 (Ipe Rosa/ Freijó)</i>												
0_10	28	10.0	2.1	20.8	-0.06 (0.86)	-0.04 (0.44)	22	10.1	2.0	19.6	-0.49 (0.95)	0.39 (0.49)
10_20	40	6.6	1.5	23.3	-0.88 (0.73)	0.26 (0.37)	32	6.4	1.1	17.2	-0.28 (0.87)	0.44 (0.45)
20_30	38	4.6	0.6	13.0	-0.13 (0.75)	0.30 (0.38)	30	4.6	0.6	12.2	0.54 (0.83)	0.39 (0.43)

<sup>1</sup>C: conteúdo médio de carbono; <sup>2</sup>DP: desvio padrão; <sup>3</sup>coeficiente de variação; <sup>4</sup>Ck: coeficiente de curtose; <sup>5</sup>Cs: coeficiente de assimetria.

A fim de se comparar o conteúdo de carbono do solo entre as parcelas, foi realizado um Teste Tukey ( $\alpha = 0,05\%$ ) para cada camada de solo estudada, no conjunto com 100% dos dados de carbono. Os resultados obtidos para a camada 0-10 cm indicaram maior concentração de carbono na Pastagem e no reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta (14,9 e 16,2 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente), não havendo diferença significativa entre as mesmas (Figura 2.8). Em seguida veio a parcela reflorestada com Teca, cujo conteúdo médio de carbono (11,8 g kg<sup>-1</sup>), foi significativamente maior do que o obtido na parcela reflorestada com Ipê Rosa/ Freijó (10,0 g C kg<sup>-1</sup>). Nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade, o conteúdo médio do C foi maior no reflorestamento com Ipê Rosa/Caixeta (8,0 e 6,9 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente), seguido pela Pastagem (8,0 e 6,9 g kg<sup>-1</sup>) e pelas parcelas com Teca (6,7 e 4,8 g kg<sup>-1</sup>) e Ipê Rosa/Freijó (6,6 e 4,6 g kg<sup>-1</sup>).

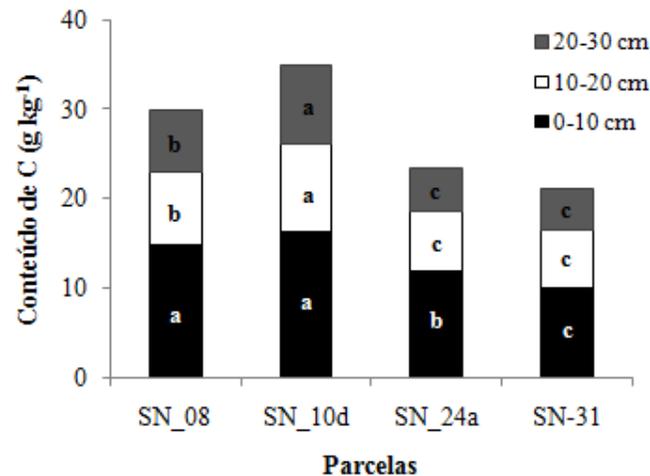


Figura 2.8 – Conteúdo médio de carbono (g kg<sup>-1</sup>) para as camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade nas parcelas SN\_08 (Pastagem), SN\_10d (Ipê Rosa/ Caixeta), SN\_24a (Teca) e SN\_31 (Ipê Rosa/ Freijó). Para cada camada de solo, letras diferentes indicam diferença entre as parcelas ( $\alpha = 0,05\%$ )

Os resultados referentes ao estoque de C para a camada 0-30 cm de profundidade indicaram não haver diferença significativa entre a pastagem e a parcela de Ipê Rosa/ Caixeta, cujos resultados (43,3 e 45,6 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente) foram maiores do que os estoques obtidos para os demais reflorestamentos (32,4 e 32,6 Mg C ha<sup>-1</sup> para Teca e Ipê Rosa/ Freijó, respectivamente) (Figura 2.9). A discussão detalhada dos resultados obtidos para os teores e

estoques de C, incluindo a mudança do estoque a partir da vegetação nativa (Floresta) encontra-se no Capítulo 7 deste documento.

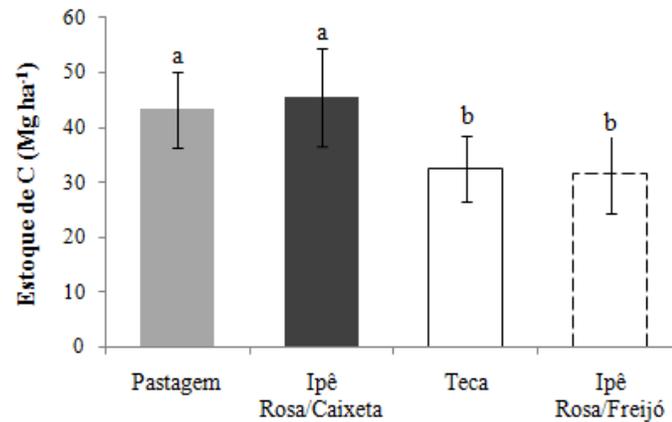


Figura 2.9 – Estoque de carbono (Mg ha<sup>-1</sup>) para a camada 0-30 cm de profundidade do solo nas parcelas em estudo. Letras diferentes indicam diferença entre as parcelas ( $\alpha = 0,05\%$ )

Coefficientes de variação (CV) são adimensionais e permitem a comparação de valores entre diferentes propriedades do solo. Valores elevados de CV podem ser considerados como os primeiros indicadores da existência de heterogeneidade nos dados (RIBEIRO JUNIOR, 1995; GOOVAERTS, 1999; FROGBROOK et al., 2002). Os valores apresentados na Tabela 2.3 variam de 11,5 a 23,3 no conjunto com 100% dos dados obtidos e de 11,8 a 20,7 no conjunto com 80% dos dados (exceto para camada 20-30 cm do reflorestamento com Teca, em ambos dos conjuntos de dados). De acordo com a classificação proposta por Hillel (1980), o conteúdo de C do solo apresentou variações médias (CV 10-100%), sendo em geral mais variável em superfície do que em profundidade. Tais resultados estão em concordância com os obtidos por outros autores (CASTRIGNANO et al., 2000; CONANT; PAUSTIAN, 2002; CERRI et al., 2004).

Praticamente todos os valores obtidos nos dois conjuntos de dados para o coeficiente de assimetria ( $C_s$ ) e coeficiente de curtose ( $C_k$ ), levando-se em consideração o desvio padrão de cada valor, indicaram distribuição simétrica e mesocúrtica ou normal (Tabela 2.3). Estes

dois coeficientes são utilizados para inferências sobre a normalidade da variável em estudo (GUIMARAES, 2004).

O coeficiente de assimetria é utilizado para caracterizar como e quanto à distribuição de freqüências se afasta da simetria, sendo que: se  $C_s > 0$  temos a distribuição assimétrica à direita; se  $C_s < 0$  a distribuição é assimétrica à esquerda; e se  $C_s = 0$  a distribuição é simétrica.

O coeficiente de curtose é utilizado para caracterizar a forma da distribuição de freqüências quanto ao seu “achatamento”. O termo médio de comparação é a distribuição normal e esta apresenta o valor de  $C_k = 3$ . A classificação da distribuição quanto à curtose recebe a seguinte denominação: se  $C_k = 3$  a distribuição é mesocúrtica (distribuição normal); se  $C_k < 3$  a distribuição é platicúrtica; e se  $C_k > 3$  a distribuição é leptocúrtica. No programa computacional GS+, utilizado nesse estudo, existe uma padronização do valor de  $C_k$  e o valor de comparação é o zero, portanto, se  $C_k = 0$  temos a mesocúrtica, se  $C_k < 0$  temos a platicúrtica e se  $C_k > 0$  temos a leptocúrtica.

A interpretação dos resultados da estatística descritiva clássica possibilitou a constatação de que nenhum dos dois conjuntos de dados (contendo 100% e 80% dos resultados analíticos totais) apresentou valores discrepantes.

### **2.2.2.3 Análise semivariográfica**

A análise semivariográfica foi realizada utilizando-se o conjunto com 100% dos dados. Verificou-se, primeiramente, que a variabilidade espacial do carbono do solo possui característica isotrópica. Como não se observou comportamento anisotrópico em nenhuma das áreas, para nenhuma das camadas amostradas, todas as demais etapas da análise semivariográfica foram realizadas considerando comportamentos isotrópicos dos dados.

O modelo teórico esférico foi o que melhor se ajustou aos dados dos semivariogramas experimentais do carbono do solo (Tabela 2.4 e Figuras 2.10 e 2.11), concordando com as observações de Cerri et al. (2004) para uma pastagem da região Amazônica com o mesmo tipo de solo. Da mesma forma, McBratney e Pringle (1999) relataram melhor ajuste do semivariograma médio de C (obtido da camada superficial de solos) com o modelo esférico.

Em todas as situações foi possível observar as duas estruturas funcionais que explicam a variabilidade da população em estudo. A primeira estrutura observada foi o efeito pepita ( $C_0$ ), causado por erro nas etapas de amostragem e determinação analítica dos resultados e/ou

pela variação não detectada segundo a escala de amostragem adotada nesta pesquisa. A segunda estrutura, representada pelo alcance ( $Ao$ ) nos semivariogramas, está relacionada à semivariância total do carbono do solo (Figuras 2.9 e 2.10).

Os valores obtidos para o  $Co$  foram baixos em todas as situações, indicando que a malha de amostragem irregular permitiu a construção de semivariogramas experimentais mais consistentes, mesmo para distâncias inferiores à distância mínima adotada na amostragem (5 m). Além disso, pode-se afirmar que a variação aleatória causada principalmente por erros de medição foi baixa. Os valores do efeito pepita obtidos neste estudo foram menores que os observados por Novaes Filho et al. (2007) em solos sob floresta nativa da mesma região (0,045 %, para a camada 0-20 cm e 0,074 % para a camada 40-60 cm). Similarmente, Cerri et al. (2004), utilizando funções geoestatísticas, observaram uma heterogeneidade muito grande entre os atributos de solo no Estado de Rondônia, apesar da aparente semelhança entre os locais estudados. Nesse estudo, os autores utilizaram amostragens com distância de 25 m em malha regular, observando grande efeito pepita na maioria dos atributos, incluindo o carbono.

A participação do efeito pepita ou variabilidade casual ( $Co$ ) na semivariância total do carbono no solo ( $Co+C$ ), representada pela proporção [ $Co/(Co+C)$ ], foi sempre inferior a 25% em todas as áreas e camadas estudadas. Isso indica que o carbono apresentou forte dependência espacial nas áreas e sua variabilidade pôde ser explicada pelas estruturas espaciais indicadas na Tabela 2.4. Esses resultados não concordaram com as observações de Cerri et al. (2004) que obtiveram dependência fraca (85% para a camada 0-10 cm) e moderada (73 e 67% para as camadas 10-20 e 20-30 cm) do C em solos de Rondônia. Da mesma forma, Novaes Filho et al. (2007) obtiveram valores entre 25,9 e 32,7% (dependência espacial moderada) para a camada 0-20 cm de solos de quatro bacias da mesma região. Segundo Cambardella et al. (1994) a forte dependência espacial dos atributos do solo é usualmente atribuída à fatores intrínsecos como os fatores de formação do solo (material de origem, relevo, clima, organismos e tempo).

A variância total, representada pelo patamar ( $Co+C$ ), foi mais elevada na camada até 10 cm de profundidade, em todos os casos. Este fato pode estar associado ao efeito da liteira na dinâmica do carbono em superfície e das raízes que se encontram mais numerosas nessa profundidade.

Tabela 2.4 – Parâmetros dos modelos ajustados aos semivariogramas do carbono do solo das áreas de estudo

Camada	Modelo	Efeito Pepita (Co)	Patamar (Co+C)	Alcance (Ao)	Proporção Co/Co+C
(cm)		(%)		(m)	(%)
<i>Pastagem (SN_08)</i>					
0-10 cm	esférico	0.00780	0.0638	27	12.2
10-20 cm	esférico	0.00001	0.0094	7	1.0
20-30 cm	esférico	0.00133	0.0056	40	23.6
<i>Ipê Rosa/ Caixeta (SN_10d)</i>					
0-10 cm	esférico	0.00340	0.129	20	2.6
10-20 cm	esférico	0.00395	0.031	5	12.9
20-30 cm	esférico	0.00168	0.018	7	9.4
<i>Teca (SN_24)</i>					
0-10 cm	esférico	0.00010	0.053	8	0.2
10-20 cm	esférico	0.00118	0.021	13	5.7
20-30 cm	esférico	0.00002	0.001	4	2.4
<i>Ipê Rosa/ Freijó (SN_31)</i>					
0-10 cm	esférico	0.00030	0.035	15	0.9
10-20 cm	esférico	0.00147	0.024	8	6.0
20-30 cm	esférico	0.00001	0.003	12	0.0

Os alcances da dependência espacial (*Ao*) variaram de 7,0 a 40 metros na parcela de pastagem e de 5,0 a 20 metros nas parcelas de reflorestamento, não havendo uma tendência em relação à profundidade amostrada. Esses valores foram bem menores que os encontrados por Cerri et al. (2004) em área de pastagem na Amazônia e Novaes Filho et al. (2007) e solo sob floresta na mesma região.

A dependência espacial entre as amostras nos sistemas de manejo estudados indica a existência de semelhanças entre pontos vizinhos, e tais semelhanças devem ser consideradas quando da realização das estimativas de valores não amostrados e mapeamento do atributo. Segundo McBratney e Webster (1983), uma das principais utilizações dos semivariogramas consiste na determinação do número ideal de amostras para a estimação das características químicas do solo.

Um dos objetivos desta pesquisa é determinar a melhor relação de custo/ benefício de metodologias de amostragem do solo (entre outras) no contexto de projetos de MDL no setor

florestal. Desta forma, foram estabelecidas as distâncias mínimas entre pontos amostrais de cada parcela, considerando o maior alcance ( $A_o$ ) da dependência espacial do carbono do solo na camada 0-30 cm (Tabela 2.5). A determinação da distância entre pontos a partir do maior valor de  $A_o$  obtido na modelagem, permite assegurar o limite da dependência espacial nas amostras das três camadas do solo (0-10, 10-20 e 20-30 cm) de forma que se possam aplicar os princípios de estatística clássica em amostragens futuras.

Tabela 2.5 – Distância mínima entre pontos amostrais, considerando o valor máximo do alcance ( $A_o$ ) da dependência espacial do carbono do solo obtido pelo modelo esférico, na camada 0-30 cm

Área	Distância mínima entre pontos (m)
Pastagem	40,0
Ipê Rosa/ Caixeta	20,0
Ipê Rosa/ Freijó	15,0
Teca	13,0

Ao: alcance da dependência espacial obtido pelo modelo esférico.

Considerando a camada 0-30 cm de profundidades, a área de pastagem foi a que apresentou a maior distância entre pontos de amostragem, o que indica maior homogeneidade da área quando comparada às demais. Entre os reflorestamentos, as maiores distâncias foram observadas nos plantios com espécies nativas. Apesar das diferenças entre essas áreas não serem grandes, é provável que o manejo e as características específicas das espécies nativas tenham exercido maior influência na distribuição do C do solo, quando comparado à Teca.

Vale ressaltar, no entanto, que o presente estudo indicou que o alcance da dependência espacial do carbono do solo variou com a profundidade, de forma que a decisão quanto à distância entre pontos de coleta deve ser definida juntamente com os aspectos econômicos do projeto de MDL.

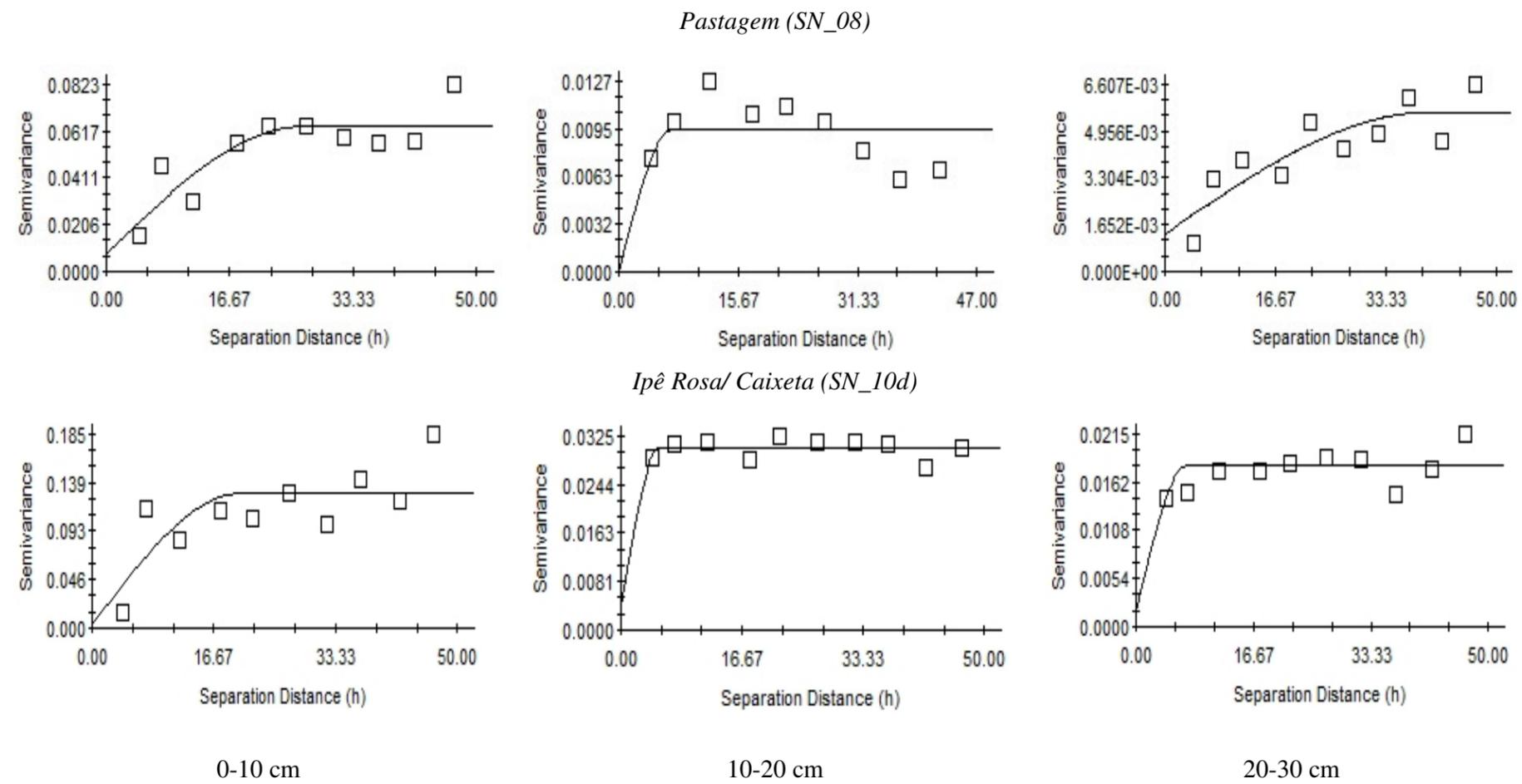


Figura 2.10 – Semivariogramas com modelos esféricos ajustados para o carbono do solo das áreas de Pastagem (SN\_08) e de reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta (SN\_10d), nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade  
Teca (SN\_24a)

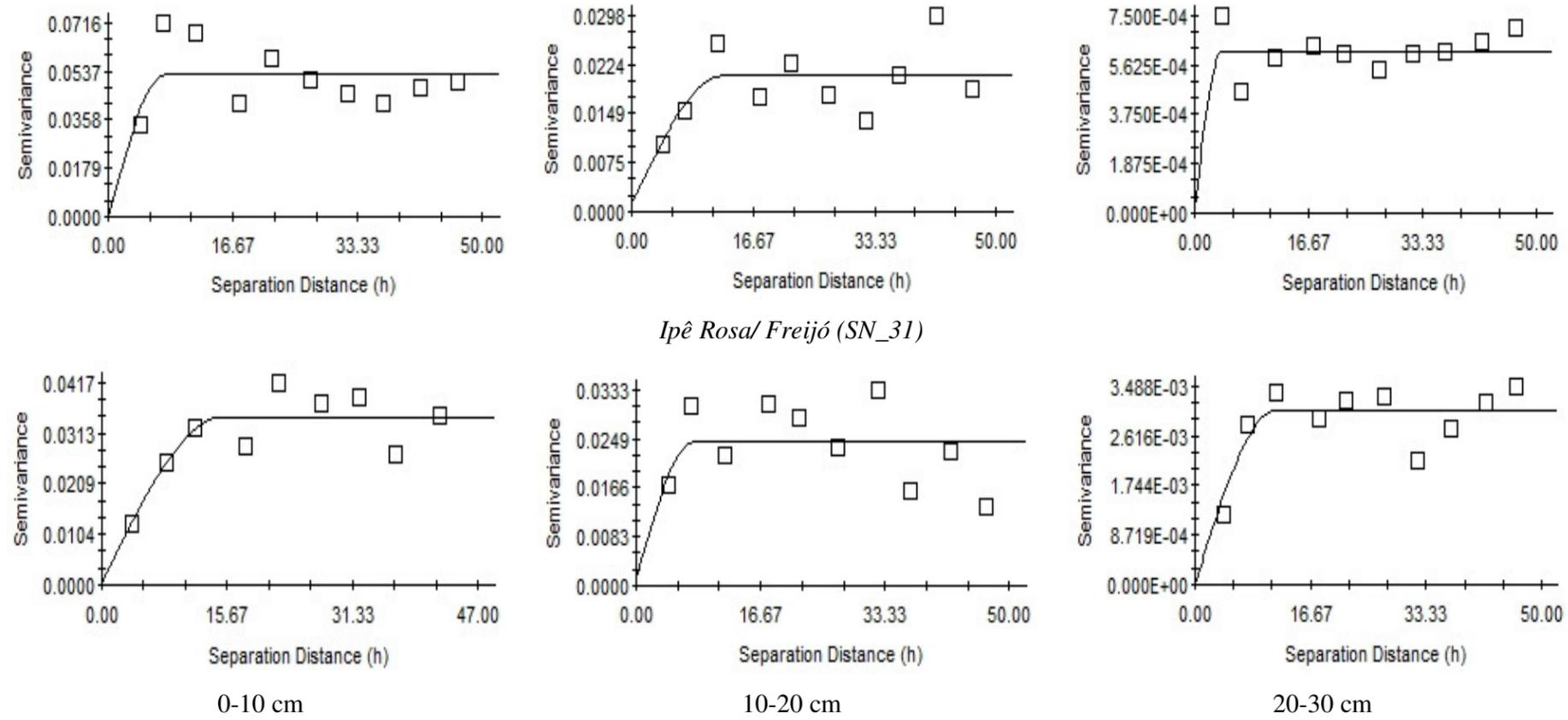


Figura 2.11 – Semivariogramas com modelos esféricos ajustados para o carbono do solo das áreas de reflorestamento com Teca (SN\_24a) e Ipê Rosa/ Freijó (SN\_31), nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade

Como mencionado em detalhes no item material e métodos desta pesquisa, dois tipos de validação foram efetuados: validação interna, também conhecida por “Jackknife” ou validação cruzada (utilizando 100% dos dados obtidos) e validação externa (utilizando 80% dos dados para construção do semivariograma e 20% dos dados para validação do modelo).

Os resultados da validação interna (Tabela 2.5), para as três camadas avaliadas nesta pesquisa, apresentaram (i) erro médio da predição (ME) bastante próximo de zero, apontando ausências de erros sistemáticos e (ii) valores de raiz quadrada do erro médio (RSME) pouco elevados, indicando bons ajustes dos modelos aos dados dos semivariogramas experimentais (o ideal seria RSME próximo de zero) (BOURENNANE et al., 1996).

Tabela 2.5 - Erro médio da predição (ME) e raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE) obtidos do procedimento de validação cruzada (interna) para 100% dos dados ( $n_{100\%}$ )

Área	Camada	$n_{100\%}$	ME	RMSE
	(cm)			g C kg <sup>-1</sup>
Pastagem (SN_08)	0-10	36	-0.28	2.54
	10-20	42	-0.32	1.01
	20-30	43	-0.08	0.78
Ipê Rosa/ Caixeta (SN_10d)	0-10	43	0.28	3.48
	10-20	42	0.08	1.74
	20-30	44	0.29	1.38
Ipê Rosa/ Freijó (SN_31)	0-10	28	0.20	1.92
	10-20	40	-0.19	1.67
	20-30	38	-0.01	0.63
Teca (SN_24a)	0-10	43	-0.04	2.04
	10-20	43	0.13	1.51
	20-30	30	0.05	0.26

Todavia, o processo de validação interna é limitado, uma vez que somente valida os modelos ajustados aos semivariogramas em relação aos seus dados originais (conjunto com 100% dos dados). Assim, para a verificação do desempenho do modelo em um conjunto de dados externo, calculou-se um segundo erro médio da predição (ME2) e também uma segunda raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE2). Tais índices foram calculados através da comparação das diferenças entre os valores estimados pela krigagem ordinária

(para os 20% dos dados retirados aleatoriamente da análise variográfica) com os valores de 80% dos dados obtidos no estudo (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 – Erro médio da predição (ME2) e raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE2) obtidos do procedimento de validação externa para 20% dos dados ( $n_{20\%}$ )

Área	Camada (cm)	$n_{20\%}$	ME2	RMSE2 g C kg <sup>-1</sup>
Pastagem (SN_08)	0-10	7	2,66	3,44
	10-20	8	0,05	1,03
	20-30	9	-0,38	0,75
Ipê Rosa/ Caixeta (SN_10d)	0-10	9	2,07	3,95
	10-20	8	-0,27	1,92
	20-30	9	0,54	1,58
Ipê Rosa/ Freijó (SN_31)	0-10	6	-0,23	2,18
	10-20	8	0,63	1,74
	20-30	8	0,04	0,68
Teca (SN_24a)	0-10	9	0,33	2,58
	10-20	9	-0,61	1,19
	20-30	6	0,02	0,31

Todas as áreas avaliadas apresentaram valores de ME2 próximos de zero indicando negligível vício sistemático nos dados estimados (Tabela 2.6), com exceção das camadas mais superficiais da pastagem e do reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta (2,66 e 2,07, respectivamente). Algumas camadas de solo apresentaram resultados negativos de ME2, indicando que os valores preditos subestimaram aqueles observados no campo.

A segunda raiz quadrada do erro médio (RMSE2) não detectou grandes diferenças entre as áreas estudadas, porém foi sempre maior em superfície do que em profundidade. Esse comportamento também foi observado por Cerri et al. (2004), indicando que as predições do C foram mais precisas nas camadas mais profundas do solo. Em geral, a comparação entre os índices RMSE/ RMSE2 não indicou muita diferença nos resultados obtidos com as duas predições. Desta forma, pode-se afirmar que o modelo foi adequado para ambos os conjunto de dados (100% e 20%).

Considerando que as análises semivariográficas do carbono do solo para as três camadas investigadas apresentaram resultados satisfatórios, foi realizada a interpolação por krigagem em blocos, usando-se 100% dos dados obtidos nesta pesquisa.

A krigagem em blocos utilizada no presente estudo é uma técnica interpolativa de estimativa baseada em minimização da variância do erro e por isso, é considerada por vários autores (BURGESS; WEBSTER, 1980a, 1980b; TRANGMAR et al., 1985; JOURNEL; ROSSI, 1989; OLIVER; WEBSTER, 1991; ROBERTSON et al., 1997; BOURENNANE et al., 1999 dentre outros) como bastante adequada para a geração de mapas.

Como resultados das interpolações por krigagem em blocos (blocos com 50 m de raio), foram obtidos 12 mapas das distribuições espaciais do carbono do solo, sendo três mapas para cada área, considerando cada uma das três camadas amostradas.

Tendo em vista o elevado número de mapas, torna-se inviável apresentá-los um a um neste documento. Todavia, para ilustrar os produtos desta parte da pesquisa, serão apresentados os mapas da camada superficial do solo (0-10 cm de profundidade) para cada uma das parcelas em estudo (Figura 2.12).

Apesar da escala dos mapas não apontar para grande amplitude no conteúdo de carbono do solo, é possível dizer que a interpolação dos dados no reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta indicou predomínio dos teores mais elevados de C (20,3 – 24,0 g kg<sup>-1</sup> de C). A pastagem veio em seguida, com predomínio dos valores de 12,9 a 16,6 g C kg<sup>-1</sup>. As concentrações de C mais predominantes nas parcelas reflorestadas com Teca e Ipê Rosa/ Freijó variaram de 6,0 a 8,0 g kg<sup>-1</sup>.

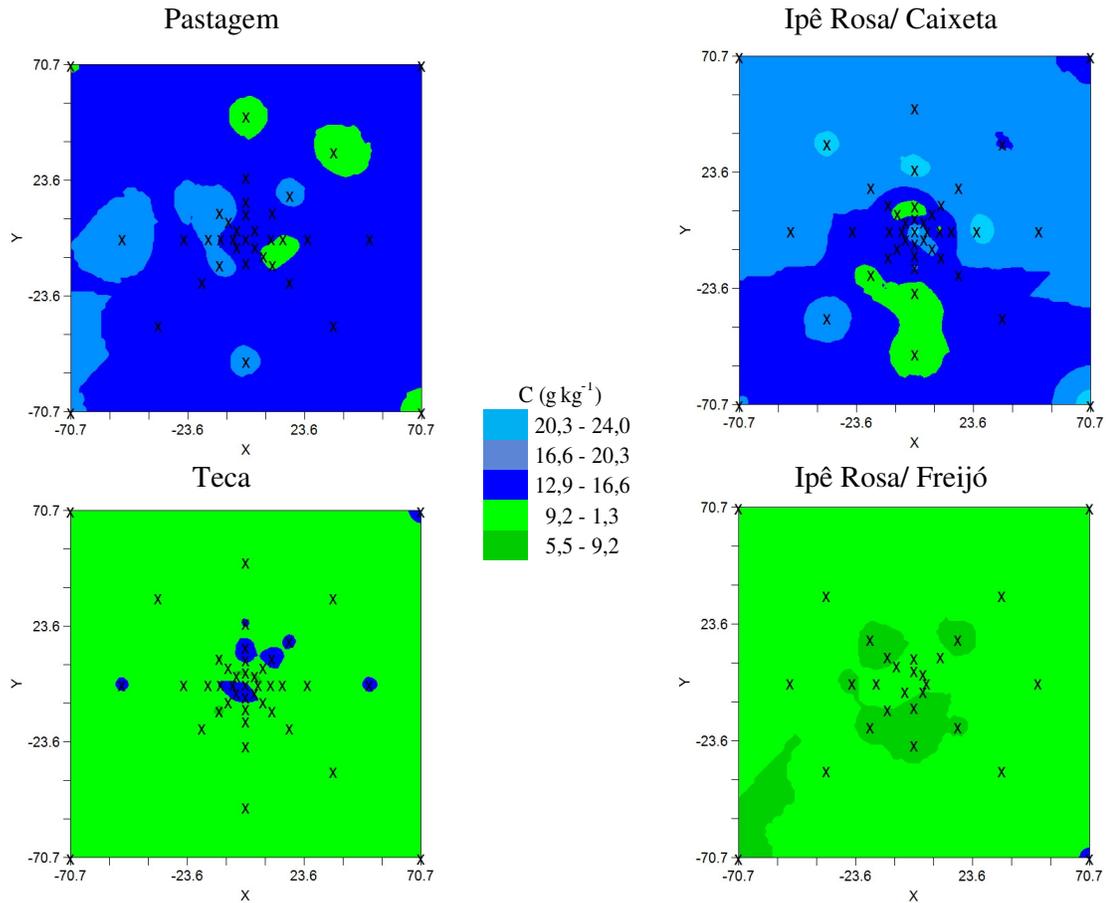


Figura 2.12 – Mapa da variabilidade espacial do carbono do solo ( $\text{g kg}^{-1}$ ) na Pastagem e nos reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta, Teca e Ipê Rosa/ Freijó, para a camada 0-10 cm de profundidade, obtidos pelo método de krigagem em blocos

### 2.3 Conclusões

A presente pesquisa confirmou a ocorrência de variabilidade espacial do carbono do solo nas áreas em estudo e, que as intensidades das variações espaciais puderam ser determinadas pela utilização de técnicas de geoestatística, mais especificamente através da análise semivariográfica dos dados.

Os maiores conteúdos de C na camada 0-30 cm do solo foram encontrados na pastagem e no reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta, com destaque para a camada mais

superficial do solo (0-10 cm). As menores concentrações de C foram encontradas no reflorestamento com Ipê Rosa/ Freijó, independentemente da profundidade.

Os resultados da análise da dependência espacial indicaram que o conteúdo de carbono das áreas está fortemente relacionado com sua posição no terreno. Isso ocorreu em todas as áreas estudadas (pastagem e reflorestamentos).

A distância mínima entre os pontos de coleta, definida a partir do maior alcance da dependência espacial do C no perfil, deve ser de 40 metros para a área de pastagem, 15 e 20 metros para os reflorestamentos com espécies nativas (Ipê Rosa/ Freijó e Ipê Rosa/ Caixeta, respectivamente) e de 13 metros para o reflorestamento com Teca.

Assim como em outros estudos envolvendo variabilidade espacial de propriedades do solo, os resultados apresentados nesta parte da pesquisa evidenciam que os solos são altamente estruturados espacialmente e que tal condição deveria ser levada em consideração, por exemplo, na escolha de metodologias mais adequadas para projetos de MDL no setor florestal.

## Referências

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

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico ABRAF ano base 2009**. Brasília, 2010. 140 p.

BAERT, G.; VANMECHELEN, L.; VAN RANST, E. Critical Review of Soil Sampling Methods in the ICP Forests Programme. In: MEETING OF THE ICP FORESTS “FOREST SOIL EXPERT PANEL” (FSEP), 8., 1999, Gent, Belgium. Gent: Soil Forest Soil Coordinating Centre (FSCC), 1999.

BEHLING, M. **Nutrição, partição de biomassa e crescimento de povoamentos de teca em Tangará da Serra-MT**. 2009. 156 p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; BOURENNANE, H. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondônia). **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 163, p. 941–951, 1998a.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; VOLKOF, B.; JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 743–749, 1998b.

- BOURENANNE, H.; KING, D.; CHÉRY, P.; BRUAND, A. Improving the kriging of a soil variable using slope gradient as external drift. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, p. 473–483, 1996.
- BURGESS, T.M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: I. The semivariogram and punctual kriging. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 31, p. 315–331, 1980a.
- BURGESS, T.M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: II. Block kriging. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 31, p. 333–341, 1980b.
- BURROUGH, P.A.; BOUMA, J.; YATES, S.R. The state of the art in pedometrics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 62, p. 311-326, 1994.
- CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KONOPKA, A.E. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa Soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 58, p. 1501-1511, 1994.
- CASTRIGNANO, A.; GIUGLIARINI, L.; RISALITI, R.; MARTINELLI, N. Study of spatial relationships among soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 97, p. 39–60, 2000.
- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B.A. (Ed.). **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. p. 33–50.
- CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; MELLILO, J.M. Combining soil C and N spatial variability and modeling approaches for measuring and monitoring soil carbon sequestration. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 33, p. 274–288. 2004.
- CHAOSHENG, Z.; McGRATH, D. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. **Geoderma**, Amsterdam, v. 119, p. 261–275, 2004.
- CHAPLOT, V.; BERNOUX, M.; WALTER, C.; CURMI, P.; HERPIN, U. Soil carbon storage prediction in temperate hydromorphic soils by using morphologic index and digital elevation model. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 166, p. 48–60, 2001.
- CONANT, R. T.; PAULISTIAN, K. Spatial variability of soil organic carbon in grassland: implications for detecting change at different scales. **Environmental Pollution**, London, v. 116, p. 127–135, 2001.
- CRESSIE, N. **Statistics for Spatial Data**. New York: Wiley, 1991. 900 p.

DE VOS, B.; MEIRVENNE, M.V.; QUATAERT, P.; DECKERS, J.; MUYS, B. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 500-510, 2005.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIAN, M.; GIARDINA, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazon. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 365-73, 2004.

DIAS-FILHO, M.B.; DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon basin. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p. 84-105.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo, 1979.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.L. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 108, p. 147-166, 1998.

FEIGL, B.J.; SPARLING, G.P.; ROSS, D.J.; CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazon soils: evaluation of methods and estimates of pool size. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1467-1472, 1995.

FROGBROOK, Z.L.; OLIVER, M.A. Comparing the spatial predictions of soil organic matter determined by two laboratory methods. **Soil Use and Management**, New York, v. 17, p. 235-244, 2001.

GONÇALVES, A.C.A. **Variabilidade espacial de propriedades físicas do solo para fins de manejo da irrigação**. 1997. 118p. Tese (Doutorado em Física do Solo) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

GOOVAERTS, P. Using elevation to aid the geostatistical mapping of rainfall erosivity. **Catena**, Amsterdam, v. 34, p. 227-242, 1999.

GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B.T.; ZECH, W. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil. I. Lignin and carbohydrate signature. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 45, p. 449-458, 1994.

GUIMARÃES, E.C. **Variabilidade espacial da umidade e da densidade do solo em um Latossolo Roxo**. 1993. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

HAGEDORN, F.; SCHLEPPI, P.; BUCHER, J.B.; FLÜHLER H. Retention and leaching of elevated N deposition in a forested ecosystem with Gleysols. **Water, Air and Soil Pollution**, Amsterdam, v. 129, p. 119-142, 2001.

JOURNEL, A.G.; ROSSI, M.E. When do we need a trend model in kriging? **Mathematical Geology**, New York, v. 21, n. 7, p. 715-739, 1989.

LOCATELLI, B. **Mesure de la fixation et critères d'évaluation d'un puits de carbone**: application au projet PEUGEOT-ONF. Rapport de mission. Montpellier: CIRAD, 2000. 77 p.

MADER, D.L. Soil variability as a serious problem in soil-site studies in the Northeast. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 27, p. 707-709, 1963.

MATHERON, G. Principles of geostatistics. **Economic Geology**, Littleton, v. 46, p. 1246-266, 1963.

MATHERON, G. **The theory of regionalized variables and its application**. Fontainebleau, France: Ecole des Mines, 1971. (Les Cahiers Fascicule 5).

McBRATNEY, A.B.; PRINGLE, M.J. Estimating average and proportional variograms of soil properties and their potential use in precision agriculture. **Journal of Precision Agriculture**, Dordrecht, v. 1, p. 125-152, 1999.

McBRATNEY, A.B.; WEBSTER, R. Choosing functions for semi-variograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 37, p. 617-639, 1986.

MOOLMAN, J.H.; VAN HUYSSSTEEN, L. A geostatistical analysis of the penetrometer soil strength of a deep ploughed soil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 15, p. 11-24, 1989.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest change due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63-81, 1996.

NEILL, C.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 9-28.

NOVAES FILHO, J.P.; COUTO, E.G.; OLIVEIRA, V.A.; JOHNSON, M.S.; LEHMANN, J.; RIHA, S.S. Variabilidade especial de atributos físicos de solo usada na identificação de classes pedológicas de microbacias na Amazônia meridional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 91-100, 2007.

OLIVER, M.A.; WEBSTER, R. How geostatistics can help you. **Soil Use and Management**, New York, v. 7, p. 206-217, 1991.

PIRES, C.A.F. **Modelagem e avaliação de dados geofísicos e geoquímicos aplicados a pesquisa de metais básicos e Au no Prospecto Volta Grande (Complexo Intrusivo Lavras do Sul, RS, Brasil)**. 2002. 208 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas Matérias e Metalurgia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

RADAM. **Projeto RADAMBRASIL**. Folha SC. 21 Juruena: Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso Potencial da Terra. Rio de Janeiro, 1980. p.169.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001.

RIBEIRO JÚNIOR, P.J. **Métodos geoestatísticos no estudo da variabilidade espacial dos parâmetros do solo**. 1995. 99 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

ROBERTSON, G.P.; KLINGENSMITH, K.M.; KLUG, M.J.; PAUL, E.A.; CRUM, J.R.; ELLIS, B.G. Soil resources, microbial activity, and primary production across an agricultural ecosystem. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 158–170, 1997.

TRANGMAR, B.B.; YOST, R.S.; UEHARA, G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Advances in Agronomy**, New York, v. 38, p. 45-94, 1985.

VIEIRA, S.R. **Curso de Atualização em Conservação do Solo - Uso de Geoestatística. Seção de Conservação do Solo**. Parte I. Campinas: IAC, 1995. 2 v.

VIEIRA, S.R.; HATFIELD, J.L.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v. 51, p. 1-75, 1983.

WEBSTER, R. Is soil variation random? **Geoderma**, Amsterdam, v. 97, p. 149-163, 2000.

### **3 VARIABILIDADE ESPACIAL DO CARBONO EM UMA ÁREA DE REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIE EXÓTICA – Implicações para metodologias de amostragem de solo em Projetos de MDL**

#### **Resumo**

O uso e o manejo do solo e da cultura são importantes condicionadores da variabilidade de atributos do solo. Nesse sentido, entender e quantificar o conteúdo de carbono no solo, utilizando técnicas estatísticas e geoestatísticas, pode contribuir para uma silvicultura econômica e ecologicamente sustentável, além da obtenção de estimativas mais confiáveis do balanço regional e global de C no âmbito do MDL no setor florestal. O trabalho foi desenvolvido em Avaré (SP), com o objetivo de avaliar a variabilidade espacial do carbono em um Neossolo Quartzarênico sob pastagem e em uma cronosequência de três ciclos de eucalipto (7, 14 e 21 anos de idade). Os solos foram amostrados em malha, com intervalos irregulares de 5 a 100 m, totalizando 61 pontos, nas profundidades 0,0-10, 10-20 e 20-30 cm. Os resultados da análise indicaram semivariogramas bem estruturados, com valores baixos para o efeito pepita e dependência espacial forte na maioria dos sistemas de manejo avaliados (exceto para a camada até 20 cm da área plantada com eucalipto há 14 anos que apresentou dependência espacial moderada). Considerando o valor mais elevado do alcance da dependência espacial do C do solo na camada de 0-30 cm de profundidade, pode-se afirmar que a distância mínima entre pontos de uma amostragem deve ser de 18 metros para a área de pastagem, 21 m para o reflorestamento com eucalipto no primeiro ciclo (7 anos), 26 m para o segundo ciclo (14 anos) e 43 m para o terceiro ciclo (21 anos). O estudo mostrou que apesar do aparente aspecto homogêneo das áreas de estudo, principalmente dos plantios com eucalipto, foi possível verificar a existência de uma importante variabilidade espacial do carbono do solo. Além disso, os resultados apresentados nesta pesquisa evidenciam que os solos são altamente estruturados espacialmente e que tal condição deveria ser levada em consideração, por exemplo, na escolha de metodologias mais adequadas para projetos reflorestamento no âmbito do MDL.

Palavras-chave: eucalipto, amostragem, geoestatística, carbono do solo, MDL.

## **SPATIAL VARIABILITY OF SOIL CARBON IN REFORESTATION SYSTEMS - Implications for soil sampling methodologies of CDM Forestry Projects**

### **Abstract**

The use and management of soil and crop condition the variability of soil attributes directly. In this context, understand and quantify the carbon (C) content in soil, using statistical and geostatistical techniques, can contribute to an economically and ecologically sustainable forestry, in addition to obtaining more reliable estimates of regional and global C balance under CDM Forestry. The study was conducted in Avaré (São Paulo), with the objective of evaluating the spatial variability of C in a Typic Quartzipsamment under pasture and a chronosequence including three cycles of eucalyptus (at 7, 14 and 21 years). The soils were sampled in a grid with irregular intervals (50-100 m), at 61 grid points, at depths of 0.0-10, 10-20 and 20-30 cm. The results showed well-structured semivariograms, with low values for the nugget effect and strong spatial dependence in mostly management systems (except for the 0.0-20 cm layer in the 14 years eucalyptus, who showed moderate spatial dependence). Considering the sills values obtained for the 0-10 cm layer, where the highest concentrations of soil C is usually found, it can be stated that the maximum distance between sampling points in a soil sampling procedure should be 18 meters for the pasture area, 21 m for reforestation with eucalyptus in the first cycle (7 years), 26 m for the second cycle (14 years) and 43 m for the third cycle (21 years). The study showed that despite the apparent homogeneous aspect of the study areas, mainly of eucalyptus plantations, it was possible to verify the existence of considerable spatial variability of soil carbon. Furthermore, the results presented in this research show that the soils are highly structured spatially, and that this condition should be taken into consideration, for example, in choosing the most suitable methodologies for CDM Forestry.

Keywords: eucalyptus, sampling, geostatistics, soil carbon, CDM Forestry.

### **3.1 Introdução**

A variabilidade espacial das propriedades do solo ocorre naturalmente devido à fatores pedogênicos diversos (PANOSSO et al., 2008). Assim, os fenômenos naturais apresentam-se frequentemente com certa estruturação nas variações entre vizinhos, de forma que estas não são aleatórias e, portanto, apresentam algum grau de dependência espacial (GUIMARÃES, 2004). Em adição, muito da variabilidade pode ser causada pelo uso e manejo dos solos e,

como consequência, as propriedades do solo podem exibir variabilidade espacial em diversas escalas (CAVALCANTE et al., 2007; PANOSSO et al., 2008).

Solos de mesma classe taxonômica, considerados relativamente homogêneos, podem apresentar variação em seus atributos como resultado da aplicação de diferentes práticas de manejo. Da mesma maneira, solos de classes diferentes, submetidos ao mesmo manejo, podem apresentar atributos semelhantes (BOUMA et al., 1999).

A análise estatística clássica e o estudo da variabilidade espacial das variáveis de interesse permitem compreender as leis que “regem” o comportamento dessas variáveis (PIRES, 2002). Contudo diferentemente da estatística clássica, a geoestatística possibilita, separar a variabilidade explicada, pela relação existente entre as amostras, e a variabilidade casual, sua aplicação, pode diminuir o número de amostras necessárias, para descrever as características de um determinado local, reduzindo custos de levantamento, mantendo a precisão das estimativas realizadas (VIEIRA et al., 1983).

A união de técnicas estatísticas e geoestatísticas contribuem para uma silvicultura econômica e ecologicamente sustentável, pois a maioria das propriedades do solo, além de apresentar variabilidade casual (intemperismo, erosão, adição, fatores biológicos e hidrológicos, erros analíticos e de amostragem), possui também variabilidade espacial (sistemática), que nem sempre são detectados pela amostragem simples em função do uso e manejo do solo e componentes de paisagem, como aspectos geomorfológicos e fatores pedogenéticos (WOJCIECHOWSKI et al., 2009). O variograma ou semivariograma como mais comumente é chamado, é uma ferramenta básica de suporte às técnicas geoestatísticas, pois permite representar, quantitativamente, a variação de um fenômeno regionalizado no espaço (HUIJBREGTS, 1975).

Entender e quantificar o conteúdo de carbono (C) nos diferentes compartimentos, principalmente no solo, pode contribuir na obtenção de estimativas mais confiáveis do balanço regional e global de C. Nesse sentido, o plantio de florestas de eucalipto constitui uma alternativa para o aumento do acúmulo de C devido à produção de biomassa que, quando bem manejada, contribui com grande deposição de material vegetal sobre o solo, podendo servir como substrato para humificação e, conseqüentemente, seqüestrando C no solo.

O eucalipto foi introduzido no Brasil em 1904, com o objetivo de suprir as necessidades de lenha, postes e dormentes das estradas de ferro, na região Sudeste. Na década de 50, passou a ser usado como matéria prima no abastecimento das fábricas de papel e

celulose. A espécie, destacada pelo rápido crescimento e ótima adaptação às situações edafo-bioclimáticas brasileira, teve um crescimento expressivo durante o período dos incentivos fiscais, nas décadas de 60, 70 e perdurou até meados dos anos 80.

A área de florestas com eucalipto está em franca expansão na maioria dos estados brasileiros com tradição na silvicultura deste grupo de espécies, ou em estados considerados como novas fronteiras da silvicultura, com crescimento médio no país de 7,1% ao ano entre 2004-2009. Em 2009 a área total de florestas plantadas de eucalipto no Brasil atingiu 4.516.000 ha, apresentando um crescimento de 2,5 % em relação ao total de 2008 (taxa de crescimento atípica decorrente da crise financeira internacional que afetou a economia mundial). A expansão na área plantada com eucalipto é resultado de um conjunto de fatores que vêm favorecendo o plantio em larga escala deste gênero. Entre os aspectos mais relevantes estão o rápido crescimento em ciclo de curta rotação, a alta produtividade florestal e a expansão e direcionamento de novos investimentos por parte de empresas de segmentos que utilizam sua madeira como matéria prima em processos industriais (ABRAF, 2010).

Atualmente, dos mais de 4.200 projetos de MDL em processo de avaliação pelo Comitê Executivo do MDL na ONU, 2.326 estão registrados e 71 solicitaram o registro. Dos já registrados, somente 15 são projetos de florestamento/reflorestamento (sendo apenas 2 brasileiros), o que mostra o fraco desempenho do setor. Limitações na regulamentação de projetos florestais, mensuração dos créditos de carbono temporários, entre outros fatores, contribuíram para este desempenho. No entanto, existem 17 metodologias aprovadas pela ONU para projetos de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL (UNFCCC, 2010).

O objetivo do estudo foi estudar a variabilidade espacial do carbono em um Neossolo Quartzarênico, considerando dois usos do solo (pastagem e reflorestamento de eucalipto) e diferentes profundidades. Os resultados desta pesquisa serão utilizados posteriormente, para determinar a metodologia de amostragem de solo com a melhor relação custo/benefício de Projetos no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Florestal.

Da mesma forma como foi exposto no Capítulo II, o esquema simplificado das etapas que foram realizadas para o cumprimento do objetivo do estudo, pode ser observado na Figura 3.1.

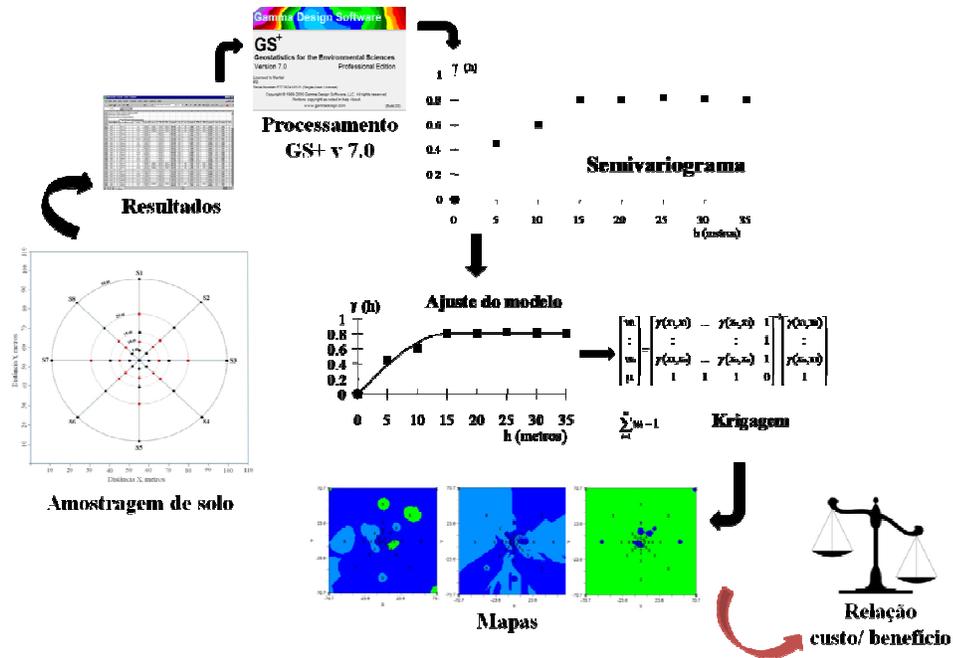


Figura 3.1 – Estratégia adotada para atingir o objetivo da pesquisa

## 3.2 Desenvolvimento

### 3.2.1 Material e métodos

#### 3.2.1.1 Descrição das áreas

##### *Localização e considerações gerais*

A área em estudo localiza-se no município de Avaré (Estado de São Paulo) (Figura 3.2) e abrange as Fazendas Regina I e Regina II, nas quais se encontram talhões de reflorestamento com Eucalipto de diversas idades, além de áreas de pastagem e remanescentes de vegetação nativa (Cerrado).

O clima da região é o Tropical de altitude (Cwa) com inverno seco e verão úmido. As áreas encontram-se no Bioma Cerrado, havendo apenas remanescentes da vegetação nativa na região. O solo foi classificado como Neossolo Quartzarênico (EMBRAPA, 1999), e a altitude média das áreas é de 630 m de altitude.



48°55'W; 23°06'S

Figura 3.2 – Localização do município de Avaré

Para o estudo da variabilidade do carbono no solo, selecionou-se uma parcela de pastagem e uma cronossequência composta de três ciclos de eucalipto (7, 14 e 21 anos de idade), conforme descrito da Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Descrição das áreas em estudo

Área	Sigla	Plantio da área (ano)	Idade do plantio <sup>1</sup> (anos)	Localização geográfica
Pastagem (PA)		1980	30	23°16'43"S/ 48°43'40"W
Eucalipto 1° ciclo	E1-7	2003	7	23°16'38"S/ 48°42'58"W
Eucalipto 2° ciclo	E2-14	1996	14	23°15'59"S/ 48°42'20"W
Eucalipto 3° ciclo	E3-21	1989	21	23°14'32"S/ 48°42'21"W

<sup>1</sup>idade do plantio no momento da amostragem de solo.

A pastagem faz parte da Fazenda Regina II, vizinha a primeira, tendo sido estabelecida em 1980 sob área de Cerrado. A densidade de animais na área é de aproximadamente duas cabeças por hectare, estando atualmente em processo de degradação.

A parcela de eucalipto no 1° ciclo foi estabelecida com o clone H13, híbrido de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla*. Já as parcelas de Eucalipto de 2° e 3° ciclo foram estabelecidas com mudas de *Eucalyptus grandis*. O espaçamento entre plantas é de 3x2 m. A condução dos reflorestamentos foi feita em ciclos ou rebrotas de sete anos cada. Após o terceiro ciclo (21 anos) a área geralmente é reformada. Na Figura 3.3 tem-se uma vista geral das áreas selecionadas.

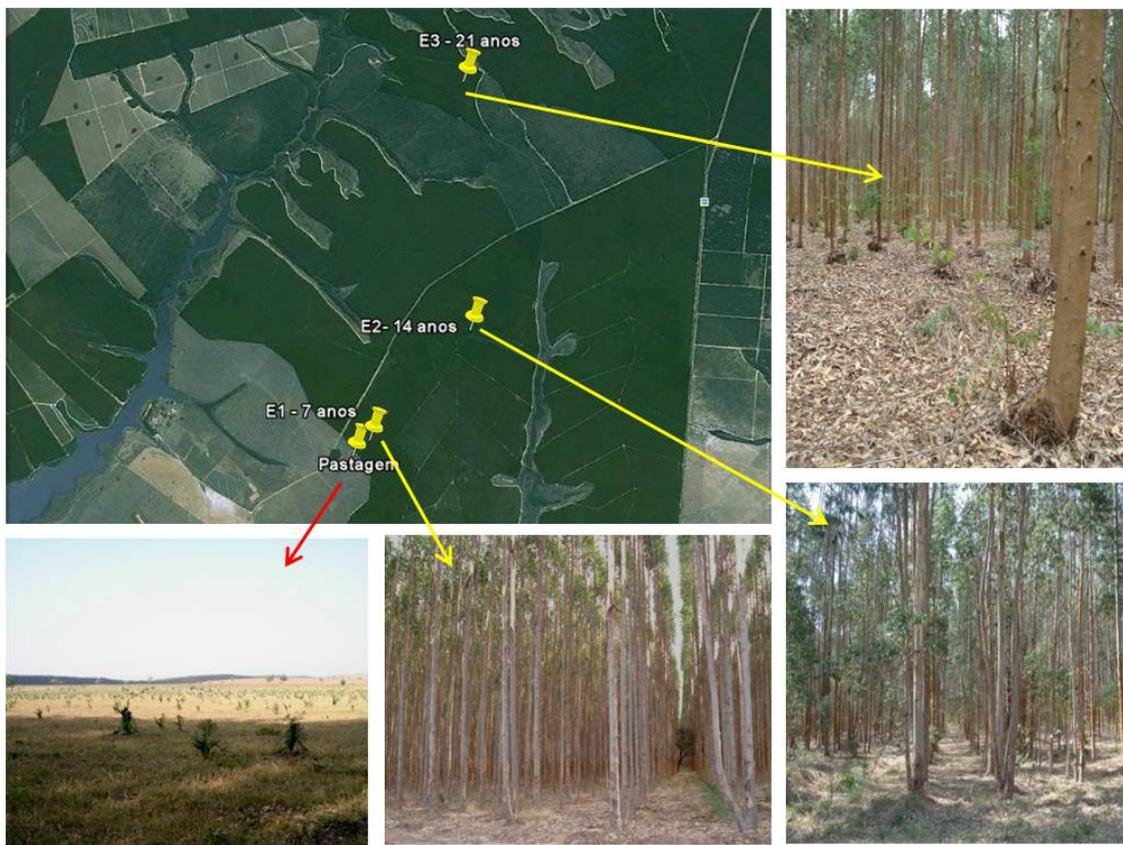


Figura 3.3 – Imagem de satélite com a localização das áreas de estudo (GOOGLE EARTH, acessado em setembro/ 2010), e vista geral das parcelas

### 3.2.1.2 Coleta das amostras de solo e análises de laboratório

#### *Amostragem de solo*

O esquema de amostragem (Figura 3.4), também denominado de esquema radial, foi realizado nas parcelas de eucalipto e na pastagem, conforme descrito Tabela 3.2. Em cada um dos 61 pontos do esquema foi aberta uma mini trincheira, com dimensões aproximadas de 0,5 x 0,5 x 0,5 m, na qual foram coletadas amostras nas camadas de solo 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade. Tendo em vista a provável homogeneidade dentro de cada área, optou-se por realizar a coleta para densidade do solo em 29 dos 61 pontos abertos. Já para o carbono, foram coletadas amostras em todos os pontos abertos. Considerando as três profundidades em estudo, o número total de amostras coletadas por parcela foi de 183 para determinação do carbono e 87 para a densidade do solo.

Tabela 3.2 – Descrição do esquema de amostragem de solo para determinação do conteúdo de carbono e da densidade do solo

Parcela (uso atual - 2008)	Número de pontos/ parcela	Prof. (cm)	Número de amostras (C, Ds) <sup>1</sup> / parcela
Pastagem	61	0-10	183 (C), 87 (Ds)
Eucalipto (1º ciclo, 7 anos)	61	0-10	183 (C), 87 (Ds)
Eucalipto (2º ciclo, 14 anos)	61	10-20	183 (C), 87 (Ds)
Eucalipto (3º ciclo, 21 anos)	61	20-30	183 (C), 87 (Ds)

<sup>1</sup>número de amostras para determinação do conteúdo de carbono do solo (C) e da densidade do solo (Ds).

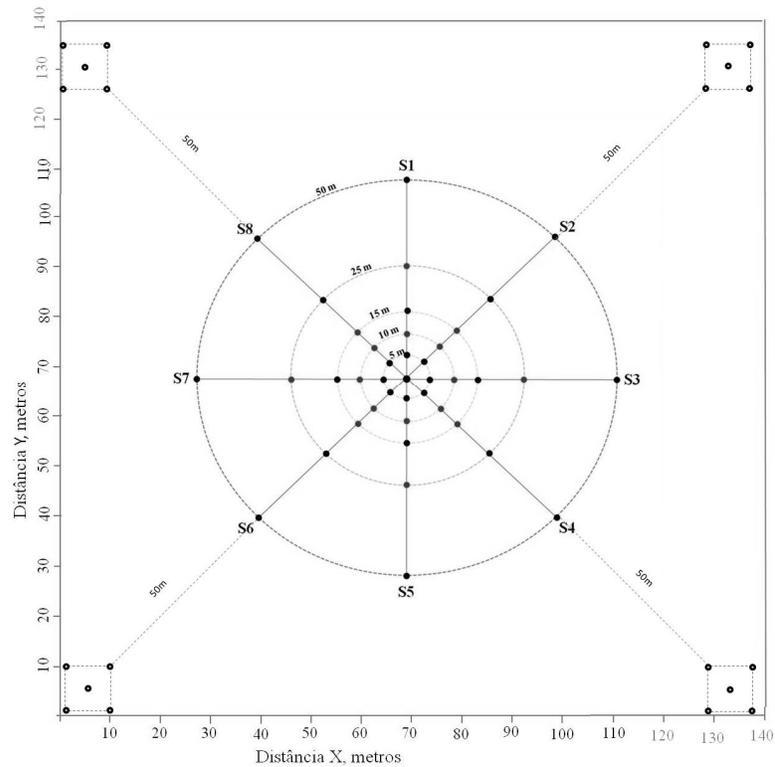


Figura 3.4 – Esquema de amostragem de solo

A marcação dos pontos na área foi realizada com auxílio de trena e GPS para obtenção das coordenadas do ponto central. A coleta para quantificação do conteúdo de carbono foi feita com auxílio de uma pá de inox, após delimitação das camadas em estudo (Figura 3.5).



Figura 3.5 - Vista geral da mini-trincheira, instalada em uma das áreas de eucalipto, após a coleta das amostras

#### *Preparo das amostras coletadas*

Após a coleta, as amostras de solo foram encaminhadas diretamente para o laboratório do CENA/USP, onde foram secas ao ar em local apropriado. Após a secagem, as amostras foram homogeneizadas e tamisadas em peneira de 2 mm para obtenção da fração denominada terra fina seca ao ar menor que 2 mm (TFSA). Uma parte das amostras na fração TFSA (amostras compostas para cada profundidade) foi utilizada para a caracterização físico-química das áreas, conduzidas no Laboratório de Física e no Laboratório de Química do Solo da ESALQ/USP. A determinação da concentração de carbono foi realizada em subamostras com cerca de 6 g de TFSA moída e passada em peneira de 100 meshes (0,149 mm), no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP.

#### *Análises químicas e físicas do solo*

As determinações de pH em  $\text{CaCl}_2$ , matéria orgânica, fósforo, cátions trocáveis (cálcio, magnésio, potássio) e H+Al (acidez potencial) (a partir dos quais foram calculados Soma de Bases, Capacidade de Troca de Cátions Total e Saturação por Bases) seguiram metodologia proposta por Raij et al. (2001). A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta, tendo como princípio a Lei de Stokes sobre a sedimentação de partículas (EMBRAPA, 1979). O carbono foi determinado pelo método da combustão a seco utilizando o equipamento LECO<sup>®</sup> CN-2000.

Os estoques de carbono de cada camada do solo foram obtidos pela multiplicação do teor de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) pela densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e espessura da camada de solo (cm). Os

estoques de C para 0-30 cm foram ajustados com base em um equivalente de massa de acordo com o método descrito por Moraes et al. (1996), onde a massa de solo nas pastagens manejadas é equiparada a massa de solo contida nos 30 cm superficiais do solo sob vegetação nativa.

### **3.2.1.3 Análise estatística**

A análise estatística dos dados foi dividida em duas fases. A primeira etapa consistiu na análise estatística descritiva clássica ou análise exploratória dos dados. Já na segunda etapa, foram utilizados os princípios da geoestatística, como a análise semivariográfica, para conhecer a variabilidade espacial do carbono nas áreas.

#### *Estatística descritiva clássica*

Nessa primeira etapa da análise estatística, foram calculados os momentos de primeira a quarta ordem, que permitem caracterizar as posições centrais e de dispersão dos dados, além de expressar a forma da distribuição (RIBEIRO JUNIOR, 1995; GONÇALVES, 1997; WEBSTER, 2000). Portanto, foram calculadas as seguintes medidas: de posição (média, mediana, valor máximo e mínimo), de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação) e forma da dispersão (assimetria e curtose).

#### *Análise geoestatística*

De uma maneira simplificada, a análise geoestatística baseia-se na suposição de que medições separadas por distâncias pequenas são mais semelhantes umas às outras do que aquelas separadas por distâncias maiores. Essa premissa, conhecida como teoria das variáveis regionalizadas, foi apresentada primeiramente por Matheron (1971) e aplicada à ciência do solo por Burgess e Webster (1980a, 1980b).

Matematicamente, uma variável regionalizada (representada por um fenômeno espacial qualquer) é uma função  $f(x)$  do ponto  $x$  que apresenta dois aspectos: o primeiro, caótico e variável, e o outro, estruturado e ligado à regionalização.

Nos métodos chamados “clássicos”, a estatística das variáveis independentes subestima o aspecto estruturado da regionalização, enquanto os métodos de regressão polinomial subestimam o aspecto caótico (MATHERON, 1971). A ferramenta de base de toda a teoria das variáveis regionalizadas é o semivariograma, definido como (Eq. 1):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{i=N(h)} [v(x_i) - v(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

Sendo,  $v(x_i)$  o valor da propriedade medida no local  $x_i$  e  $N(h)$  o número de pares de dados separados pelo vetor  $h$ .

O gráfico de  $\gamma(h)$  em função dos valores correspondentes de  $h$  é denominado semivariograma. Do ajuste do modelo matemático aos valores calculados de  $\gamma(h)$ , são estimados os coeficientes do modelo teórico para o semivariograma (efeito pepita,  $C_0$ ; patamar,  $C_0 + C_1$ ; alcance,  $A_0$ ).

O efeito pepita representa a variação aleatória causada principalmente por erros de medição ou variações que podem não ser detectadas na mínima distância empregada entre pontos na amostragem. Normalmente, a semivariância aumenta com a distância entre amostras e, em seguida, se aproxima de um valor constante chamado patamar (TRANGMAR et al., 1985). A distância de separação na qual o patamar é alcançado é chamada de intervalo da dependência espacial. Amostras separadas por distâncias menores do que esse intervalo são espacialmente relacionadas, enquanto amostras separadas por distâncias maiores não são espacialmente relacionadas (CERRI et al., 2004).

A razão entre o efeito pepita e o patamar permite a classificação e a comparação entre os atributos do solo (TRANGMAR et al., 1985). Esta razão foi utilizada para definir as classes distintas de dependência espacial das variáveis do solo, utilizando-se a classificação de Cambardella et al. (1994). Considera-se dependência espacial forte quando a razão é menor ou igual a 25 %; dependência espacial moderada quando a razão é superior a 25 % e menor ou igual a 75 %; e dependência fraca quando a razão é maior que 75 %. A construção dos semivariogramas foi feita pelo programa GS+<sup>®</sup> (Geostatistics for the Environmental Sciences, versão 7.0) assumindo um intervalo fixo entre classes de cinco metros e distância máxima de 50 m. O ajuste de modelos baseou-se na combinação dos parâmetros do semivariograma, de forma a minimizar a Soma do Quadrado dos Resíduos para cada modelo.

Para a estimativa do  $C$  em áreas não amostradas e construção do mapa de distribuição espacial do carbono, foi aplicado o método de krigagem, através do mesmo programa computacional. Após o processo de krigagem, avaliou-se a qualidade da interpolação dos resultados. Dois tipos de validação foram utilizados: (i) *validação interna* conhecida como “Jackknife” ou “cross-validation” (CRESSIE, 1991), aplicada no conjunto de dados total, e

(ii) *validação externa*, aplicada a um conjunto de dados independentes formado pelos 20% dos dados restantes, previamente sorteados de maneira aleatória (BOURENANNE et al., 1996; CHAPLOT et al., 2001; CERRI et al., 2004). A partir dos resultados da validação foram calculados o erro médio (ME) (Eq. 2) e a raiz quadrada do erro médio (RMSE) (Eq. 3). O MPE permite a avaliação de um viés positivo ou negativo de um modelo de regressão, o que indica uma tendência geral de superestimação ou subestimação, respectivamente (DEVOS et al., 2005). O RMSE indica a qualidade da predição do modelo. Idealmente, o ME e o RMSE devem ser próximos de zero.

$$ME = 1/n \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{1/n \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (3)$$

Onde,  $\hat{y}_i$  é o teor de carbono do solo observado na  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo,  $y_i$  é o teor de carbono do solo estimado para a  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo, e  $n$  é o número total de observações.

Uma vez que as validações interna e externa indicaram resultados satisfatórios, mapas do carbono do solo para cada camada amostrada foram confeccionados, utilizando o método de interpolação por krigagem em blocos de 5 x 5 m, com 100% dos dados obtidos no estudo.

### 3.2.2 Resultados e discussão

#### 3.2.2.1 Caracterização físico química das áreas

O solo das parcelas foi previamente classificado como Neossolo Quartzarênico e confirmado pela análise granulométrica que apontou para textura arenosa de todas as amostras (EMBRAPA, 1997) (Tabela 3.3). Os Neossolos Quartzarênicos são solos originados de depósitos arenosos, apresentando textura areia ou areia franca ao longo de pelo menos 2 m de profundidade, com quantidade de argila menor que 15%. Esses solos são constituídos, essencialmente, de grãos de quartzo resistente ao intemperismo, e, por conseguinte,

praticamente destituídos de minerais primários. São considerados de baixa aptidão agrícola e o uso continuado com culturas anuais pode levá-los rapidamente à degradação. São solos com baixa capacidade de agregação de partículas, baixos teores de argilas e de matéria orgânica e possuem baixa capacidade de retenção de água (EMBRAPA, 1999). Com isso, possuem alta lixiviação de nutriente e rápida decomposição da matéria orgânica (CORREIA et al., 2004).

Os resultados de pH em  $\text{CaCl}_2$  indicaram acidez muito alta em todas as amostras de solo (pH<4,3) (RAIJ et al., 2001), e comportamentos similares nas três camadas de solo investigadas (Tabela 3.3). As amostras apresentaram-se pobres em cátions básicos (expresso pela soma de bases - SB), com valores considerados muito baixos de saturações por bases (V% 0-25%) e conseqüentemente baixa Capacidade de Troca de Cátions (T) (RAIJ et al., 2001). Embora muito baixos, os conteúdos de argila aumentaram com a profundidade do solo. Os dados de matéria orgânica (MO) demonstram a pequena quantidade desse atributo nas quatro áreas, com ligeira superioridade da área de pastagem e dos eucaliptos de 7 e 21 anos e para as camadas mais superficiais dos solos. Todos os parâmetros analisados refletem a baixa fertilidade das áreas, independentemente do manejo adotado. Os valores de densidade média variaram de 1,49-1,59  $\text{g cm}^{-3}$  e estão situados entre os limites de densidades de solos de textura areia e franco-arenosas, que variam de 1,20 a 1,80  $\text{g cm}^{-3}$  (BRADY, 1989). Os valores aqui obtidos são próximos àqueles encontrados em outros estudos conduzidos no Brasil (BERNOUX et al., 1998b; LILIENFEIN et al., 2001; ZINN, 2002; MAQUERE, 2004).

Tabela 3.3 – Características físico-químicas das áreas em estudo

Prof cm	pH CaCl <sub>2</sub>	MO g dm <sup>-3</sup>	SB mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	T	V	Ds (g cm <sup>-3</sup> )	areia	silte %	argila	Textura
<i>Pastagem</i>										
0_10	3.8	18.7	2.7	32.4	8.4	1.55	90.2	3.8	6.0	arenosa
10_20	3.8	16.1	2.3	31.0	7.3	1.57	89.1	4.0	6.9	arenosa
20_30	3.8	14.6	2.2	30.7	7.6	1.53	89.1	4.0	6.9	arenosa
<i>Eucalipto - 7 anos</i>										
0_10	4.1	19.2	5.9	44.3	12.7	1.56	89.6	4.0	6.4	arenosa
10_20	3.9	17.3	2.6	42.6	5.9	1.59	87.8	4.2	8.0	arenosa
20_30	3.8	15.6	2.1	40.8	5.3	1.55	86.7	4.0	9.3	arenosa
<i>Eucalipto - 14 anos</i>										
0_10	4.3	12.6	1.8	32.3	5.6	1.49	90.8	2.1	7.2	arenosa
10_20	3.9	9.2	2.2	33.6	6.6	1.57	90.3	2.4	7.2	arenosa
20_30	4.0	7.6	2.1	30.1	7.1	1.53	89.7	2.7	7.5	arenosa
<i>Eucalipto - 21 anos</i>										
0_10	4.0	17.4	7.3	40.1	17.5	1.50	92.9	2.2	4.9	arenosa
10_20	3.7	13.0	2.4	34.1	7.2	1.56	92.9	2.0	5.1	arenosa
20_30	3.8	11.3	2.2	28.9	7.6	1.53	93.1	2.3	4.9	arenosa

Ds: densidade do solo; MO: matéria orgânica; SB: soma de bases; T: capacidade de troca de cátions total; V%: saturação por bases.

### **3.2.2.2 Estatística descritiva clássica**

Os resultados da estatística descritiva clássica para 100% e 80% dos dados obtidos para o carbono nas três camadas de solo amostradas podem ser observados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Estatística descritiva clássica de 100% e 80% dos dados obtidos para o teor de carbono do solo nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade nas áreas de Pastagem e reflorestamentos com Eucalipto aos 7, 14 e 21 anos de idade

Camada (cm)	Conjunto com 100 % dos dados						Conjunto com 80 % dos dados					
	<i>n</i>	C (teor médio) g kg <sup>-1</sup>	DP <sup>1</sup>	CV <sup>2</sup> %	C <sub>k</sub> <sup>3</sup> (±DP)	C <sub>s</sub> <sup>2</sup> (±DP)	<i>n</i>	C (teor médio) g kg <sup>-1</sup>	DP	CV	C <sub>k</sub> (±DP)	C <sub>s</sub> (±DP)
<i>Pastagem</i>												
0_10	52	6.31	1.0	16.0	0.79 (0.65)	-0.12(0.33)	42	6.36	1.03	16.2	0.57 (0.72)	0.03 (0.37)
10_20	58	5.52	0.8	14.9	-0.29 (0.62)	0.26 (0.31)	47	5.53	0.85	15.4	-0.24 (0.68)	0.32 (0.35)
20_30	59	4.76	0.7	14.1	-0.40 (0.61)	0.10 (0.31)	47	4.81	0.69	14.3	-0.38 (0.68)	0.02 (0.35)
<i>Eucalipto - 7 anos</i>												
0_10	58	7.54	1.4	18.3	0.34 (0.62)	0.52 (0.31)	47	7.4	1.28	17.3	0.89 (0.68)	0.72 (0.35)
10_20	58	6.40	0.8	13.1	-0.59 (0.62)	0.44 (0.31)	47	6.45	0.88	13.6	-0.77 (0.68)	0.38 (0.35)
20_30	58	5.58	0.6	11.1	-0.26 (0.62)	0.23 (0.31)	47	5.58	0.64	11.5	-0.22 (0.68)	0.21 (0.35)
<i>Eucalipto - 14 anos</i>												
0_10	56	6.58	1.1	17.2	-0.06 (0.63)	0.03 (0.32)	45	6.55	1.1	16.8	-0.04 (0.69)	0.03 (0.35)
10_20	58	5.22	0.6	11.5	0.74 (0.62)	0.09 (0.31)	45	5.26	0.58	11.0	-0.34 (0.79)	0.56 (0.40)
20_30	59	4.40	0.6	12.7	-1.01 (0.61)	0.06 (0.31)	47	4.5	0.57	12.7	-1.04 (0.68)	-0.09 (0.35)
<i>Eucalipto - 21 anos</i>												
0_10	57	5.46	2.0	36.3	-0.02 (0.62)	0.86 (0.32)	46	5.63	1.95	34.6	-0.32 (0.69)	0.69 (0.35)
10_20	61	4.21	1.8	41.6	-0.45 (0.60)	0.95(0.31)	49	4.33	1.78	41.1	-0.59 (0.67)	0.90 (0.34)
20_30	43	2.78	0.5	16.9	6.88 (0.71)	2.20 (0.36)	35	2.78	0.5	18.0	6.55 (0.78)	2.26 (0.40)

<sup>1</sup>DP: desvio padrão; <sup>2</sup>coeficiente de variação; <sup>3</sup>Ck: coeficiente de curtose; <sup>4</sup>Cs: coeficiente de assimetria.

Utilizando os resultados do conjunto total de amostras, verificou-se que 38% do C na camada até 30 cm da pastagem concentraram-se nos primeiros 10 cm do solo. Nas parcelas de eucalipto as proporções de C na camada superficial foram de 38,5; 40,7 e 44%, conforme o aumento da idade dos plantios. Tal comportamento está, provavelmente, relacionado a fatores como o depósito de liteira sob as árvores (6,0-10,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, segundo BALIERO et al., 2004, STAPE et al., 2004; BARLOW et al., 2007; du TOIT, 2008) e ao vigoroso sistema radicular (TRUJILLO et al., 2006) e a produção de liteira da pastagem (REZENDE et al., 1999).

A fim de se comparar o conteúdo e o estoque de carbono do solo entre as parcelas, foi realizado um Teste Tukey ( $\alpha = 0,05\%$ ) para cada camada de solo estudada, no conjunto com 100% dos dados de carbono (Figura 3.6). Os resultados obtidos para a camada 0-10 cm indicaram maior média da concentração de carbono no reflorestamento com Eucalipto de 1º ciclo aos 7 anos de idade (7,5 g C kg<sup>-1</sup>). Em seguida, sem diferença significativa, vieram a Pastagem (6,3 g C kg<sup>-1</sup>) e o reflorestamento com Eucalipto no 2º ciclo aos 14 anos (6,6 g C kg<sup>-1</sup>). O reflorestamento de Eucalipto mais antigo foi o que apresentou o menor conteúdo médio de C na camada mais superficial do solo (5,5 g kg<sup>-1</sup>). O mesmo comportamento foi detectado na camada 10-20 cm do solo. Já na camada 20-30 cm, todas as parcelas estudadas apresentaram médias de C significativamente diferentes entre si, sendo maior no Eucalipto de 1º ciclo, seguido pela Pastagem, Eucalipto de 2º ciclo e finalmente o Eucalipto de 3º ciclo.

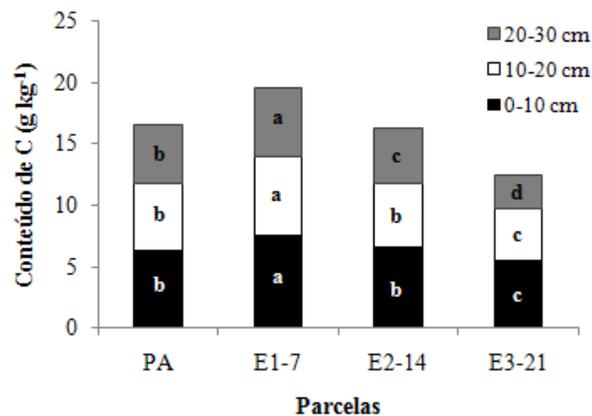


Figura 3.6 – Conteúdo médio de carbono (g kg<sup>-1</sup>) para as camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade nas parcelas PA (Pastagem), E1- 7 (Eucalipto 1º ciclo-7 anos), E2-14 (Eucalipto 2º ciclo- 14 anos), E3-21 (Eucalipto 3º ciclo- 21 anos). Para cada camada de solo, letras diferentes indicam diferença entre as parcelas ( $\alpha = 0,05\%$ )

Embora baixas, as concentrações de C obtidas no estudo foram maiores em superfície do que em profundidade, influenciado pela vegetação e da liteira na camada até 10 cm de profundidade, assim como pelas atividades das raízes. Resultados similares foram obtidos por Turner e Lambert (2000), em um estudo sobre as mudanças no carbono orgânico do solo em uma cronossequência de 0-35 anos de eucalipto estabelecida sob área de pastagem na Austrália. De acordo com os autores, foi observada uma perda líquida de C orgânico do solo ao final do período estudado, na camada 0-10 cm do solo. Tais perdas, segundo o estudo, não são compensados pelo crescimento das plantas em um sistema de manejo tradicional por pelo menos nove anos e, possivelmente, por mais de 20 anos. Por outro lado, Pulrolnik et al. (2009) não detectaram diferença significativa ao compararem os teores C orgânico total de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagem e cultivado com eucalipto, em relação ao Cerrado (uso anterior), embora houvesse diminuição do teor do C com o aumento da profundidade (até 100 cm). Segundo os autores, isso indica que a substituição de Cerrado por pastagem e eucalipto não resultou em decréscimo do C, ou que o aporte por estas duas coberturas foi semelhante àquele de Cerrado.

Os resultados referentes ao estoque de C para a camada 0-30 cm de profundidade indicaram que o reflorestamento com eucalipto em 1º ciclo (7 anos) acumulou mais C que as demais parcelas (31,4 Mg C ha<sup>-1</sup>) (Figura 3.7). Não houve diferença significativa entre a pastagem (25,0 Mg C ha<sup>-1</sup>) e a parcela de eucalipto com 14 anos (25,3 Mg C ha<sup>-1</sup>). Já a parcela mais antiga (Eucalipto 21 anos) apresentou o menor acúmulo de C (20,3 Mg C ha<sup>-1</sup>) na camada 0-30 cm. Esses resultados podem ser comparados aos estoques obtidos por Balieiro et al. (2008) para a camada 0-40 cm de um solo sob plantio de eucalipto e pastagem (17,19 e Mg C ha<sup>-1</sup> e 24,23 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente), por Rufino (2009) na camada 0-20 cm de solo sob cultivo de eucalipto com 7 anos de implantação (19,90 Mg C ha<sup>-1</sup>), entre outros (BUSTAMENTE et al., 2006; SILVA et al., 2004).

Tendo em vista que as parcelas de eucalipto foram implantadas em área de pastagem, é possível afirmar que o plantio de eucalipto favoreceu o aumento do estoque de C em relação à pastagem em 6,4 Mg ha<sup>-1</sup> (20,4%). Esse incremento, no entanto, só foi observado no final do 1º ciclo (7 anos), onde é comum se obter a maior produtividade da cultura (RODRIGUEZ, 1999; DIAZ-RODRIGUES; BALTEIRO, 2006).

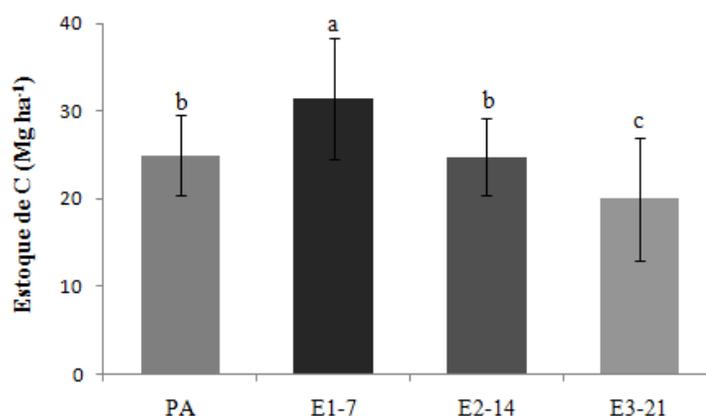


Figura 3.7 – Estoque médio de carbono (Mg ha<sup>-1</sup>) para a camada 0-30 cm de profundidade nas parcelas PA (Pastagem), E1- 7 (Eucalipto 1º ciclo-7 anos), E2-14 (Eucalipto 2º ciclo- 14 anos), E3-21 (Eucalipto 3º ciclo- 21 anos). Para cada camada de solo, letras diferentes indicam diferença entre as parcelas ( $\alpha = 0,05\%$ )

A discussão detalhada dos resultados obtidos para os teores e estoques de C, incluindo a mudança do estoque a partir da vegetação nativa (Cerrado) encontra-se no Capítulo 7 deste documento.

Coeficientes de variação (CV) são adimensionais e permitem a comparação de valores entre diferentes propriedades do solo. Valores elevados de CV podem ser considerados como os primeiros indicadores da existência de heterogeneidade nos dados (RIBEIRO JUNIOR, 1995; GOOVAERTS, 1999; FROGBROOK et al., 2002). Os valores de CV apresentados na Tabela 3 variam de 11,1 a 18,3 no conjunto com 100% dos dados obtidos e de 11,0 a 18,0 no conjunto com 80% dos dados (exceto para as camadas 0-10 e 10-20 cm do Eucalipto aos 21 anos, em ambos dos conjuntos de dados). De acordo com a classificação proposta por Hillel (1980), o conteúdo de C do solo apresentou variações médias (CV 10-100%), sendo em geral maior em superfície do que em profundidade. Outros autores também verificaram maior variabilidade na camada superficial de solos de cerrado naturais (BROSSARD et al., 1997; MAQUERE, 2004) e silviculturais (MAQUERE, 2004). A maior heterogeneidade espacial na camada superficial do solo pode ser explicada pelas entradas de material orgânico, a atividade da fauna do solo e os efeitos de distúrbios e do manejo, que são os processos definidores da dinâmica da camada superficial do solo e estão sujeitos a variabilidade espacial elevada. A

presença de pedaços de carvão nos solos estudados também contribui com a heterogeneidade, aumentando a variabilidade espacial do carbono do solo (MONTTERO, 2008).

Em relação à área de Eucalipto aos 21 anos, é importante ressaltar a presença de lombas no terreno, introduzidas na época do plantio das mudas de eucalipto (realizado em 1989). Este procedimento, adotado somente nessa área, alterou fisicamente a superfície do solo, elevando a linha plantio em relação à entrelinha. (Figura 3.8). Embora esse manejo seja diferente daquele realizado nas demais áreas plantadas com Eucalipto, introduzindo um componente de variação considerável na área, ele representa fielmente o tipo de prática adotado naquela época. Vale ressaltar ainda, que todas as áreas de eucalipto com 21 anos de idade das fazendas em estudo, apresentavam esse tipo de manejo do terreno. Conforme será mostrado nos demais itens deste estudo, acredita-se que esse tipo de manejo explique a variabilidade detectada no carbono do solo dessa área.

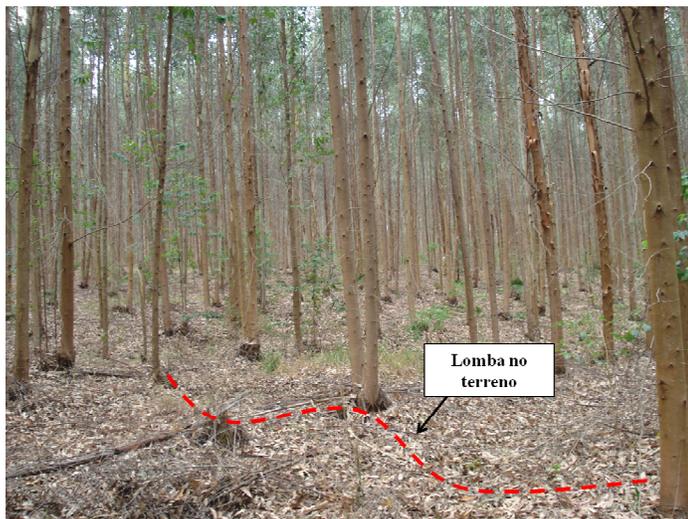


Figura 3.8 – Esquema indicando a lomba no terreno da área reflorestada com Eucalipto aos 21 anos de idade

Praticamente todos os valores obtidos nos dois conjuntos de dados para o coeficiente de assimetria ( $C_s$ ) e coeficiente de curtose ( $C_k$ ), levando-se em consideração o desvio padrão de cada valor, indicaram distribuição simétrica e mesocúrtica ou normal (Tabela 3.4). Estes dois coeficientes são utilizados para inferências sobre a normalidade da variável em estudo (GUIMARAES, 2004).

O coeficiente de assimetria é utilizado para caracterizar como e quanto à distribuição de freqüências se afasta da simetria, sendo que: se  $C_s > 0$  temos a distribuição assimétrica à direita; se  $C_s < 0$  a distribuição é assimétrica à esquerda; e se  $C_s = 0$  a distribuição é simétrica.

O coeficiente de curtose é utilizado para caracterizar a forma da distribuição de freqüências quanto ao seu “achatamento”. O termo médio de comparação é a distribuição normal e esta apresenta o valor de  $C_k = 3$ . A classificação da distribuição quanto à curtose recebe a seguinte denominação: se  $C_k = 3$  a distribuição é mesocúrtica (distribuição normal); se  $C_k < 3$  a distribuição é platicúrtica; e se  $C_k > 3$  a distribuição é leptocúrtica. No programa computacional GS+, utilizado nesse estudo, existe uma padronização do valor de  $C_k$  e o valor de comparação é o zero, portanto, se  $C_k = 0$  temos a mesocúrtica, se  $C_k < 0$  temos a platicúrtica e se  $C_k > 0$  temos a leptocúrtica.

A interpretação dos resultados da estatística descritiva clássica possibilitou a constatação de que nenhum dos dois conjuntos de dados (contendo 100% e 80% dos resultados analíticos totais) apresenta valores discrepantes.

### **2.2.2.3 Análise semivariográfica**

Conforme mencionado anteriormente, para melhor compreendermos a dinâmica da distribuição do carbono, adotou-se como estratégia a avaliação de uma cronossequencia de plantio de eucalipto sob o mesmo tipo de solo. Por um lado, essa decisão facilitou a compreensão dos processos, mas, dificultou a discussão dos dados uma vez que não há pesquisas que adotaram essa mesma estratégia.

A análise semivariográfica foi realizada utilizando-se o conjunto com 100% dos dados. Verificou-se, primeiramente, que a variabilidade espacial do carbono do solo possui característica isotrópica. Como não se observou comportamento anisotrópico em nenhuma das áreas, para nenhuma das camadas amostradas, todas as demais etapas da análise semivariográfica foram realizadas considerando comportamentos isotrópicos dos dados.

Em geral, os semivariogramas construídos para as quatro áreas e nas três camadas de solo investigadas mostraram-se bem estruturados (Figuras 3.9 e 3.10) e com valores baixos para o efeito pepita. Modelos teóricos compostos por duas estruturas funcionais foram ajustados aos dados dos semivariogramas experimentais (Tabela 3.4).

A primeira estrutura observada foi o efeito pepita, causado ou por erro nas etapas de amostragem/determinação analítica dos resultados ou pela variação não detectada segundo a escala de amostragem adotada nesta pesquisa. A segunda estrutura, refletindo o alcance nos semivariogramas, está relacionada ao modelo teórico esférico, que foi o que melhor se ajustou aos dados dos semivariogramas do carbono do solo

Assim como apresentados na presente pesquisa, Cerri et al. (2004) verificaram que o modelo que melhor se ajustou aos semivariogramas para as concentrações de C do solo foi o esférico.

Os valores da proporção  $[Co/(Co+C)]$  indicaram forte dependência espacial dos dados nas três profundidades das parcelas de pastagem e eucalipto aos 7 e 14 anos de idade e na camada 20-30 cm da parcela de eucalipto aos 21 anos de idade ( $[Co/(Co+C)] < 25\%$ ), ou seja, a variabilidade do carbono do solo nessas parcelas pode ser explicada pelas estruturas espaciais indicadas na Tabela 3.4. No caso das demais profundidades da parcela de eucalipto com 21 anos de idade, os valores dessa proporção ( $[Co/(Co+C)] > 25\%$  e  $< 75\%$ ) indicaram dependência espacial moderada. Usualmente, uma forte dependência espacial dos atributos do solo é atribuída aos fatores intrínsecos (fatores de formação, que são o material de origem, relevo, clima, organismos e tempo), ao passo que uma fraca dependência está relacionada aos fatores extrínsecos (empreendidos pelas práticas de manejo do solo como adubação, calagem, dentre outros) (CAMBARDELLA et al., 1994).

Tabela 3.5 – Parâmetros dos modelos ajustados aos semivariogramas do carbono do solo das áreas de estudo

Camada (cm)	Modelo	Efeito Pepita (Co) (%)	Patamar (Co+C) (%)	Alcance (Ao) (m)	Proporção Co/Co+C (%)
<i>Pastagem</i>					
0-10 cm	Esférico	0.00045	0.0104	11	4.3
10-20 cm	Esférico	0.00199	0.0088	18	22.6
20-30 cm	Esférico	0.00093	0.0049	14	19.1
<i>Eucalipto - 7 anos</i>					
0-10 cm	Esférico	0.00024	0.019	21	1.3
10-20 cm	Esférico	0.00001	0.006	4	0.2
20-30 cm	Esférico	0.00001	0.003	9	0.3
<i>Eucalipto - 14 anos</i>					
0-10 cm	Esférico	0.00001	0.017	26	0.1
10-20 cm	Esférico	0.00001	0.003	7	0.4
20-30 cm	Esférico	0.00006	0.003	4	2.1
<i>Eucalipto - 21 anos</i>					
0-10 cm	Esférico	0.01390	0.044	43	32.0
10-20 cm	Esférico	0.01247	0.040	30	31.6
20-30 cm	Esférico	0.00011	0.001	34	10.6

Os valores obtidos para o efeito pepita foram muito baixos em todas as situações, indicando que a malha de amostragem irregular, com distâncias entre os pontos variando de 5 a 50 metros permitiu a construção de semivariogramas experimentais mais consistentes, principalmente à distâncias menores que 5 metros (distância mínima da amostragem).

Os alcances da dependência espacial variaram de 11 a 18 na parcela de pastagem e de 4 a 43 metros nas parcelas de reflorestamento com eucalipto, não havendo uma tendência em relação à profundidade amostrada. Os maiores alcances foram observados na parcela de eucalipto com 21 anos de idade, mostrando, novamente, a influência do manejo na variabilidade espacial do carbono do solo.

A dependência espacial entre as amostras nos sistemas de manejo estudados indica a existência de semelhanças entre pontos vizinhos, e tais semelhanças devem ser consideradas quando da realização das estimativas de valores não amostrados e mapeamento do atributo. Segundo McBratney e Webster (1983), uma das principais utilizações dos semivariogramas

consiste na determinação do número ideal de amostras para a estimação das características químicas do solo. Com o conhecimento do alcance da dependência espacial, Souza et al. (1997), sugerem, para futuras amostragens, que o intervalo entre amostras tenha valores menores que o alcance da dependência espacial. Mais especificamente, Cavalcante et al. (2002), definiram como raio de amostragem a distância equivalente a metade do alcance.

Um dos objetivos desta pesquisa é fornecer bases para melhoria da relação custo/benefício de metodologias de amostragem do solo (entre outras) no contexto de projetos de MDL no setor florestal. Desta forma, foram estabelecidas as distâncias mínimas entre pontos amostrais de cada parcela, considerando o maior alcance ( $Ao$ ) da dependência espacial do carbono do solo na camada 0-30 cm (Tabela 3.6). A determinação da distância entre pontos a partir do maior valor de  $Ao$  obtido na modelagem, permite assegurar o limite da dependência espacial nas amostras das três camadas do solo estudadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm).

Tabela 3.6 – Distância mínima entre pontos amostrais, considerando o valor máximo do alcance ( $Ao$ ) da dependência espacial do carbono do solo obtido pelo modelo esférico, na camada 0-30 cm

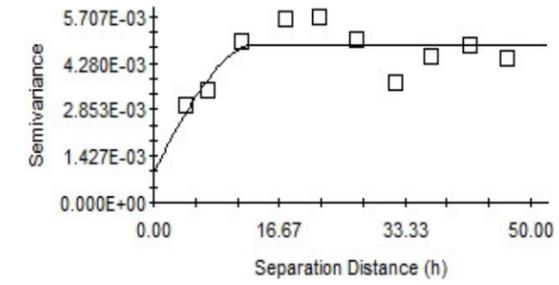
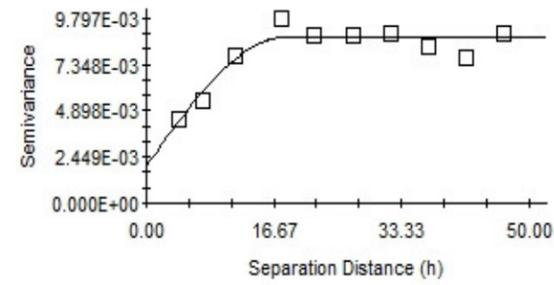
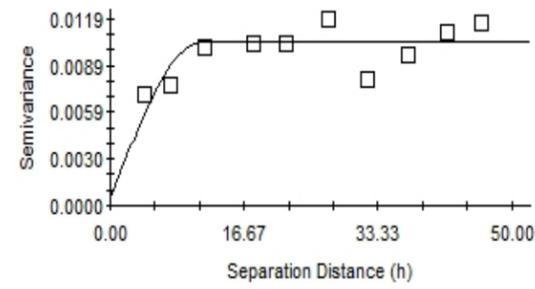
Parcela	Distância mínima entre os pontos (m)
Pastagem	18
Eucalipto – 7 anos	21
Eucalipto – 14 anos	26
Eucalipto – 21 anos	43

$Ao$ : alcance da dependência espacial obtido pelo modelo esférico.

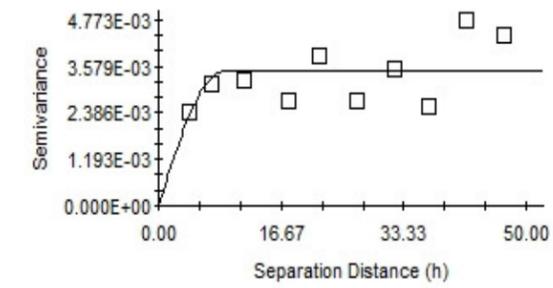
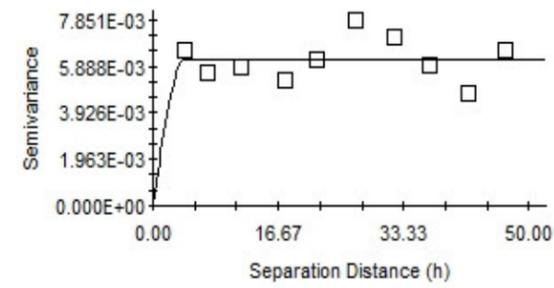
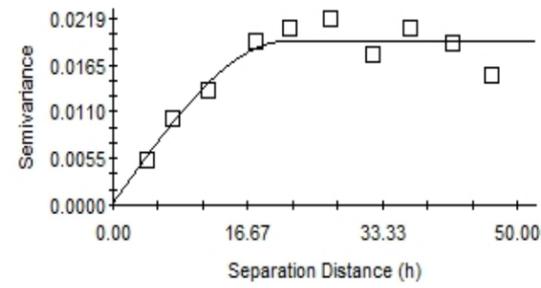
A área de pastagem foi a que apresentou a menor distância entre pontos de amostragem, o que indica maior heterogeneidade da área. Nas parcelas de eucalipto, observou-se que a distância entre pontos aumentou com a idade dos plantios, indicando estabilização da variabilidade do carbono do solo com o tempo de manejo.

Vale ressaltar, no entanto, que o presente estudo indicou que o alcance da dependência espacial do carbono do solo variou com a profundidade, de forma que a decisão quanto a distância entre pontos de coleta deve ser definida juntamente com os aspectos econômicos do projeto de MDL.

*Pastagem (PA)*



*E1-7*



0-10 cm

10-20 cm

20-30 cm

Figura 3.9 – Semivariogramas com modelos esféricos ajustados para o carbono do solo das parcelas de Pastagem (PA) e nos reflorestamentos com Eucalipto em 1º ciclo (E1-7), nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade

*E2-14*

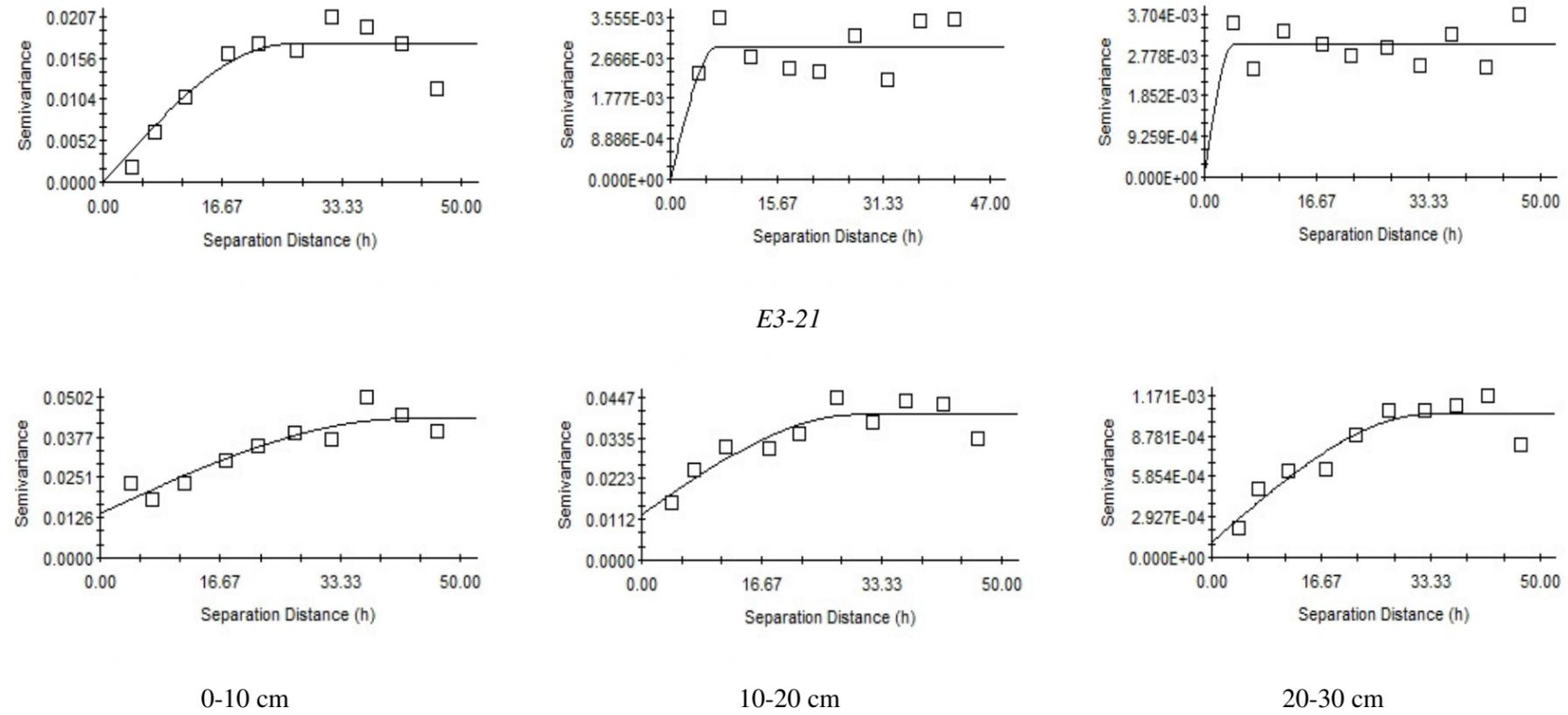


Figura 3.10 – Semivariogramas com modelos esféricos ajustados para o carbono do solo das parcelas reflorestadas com Eucalipto em 2º e 3º ciclo (E2-14 e E3-21, respectivamente) nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade

Como mencionado em detalhes no item material e métodos desta pesquisa, dois tipos de validação foram efetuados: validação interna, também conhecida por “Jackknife” ou validação cruzada (utilizando 100% dos dados obtidos) e validação externa (utilizando 80% dos dados para construção do semivariograma e 20% dos dados para validação do modelo).

Os resultados da validação interna (Tabela 3.7), para as três camadas avaliadas nesta pesquisa, apresentaram (i) valores de erro médio da predição (ME) próximo de zero, indicando ausência de erros sistemáticos e (ii) valores da raiz quadrada do erro médio (RSME) pouco elevados, indicando que os ajustes dos modelos aos dados dos semivariogramas experimentais foram satisfatórios.

Tabela 3.7 - Erro médio da predição (ME) e raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE) obtidos do procedimento de validação cruzada (interna) para 100% dos dados ( $n_{100\%}$ )

Área	Camada	$n_{100\%}$	ME	RMSE
	(cm)			
Pastagem	0-10	52	-0.04	1.10
	10-20	58	-0.07	0.65
	20-30	59	-0.05	0.54
Eucalipto - 7 anos	0-10	58	0.03	1.49
	10-20	58	0.21	0.85
	20-30	58	0.09	0.60
Eucalipto - 14 anos	0-10	56	0.03	1.70
	10-20	58	0.03	0.63
	20-30	59	0.01	0.58
Eucalipto - 21 anos	0-10	57	-0.09	1.65
	10-20	61	-0.02	1.66
	20-30	43	0.04	0.35

Todavia, o processo de validação interna é limitado, uma vez que somente valida os modelos ajustados aos semivariogramas em relação aos seus dados originais (conjunto com 100% dos dados). Portanto, foram calculados no presente estudo, um segundo erro médio da predição (ME2) e também uma segunda raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE2), a fim de verificar a qualidade do modelo com dados externos. Tais índices foram calculados através da comparação das diferenças entre os valores estimados pela krigagem ordinária

(para os 20% dos dados retirados aleatoriamente da análise variográfica) com os valores de 80% dos dados obtidos no estudo (Tabela 3.8). Idealmente, espera-se que os resultados do RMSE2 sejam parecidos com o RMSE, obtidos anteriormente.

Tabela 3.8 – Erro médio da predição (ME2) e raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE2) obtidos do procedimento de validação externa para 20% dos dados ( $n_{20\%}$ )

Área	Camada (cm)	$n_{20\%}$	ME2	RMSE2
Pastagem	0-10	10	-0.41	1.04
	10-20	11	0.06	0.68
	20-30	12	-0.35	0.67
Eucalipto - 7 anos	0-10	11	0.96	1.81
	10-20	11	0.02	0.59
	20-30	11	0.12	0.50
Eucalipto - 14 anos	0-10	11	-0.02	1.34
	10-20	11	0.07	0.35
	20-30	12	-0.17	0.44
Eucalipto - 21 anos	0-10	11	-0.42	1.87
	10-20	12	-0.56	1.73
	20-30	8	0.00	0.27

Todas as parcelas avaliadas mostraram valores de ME2 bastante baixos (Tabela 3.7) para as três profundidades em estudo, com exceção da camada 0-10 cm do E1-7. Esse fato indica, segundo Bourennane et al. (1996), negligível vício sistemático nos dados estimados. Algumas camadas de solo apresentaram resultados negativos de ME2, indicando que os valores preditos subestimaram aqueles observados no campo.

A segunda raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE2) não detectou grandes diferenças entre as parcelas estudadas, porém foi sempre maior em superfície do que em profundidade. Considerando que as interpretações dos valores RMSE2 dão uma noção geral da precisão média das predições efetuadas pela krigagem ordinária quando utilizados apenas 80% dos dados totais, podemos afirmar que a predição do C foi mais precisa nas camadas mais profundas.

A comparação entre índices RMSE/RMSE2 não indicou muita diferença entre os resultados obtidos com as duas previsões. Desta forma, pode-se afirmar que o modelo foi adequado para os dois conjuntos de dados (100% e 10%).

Considerando que as análises semivariográficas do carbono do solo apresentaram resultados satisfatórios, foi realizada a interpolação por krigagem em blocos, dos 100% dos dados obtidos nesta pesquisa.

A krigagem em blocos utilizada no presente estudo é uma técnica interpolativa de estimativa baseada em minimização da variância do erro e por isso, é considerada por vários autores (BURGESS; WEBSTER, 1980a, 1980b; TRANGMAR et al., 1985; JOURNAL; ROSSI, 1989; OLIVER; WEBSTER, 1991; ROBERTSON et al., 1997; BOURENNANE et al., 1999, dentre outros) como bastante adequada para a geração de mapas.

Como resultados das interpolações por krigagem em blocos (blocos com 50 m de raio), foram obtidos 12 mapas das distribuições espaciais do carbono do solo, sendo três mapas para cada área, considerando cada uma das três camadas amostradas.

Tendo em vista o elevado número de mapas, torna-se inviável apresentá-los um a um neste documento. Todavia, para ilustrar os produtos desta parte da pesquisa, serão apresentados os mapas somente para a camada superficial do solo (0-10 cm de profundidade) para a Pastagem, e os reflorestamentos com Eucalipto aos 7, 14 e 21 anos de idade (Figura 3.11).

Apesar da escala dos mapas não apontar para grandes diferenças entre os conteúdos de carbono das parcelas, a interpolação dos dados indicou o predomínio de concentrações na faixa de 6,5 a 8,5 g C kg<sup>-1</sup> nas parcelas reflorestadas com Eucalipto no 1º e 2º ciclos. Nas parcelas de Pastagem e Eucalipto no 3º ciclo, houve predomínio de áreas com conteúdo de C entre 4,5 e 6,5 g C kg<sup>-1</sup>.

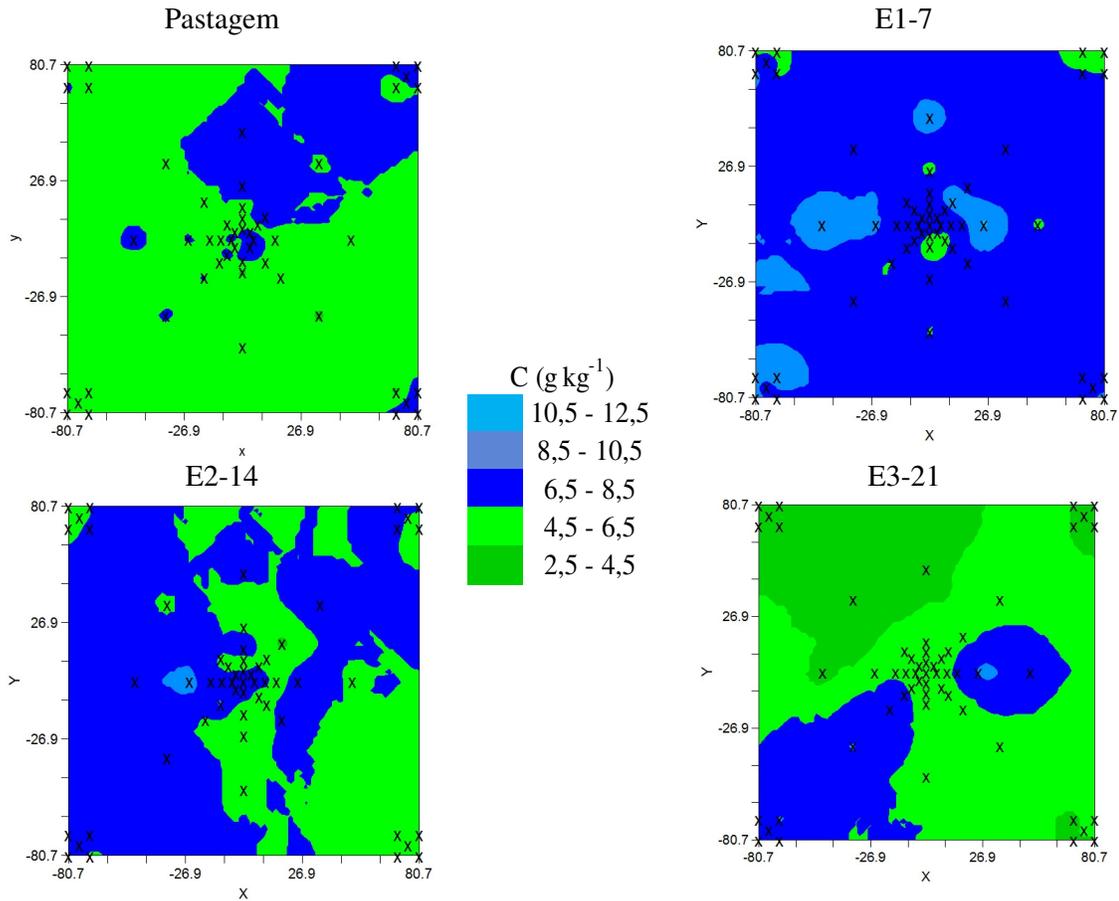


Figura 3.11 - Mapa da variabilidade espacial do carbono do solo (g kg<sup>-1</sup>) na Pastagem e nos reflorestamento com Eucalipto aos 7 (E1-7), 14 (E2-14) e 21 anos (E3-21) de idade, para a camada 0-10 cm de profundidade, obtidos pelo método de krigagem em blocos

### 2.3 Conclusões

A presente pesquisa mostrou que apesar do aparente aspecto homogêneo das parcelas de estudo, principalmente dos plantios com eucalipto, foi possível verificar a existência de uma importante variabilidade espacial do carbono do solo.

Foi possível constatar também, que as intensidades das variações espaciais puderam ser determinadas pela utilização de técnicas de geoestatística, mais especificamente através da análise semivariográfica dos dados.

O maior conteúdo médio de C da camada 0-30 cm do solo foi encontrado no reflorestamento com Eucalipto no 1º ciclo (7 anos de idade). Em seguida vieram as áreas de Pastagem e Eucalipto no 2º ciclo. O reflorestamento com Eucalipto no 3º ciclo foi o que apresentou o menor conteúdo médio de C no solo, em todas as camadas estudadas.

Os resultados da análise da dependência espacial indicaram que o conteúdo de carbono das áreas está fortemente relacionado com sua posição no terreno, independentemente do manejo das mesmas (pasto ou reflorestamento com eucalipto).

Considerando ao alcance de dependência espacial do C nas áreas estudadas, pode-se afirmar que a distância mínima entre os pontos de uma amostragem de solo deve ser de 18 metros para a área de pastagem, 21 m para o reflorestamento com eucalipto no 1º ciclo (7 anos), 26 m para o 2º ciclo (14 anos) e 43 m para o 3º ciclo (21 anos).

Assim como em outros estudos envolvendo variabilidade espacial de propriedades do solo, os resultados apresentados nesta parte da pesquisa evidenciam que os solos são altamente estruturados espacialmente e que tal condição deveria ser levada em consideração, por exemplo, na escolha de metodologias mais adequadas para projetos de reflorestamento no contexto do MDL.

## Referências

- ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico ABRAF ano base 2009**. Brasília, 2010. 140 p.
- BALIEIRO, F.C.; PEREIRA, M.G.; ALVES, B.J.R.; RESENDE, A.S.; FRANCO, A.A. Soil carbon and nitrogen in pasture soil Reforested with eucalyptus and guachapele. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1253-1260, 2008.
- BALIEIRO, F. de C.; DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. de. Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Willd. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, p. 59-65, 2004.
- BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; FERREIRA, L.V.; PERES, C.A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 247, p. 91-97, 2007.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43-58, 1998.

BOUMA, J.; STOOORVOGEL, J.; ALPHEN, van B.J.; BOOLTINK, H.W.G. Pedology, precision agriculture, and the changing paradigm of agricultural research. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1763-1768, 1999.

BOURENANNE, H.; KING, D.; CHÉRY, P.; BRUAND, A. Improving the kriging of a soil variable using slope gradient as external drift. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, p. 473–483, 1996.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro : Livraria Freitas Bastos, 1989.

BROSSARD, M.; LOPES ASSAD, M.L.; CHAPUIS LARDY, L.; BARCELLOS, A.O. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de Cerrados. In: LEITE, L.L.; SAITO, C.H. (Ed.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, 1997. p. 272–277.

BURGESS, T.M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: I. The semivariogram and punctual kriging. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 31, p. 315–331, 1980a.

BURGESS, T.M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: II. Block kriging. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 31, p. 333–341, 1980b.

BUSTAMANTE, M.M.C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. p. 285-304.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KONOPKA, A.E. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa Soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 58, p. 1501-1511, 1994.

CAVALCANTE, L.F.; LIMA, R.L.S.; SANTIAGO, R.B.; CAVALCANTE, I.H.L.; ARAÚJO, F.A.R. Melhoria química e física de um solo salino sodico tratado com matéria orgânica e cultivado com leguminosas forrageiras. **Ciência Agrícola**, Rio Largo, v. 6, p. 27-35, 2002.

CAVALCANTE, E.G.S.; ALVES, M.C.; SOUZA, Z.M.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1329-1339, 2007.

CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; MELLILO, J.M. Combining soil C and N spatial variability and modeling approaches for measuring and monitoring soil carbon sequestration. **Environmental Management**, New York, v. 33, p. 274–288, 2004.

CHAPLOT, V.; BERNOUX, M.; WALTER, C.; CURMI, P.; HERPIN, U. Soil carbon storage prediction in temperate hydromorphic soils by using morphologic index and digital elevation model. **Soil Science**, New Brunswick, v. 166, p. 48–60, 2001.

CORRÊA, J.D.; BARRIOS, M.L.; GALDONA, R.P. Screening for plant growthpromoting rhizobacteria in *Chamaecytisus proliferus* (tagasaste), a forage tree-shrub legume endemic to the Canary Islands. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 266, p. 75-84, 2004.

CRESSIE, N. **Statistics for spatial data**. New York: John Wiley, 1991. 900 p.

DE VOS, B.; MEIRVENNE, M.V.; QUATAERT, P.; DECKERS, J.; MUYS, B. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 500-510, 2005.

DIAZ-BALTEIRO, L.; RODRIGUEZ, L. C. E. Optimal rotations on eucalyptus plantations including carbon sequestration. A comparison of results in Brazil and Spain. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 229, p. 247-258, 2006.

DU TOIT, B. Effects of site management on growth, biomass partitioning and light use efficiency in a young stand of *Eucalyptus grandis* in South Africa. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 2324-2336, 2008.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1979. 247 p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

FROGBROOK, Z.L.; OLIVER, M.A.; SALAH, M.; ELLIS, R.H. Exploring the spatial relations between cereal yield and soil chemical properties and the implications for sampling. **Soil Use and Management**, New York, v. 18, p. 1-9, 2002.

GONÇALVES, A.C.A. **Variabilidade espacial de propriedades físicas do solo para fins de manejo da irrigação**. 1997. 118p. Tese (Doutorado em Física do Solo) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

GOOVAERTS, P. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, p. 1-45, 1999.

GUIMARÃES, E.C. **Geoestatística básica e aplicada**. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2004. 77 p.

HILLEL, D. **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. 385 p.

HUIJBREGTS, C.J. Regionalized variables and quantitative analysis of spatial data. In: DAVIS, J.C.; McCULLAGH, M.J. (Ed.). **Display and analysis of spatial data**. New York: John Wiley, 1975. p. 38-53.

JOURNEL, A.G.; ROSSI, M.E. When do we need a trend model in kriging? **Mathematical Geology**, New York, v. 21, p. 715-739, 1989.

LILIEFEIN, J.; WILCKE, W.; THOMAS, R.; VILELA, L.; LIMA, S.; ZECH, W. Effects of *Pinus caribaea* forests on the C, N, P, and S status of Brazilian savanna Oxisols. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 147, p. 171-182, 2001.

MAQUÈRE V. **Utilisation des terres (cerrado, pâturage, eucalyptus) et stockage de matière organique dans les sols du Brésil**. Paris: AgroParisTech, 2004. 20 p. (Mémoire de DEA).

MATHERON, G. **The theory of regionalized variables and its application**. Fontainebleau, France: Ecole des Mines, 1971. (Les Cahiers Fascicule 5).

McBRATNEY, A.B.; WEBSTER, R. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? **Soil Science**, New Brunswick, v. 135, p. 177-183, 1983.

MONTERO, L.L. **Carbono em solos de cerrado: vegetação nativa de cerradão versus plantios de *Eucalyptus* e *Pinus***. 2008. 130 p. Tese (Doutorado em Ecologia) Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest change due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63–81, 1996.

OLIVER, M.A.; WEBSTER, R. How geostatistics can help you. **Soil Use and Management**, New York, v. 7, p. 206–217, 1991.

PANOSSO, A.R.; PEREIRA, G.T.; MARQUES JUNIOR, J.; LA ESCALA JUNIOR, N. Variabilidade espacial da emissão de CO<sub>2</sub> em Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, p. 227-236, 2008.

PIRES, C.A.F. **Modelagem e avaliação de dados geofísicos e geoquímicos aplicada a pesquisa de metais básicos e Au no Prospecto Volta Grande (Complexo Intrusivo Lavras do Sul, RS, Brasil)**. 2002. 208 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas Matérias e Metalurgia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e Cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de, CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001.

REZENDE, C.P.; CANTARUTTI, R.B.; BRAGA, J.M.; GOMIDE, J.A.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K.E.; BODDEY, R.M. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria*

pastures in Atlantic Forest region of South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, Dordrecht, v. 54, p. 99-112, 1999.

RIBEIRO JÚNIOR, P.J. **Métodos geostatísticos no estudo da variabilidade espacial dos parâmetros do solo**. 1995. 99 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

ROBERTSON, G.P.; KLINGENSMITH, K.M.; KLUG, M.J.; PAUL, E.A.; CRUM, J.R.; ELLIS, B.G. Soil resources, microbial activity, and primary production across an agricultural ecosystem. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 158-170, 1997.

RODRIGUEZ, L.C.E. Defining the optimum sequence of rotations for coppice regimes of eucalyptus. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM 150 YEARS TO THE FAUSTMANN FORMULA: its consequences for forestry and economics in the past, present and future, 1999., Darmstadt. **Proceedings...** Darmstadt, 1999. p. 218-227.

RUFINO, A.M. **Estoque de carbono em solos sob plantios de eucalipto e fragmento de Cerrado**. 2009. 60p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2009.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; CORAZZA, E.J.; VIVALDI, L. Carbon storage under cultivated pastures in a clayey Oxisol in the Cerrado Region, Brazil. 2004. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357-363, 2004.

SOUZA, L.S.; COGO, N.P.; VIEIRA, S.R. Variabilidade de propriedades físicas e químicas do solo em um pomar cítrico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 367-372, 1997.

STAPE, J.L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. Eucalyptus production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 193, p. 17-31, 2004.

TRANGMAR, B.B.; YOST, R.S.; WADE, M.K.; UEHARA, G. Applications of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Advances in Agronomy**, New York, v. 38, p. 45-94, 1985.

TRUJILLO, W.; FISHER, M.J.; LAL, R. Root dynamics of native savannah and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 87, p. 28-38, 2006.

TURNER, J.; LAMBERT, M. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 133, p. 231-247, 2000.

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. **Baseline and monitoring methodologies for CDM**. Bonn, 2010. Disponível em: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html>. Acesso em: 10 set. 2010.

VIEIRA, S.R.; HATFIELD, J.L.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v. 51, p. 1-75, 1983.

WEBSTER, R. Is soil variation random? **Geoderma**, Amsterdam, v. 97, p. 149-163, 2000.

WOJCIECHOWSKI, T. Gooding, M.; Ramsay, L.; Gregory, P.J. The effects of dwarfing alleles on seedling root growth of wheat. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 60, p. 2565-2573, 2009.

ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S.; DA SILVA, J.E. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, p. 285-294, 2002.

#### **4 ESTIMATIVA DO NÚMERO IDEAL DE AMOSTRAS DE SOLO PARA PROJETOS DE MDL – Estudo de caso em duas áreas de reflorestamento no Brasil**

##### **Resumo**

Um dos maiores desafios para o aumento da participação do solo em projetos florestais no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) reside nos custos de obtenção do carbono do solo e as incertezas associadas a essas medidas. O objetivo desse trabalho foi determinar o número ideal de amostras para fins de obtenção do carbono do solo e o tamanho da parcela amostral, em uma área de reflorestamento com espécies nativas da Amazônia (Ipê Rosa/ Caixeta, Ipê Rosa/ Freijó e Teca, esta última exótica) e uma cronossequência de eucalipto composta de três ciclos da cultura (aos 7, 14 e 21 anos de idade). Foram incluídas ainda, áreas de pastagem representando a linha de base para cada localidade. O número ideal de amostras de solo foi determinado a partir da análise do coeficiente de variação médio (CV%) gerado após o sorteio aleatório de grupos com diferentes números ( $n$ ) de amostras ( $n_{nativas} = 5, 10, 20, 30$  e  $40$  amostras;  $n_{eucalipto} = 5, 10, 20, 30, 40, 50$  e  $60$  amostras) e seus respectivos valores de carbono (camada 0-10 cm de profundidade). A simulação foi realizada 100.000 vezes. A estimativa do tamanho da parcela amostral foi realizada com base nos resultados do estudo da variabilidade espacial do carbono. A distância mínima entre pontos de coleta foi estabelecida considerando o maior alcance da dependência espacial do C ( $A_0$ ) obtido para a camada 0-30 cm. Os resultados obtidos com as simulações do CV permitiram concluir que a coleta de cinco pontos por parcela é tão precisa quanto uma amostragem mais densa, para todas as áreas em estudo. O tamanho das parcelas para as áreas reflorestadas com espécies nativas variou de 361 a 841 m<sup>2</sup>, sendo menor no reflorestamento com Teca e maior na associação Ipê Rosa/ Caixeta. No reflorestamento com eucalipto, o tamanho das parcelas foi diretamente proporcional à idade dos plantios, variando de 900 a 3721 m<sup>2</sup>. Para as pastagens o tamanho da parcela foi de 3250 m<sup>2</sup> e 676 m<sup>2</sup> para a área de nativas e eucalipto, respectivamente. A decisão quanto ao número ideal de amostras de solo para projetos de MDL, considerando as áreas em estudo, deve basear-se em critérios econômicos, como os custos associados aos procedimentos de amostragem e análises de laboratório.

Palavras-chave: Amostragem de solo. Coeficiente de variação. Variabilidade espacial. Carbono.

## DETERMINATION OF SOIL SAMPLES NUMBER AND SAMPLE PLOT SIZE FOR CDM FORESTRY PROJECTS – Study case for two reforestry systems in Brazil

### Abstract

One of the biggest challenges for increasing the soil participation in forestry projects under the Clean Development Mechanism (CDM) is the cost of obtaining soil carbon and uncertainties relating to these measures. The objective of this study was to determine the optimal number of soil samples and the size of the sample plot for soil carbon studies in the CDM context. The study was conducted in three reforested areas of the Brazilian Amazon (with the species: Ipê Rosa/ Caixeta, Ipê Rosa/ Freijó and Teak) and an area with a three cycle chronosequence of eucalyptus (at 7, 14 and 21 years). Pasture areas were also included, representing the baseline for each location. The optimal number of soil samples was determined from the analysis of the average coefficient of variation (CV%) generated after the random selection of groups with different numbers ( $n$ ) of samples ( $n_{\text{native species}} = 5, 10, 20, 30$  and 40 samples;  $n_{\text{eucalyptus}} = 5, 10, 20, 30, 40, 50$  and 60 samples) and their respective carbon contents (at 0-10 cm depth). The simulation was performed 100.000 times. The size of the sample plot was based on previous results of soil carbon spatial variability. The minimum distance between sampling points was established considering the maximum value of the spatial dependence range ( $Ao$ ) in the layer 0-30 cm of each plot. The results obtained with the CV simulations showed that the sampling of five points per plot is as precise as a more dense sampling, considering all areas of study. The size of the plots for the reforested areas with native species ranged from 361 to 841 m<sup>2</sup>, being lower in reforestation with Teak and higher in the association Ipe Rosa/ Caixeta. The plot size at the reforestation with eucalyptus was directly proportional to the age of the plantations, ranging from 900 to 3721 m<sup>2</sup>. For the pasture areas, the plot size was 3250 m<sup>2</sup> and 676 m<sup>2</sup> for native and eucalyptus areas, respectively. The decision concerning the optimal number of soil samples for forestry CDM projects purposes, considering the areas under study, should be based on economic criteria, such as costs associated with the sampling procedures and laboratory analysis.

Keywords: Soil sampling. Coefficient of variation. Spatial variability. Carbon.

## 4.1 Introdução

As florestas desempenham, em linhas gerais, quatro papéis principais na questão da mudança do clima: (i) contribuem atualmente com cerca de 1/6 das emissões globais de carbono, quando desmatadas ou utilizadas de modo não sustentável; (ii) reagem sensivelmente à mudança do clima; (iii) quando manejadas sustentavelmente, produzem madeira para o suprimento de matérias primas limpas e energia como uma alternativa à queima de combustíveis fósseis ou à queima de biomassa não-renovável; e, finalmente, (iv) têm o potencial de absorver e armazenar em sua biomassa, no solo e nos produtos florestais (através do processo natural de fixação e estocagem do carbono na estrutura da madeira) cerca de 1/10 das emissões globais de carbono previstas para a primeira metade deste século (ABRAF, 2010).

Apesar da importância das florestas plantadas na mitigação do aquecimento global, e de pesquisas sugerirem que existe cerca de 750 milhões de hectares de terra disponíveis para o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no setor florestal (ZOMER et al., 2008), existem atualmente apenas 15 projetos de Florestamento/Reflorestamento registrados junto à ONU (0,53% do total) (UNFCCC, 2010). Desse total, apenas dois projetos são brasileiros. Além disso, a maioria desses projetos não inclui o solo entre os compartimentos que irão atuar no seqüestro de carbono.

Dentre os motivos para a pequena participação do solo nos projetos de reflorestamento no âmbito do MDL, destaca-se o fato da creditação do carbono seqüestrado pelo solo representar maiores desafios e riscos se comparada a creditação dos demais componentes dos ecossistemas florestais (biomassa acima do solo). Nesse sentido, um dos maiores desafios reside nos custos de obtenção do carbono do solo e as incertezas associadas a essas medidas.

O número de amostras coletadas para cada componente de um sistema florestal, com destaque para a amostragem de solo, afeta a exatidão e a precisão das medidas de carbono (PEARSON et al., 2005). Esse fato, por sua vez, afeta os custos da obtenção da linha de base e do monitoramento de um projeto de MDL e, conseqüentemente, dos créditos de carbono que podem ser requeridos pelo seqüestro de carbono. Por exemplo, se o carbono do solo é determinado com 90% de precisão, tal valor será utilizado para estimar o carbono disponível para negociação. Costuma-se dizer que há um “trade-off” entre o aumento da precisão das estimativas, que requerem um aumento no número de amostras coletadas, e que podem

aumentar a quantidade de carbono a ser negociado no mercado, e os custos adicionais ao monitoramento para obter tais estimativas (ROBERTSON et al., 2004).

As metodologias de MDL consolidadas pela ONU e que consideram o manejo do solo no projeto, se baseiam em ferramentas metodológicas do IPCC<sup>1</sup> para a determinação do número ideal de amostras de solo a partir de estudos *ex-ante* da área. Isso envolve a coleta de um número fixo de amostras de solo em uma área determinada e posterior aplicação de equações para determinação do número de amostras necessárias para obter um valor estatisticamente representativo.

Nessas metodologias, o coeficiente de variação (CV) é o parâmetro que resume a variabilidade do atributo em relação à média, caracterizada como uma medida fixa, sem forma nem posição espacial (GUIMARÃES, 1993).

Sabe-se, no entanto, que a variabilidade de um atributo no solo pode estar associada a diversos fatores intrínsecos e extrínsecos, tais como fatores de formação do solo (material de origem, relevo, clima, organismos e tempo), manejo da área, entre outros. Além disso, o uso da estatística clássica requer maior número de amostras do que a geoestatística, para estimar o parâmetro em estudo com determinada precisão.

Nesse sentido, o uso da estatística tradicional, adotada pelas metodologias de Reflorestamento / Florestamento da ONU, associado à técnicas da geoestatística, pode resultar em estimativas mais precisas e, por vezes, economicamente mais viáveis do carbono do solo (MCBRATNEY; WEBSTER, 1983; VIEIRA et al., 1983; SOUZA et al., 1997).

Tendo em vista que o tamanho e a precisão da amostragem de solo estão diretamente relacionados com os custos de projetos de MDL, o objetivo desse trabalho é determinar o número ideal de amostras compostas para fins de obtenção do conteúdo médio de carbono do solo e o tamanho da parcela onde tais amostras devem ser coletadas, em uma área de reflorestamento com espécies nativas da Amazônia e uma área reflorestada com Eucalipto.

---

<sup>1</sup> “Calculation of the number of sample plots for measurements within A/R CDM project activities” – Versão 01, EB 31.

## 4.2 Desenvolvimento

### 4.2.1 Material e métodos

#### 4.2.1.1 Descrição da área

##### *Localização e considerações gerais*

As áreas selecionadas para o estudo correspondem àquelas já detalhadas no item 2.2.1.1 do Capítulo 2 (Reflorestamento com espécies nativas da Amazônia) e no item 3.2.1.1 do Capítulo 3 (Reflorestamento com Eucalipto). A Tabela 4.1 e as Figuras 4.1 e 4.2 apresentam a descrição e a localização em mapa das áreas em estudo.

Tabela 4.1 – Descrição resumida das áreas em estudo

Área	Localização (Município/Estado)	Sistema de manejo	Sigla
I	Cotriguaçu/MT	Pastagem	SN_08
		Ipê Rosa/Freijó	SN_31
		Ipê Rosa/ Caixeta	SN_10d
		Teca	SN_24a
II	Avaré/SP	Pastagem	PA
		Eucalipto - 7 anos	E1 -7
		Eucalipto - 14 anos	E2 - 14
		Eucalipto - 21 anos	E3 - 21

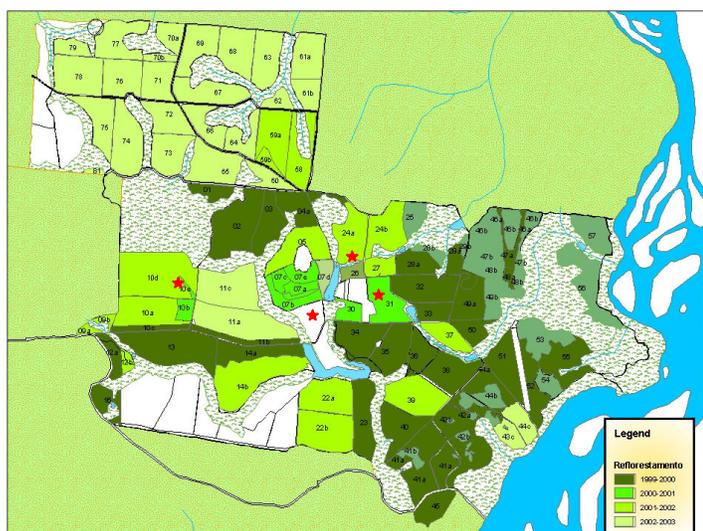


Figura 4.1 – Localização das áreas em estudo (indicadas em vermelho) no município de Cotriguaçu (Mato Grosso)

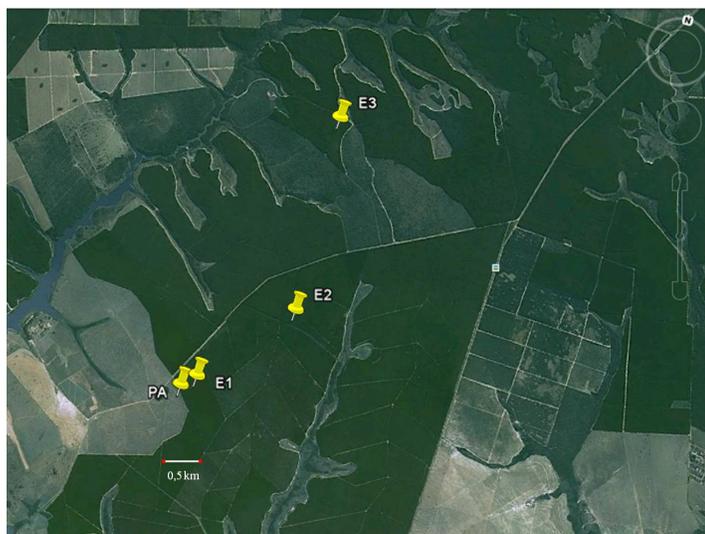


Figura 4.2 – Localização das áreas em estudo (indicadas em amarelo) no município de Avaré (São Paulo) (Google, 2010)

#### 4.2.1.2 Coleta das amostras de solo e análises de laboratório

##### *Amostragem de solo*

As amostras de solo selecionadas para o estudo foram coletadas conforme o esquema descrito nos itens 2.2.1.2 e 3.2.1.2 dos Capítulos 2 e 3, respectivamente. Tendo em vista que a maior parte do C encontra-se distribuída na camada mais superficial do solo (0-10 cm), foram utilizados somente os dados de C do solo nessa profundidade. Na Tabela 4.2 tem-se o número de amostras utilizadas em cada área.

Tabela 4.2 – Descrição do número de amostras de solo por área, na camada de 0-10 cm de profundidade, utilizada no estudo

Área	Sistema de manejo	Nº amostras/ área
I	Pastagem	45
	Ipê Rosa/Freijó	45
	Ipê Rosa/ Caixeta	45
	Teca	45
II	Pastagem	58
	Eucalipto - 7 anos	61
	Eucalipto - 14 anos	61
	Eucalipto - 21 anos	61

### *Preparo das amostras coletadas*

O preparo das amostras está descrito nos itens 2.2.1.2 e 3.2.1.2 dos Capítulos 2 e 3, respectivamente.

### *Análises químicas e físicas do solo*

As análises para caracterização físico-química das amostras estão detalhadas nos itens 2.2.1.2 e 3.2.1.2 dos Capítulos 2 e 3, respectivamente. O conteúdo de carbono, a partir do qual foram feitas as estimativas sobre número ideal de amostras de solo, foi determinado pelo método da combustão a seco utilizando o equipamento LECO® CN-2000, no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP.

#### **4.2.1.3 Estimativa do número ideal de amostras de solo**

O número ideal de amostras de solo a serem coletadas para fins de obtenção do conteúdo médio de carbono na camada de 0-10 cm de profundidade foi estimado com base no coeficiente de variação (CV) gerado para tamanhos diferentes de grupos de amostras. Assim, foram feitas 100.000 simulações do CV associado a quantidades pré-estabelecidas de amostras, conforme Tabela 4.3. Para as simulações foi utilizado o programa computacional estatístico *SPlus*® (versão 8.0). Na Figura 4.3 tem-se o esquema simplificado do procedimento de sorteio das amostras e simulação do CV, conforme descrito.

Tabela 4.3 – Tamanho das amostras utilizadas na simulação do coeficiente de variação em cada área em estudo

Área	Sistema de manejo	Tamanho das amostras (n)
I	Pastagem	5/10/20/30/40
	Ipê Rosa/Freijó	5/10/20/30/40
	Ipê Rosa/ Caixeta	5/10/20/30/40
	Teca	5/10/20/30/40
II	Pastagem	5/10/20/30/40/50
	Eucalipto - 7 anos	5/10/20/30/40/50/60
	Eucalipto - 14 anos	5/10/20/30/40/50/60
	Eucalipto - 21 anos	5/10/20/30/40/50/60

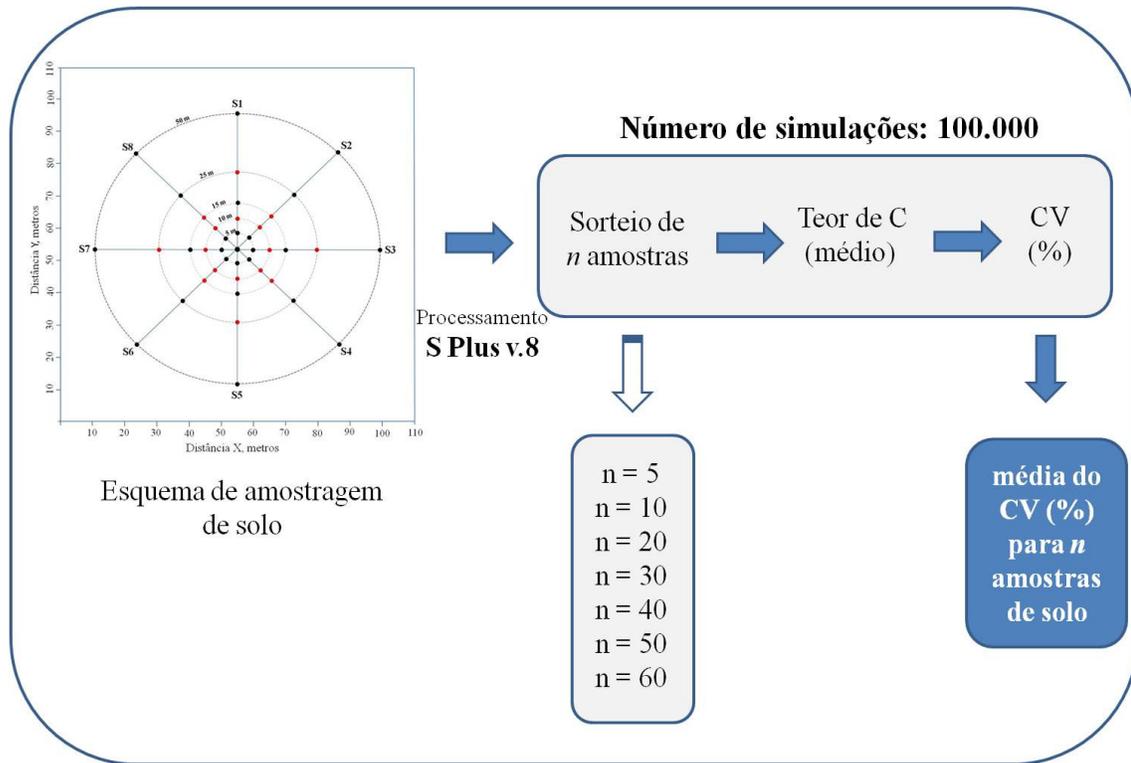


Figura 4.3 – Esquema utilizado para obtenção do coeficiente de variação médio para  $n_x$  amostras de solo ( $x = 5, 10, 20, 30, \dots, 60$ )

Os desvios padrão apresentados neste estudo (DP1 e DP2) referem-se ao valor mínimo e máximo da distribuição normal do CV médio, ou seja, os limites com intervalo de confiança de 68% (1 desvio padrão na distribuição normal), e 95% (02 desvios padrão), com  $t = 1,96$ , obtido na distribuição de  $t$  de Student, e  $\infty$  graus de liberdade.

#### 4.2.1.4 Estimativa do tamanho da parcela amostral

A estimativa do tamanho da parcela amostral foi feita com base nos resultados da variabilidade espacial do carbono das Áreas I e II, obtidos no Capítulo 2 e 3 respectivamente. A partir do maior valor obtido para o alcance da dependência espacial ( $A_0$ ) na camada de 0-30 cm de profundidade, calculou-se a distância mínima entre pontos de amostragem.

#### 4.2.2 Resultados e discussão

##### *Estatística descritiva clássica*

Nessa primeira etapa da análise estatística, foram calculados os momentos de primeira a quarta ordem, que permitem caracterizar as posições centrais e de dispersão dos dados de carbono do solo (RIBEIRO JUNIOR, 1995; GONÇALVES, 1997; WEBSTER, 2000). Portanto, foram calculadas as seguintes medidas: de posição (média, mediana, valor máximo e mínimo), de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação).

Os resultados indicaram o dobro do conteúdo médio de C na camada superficial do solo na Área I, quando comparado à mesma camada da Área II (reflorestada com Eucalipto). Tais valores estão relacionados provavelmente ao baixo conteúdo de argila da Área II e pobreza dos atributos químicos, conforme apresentado nos Capítulos 2 e 3.

Os valores de CV (%) apresentados na Tabela 4.5 se referem à variabilidade do carbono do conjunto de dados total, e não à variação do carbono obtida com as simulações do número de amostras (análise apresentada a seguir). De acordo com a classificação proposta por Hillel (1980), conteúdo C apresentou variações médias (CV 10-100%), em todas as áreas, sendo maior na área de reflorestamento com eucalipto aos 21 anos de idade. As áreas de pastagem foram as que apresentaram menor variabilidade do atributo, considerando o conjunto total de amostras superficiais.

Embora os valores de carbono “Mínimo” e “Máximo” tenham indicado a presença de alguns valores extremos, a proximidade da Média e Mediana sugerem homogeneidade dos dados. Vale ressaltar, no entanto, que para este estudo foram consideradas todas as amostras coletadas na camada superficial, ou seja, conjunto de dados total sem análise de *outliers* (*n* total).

Tabela 4.5 – Descrição estatística clássica do conteúdo de carbono médio das parcelas em estudo

Área	Sistema de manejo	<i>n total</i>	C (g kg <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão (DP)			Mediana	Mín.	Máx.
				DP1	DP2	CV (%)			
I	Pastagem	45	15,1	3,3	6,5	21,9	14,4	9,3	22,0
	Ipê Rosa/Freijó	45	11,0	3,5	6,9	31,9	10,5	5,1	19,9
	Ipê Rosa/ Caixeta	45	16,8	4,7	9,2	27,9	16,2	9,4	32,7
	Teca	45	11,8	3,0	5,9	25,5	11,6	3,7	22,7
II	Pastagem	61	6,6	1,5	2,9	22,2	6,4	3,8	11,2
	Eucalipto - 7 anos	61	7,9	2,4	4,7	30,3	7,5	4,5	21,8
	Eucalipto - 14 anos	61	6,8	1,5	3,0	22,7	6,7	3,8	12,0
	Eucalipto - 21 anos	61	5,7	2,3	4,5	40,2	5,0	2,3	13,3

*n*: número total de amostras coletadas por área, na camada de 0 a 10 cm de profundidade; DP1: desvio padrão da média do C, considerando o intervalo de confiança de 68%; DP2: desvio padrão da média do C, considerando o intervalo de confiança de 95%; CV%: coeficiente de variação obtido pela relação [(DP1/ média de C) x 100]. Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo.

*Estimativa do número ideal de amostras de solo*

Os resultados referentes às simulações do CV para diferentes números de amostras da Área I encontram-se resumidos na Tabela 4.6 e nas Figuras 4.4 e 4.5.

Os dados da Figura 4.4, referente à comparação entre os sistemas de manejo da Área I, indicavam, a princípio, a existência de uma relação direta entre o aumento do número de amostras ( $n$ ) e o CV médio. No entanto, ao se considerar os desvios padrão apresentados (DP1 e DP2), observou-se que o aumento do  $n$  não representou variação significativa no CV% (Tabela 4.6). Tal resultado pode ser visualizado na Figura 4.5, onde se observa a barra de erro do desvio padrão com 68% de confiança (DP1) para cada  $n$  simulado.

Tabela 4.6 – Resultados da simulação do coeficiente de variação médio (CV%) para diferentes números ( $n$ ) de amostras de solo (sendo  $n = 5, 10, 20, 30$  e  $40$ ), obtidos para a área de reflorestamento com espécies nativas da Amazônia (Área I)

Área	C (g kg <sup>-1</sup> )	CV(%)	DP1	DP2
<i>n = 5</i>				
Pastagem	15,5	15,9	3,2	6,4
Teca	12,1	19,0	4,9	9,6
Ipê Rosa/ Freijó	11,7	32,7	17,3	33,9
Ipê Rosa Caixeta	17,0	13,4	2,2	4,4
<i>n = 10</i>				
Pastagem	14,8	18,9	4,8	9,4
Teca	11,9	16,3	3,4	6,7
Ipê Rosa/ Freijó	12,9	26,6	11,3	22,2
Ipê Rosa Caixeta	15,1	19,4	5,1	10,1
<i>n = 20</i>				
Pastagem	15,2	26,0	10,2	20,0
Teca	12,6	24,3	8,6	16,9
Ipê Rosa/ Freijó	12,1	35,8	21,7	42,5
Ipê Rosa Caixeta	16,0	22,5	7,2	14,2
<i>n = 30</i>				
Pastagem	14,8	23,6	8,1	15,9
Teca	12,4	24,0	8,4	16,4
Ipê Rosa/ Freijó	12,1	30,8	15,9	31,2
Ipê Rosa Caixeta	17,5	26,4	10,5	20,5
<i>n = 40</i>				
Pastagem	15,1	23,0	7,6	14,9
Teca	12,3	23,7	8,1	16,0
Ipê Rosa/ Freijó	11,9	35,1	23,5	46,1
Ipê Rosa Caixeta	17,1	21,6	6,4	12,6

$n$ : número de amostras consideradas na simulação ( $n = 5, 10, 20, 30$  e  $40$  amostras); CV (%): coeficiente de variação médio de  $n$  amostras, após 100.000 simulações; DP1: desvio padrão considerando o intervalo de confiança de 68%; DP2: desvio padrão considerando o intervalo de confiança de 95%.

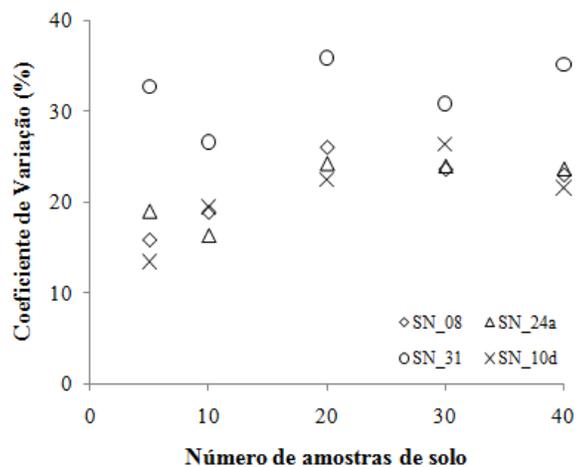


Figura 4.4 – Número de amostras de solo ( $n$ ) em função do coeficiente de variação (simulado 100.000 vezes), para a Área I (SN\_08 – Pastagem, SN\_24a – Teca, SN\_31 – Ipê Rosa/ Freijó. SN\_10d – Ipê Rosa/ Caixeta)

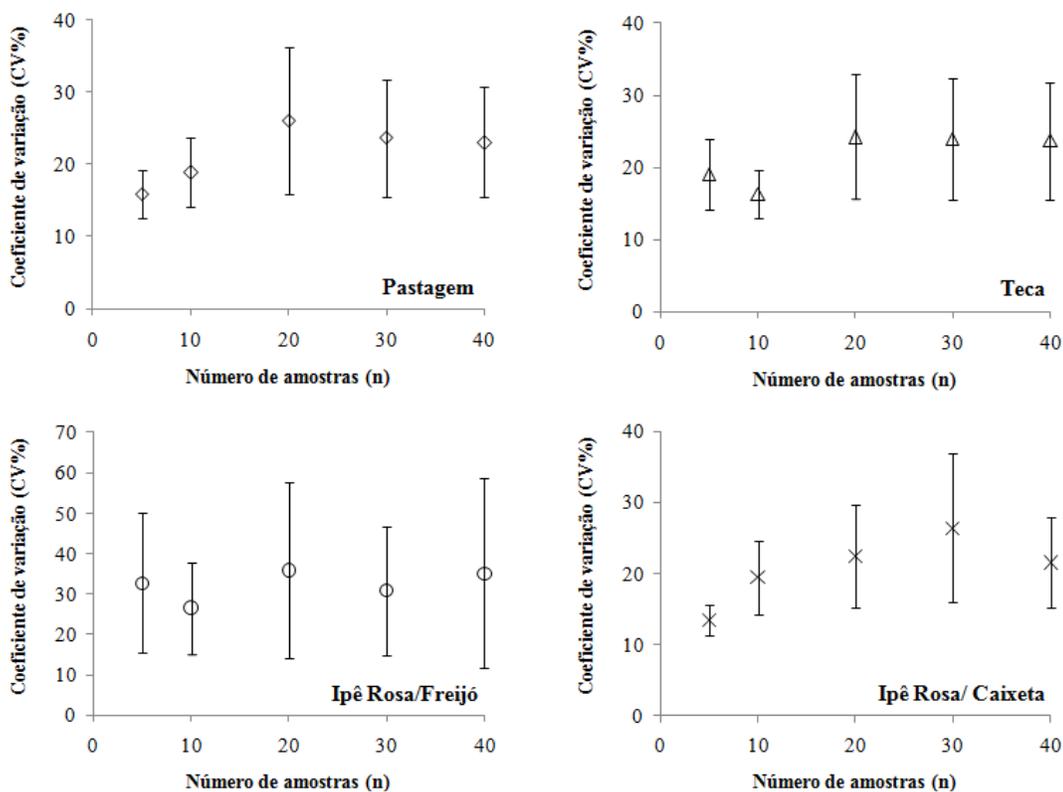


Figura 4.5 – Número de amostras de solo ( $n$ ) em função do coeficiente de variação (simulado 100.000 vezes), para as quatro situações em estudo na Área I, considerando o desvio padrão (DP1) com 68% de intervalo de confiança

Os resultados referentes às simulações do CV calculado para diferentes números de amostras da Área II encontram-se na Tabela 4.7 e nas Figuras 4.6 e 4.7. O fato de não existir diferença significativa no CV (%) com a variação do tamanho amostral ( $n$ ) significa que a escolha do número de amostras a ser coletado para fins de obtenção da linha de base e do monitoramento no contexto do MDL florestal está condicionada à outros fatores, como os custos de amostragem/ análise, e não à variabilidade associada ao número de amostras para representar o carbono do solo.

Tabela 4.7 – Resultados da simulação do coeficiente de variação médio (CV%) para diferentes números ( $n_x$ ) de amostras de solo (sendo  $x = 5, 10, 20, 30, 40, 50$  e  $60$ ), obtidos para a área de reflorestamento com eucalipto (Área II)

Área	C (g kg <sup>-1</sup> )	CV(%)	DP1	DP2
n = 5				
Eucalipto - 7 anos	7,4	13,5	2,3	4,5
Eucalipto - 14 anos	6,5	15,4	3,0	5,9
Eucalipto - 21 anos	4,5	36,9	21,4	42,0
Pastagem	7,0	36,5	22,6	44,4
n = 10				
Eucalipto - 7 anos	7,6	19,5	5,2	10,1
Eucalipto - 14 anos	6,7	15,2	2,9	5,7
Eucalipto - 21 anos	5,4	32,5	16,6	32,5
Pastagem	7,6	29,4	13,3	26,0
n = 20				
Eucalipto - 7 anos	7,8	15,2	2,9	5,7
Eucalipto - 14 anos	6,8	22,2	7,0	13,8
Eucalipto - 21 anos	5,5	35,7	19,9	39,0
Pastagem	6,9	32,5	17,3	33,9
n = 30				
Eucalipto - 7 anos	8,2	20,8	6,0	11,8
Eucalipto - 14 anos	6,9	18,8	4,8	9,3
Eucalipto - 21 anos	5,3	38,9	24,7	48,3
Pastagem	6,9	27,3	11,5	22,6
n = 40				
Eucalipto - 7 anos	7,9	22,5	7,2	14,2
Eucalipto - 14 anos	7,2	21,7	6,6	13,0
Eucalipto - 21 anos	5,5	38,3	26,3	51,5
Pastagem	6,8	26,9	11,3	22,1
n = 50				
Eucalipto - 7 anos	8,1	22,7	7,4	14,4
Eucalipto - 14 anos	7,1	21,2	6,3	12,3
Eucalipto - 21 anos	5,5	42,1	31,9	62,6
Pastagem	6,7	25,2	9,4	18,5

Área	C (g kg <sup>-1</sup> )	CV(%)	DP1	DP2
		n = 60		
Eucalipto - 7 anos	8,0	23,5	8,0	15,6
Eucalipto - 14 anos	6,9	20,9	6,0	11,9
Eucalipto - 21 anos	5,4	41,9	31,4	61,5
Pastagem	-	-	-	-

*n*: número de amostras consideradas na simulação (*n* = 5, 10, 20, 30, 40, 50 e 60 amostras); DP1: desvio padrão do CV considerando o intervalo de confiança de 68%; DP2: desvio padrão do CV considerando o intervalo de confiança de 95%; CV (%): coeficiente de variação médio de *n* amostras, após 100.000 simulações.

Além disso, os resultados confirmam as recomendações das metodologias de florestamento e reflorestamento consolidadas pelo IPCC, como a “AR-AM0002 – “Restoration of degraded lands through afforestation/reforestation – version 1.0” (UNFCCC, 2006), pioneira na inclusão do solo como compartimento elegível em projetos de MDL. Essa metodologia preconiza uma amostragem *ex-ante* de cinco pontos/ parcela, considerando 100 m<sup>2</sup> a parcela no reflorestamento (monitoramento) e 10.000 m<sup>2</sup> a área da parcela na pastagem (linha de base). A partir desses dados, aplica-se a estatística clássica para determinação do número ideal de amostras, lembrando que, nesse caso, não é feita uma análise da dependência espacial do carbono no solo.

Na Figura 4.6 tem-se a comparação entre os sistemas de manejo da Área II. Da mesma forma que para a Área I, os resultados indicam uma tendência de aumento do CV com o aumento do tamanho amostral. No entanto, a partir do momento que se considerou o desvio padrão do CV médio (com intervalo de confiança de 68 ou 95%) (Tabela 4.7), foi constatado não haver diferença significativa entre os valores obtidos. Tal resultado pode ser visualizado na Figura 4.7, onde se observa a barra de erro do DP1 (intervalo de confiança de 68%) para cada *n* simulado.

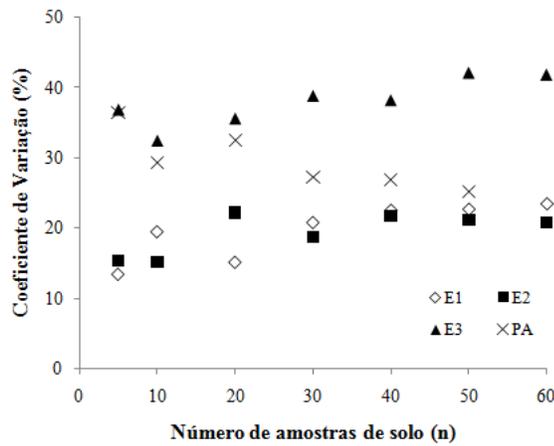


Figura 4.6 – Número de amostras de solo ( $n$ ) em função do coeficiente de variação (simulado 100.000 vezes), para a Área II (E1 – Eucalipto aos 7 anos, E2 – Eucalipto aos 14 anos, E3 – Eucalipto aos 21 anos, PA - Pastagem)

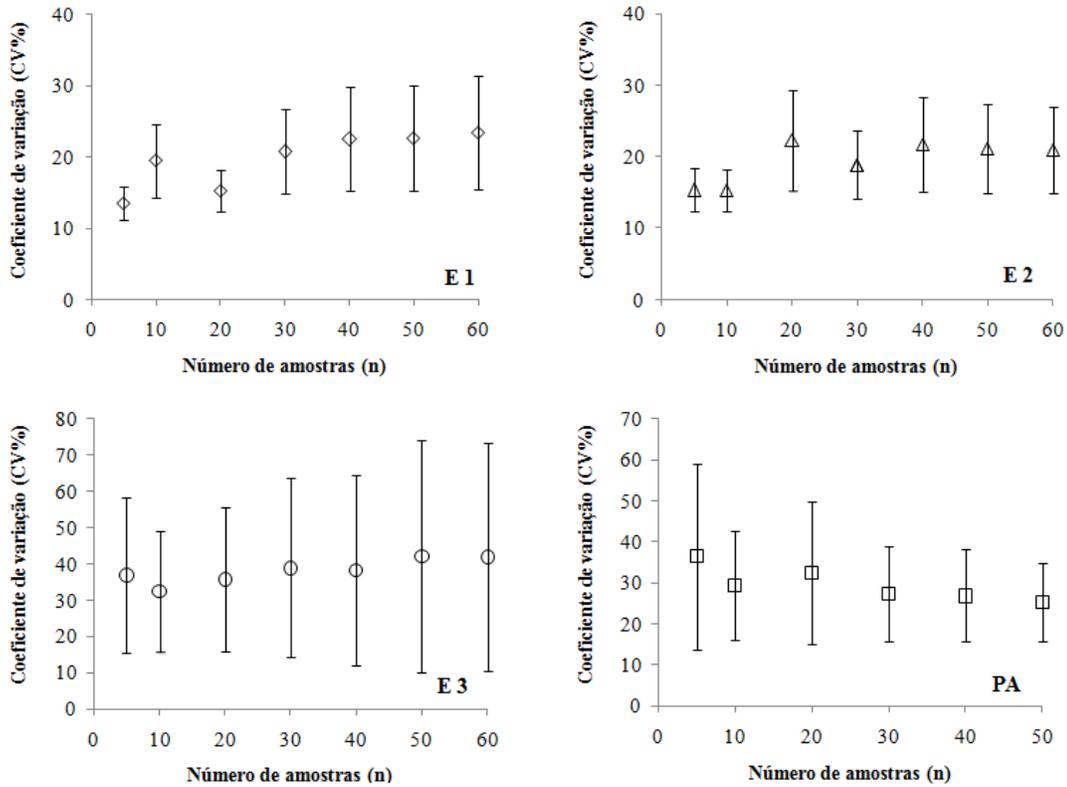


Figura 4.7 – Número de amostras de solo ( $n$ ) em função do coeficiente de variação (simulado 100.000 vezes), para as quatro situações em estudo na Área II (E1 – Eucalipto aos 7 anos, E2 - Eucalipto aos 14 anos, E3 - Eucalipto aos 21 anos, PA: Pastagem), considerando o desvio padrão com 68% de intervalo de confiança (DP1)

Embora os resultados da pesquisa tenham confirmado que a amostragem com  $n = 5$  pontos nas áreas de reflorestamento e nas pastagens das Áreas I e II seja tão precisa quanto uma amostragem mais densa, foi demonstrado no Capítulo 2 e 3 que a distância entre essas amostras é de extrema importância na obtenção da variabilidade do carbono do solo. Assim, se considerarmos a amostragem com  $n = 5$  associado ao alcance da dependência espacial obtido em cada sistema de manejo para a camada de 0-30 cm, teremos o tamanho ideal da parcela onde tais amostras deverão ser coletadas (Tabela 4.8).

Para os cálculos do tamanho da parcela, foi considerado um esquema de amostragem quadrado, conforme a Figura 4.8, onde o ponto central desse esquema obedece à distância mínima obtida com o alcance ( $A_0$ ) da dependência espacial.

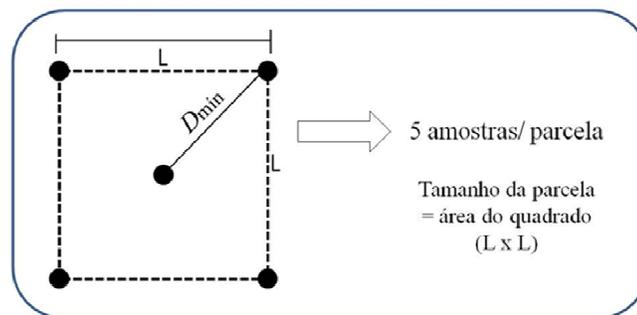


Figura 4.8. Esquema de amostragem das áreas em estudo

Tabela 4.8 – Tamanho da parcela de amostragem, considerando  $n = 5$  amostras de solo, para a camada 0-30 cm de profundidade, nas áreas em estudo

Área	Manejo	Distância mínima amostral (m)	Tamanho da parcela <sup>1</sup> (m <sup>2</sup> ) (L x L)
I	Pastagem	40	3250 (57 x 57)
	Ipê Rosa/ Caixeta	20	841 (29 x 29)
	Ipê Rosa/ Freijó	15	441 (21 x 21)
	Teca	13	361 (19 x 19)
II	Pastagem	18	676 (26 x 26)
	Eucalipto – 7 anos	21	900 (30 x 30)
	Eucalipto – 14 anos	26	1369 (37 x 37)
	Eucalipto – 21 anos	43	3721 (61 x 61)

<sup>1</sup>valores aproximados; L: lado da parcela, em metros, considerando o esquema amostral quadrado.

Embora o nível de precisão e a variabilidade da propriedade em estudo devam determinar a intensidade da amostragem de solo (HAMMOND; CULLAH, 1978), a escolha do número de pontos amostrais é constantemente feita de maneira arbitrária (BAERT et al., 1999), ou então decidida pela praticidade e operacionalidade de sua localização e demarcação em campo (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997).

Vale ressaltar, no entanto, que são poucos os estudos que relatam o número ideal de amostras de solo necessárias para representar adequadamente um atributo. Isso ocorre por diversos motivos, dentre eles a necessidade de estudos prévios envolvendo a análise geoestatística de áreas florestais em condições similares, o que geralmente está associado à coleta de um número elevado de amostras de solo. Além disso, é preciso ter em mente que não existe um número universal que responda à todas as variáveis relacionadas à dinâmica de propriedades do solo (BAERT et al., 1999).

Em um estudo sobre propriedades químicas de horizontes orgânicos (O) sob diferentes tipos de florestas do Canadá, Quesnel e Lavkulich (1980) concluíram que 15 amostras de solo coletadas aleatoriamente em uma área de 300 m<sup>2</sup> são suficientes para representar o conteúdo médio do C do solo, N total e CTC com um erro de 10% e 95% de intervalo de confiança.

Para Van Wesemael e Veer (1992), são necessárias pelo menos 30 amostras de solo de 25x25 cm, dispostas em intervalos de 7 metros de distância, para estimar adequadamente o conteúdo de matéria orgânica nos horizontes minerais de florestas do Mediterrâneo. Em um estudo similar na Europa, foram recomendadas cerca de 60 amostras de solo para quantificar de maneira representativa o conteúdo de C em horizontes minerais (CLUTTER, 1968).

Rangel e Silva (2007) determinaram o estoque de C e N em um Latossolo sob diferentes sistemas de uso e manejo, entre eles mata nativa e eucalipto, a partir de três amostras compostas por 10 subamostras (ou repetições), coletadas aleatoriamente em parcelas de 300 m<sup>2</sup>. Em um estudo para verificar alterações nos teores e no estoque de carbono orgânico, em decorrência da adoção dos sistemas agrossilvopastoril, pastagem cultivada e reflorestamento de eucalipto em Minas Gerais, foram retiradas seis amostras simples, cada uma constituindo uma amostra composta em triplicata, que constituiu uma repetição, em parcelas de 200 m<sup>2</sup> (10 x 20 m) (NEVES et al., 2004).

A partir dos resultados obtidos na Área I, pode-se dizer que a pastagem foi o sistema de manejo mais homogêneo, o que pode ser traduzido pelo tamanho da parcela amostral, se comparado aos demais. Tal resultado é coerente, visto que a pastagem encontra-se em boas

condições, apesar do pastejo ainda ocorrer no local. As características físico-químicas do solo associado ao rápido crescimento vegetal favorecido pelo clima da região podem explicar esse fato. Com relação às áreas de reflorestamento, observou-se que a associação Ipê Rosa/ Caixeta conferiu maior homogeneidade do carbono no solo, revelada pelo tamanho maior da parcela amostral, se comparada a associação Ipê Rosa/ Freijó, visto que as áreas apresentam as mesmas condições edafoclimáticas além da idade do plantio. Por outro lado, a área reflorestada com a Teca mostrou-se a menos homogênea, com o menor tamanho de parcela para a coleta das cinco amostras de solo. Conforme descrito no item “Resultados e discussão” (2.2.2.3) do Capítulo 2, isso pode ser um indício de que a Teca condicione mais fortemente a distribuição do carbono no solo, uma vez que o alcance da dependência espacial na Teca, a partir do qual foi calculado o tamanho amostral, foi próximo do espaçamento entre plantas da área (3 x 2 m).

Os resultados obtidos para a Área II indicam que o tamanho da parcela aumenta com a idade do reflorestamento, ou seja, a variabilidade espacial do carbono na camada 0-30 cm das áreas é maior quando o sistema é mais recente, estabilizando-se com o passar dos anos. Esse princípio, no entanto, não pode ser aplicado na área de pastagem, embora o sistema tenha sido implantado há mais de 20 anos. Uma das explicações, nesse caso, pode ser o estágio avançado de degradação da pastagem, conferindo uma cobertura vegetal bastante heterogênea no local amostrado, com a presença de invasoras como a palmeira. Além disso, a área de pastagem continua sendo utilizada como pastejo dos animais da Fazenda Regina I, o que induz a retirada acelerada de nutrientes do solo sem que haja reposição adequada dos mesmos. Todos esses fatores, associados à textura arenosa do solo, contribuem para os resultados obtidos, os quais provavelmente seriam bastante diferentes caso a pastagem estivesse em boas condições (como no caso da pastagem da Área I).

### **4.3 Conclusões**

Os resultados obtidos com as simulações do coeficiente de variação para diferentes números de amostras da camada 0-10 cm permitiram concluir que a coleta de cinco pontos por parcela é tão precisa quanto uma amostragem mais densa, composta por até 40 pontos, no caso das áreas reflorestadas com espécies nativas da Amazônia (Área I), ou até 60 pontos no

caso do reflorestamento com eucalipto (Área II), inclusive para as pastagens das respectivas áreas.

Os resultados obtidos com o número ideal de amostras para a obtenção do carbono do solo confirmam as recomendações das metodologias de MDL para reflorestamento do IPCC. Por outro lado, o tamanho das parcelas para a coleta das amostras não confirmou as recomendações do IPCC, variando conforme os resultados obtidos no estudo da dependência espacial do carbono das áreas.

O tamanho das parcelas para as áreas com reflorestamento variou de 361 a 841 m<sup>2</sup> para a Área I, e de 900 a 3721 m<sup>2</sup> para a Área II. Para as áreas de pastagem, consideradas linhas de base dos projetos, o tamanho da parcela foi de 3250 m<sup>2</sup> para a Área I e 676 m<sup>2</sup> para a Área II.

A decisão quanto ao número ideal de amostras de solo para projetos de MDL, considerando as áreas em estudo, deve basear-se em critérios econômicos, como os custos associados aos procedimentos de amostragem e análises de laboratório.

## Referências

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico ABRAF ano base 2009**. Brasília, 2010. 140 p.

BAERT, G.; VANMECHELEN, L.; VAN RANST, E. Critical Review of Soil Sampling Methods in the ICP Forests Programme. In: MEETING OF THE ICP FORESTS "FOREST SOIL EXPERT PANEL" (FSEP), 8., 1999, Gent, Belgium. Gent: Soil Forest Soil Coordinating Centre (FSCC), 1999.

CLUTTER, J.L.; FORTSON, J.C.; PIENNAR, L.V.; BRISTER, R.G.H.; BAILEY, R.L. **Timber management: a quantitative approach**. New York: Wiley, 1983. 333 p.

GONÇALVES, A.C.A. **Variabilidade espacial de propriedades físicas do solo para fins de manejo da irrigação**. 1997. 118p. Tese (Doutorado em Física do Solo) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

GUIMARÃES, E.C. **Variabilidade espacial da umidade e da densidade do solo em um Latossolo Roxo**. 1993. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

HAMMOND, R.; MC CULLAGH, P.S. **Quantitative techniques in geography**. Oxford: Clarendon Press, 1978.

HILLEL, D. **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. 385 p.

McBRATNEY, A.B.; WEBSTER, R. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? **Soil Science**, New Brunswick, v. 135, p. 177-183, 1983.

NEVES, C.M.N.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; MACEDO, R.L.G.; TOKURA, A.M. Estoque de carbono em sistemas agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região noroeste do estado de minas gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, p. 1038-1046, 2004.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D.A. **Inventário florestal**. Curitiba: Edição dos Autores, 1997. 316 p.

PERSON, B. Market failure: why the Clean Development Mechanism won't promote clean development. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 15, p. 247-252, 2007.

QUESNEL, H.J.; LAVKULICH, L.M. Nutrient variability of forest floors near Port Hardy, British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 60, p. 565-573, 1980.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1609-1623, 2007.

RIBEIRO JÚNIOR, P.J. **Métodos geoestatísticos no estudo da variabilidade espacial dos parâmetros do solo**. 1995. 99 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

ROBERTSON, K.; LOZA-BALBUENA, I.; FORD-ROBERTSON, J. Monitoring and economic factors affecting the economic viability of afforestation for carbon sequestration projects. **Environmental Science & Policy**, Amsterdam, v. 7, p. 465-475, 2004.

SOUZA, L. da S.; COGO, N.P.; VIEIRA, S.R. Variabilidade de propriedades físicas e químicas do solo em um pomar cítrico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 367-372, 1997.

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. **Baseline and monitoring methodologies for CDM**. Bonn, 2010. Disponível em: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html>. Acesso em: 10 set. 2010.

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. **Restoration of degraded lands through afforestation/reforestation – AR-AM002/ Version 01**. Bonn, 2006. 82 p. Disponível em: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/ARmethodologies>. Acesso em: 10 set.2010.

VAN WESEMAEL, B.; VEER, M.A.C. Soil organic matter accumulation, litter decomposition and humus forms under Mediterranean-type forests in forests in southern Tuscany (Italy). **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 43, p. 133-144, 1992.

VIEIRA, S.R.; HATFIELD, J.L.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**. Berkeley, v. 51, n. 3, p. 1-75, 1983.

WEBSTER, R.; OLIVER, M.A. **Geostatistics**. Statistics in Practice. Chichester: Wiley, 2001. 271 p.

ZOMER, R.J.; TRABUCCO, A.; BOSSIO, D.A.; VERCHOT, L.V. Climate change mitigation: a spatial analysis of global land suitability for clean development mechanism afforestation and reforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 126, p. 67–80, 2008.

## 5 DETERMINAÇÃO DO CARBONO DO SOLO UTILIZANDO A ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO – Efeito do método analítico na qualidade da predição do teor de carbono para Projetos de MDL

### Resumo

A espectroscopia de reflectância no infravermelho (IRS) é um método fisicamente não destrutível, rápido, reprodutível e de baixo custo que caracteriza materiais de acordo com a sua reflectância em faixas do comprimento de onda infravermelho do espectro. Embora o uso dessa técnica na obtenção de estimativas do conteúdo de carbono do solo venha crescendo, alguns aspectos metodológicos ainda não foram abordados extensivamente. Assim, os objetivos deste trabalho foram: (i) avaliar o desempenho das metodologias NIRS e MIRS na predição dos teores de carbono do solo, em relação ao método de combustão a seco (referência), em amostras coletadas em duas áreas de reflorestamento distintas; ii) avaliar a qualidade da predição com diferentes tratamentos (modelos) de pré-processamentos dos espectros; (iii) determinar o número ideal de amostras utilizadas na calibração dos modelos de predição, de modo a obter-se a melhor estimativa do carbono do solo associada ao menor custo de análise e tempo. Para tal, foram utilizados dois conjuntos de dados compostos por 540 amostras de solo coletadas em reflorestamentos com espécies nativas da Amazônia e sob pastagem (Área I) e 535 amostras coletadas em duas áreas de reflorestamento com eucalipto, uma área de pastagem e uma de vegetação natural (Área II). Para a modelagem dos dados foram utilizados quatro tratamentos de pré-processamento dos dados incluindo os métodos com e sem a correção da dispersão espectral (SNV e None), além da aplicação ou não da 1ª derivada (144 e 001). Além disso, foram utilizados diferentes grupos de amostras na calibração dos dados representados por uma porcentagem do conjunto total (5, 10, 30 e 60%). Para a determinação do número ideal de amostras no conjunto de calibração foram avaliados diversos parâmetros de qualidade da calibração e predição, além do custo analítico para obtenção do teor de C por amostra. O método NIRS ajustado ao modelo NONE 144 foi o que apresentou os melhores valores de  $R^2$  e RMSE (parâmetros da qualidade da predição) para a Área I ( $R^2 = 0,91$  e  $RMSE = 0,79$ ) e para a Área II ( $R^2 = 0,73$  e  $RMSE = 1,17$ ), associado ao menor número de amostras utilizadas na calibração (5%). O desempenho dos métodos NIRS e MIRS, principalmente quando calibrados com quantidades inferiores a 10% do conjunto original de amostras, provou que é possível obter-se teores de C do solo de maneira mais rápida, econômica e sem prejuízo da qualidade dos resultados quando comparado aos métodos tradicionalmente utilizados em Projetos de MDL.

Palavras-chave: NIRS. MIRS. Carbono do solo. Calibração. Validação. Reflorestamento.

**USE OF INFRARED SPECTROSCOPY FOR SOIL CARBON CONTENT  
DETERMINATION AT REFORESTATION PROJECT – Analytical method effect  
in the soil carbon prediction quality for CDM Forestry Projects**

**Abstract**

Infrared reflectance spectroscopy (IRS) is a physically non destructive, rapid, reproducible and low-cost method that characterized materials according to its reflectance in the wavelength range of infrared spectrum. Although the use of this technique in obtaining estimates of soil carbon content is increasing in recent years, some methodological aspects have not yet been addressed extensively. In this context, the objectives of this study were: (i) evaluate the performance of NIRS and MIRS methodologies for predicting soil carbon content in relation to dry combustion method (reference), in samples collected at two distinct reforestation areas; ii) evaluate the quality of prediction with different spectra pre-processing treatments (models); (iii) determine the optimal number of samples used for calibration of prediction models in order to obtain the best estimate of soil carbon associated with lower analysis cost and time. To achieve the objectives we used two data sets consisting of 540 soil samples from three areas reforested with native species and one pasture area (Area I) and 535 soil samples from two areas reforested with eucalyptus and one pasture area (Area II). To build the models we compared four spectrum preprocessing treatments including the use or not of a standard normal variate transform (i.e. SNV and “None” treatments), and the application or not of a second derivative (i.e. 144 and 001). Furthermore, we used different groups of samples in the calibration of the data represented by a set percentage of the total set (5, 10, 30 and 60%). To determine the optimal number of samples in the calibration set, several parameters of calibration and validation quality were calculated as well as the costs for carbon determination per sample. The NIRS method adjusted to 144 NONE model showed the best  $R^2$  and RMSE values (parameters of quality prediction) for Area I ( $R^2 = 0.91$  and  $RMSE = 0.79$ ) and Area II ( $R^2 = 0.73$  and  $RMSE = 1.17$ ), associated with the smallest number of samples used for calibration (5%). The performance of the NIRS and MIRS methods, especially when calibrated with less than 10% of the original set of samples, proved that it is possible to obtain C content of the soil more quickly, economically and without loss of quality results when compared the methods traditionally used in forestry CDM projects.

Keywords: NIRS. MIRS. Soil carbon. Calibration. Validation. Reforestation.

## 5.1 Introdução

Projetos envolvendo o estudo do carbono do solo, sobretudo no âmbito do MDL, requerem frequentemente inúmeras determinações em laboratório (BARTHÈS et al., 2006). Um dos métodos mais usados atualmente para quantificar o carbono consiste na combustão seca da amostra de solo. Embora este método seja considerado suficientemente preciso (WATSON et al., 2000), ele apresenta um custo relativamente elevado, tornando-se uma importante restrição quando da decisão da inclusão do solo como compartimento elegível para projetos de sequestro de carbono em áreas florestais.

A espectroscopia de reflectância no infravermelho consiste numa metodologia analítica fisicamente não-destrutiva, rápida, reprodutível e de baixo custo, que caracteriza materiais de acordo com a sua reflectância em algumas faixas do comprimento de onda infravermelho do espectro. Os sinais de reflectância são produzidos por vibrações de flexão e longitudinal das ligações entre os átomos de C, N, H O, P, S, e fornecem informações sobre a proporção de cada elemento nos materiais analisados (BRUNET et al., 2007).

Enquanto o NIRS utiliza a radiação electromagnética na faixa de 25000 a 4000  $\text{cm}^{-1}$  (400-2500 nm), a espectroscopia de reflectância no infravermelho médio (MIRS) usa a radiação na faixa dos 4000-400  $\text{cm}^{-1}$  (2500-25,000 nm).

O NIRS foi usado pela primeira na década de 1960, na avaliação do conteúdo de umidade de sementes e outros produtos vegetais (HART et al., 1962). Em seguida surgiram as primeiras publicações relatando o uso do método em solos (BOWERS; HANKS, 1965; AL-ABBAS et al., 1972), assunto este que vem sendo abordado de maneira crescente principalmente a partir da década de 1990 (MORRA et al., 1991; HENDERSON et al., 1992; SUDDUTH; HUMMEL, 1993; BARTHÈS et al., 2006; BRUNET et al., 2007; MOREIRA et al., 2009). Nesta mesma época surgiram estudos relatando que a espectroscopia de reflectância difusa no infravermelho médio ou MIRS, também apresentava características espectrais de grande utilidade na predição de diversas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (JANIK; SKJEMSTAD, 1995; MADARI, et al., 2006).

Embora a aplicação dessas duas técnicas em estudos de solo esteja em pleno crescimento, existem alguns aspectos metodológicos que ainda não foram analisados de maneira conclusiva. Um desses aspectos reside na etapa de pré-processamento de dados, tais como o uso de derivadas e a correção de dispersão, visando aperfeiçoar características

espectrais. Na predição do conteúdo de carbono do solo pelo NIRS, por exemplo, muitas autores utilizaram a primeira derivada do espectro (CHANG et al., 2001, REEVES et al., 2002; SHEPHERD, 2002; COÛTEAUX et al., 2003; RUSSELL, 2003; MORON; COZZOLINO, 2004), enquanto outros preferiram a segunda derivada (SALGO et al., 1998; FYSTRO, 2002).

Tendo em vista que o custo das determinações analíticas do carbono do solo, obtidas por métodos convencionais, é considerado um dos entraves econômicos para os projetos de reflorestamento no âmbito do MDL, o objetivo desse trabalho foi: (i) avaliar o desempenho das metodologias NIRS e MIRS na predição dos teores de carbono do solo em amostras coletadas em duas áreas de reflorestamento distintas; (ii) avaliar a qualidade da predição com diferentes tratamentos (modelos) de pré-processamentos dos espectros; (iii) determinar o número ideal de amostras utilizadas na calibração dos modelos de predição, de modo a obter-se a melhor estimativa do carbono do solo associada ao menor custo de análise.

## **5.2 Desenvolvimento**

### **5.2.1 Material e métodos**

#### *5.2.1.1 Amostras de solo*

As amostras utilizadas nesse estudo foram coletadas nas áreas já detalhadas no item 2.2.1.1 do Capítulo 2 (Reflorestamento com espécies nativas da Amazônia) e no item 3.2.1.1 do Capítulo 3 (Reflorestamento com Eucalipto). Tendo em vista a heterogeneidade dos locais investigados, optou-se por manter a separação do conjunto de amostras conforme sua origem, aqui denominadas Área I (Figura 5.1) e Área II (Figura 5.2) (Tabela 5.1).

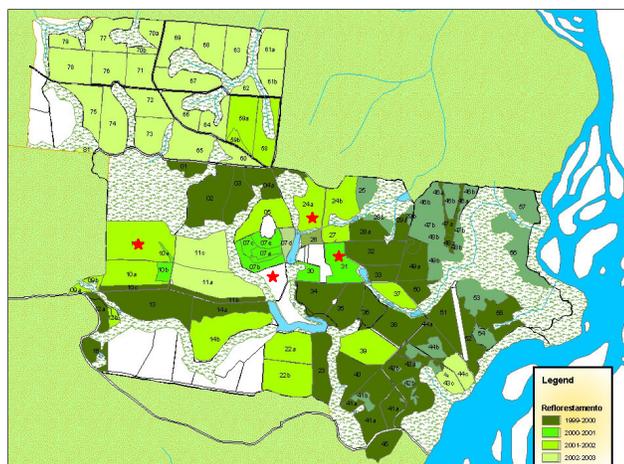


Figura 5.1 – Localização das áreas em estudo (indicadas em vermelho) no município de Cotriguaçu (Mato Grosso)



Figura 5.2 – Localização das áreas em estudo (indicadas em amarelo) no município de Avaré (São Paulo) (Google, 2010)

A amostragem de solo foi realizada em uma malha irregular, com pontos dispostos de maneira radial conforme Figura 2.5 do Capítulo 2 e Figura 3.5 do Capítulo 3. Em cada ponto de coleta foi aberta uma mini trincheira, com dimensões aproximadas de 0,5 x 0,5 x 0,5 m, de onde foram retiradas, com auxílio de uma pá de aço inox, amostras simples nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade. O número total de amostras foi de 540 na Área I e 535 na Área II, tratadas de maneira independente. A área reflorestada com eucalipto há 21 anos não foi considerada nesse estudo, tendo em vista a quantidade espectros *outliers* detectados pelos métodos.

Tabela 5.1 – Descrição resumida dos conjuntos de dados em estudo

Conjunto de dados	Procedência	Sistema de manejo	Profundidade (cm)	<i>n</i> amostras do conjunto de dados	Textura <sup>1</sup>
Área I	Cotriguaçu (MT)	Pastagem	0-10	540	Média
		Ipê Rosa/Freijó	10-20		
		Ipê Rosa/ Caixeta Teca	20-30		
Área II	Avaré (SP)	Cerrado	0-10	535	Arenosa
		Pastagem	10-20		
		Eucalipto - 7 anos	20-30		
		Eucalipto - 14 anos			

<sup>1</sup>Textura média do conjunto de dados total.

#### *Preparo das amostras coletadas*

As amostras de solo foram secas ao ar, homogeneizadas e tamisadas em peneira de 2 mm para obtenção da fração denominada terra fina seca ao ar menor que 2 mm (TFSA). Em seguida, retirou-se uma subamostra com cerca de 6 g de TFSA, a qual foi moída e tamisada em peneirada de 0,149 mm (100 meshes). Parte das amostras foi encaminhada para a França, para realização das análises de carbono por Espectroscopia no Infravermelho Próximo (NIRS) e Médio (MIRS). O restante permaneceu no Brasil para determinação do carbono pelo método da Combustão a seco. Previamente às análises NIRS e MIRS, as amostras de solo permaneceram em estufa a 40°C por 24 horas.

#### **5.2.1.2 Determinação do Carbono de referência**

A determinação convencional do conteúdo de C (referência) foi realizada pelo método da Combustão a seco, em um equipamento LECO® CN-2000 do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP. Para as análises foram utilizados aproximadamente 4 g de TFSA tamisada em peneirada de 0,149 mm (100 meshes).

### 5.2.1.3 Análise NIRS

#### *Espectro de aquisição e pré-processamento*

A determinação do conteúdo de carbono pelo NIRS foi realizada no Laboratório *UMR Eco&Sols - Ecologie Fonctionnelle & Biogéochimie des Sols* (Ecologia Funcional e Bioquímica de Solos) do *Institut de Recherche pour le Développement – IRD* (Instituto de Pesquisa para o Desenvolvimento), localizado em Montpellier, França.

A reflectância foi medida entre 1100 e 2500 nm, em intervalos de 2 nm, com um Espectrofotômetro Foss NIRS Systems 5000 (Silver Spring, MD, USA), utilizando um anel estático (5 cm de diâmetro, com redutor de amostras acoplado) contendo aproximadamente 1,5 g de solo (Figura 5.3).

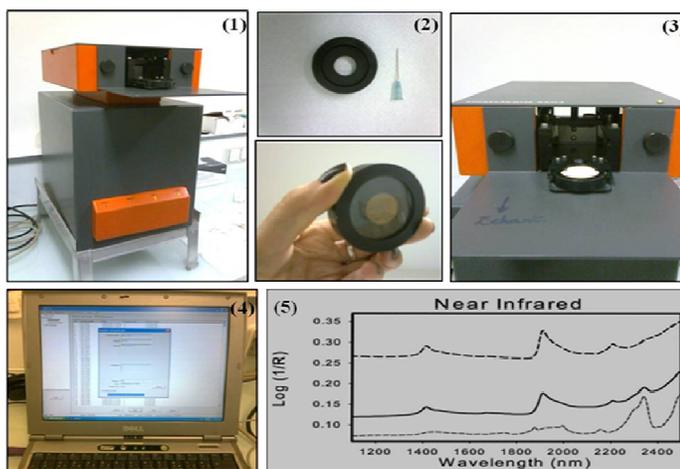


Figura 5.3 – Etapas da obtenção dos espectros do solo pelo NIRS - (1) Espectrofotômetro Foss NIRS Systems 5000, (2) Anel estático com redutor de amostras, (3) Entrada da amostra no equipamento, (4) Aquisição dos espectros pelo programa WinISI III, (5) Tratamento dos dados pelo programa WinISI III

Cada espectro, gerado automaticamente a partir da média de 32 leituras ou *scans*, foi registrado como logaritmo do inverso da Reflectância ( $\log(1/\text{Reflectância})$ , i.e. Absorbância). Em seguida realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) e uma Análise de Regressão Modificada dos Mínimos Quadrados Parciais (MPLS), com o auxílio do programa computacional WinISI WinISI III-v.1.61 (Infrasoft International, LLC, Silver Spring, MD, EUA).

Foram aplicados quatro métodos (ou tratamentos) de pré-processamento aos dados espectrais, incluindo a transformação pelo método da Variação Normal Padrão (“SNV”) com a utilização da primeira derivada (“SNV 144”) e o mesmo método na ausência da derivada (“SNV 001”). Utilizou-se ainda um método sem correção de dispersão, aqui denominado “NONE”, com e sem a aplicação da primeira derivada (“NONE 144” e “NONE 001”, respectivamente) (Tabela 5.2). A aplicação de derivadas (1ª ou 2ª) aos dados espectrais é indicado para reduzir a variação da linha de base e melhorar as características espectrais (REEVES et al., 2002). O primeiro número representa a ordem da derivada, o segundo número é a diferença de pontos de dados sobre o qual a derivada é calculada e o terceiro número é o número de pontos de dados a ser suavizados. A designação de “001” foi utilizada quando a derivada não foi aplicada.

O método SNV é aplicado para reduzir as variações de intensidade de absorção e melhorar as características espectrais (REEVES et al., 2002). Em muitas situações, os espectros apresentam variações de intensidade de absorção descontrolada devido à dispersão e/ou distribuição de tamanho de partículas, especialmente as amostras de solo. As amostras com partículas de tamanho mais grosseiro apresentam maior absorção do que aquelas cujo tamanho de partícula é mais fina. Além disso, em materiais como o solo, os espectros de absorção tendem a ser mais intensos nos comprimentos de onda mais longos (BARNES et al., 1989).

Tabela 5.2 – Métodos de pré-processamento espectrais utilizados no estudo

Transformação	Derivada	Sigla
SNV	-	001
	1ª derivada	144
NONE	-	001
	1ª derivada	144

### *Outliers espectrais*

Para identificar os *outliers* espectrais, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP ou PCA) em todo o espectro definido, sendo então calculada a distância de Mahalanobis  $H$  (MARK; TUNNELL, 1985). As amostras com  $H > 3$  foram consideradas *outliers* espectrais e eliminadas das investigações complementares (SHENK; WESTERHAUS, 1991a). O número de *outliers* espectrais variou de 9 a 14 no conjunto de

dados da Área I e de 18 a 25 para a Área II, dependendo do método de pré-processamento utilizado, representando 2,6% e 3,4% das populações definidas para cada conjunto de dados, respectivamente.

*Processos de calibração e validação*

O método da regressão modificada dos mínimos quadrados parciais (MPLS) foi utilizado para correlacionar os dados espectrais com os valores de referência do carbono (SHENK; WESTERHAUS, 1991b). Tendo em vista que o objetivo desse estudo consiste, entre outros, na obtenção de valores de carbono pelo NIRS a partir da calibração dos modelos de predição com o menor número de amostras possível, foram testados diferentes subconjuntos de amostras para calibração. Cada subconjunto foi composto por uma porcentagem relativa das amostras mais representativas do conjunto de dados total, conforme Tabela 5.3. Esse procedimento foi realizado para o conjunto amostral das duas áreas em estudo, separadamente.

Tabela 5.3 – Descrição dos tratamentos espectrais avaliados no estudo

Método de pré-processamento	Derivada	<i>n</i> de calibração (% do conjunto total)
SNV	001	5%
		10%
		30%
		60%
SNV	144	5%
		10%
		30%
		60%
NONE	001	5%
		10%
		30%
		60%
NONE	144	5%
		10%
		30%
		60%

*n*: número de amostras do conjunto de calibração

Para cada subconjunto de calibração foi criado um subconjunto de validação, composto pelas amostras restantes do conjunto total (SHENK; WESTERHAUS, 1991a). Em cada subgrupo de validação foi realizada uma validação cruzada, com o objetivo de determinar o número ideal de termos a serem incluídos no modelo de predição da densidade. A validação cruzada foi dividida em quatro grupos, sendo três utilizados para o desenvolvimento do modelo e outro para a estimativa do teor de carbono. Os resíduos das quatro estimativas foram agrupados para o cálculo do erro padrão de validação cruzada (SECV). Após a remoção dos *outliers* da calibração (ou seja, amostras com  $t < 2,5$ ) foi realizada mais uma validação cruzada. Este procedimento foi realizado duas vezes. A determinação do número ideal de termos a serem utilizados para a calibração foi realizada com base no número de fatores que apresentou o menor SECV final. O modelo final foi recalculado com todas as amostras, e os resíduos desse procedimento gerou o erro padrão calibração (SEC). A precisão dos tratamentos de pré-processamento dos espectros obtidos pelo NIRS foi avaliada nos subconjuntos de calibração e validação através de parâmetros de qualidade da calibração e da predição do teor de carbono. Os parâmetros considerados na calibração foram: o número de *outliers* espectrais, o erro padrão da validação cruzada (SECV), o valor de Relação de Desempenho do Desvio (RPD, definido pela razão entre o desvio padrão dos valores de referência e o SECV) e o Coeficiente de determinação da calibração ( $R^2$  - cal). Os parâmetros de qualidade da predição avaliados foram: o erro padrão de predição (SEP), o Coeficiente de Variação (CV%, que é a razão entre o SEP e o valor de referência médio) e o Coeficiente de determinação da predição ( $R^2$ -pred), e (MORRA et al., 1991).

#### **5.2.1.4 Análise MIRS**

A determinação do conteúdo de carbono pelo MIRS foi realizada no mesmo laboratório onde foram conduzidas as determinações pelo NIRS. Os espectros foram coletados na região do infravermelho entre  $4000-400\text{ cm}^{-1}$  (2500-25000 nm) em intervalos de 3,86 cm, utilizando o Espectrofotômetro Nicolet 6700 FT-IR (Thermo Fisher Scientific, Madison, WI, EUA). Neste equipamento as leituras das amostras são realizadas a partir de uma placa metálica com 18 orifícios ou poços, cada qual com capacidade para uma amostra de solo poços (0,5 g por poço) (Figura 5.4). Devido à detecção de ruídos nas extremidades de

cada espectro, tais faixas foram removidas de modo que o processamento dos dados foi realizado na faixa de 3961-440  $\text{cm}^{-1}$ . Tal como na região do infravermelho próximo, cada espectro (média de 32 varreduras por amostra) foi expresso na forma de absorbância (A).

Após a obtenção da Absorbância, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) e uma Análise de Regressão Modificada dos Mínimos Quadrados Parciais (MPLS), com o auxílio do programa computacional WinISI III-v.1.61 (Infrasoft International, LLC, Silver Spring, MD, EUA).

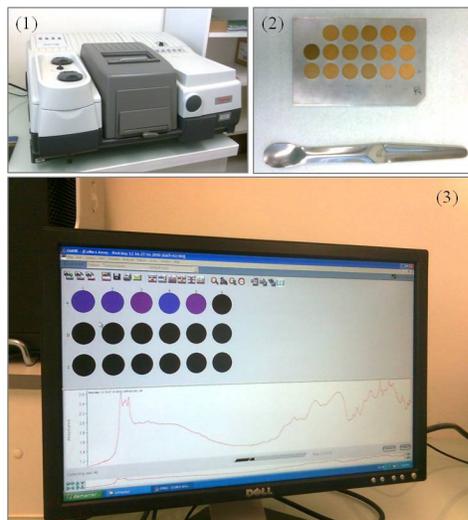


Figura 4.4 – Obtenção dos espectros do solo pelo MIRS - (1) Espectrofotômetro MIRS; (2) Placa de leitura preenchida com 17 amostras de solo; (3) Aquisição dos espectros pelo programa WinISI III

Assim como foi feito para as análises NIRS, foram aplicados quatro métodos de pré-processamento aos dados espectrais, incluindo o método da variável normal padrão (SNV) com a utilização da primeira derivada (SNV 144) e na ausência da derivada (SNV 001). Utilizou-se ainda um método sem correção de dispersão, aqui denominado “NONE”, com e sem a aplicação da primeira derivada (NONE 144 e NONE 001, respectivamente) (Tabela 5.2).

#### *Outliers espectrais*

A identificação dos outliers espectrais foi realizada pela Análise de Componentes Principais (ACP ou PCA), conforme descrito anteriormente. O número de *outliers* espectrais

variou de 5 a 13 para o conjunto de dados da Área I (<2,4% da população), dependendo do método de pré-processamento espectral utilizado. Para o conjunto de dados da Área II foi detectado apenas um *outlier* espectral, representando menos de 0,2% da população total.

#### *Processos de calibração e validação*

Foram utilizados os mesmos procedimentos para calibração e validação, já descritos para o NIRS. A escolha dos subconjuntos de calibração e validação seguiu o mesmo esquema detalhado na Tabela 5.3. Tal procedimento foi realizado para o conjunto amostral das duas áreas em estudo, separadamente.

A precisão dos tratamentos de pré-processamento dos espectros obtidos pelo MIRS foi avaliada da mesma forma descrita anteriormente para o NIRS. Os parâmetros considerados na calibração foram: o número de *outliers* espectrais, SECV, RPD e R<sup>2</sup> - cal. Os parâmetros de qualidade da predição avaliados foram: SEP, CV% e R<sup>2</sup>-pred.

#### *Comparação entre métodos analíticos (NIRS vs. MIRS)*

A comparação entre os métodos analíticos estudados (NIRS vs. MIRS) foi feita a partir da seleção do melhor tratamento testado em cada método (SNV/ NONE, com e sem a 1ª derivada) seguido da comparação dos seguintes índices complementares: o erro médio de predição (MPE) (Eq. 1) e a raiz quadrada do erro de predição (RMSPE) (Eq. 2). O MPE permite a avaliação de um viés positivo ou negativo de um modelo de regressão, o que indica uma tendência geral de superestimação ou subestimação, respectivamente (DE VOS et al., 2005). Idealmente, o MPE e o RMSPE devem ser próximos de zero.

$$\text{MPE} = 1/n \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (1)$$

$$\text{RMSPE} = \sqrt{1/n \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (2)$$

(Onde,  $\hat{y}_i$  é o teor de carbono do solo observado na  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo,  $y_i$  é o teor de carbono do solo estimado para a  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo, e  $n$  é o número total de observações)

Tendo em vista que um dos objetivos desse estudo consiste, entre outros, na obtenção de métodos analíticos economicamente viáveis para projetos de MDL Florestal, a sua escolha também se baseou no custo para análise das amostras de solo. Nesse sentido é importante ressaltar que para a calibração dos espectros obtidos pelos métodos espectroscópicos, faz-se necessário um número mínimo de análises realizadas por um método de referência (i.e. método da combustão a seco). Assim, adotou-se o critério do menor número de amostras de solo necessárias para a calibração do modelo, associado a previsões suficientemente precisas dos teores de C do solo.

Para a comparação econômica entre os métodos analíticos em estudo, foram utilizados os preços divulgados pelo laboratório do CENA/USP (responsável pelas análises de referência) e pelo laboratório francês (responsável pelas determinações NIRS e MIRS):

- Carbono total pelo método da combustão a seco (LECO): R\$ 40,00/ amostra;
- Carbono total pelo método da Espectroscopia no Infravermelho Próximo (NIRS): R\$ 3,50/ amostra (ou € 1,60);
- Carbono total pelo método Espectroscopia no Infravermelho Médio (MIRS): R\$ 3,50/ amostra (ou € 1,60).

## **5.2.2 Resultados e discussão**

### **5.2.2.1 Carbono de referência**

Os resultados referentes aos teores de carbono do solo obtidos pelo método de referência (combustão a seco) para o conjunto de dados das Áreas I e II encontram-se resumidos na Tabela 5.4.

O conteúdo de C no conjunto de dados da Área I variou de 3,5 a 32,7 g kg<sup>-1</sup>. Esses valores foram superiores aos encontrados no conjunto da Área II (3,1-11,1 g C kg<sup>-1</sup>), onde a textura foi classificada como arenosa. No entanto, a variabilidade dos dados, representada pelo Coeficiente de Variação (CV), foi menor na Área II do que na Área I (22,4 e 45,2 %, respectivamente).

Tabela 5.4 – Teores de carbono obtidos pelo método de referência (combustão a seco) para os conjuntos de dados das Áreas I e II

Conjunto de dados	n	Ct (g kg <sup>-1</sup> )				
		Mín. <sup>1</sup>	Máx. <sup>2</sup>	Média	Desvio Padrão	CV (%)
Área I	540	3,5	32,7	9,5	4,3	45,2
Área II	535	3,1	11,1	5,8	1,3	22,4

<sup>1</sup>Valor mínimo; <sup>2</sup>Valor máximo.

### 5.2.2.2 Efeito do pré-processamento dos espectros NIRS

Os resultados referentes à calibração e validação do teor de C de acordo com o método de pré-processamento dos dados e com o número de amostras utilizadas no conjunto de calibração (5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total) encontram-se resumidos na Tabela 5.5. Os gráficos referentes à comparação dos parâmetros de qualidade da calibração (SECV, RPD e R<sup>2</sup> – calibração) e da predição (SEP, CV% e R<sup>2</sup> - validação) para o conjunto de dados da Área I e Área II, encontram-se nas Figuras 5.5 e 5.6, respectivamente.

Os resultados indicaram que a qualidade da calibração e da predição do teor de carbono aumentou (SECV baixo, RPD e R<sup>2</sup><sub>cal</sub> elevados/ SEP, CV% baixos e R<sup>2</sup><sub>val</sub> elevado) com o número de amostras utilizadas na calibração dos modelos, independentemente do modelo utilizado. Esse resultado já era esperado, uma vez que essa relação é diretamente proporcional. Considerando que um dos objetivos da pesquisa consiste na obtenção de uma metodologia com a melhor relação custo/ benefício, optou-se por uma análise comparativa mais abrangente dos dados. Desta forma, o modelo escolhido foi aquele que apresentou o menor número de amostras no conjunto de calibração e estimativas aceitáveis do teor de C, baseadas nos parâmetros de qualidade da validação.

Os valores obtidos para o parâmetro RPD concordam com Williams (1987) e Barthès et al. (2006). Segundo Chang et al. (2002), valores de RPD acima de 2,0 indicam satisfatória habilidade do modelo em prever o conteúdo de C do solo.

O modelo NIRS que melhor se adaptou aos dados da Área I foi o “NONE 144” com 5% dos dados usados na calibração do modelo. Os valores obtidos para os parâmetros de qualidade da calibração do modelo foram: RPD = 3,4, SECV = 1,37 g C kg<sup>-1</sup> e R<sup>2</sup><sub>cal</sub> = 0,96. Na validação foram obtidos: SEP = 1,15 g C kg<sup>-1</sup>, CV = 12,3% e R<sup>2</sup><sub>val</sub> = 0,91.

Desempenho semelhante foi obtido para uma coleção de solos brasileiros (MADARI et al., 2005) quando calibrados com amostras separadas por tamanhos de partícula ( $R^2 = 0,961$  a  $0,975$ ).

Os resultados da Área I foram melhores que os obtidos por Morón e Cozzolino (2002) ao avaliarem o potencial do NIRS na obtenção do C em solos da América do Sul com teores similares de argila. Segundo os autores, a calibração dos dados com 60% das amostras disponíveis e o uso da 1ª derivada resultou em  $SEC = 1,5 \text{ g C kg}^{-1}$ ,  $SECV = 1,9 \text{ g C kg}^{-1}$  e  $R^2_{cal} = 0,94$ . A validação com um conjunto de dados independentes gerou um  $SEP = 5,0 \text{ g C kg}^{-1}$  e  $R^2_{val} = 0,74$ . Já a correção pela Variação Normal Padrão gerou  $SEC = 1,7$ ;  $SECV = 2,2$  e  $R^2_{cal} = 0,91$ .

O melhor modelo aplicado ao conjunto de dados da Área II também foi o “NONE 144”, calibrado com 5% das amostras de solo (Figura 5.6). Os valores obtidos para os parâmetros de qualidade da calibração do modelo foram:  $RPD = 5,0$ ,  $SECV = 0,42 \text{ g C kg}^{-1}$  e  $R^2_{cal} = 0,98$ . Na validação foram obtidos:  $SEP = 0,79 \text{ g C kg}^{-1}$ ,  $CV = 13,7 \%$  e  $R^2_{val} = 0,72$ .

Os resultados obtidos para o conjunto de dados em questão também foram melhores que os observados por Confalonieri et al. (2001) em solos com textura arenosa sob diferentes cultivos. Neste estudo, a calibração dos modelos avaliados foi feita com a totalidade dos dados ( $n=72$ ) e 3/4 desse conjunto. O melhor modelo apresentou  $R^2_{cal} = 0,87$  e  $SECV = 0,60 \text{ g C kg}^{-1}$ . Já na validação, os melhores resultados foram  $R^2_{val} = 0,75$  e  $SEP = 1,2 \text{ g C kg}^{-1}$ .

Muito embora os parâmetros de qualidade da predição e da calibração tenham sido, em alguns casos, melhores nos grupos com mais de 10% de amostras, acredita-se que tal diferença seja superada (economicamente) pela diminuição do número de análises convencionais necessárias para obtenção da estimativa do C do solo.

Os resultados indicaram que a ausência da transformação dos dados pela Variação Normal Padrão (SNV), que visa reduzir as variações de intensidade de absorção e melhorar as características espectrais, foi o melhor pré-processamento dos espectros. Além disso, a redução da variação da linha de base, devido à aplicação da 1ª derivada, atuou positivamente nas características espectrais de ambos os conjuntos de dados. Desta forma, pode-se afirmar que o modelo “NONE 144” é mais robusto que os demais, tendo em vista a heterogeneidade dos conjuntos de dados estudados.

Diversos estudos indicam que a escolha do melhor método de pré-processamento está relacionada especificamente à propriedade em estudo (REEVES; MCCARTY, 2001; McCARTY et al., 2002; RUSSELL, 2003; SØRENSEN; DALSGAARD, 2005). No entanto, assim como em nosso estudo, alguns autores relataram que a normalização não melhorou o desempenho da calibração (SHEPHERD; WALSH, 2002). Para Brunet et al. (2007), a melhor predição do C em diversos solos tropicais com argila de atividade baixa foi obtida com o SNV 144. Os resultados obtidos pelos autores, no entanto, basearam-se na comparação entre os métodos de pré-processamentos SNV e SNVD (Variação Normal Padrão com *Detrending* ou Tendência) e a aplicação da 1ª e 2ª derivadas.

Tabela 5.5 – Resultados da calibração e validação do teor de C obtidos pelo método NIRS de acordo com o método de pré-processamento espectral dos dados e com o número de amostras utilizadas no conjunto de calibração

Conjunto de dados	Método de pré-processamento	outlier espectral ( $n_1$ )	Conjunto de calibração				Conjunto de validação			
			$n_2$	SECV ( $\text{g C kg}^{-1}$ )	$R^2$	RPD	$n_3$	SEP ( $\text{g C kg}^{-1}$ )	$R^2$	CV %
Área I	SNV 001	14	26	1,99	0,89	2,3	454	2,12	0,66	22,9
	SNV 001		52	1,55	0,93	3,2	468	1,28	0,92	14,1
	SNV 001		156	1,00	0,96	4,2	368	0,95	0,93	16,8
	SNV 001		315	0,82	0,97	4,9	211	0,73	0,95	13,2
	SNV 144	12	26	1,68	0,97	3,0	494	1,33	0,9	14,3
	SNV 144		52	1,12	0,95	3,6	474	1,17	0,92	12,7
	SNV 144		158	1,07	0,95	4,0	370	0,93	0,94	10,4
	SNV 144		316	0,87	0,97	4,7	212	0,67	0,96	7,9
	None 001	9	26	2,14	0,94	3,3	443	1,94	0,87	21,0
	None 001		53	1,24	0,95	3,6	412	1,15	0,91	12,7
	None 001		159	0,79	0,97	5,2	371	0,82	0,96	9,3
	None 001		318	0,76	0,97	5,4	212	0,72	0,96	9,2
	None 144	13	25	1,37	0,96	3,4	488	1,15	0,91	12,3
	None 144		52	1,51	0,97	3,0	472	1,06	0,95	11,5
	None 144		158	0,99	0,97	4,3	365	0,75	0,96	8,5
	None 144		316	0,73	0,98	5,5	211	0,61	0,97	7,6
Área II	SNV 001	24	25	1,29	0,88	1,7	485	0,92	0,69	15,9
	SNV 001		51	0,82	0,90	2,2	459	0,60	0,73	11,1
	SNV 001		153	0,53	0,90	2,8	359	0,53	0,78	9,4
	SNV 001		306	0,44	0,90	2,9	204	0,48	0,82	8,6
	SNV 144	18	25	1,36	0,85	1,6	491	0,88	0,73	15,2
	SNV 144		51	0,72	0,95	2,6	464	0,82	0,62	14,0
	SNV 144		155	0,57	0,92	2,6	361	0,53	0,81	9,2
	SNV 144		310	0,45	0,92	3,0	211	0,51	0,80	8,9
	None 001	25	25	1,45	0,68	1,5	483	0,76	0,64	13,4
	None 001		51	0,95	0,81	2,0	459	0,72	0,70	12,6
	None 001		153	0,52	0,89	2,8	357	0,61	0,72	10,9
	None 001		306	0,48	0,88	2,7	204	0,50	0,78	9,2
	None 144	19	25	0,42	0,98	5,0	477	0,79	0,72	13,7
	None 144		51	0,88	0,87	1,9	463	0,66	0,74	11,4
	None 144		155	0,53	0,95	2,8	361	0,54	0,79	9,4
	None 144		309	0,46	0,91	2,8	207	0,49	0,79	8,8

$n_1$  é o número de outliers espectrais

$n_2$  é o número de amostras depois da eliminação dos outliers da calibração, representado 5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total.

$n_3$  é o número de amostras usadas para a validação.

SECV e SEP são o erro padrão da validação cruzada e o erro padrão da predição, respectivamente.

RPD é a relação do desempenho do desvio, i.e. razão entre o desvio padrão e o SECV.

CV é o coeficiente de variação, i.e. razão entre o SEP e a média.

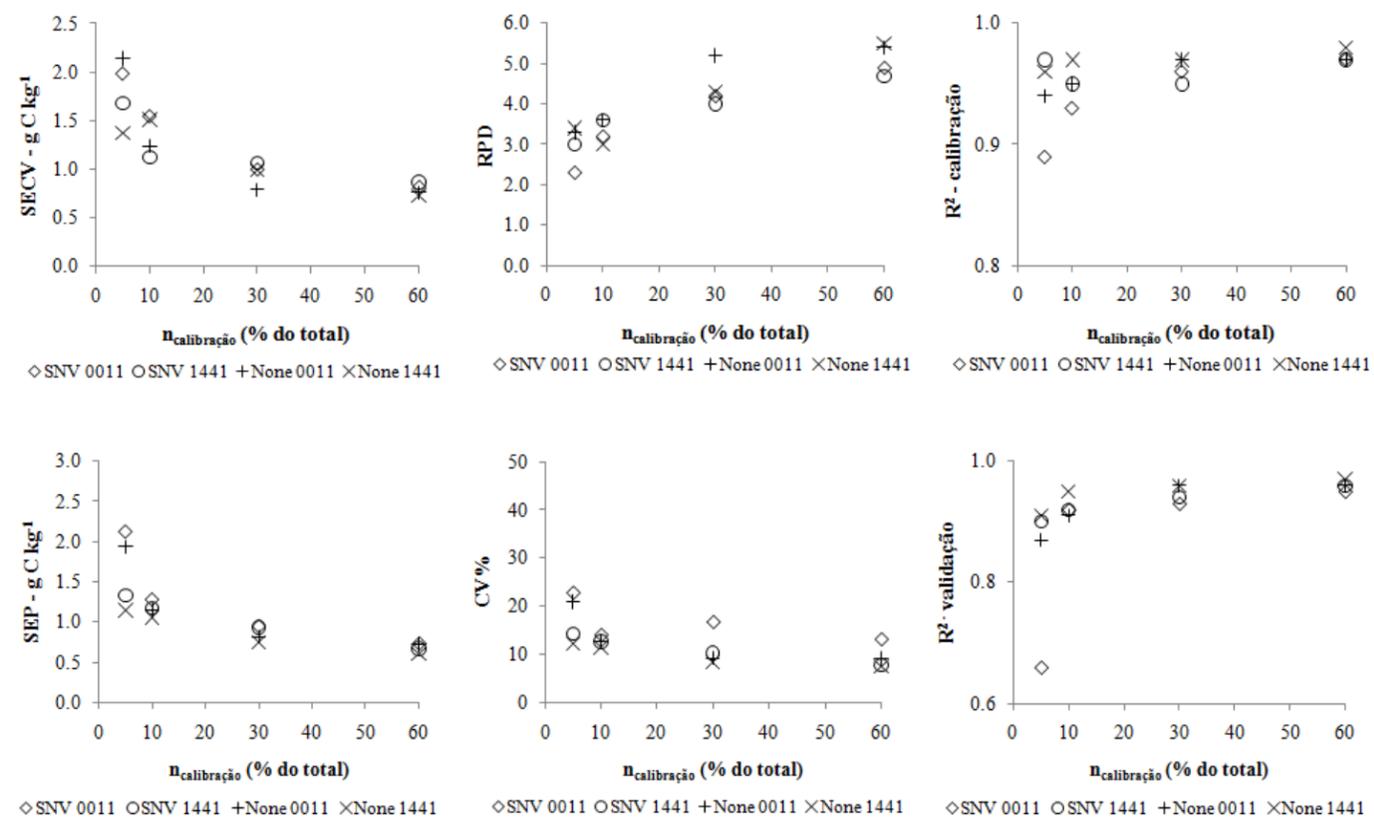


Figura 5.5 – Comparação entre os parâmetros de qualidade da calibração (SECV, RPD e R<sup>2</sup>-cal) e da predição (SEP, CV% e R<sup>2</sup>- val) do teor de carbono obtidos com os tratamentos testados (“SNV 001, SNV 144, NONE 001 e NONE 144”) nos espectros NIRS, a partir da calibração com diferentes números de amostras de solo (5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total) da Área I

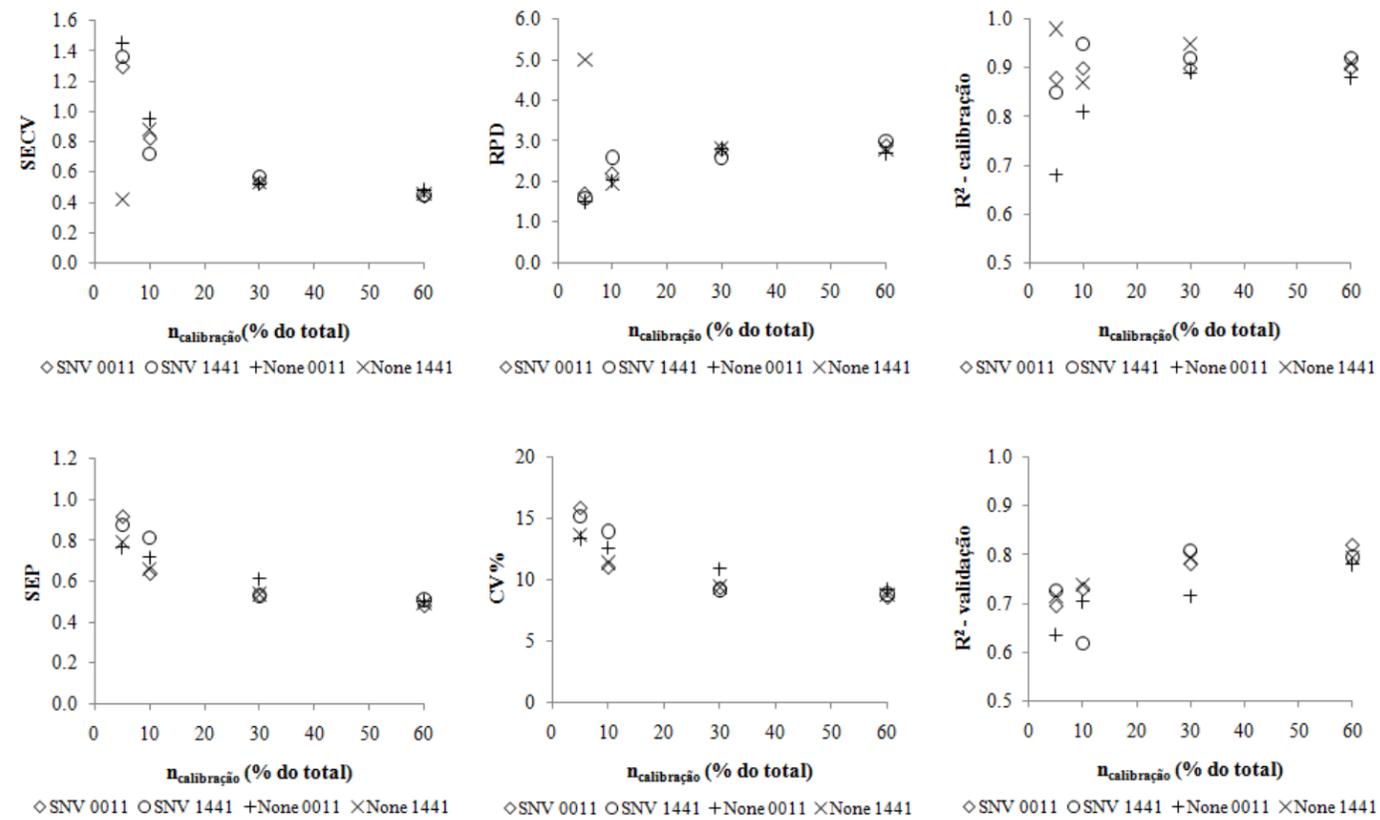


Figura 5.6 – Comparação entre os parâmetros de qualidade da calibração (SECV, RPD e R<sup>2</sup>-cal) e da predição (SEP, CV% e R<sup>2</sup>-val) do teor de carbono obtidos com os tratamentos testados (“SNV 001, SNV 144, NONE 001 e NONE 144”) nos espectros NIRS, a partir da calibração com diferentes números de amostras de solo (5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total) da Área II

### 5.2.2.3 Efeito do pré-processamento dos espectros MIRS

Os resultados referentes à calibração e validação dos teores de C obtidos pelo MIRS, de acordo com o método de pré-processamento dos dados e com o número de amostras utilizadas no conjunto de calibração (5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total), encontram-se resumidos na Tabela 6. Os gráficos referentes à comparação dos parâmetros de qualidade da calibração (SECV, RPD e  $R^2_{cal}$ ) e da validação (SEP, CV% e  $R^2_{val}$ ) para os conjuntos de dados das Áreas I e II encontram-se nas Figuras 5.7 e 5.8, respectivamente.

Da mesma forma como foi observado com os resultados do NIRS, o desempenho dos parâmetros de qualidade da calibração e predição do teor de C pelo MIRS foi superior com o aumento do número de amostras utilizadas na calibração, independentemente do modelo utilizado.

Para o conjunto de dados da Área I, o modelo que apresentou o menor número de amostras no conjunto de calibração associado às melhores estimativas do teor de C foi o “NONE 001” calibrado com 10% das amostras. Neste caso, os valores obtidos para os parâmetros indicadores da qualidade da calibração do modelo foram: RPD = 5,1, SECV = 0,58 g C kg<sup>-1</sup> e  $R^2_{cal}$  = 0,98. Da mesma forma para a validação, foram obtidos os seguintes valores: SEP = 1,26 g C kg<sup>-1</sup>, CV = 13,5% e  $R^2_{val}$  = 0,91. Além disso, considerou-se que o modelo em questão apresentou o menor número de *outliers* de calibração (apenas cinco).

Os resultados obtidos para a Área I concordam com as observações de alguns autores como McCarty et al. (2002) ( $R^2$  = 0,95), Madari et al. (2005) ( $R^2$  = 0,81 a 0,95) e Madari et al. (2006) ( $R^2$  = 0,93), esses últimos obtidos em ampla variedade de solos brasileiros.

No conjunto de dados da Área II, o modelo que forneceu os melhores parâmetros foi o “SNV 001” (10% das amostras). Os valores obtidos para os parâmetros de qualidade da calibração foram: RPD = 2,2, SECV = 0,86 g C kg<sup>-1</sup> e  $R^2_{cal}$  = 0,89. Na validação foram obtidos: SEP = 0,68 g C kg<sup>-1</sup>, CV = 11,9% e  $R^2_{val}$  = 0,74.

O desempenho inferior do MIRS para o conjunto de dados da Área II, também observado com o NIRS, indica sensibilidade dos métodos para amostras mais arenosas. Obter o C orgânico em solos arenosos também foi uma dificuldade encontrada para Morón e Cozzolino (2002). Para alguns autores (WETZEL, 1983; DALAL; HENRY, 1986; MADARI et al., 2005), a presença de partículas com diferentes tamanhos na matriz do solo (argila, silte e areia) pode afetar a quantidade de luz absorvida, dispersada e refletida da amostra.

Tabela 5.6 – Resultados da calibração e validação do teor de C obtidos pelo método MIRS de acordo com o método de pré-processamento dos dados e com o número de amostras utilizadas no conjunto de calibração

Conjunto de dados	Método de pré-processamento	outlier espectral ( $n_1$ )	Conjunto de calibração				Conjunto de validação			
			$n_2$	SECV (g C kg <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	RPD	$n_3$	SEP (g C kg <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	CV %
Área I	SNV 001		27	1,03	0,98	2,6	508	1,93	0,80	20,6
	SNV 001	5	53	0,66	0,97	3,8	480	1,35	0,90	14,4
	SNV 001		160	0,57	0,99	6,4	373	1,10	0,93	12,0
	SNV 001		321	0,52	0,99	7,4	215	1,00	0,93	12,6
	SNV 144		27	1,68	0,97	3,0	508	2,42	0,75	25,7
	SNV 144	10	53	0,94	0,99	1,9	480	1,26	0,91	13,5
	SNV 144		159	0,73	1,00	3,3	374	1,13	0,93	12,3
	SNV 144		318	0,70	0,99	4,9	214	1,16	0,92	13,0
	None 001		27	1,35	0,95	1,9	508	2,42	0,75	25,7
	None 001	5	53	0,58	0,98	5,1	480	1,26	0,91	13,5
	None 001		160	0,71	0,97	4,9	374	1,13	0,93	12,3
	None 001		320	0,55	0,98	6,9	214	1,16	0,92	13,0
	None 144		26	1,14	0,98	1,9	501	3,48	0,53	36,7
	None 144	13	58	0,68	0,99	3,2	469	1,97	0,82	20,8
	None 144		158	0,72	0,99	5,0	367	1,14	0,93	12,5
	None 144		316	0,62	0,99	6,1	209	1,11	0,93	12,4
Área II	SNV 001		27	1,26	0,85	1,5	507	0,71	0,72	12,2
	SNV 001	0	53	0,86	0,89	2,2	481	0,68	0,74	11,9
	SNV 001		160	0,60	0,87	2,7	372	0,59	0,75	10,5
	SNV 001		321	0,53	0,89	2,7	214	0,56	0,74	10,0
	SNV 144		27	0,80	0,97	1,8	507	1,07	0,35	18,5
	SNV 144	1	53	0,76	0,86	2,0	481	0,70	0,72	12,2
	SNV 144		160	0,65	0,81	2,3	371	0,65	0,71	11,4
	SNV 144		320	0,58	0,83	2,5	320	0,51	0,74	10,4
	None 001		27	1,32	0,81	1,5	502	0,94	0,57	16,3
	None 001	1	53	0,76	0,88	2,4	482	0,70	0,73	12,3
	None 001		160	0,58	0,90	2,8	373	0,62	0,74	10,9
	None 001		320	0,54	0,89	2,8	216	0,55	0,73	9,70
	None 144		27	1,23	0,93	1,3	500	0,97	0,46	16,7
	None 144	0	53	0,61	0,90	2,3	477	0,83	0,57	14,3
	None 144		160	0,62	0,86	2,4	378	0,65	0,72	11,2
	None 144		321	0,58	0,89	2,5	214	0,57	0,76	9,90

$n_1$  é o número de outliers espectrais

$n_2$  é o número de amostras depois da eliminação dos outliers da calibração, representado 5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total.

$n_3$  é o número de amostras usadas para a validação.

SECV e SEP são o erro padrão da validação cruzada e o erro padrão da predição, respectivamente.

RPD é a relação do desempenho do desvio, i.e. razão entre o desvio padrão e o SECV .

CV é o coeficiente de variação, i.e. razão entre o SEP e a média.

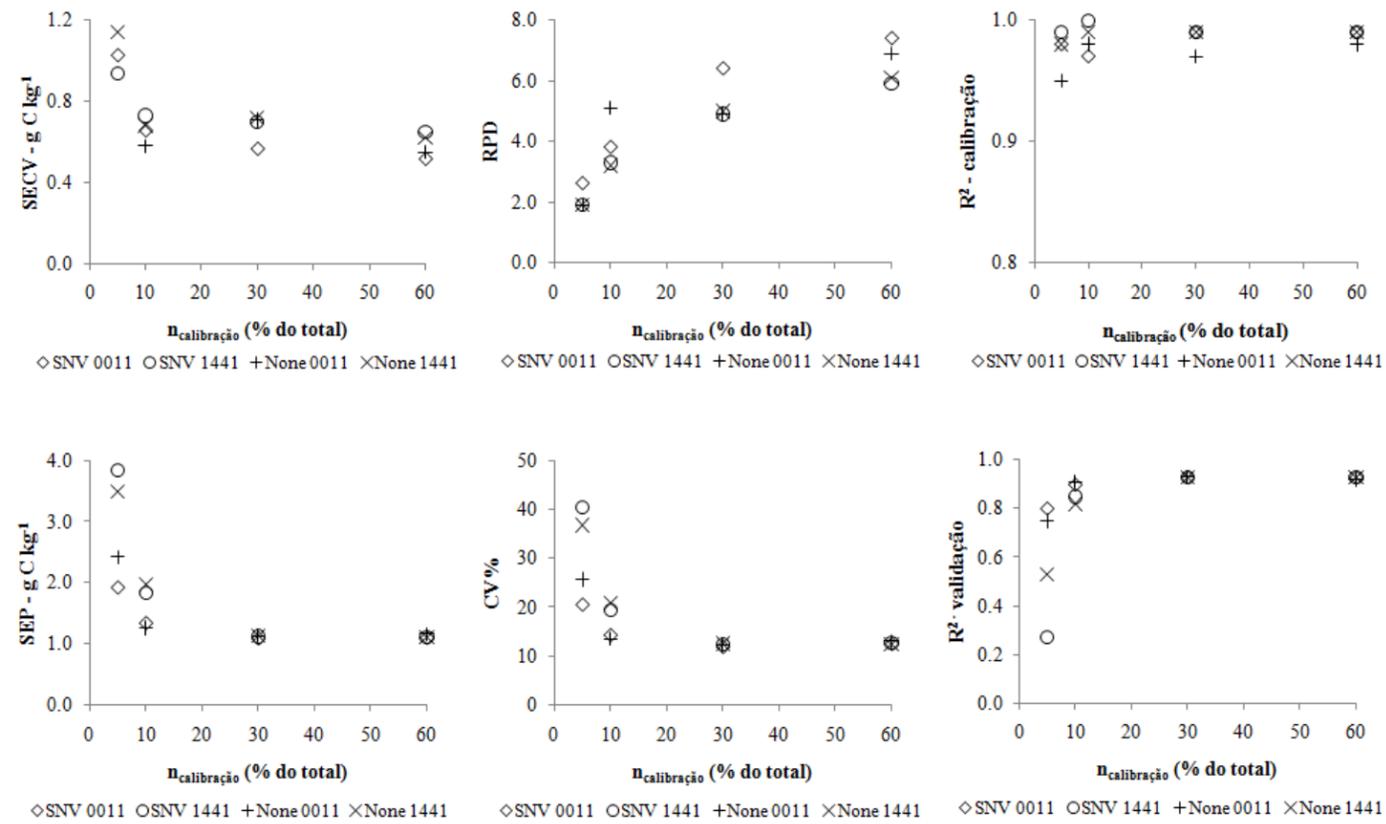


Figura 5.7 – Comparação entre os parâmetros de qualidade da calibração (SECV, RPD e R<sup>2</sup>-cal) e da predição (SEP, CV% e R<sup>2</sup>-val) do teor de carbono obtidos com os tratamentos testados (SNV 0011, SNV 1441, NONE 0011 e NONE 1441) nos espectros MIRS, a partir da calibração com diferentes números de amostras de solo (5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total) da Área I

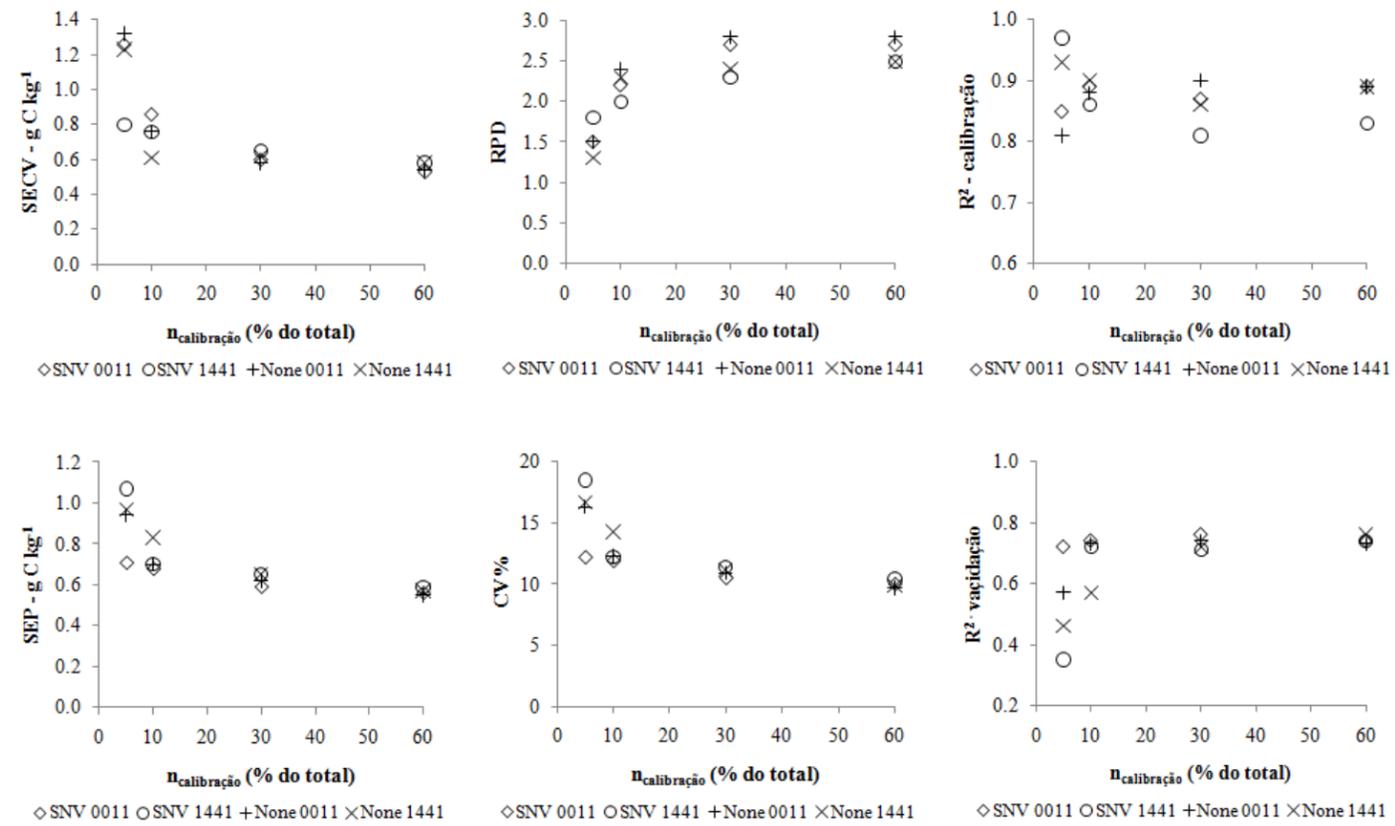


Figura 5.8 – Comparação entre os parâmetros de qualidade da calibração (SECV, RPD e R<sup>2</sup>-cal) e da predição (SEP, CV% e R<sup>2</sup>-val) do teor de carbono obtidos com os tratamentos testados (“SNV 001, SNV 144, NONE 001 e NONE 144”) nos espectros MIRS, a partir da calibração com diferentes números de amostras de solo (5, 10, 30 e 60% do conjunto de dados total) da Área II

Analisando os gráficos das Figuras 5.7 e 5.8, é possível visualizar que as diferenças no desempenho dos parâmetros da predição dos modelos com a variação do número de amostras do conjunto de dados são pequenas. Tais diferenças tornam-se ainda menores se compararmos os benefícios que estão relacionados com a diminuição do número de amostras necessárias para calibrar os modelos, uma vez que essas serão analisadas por métodos convencionais. Esse fato fica mais evidente quando comparamos, por exemplo, os custos analíticos da análise espectroscópica (IRS) e do método de referência para o conjunto de dados da Área I, calibrado com quantidades crescentes de amostras analisadas por combustão a seco (Figura 5.9).

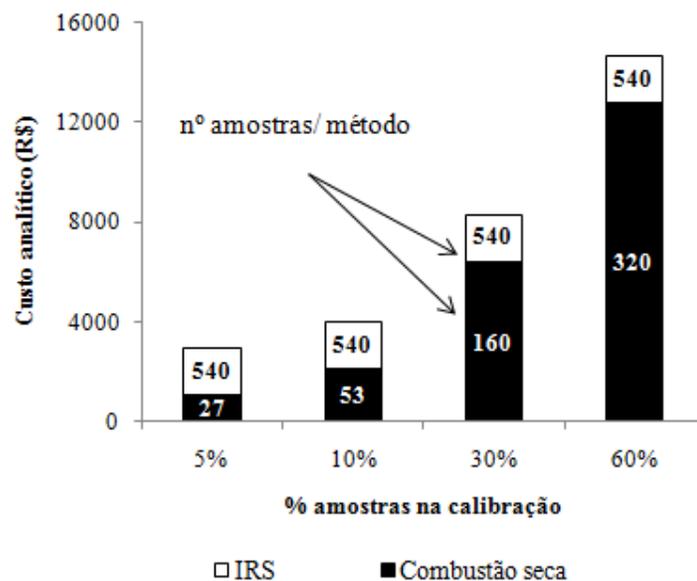


Figura 5.9 – Custos analíticos totais (R\$) para diferentes quantidades de amostras analisadas pelo método da combustão seca (5, 10, 30 e 60% do conjunto total de 540 amostras), para calibração dos métodos de reflectância no Infravermelho (IRS)

Torna-se importante ressaltar que não existem até o momento estudos que comparem a qualidade da predição a partir de diferentes quantidades de amostras utilizadas no processo de calibração. Embora esse fato torne a discussão dos resultados mais simples, ele ressalta a necessidade de mais estudos sobre o assunto, uma vez comprovada a possibilidade de redução dos custos analíticos sem prejuízo da qualidade da informação.

### 5.2.2.3 Efeito do método analítico (NIRS vs. MIRS)

Após a seleção dos melhores modelos de predição do teor de C pelos métodos NIRS e MIRS em cada área, foram calculados o erro médio da predição (MPE) e a raiz quadrada do erro médio da predição (RMSE). As Figuras 5.10 e 5.11 apresentam a comparação entre os valores de C de referência (%C observado) e os valores estimados pelos modelos (% C predito) para os conjuntos de dados das Áreas I e II, respectivamente.

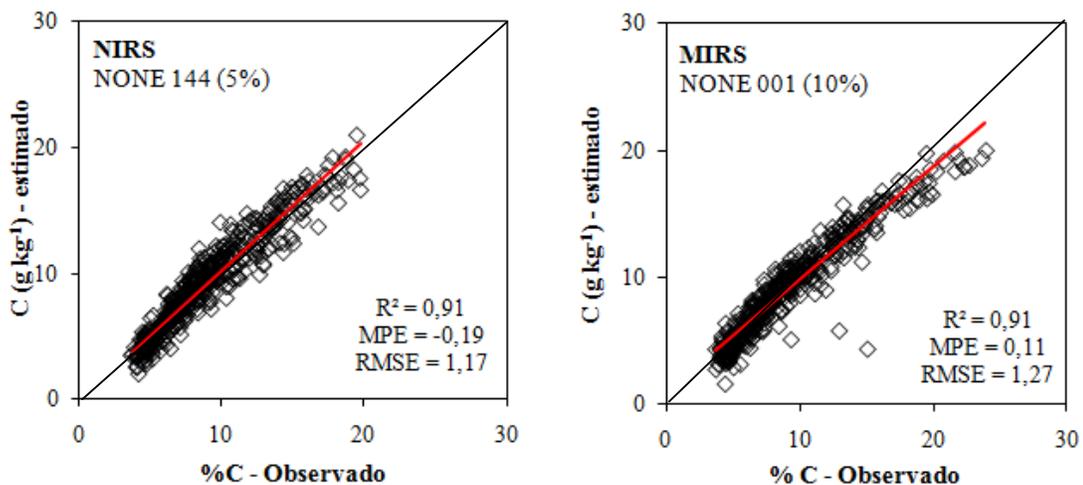


Figura 5.10 – Desempenho do modelo “NONE 144” (5%) na predição do teor de carbono do solo pelo NIRS e MIRS, respectivamente, para as amostras da Área I

A comparação entre os modelos obtidos pelos métodos NIRS e MIRS no conjunto de dados da Área I (Figura 5.10) indicou pequena diferença na qualidade da predição dos teores de C. Os valores do MPE foram -0,19 para o modelo NIRS e 0,11 para o MIRS, indicando uma leve subestimação e superestimação das estimativas, respectivamente. Os valores obtidos para o RMSE em ambos os métodos indicaram boas estimativas, embora a qualidade da predição pelo NIRS (1,17) tenha sido um pouco superior à do MIRS (1,27). Em vista dos resultados, a decisão sobre o método que melhor se adaptou aos dados foi feita com base no número de amostras necessárias para a calibração do modelo. Assim sendo, recomenda-se o método NIRS com o tratamento espectral “NONE 144” calibrado com 5% das amostras, ou seja, 26 amostras de solo.

Para o conjunto de amostras da Área II (Figura 5.11), observou-se um comportamento similar em relação à qualidade de predição dos métodos estudados. Os valores de MPE (-0,06 e -0,02 para o NIRS e MIRS, respectivamente) foram mais próximos de zero que no conjunto de dados anterior, assim como os valores do RMSE (0,79 e 0,68, respectivamente). Esses resultados indicaram uma qualidade muito boa da predição do C do solo nos dois métodos. Embora tenham sido detectados 19 *outliers* espectrais com o método NIRS e nenhum *outlier* com o método MIRS, é preciso considerar o benefício associado à redução do número de amostras necessárias para a calibração do primeiro. Por esses motivos, recomendam-se o uso do método NIRS e calibração do modelo “NONE 144” com 5% das amostras da Área II (25 amostras de solo).

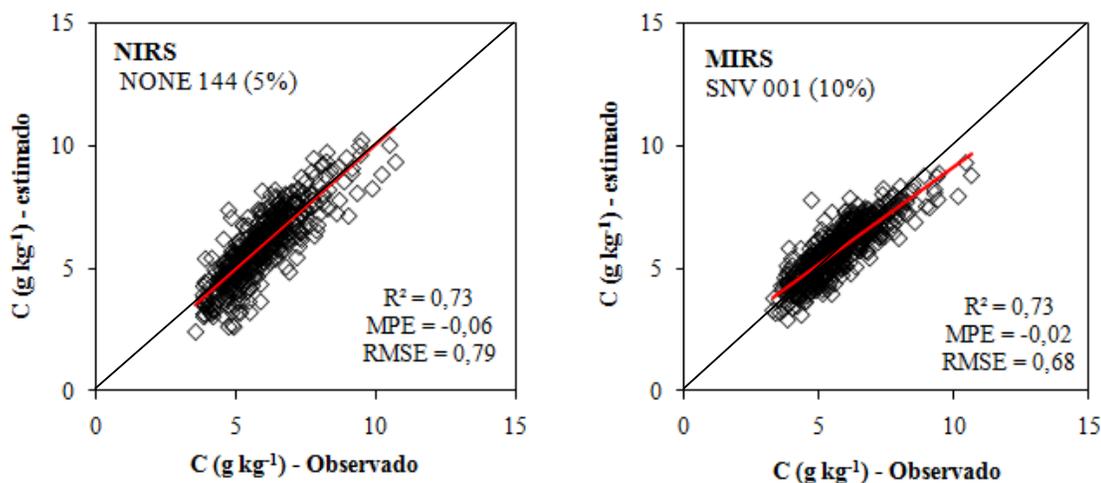


Figura 5.11 – Desempenho dos modelos “NONE 144” (5%) e “SNV 001” (10%) na predição do teor de carbono do solo pelo NIRS e MIRS, respectivamente, para as amostras da Área II

Apesar de muitos autores considerarem o MIRS um método mais preciso e robusto que o NIRS (McCARTY et al., 2002; McCARTY; REEVES 2006; MADARI et al., 2006; VISCARRA ROSSEL et al., 2006; LADONI, 2010; REEVES, 2010), os resultados obtidos nesse estudo não demonstraram isso. Considerando a heterogeneidade dos conjuntos de dados, pode-se afirmar que os métodos apresentaram a mesma qualidade na predição do C do solo. Em alguns casos, o método NIRS foi superior ao MIRS por apresentar os índices de qualidade da calibração mais satisfatórios com o menor número de amostras utilizadas para

calibrar os modelos. Vale ressaltar, no entanto, que as diferenças foram muito pequenas, o que torna ambas as metodologias altamente promissoras no contexto do MDL. A superioridade do NIRS também foi observada para Latossolos brasileiros com diferentes usos (MADARI et al., 2006) a partir da maior proximidade dos pontos na reta 1:1 do gráfico “Observado x Estimado”.

É importante lembrar, no entanto, que os dois métodos não foram capazes de caracterizar de maneira satisfatória as amostras de solo referente ao reflorestamento de eucalipto aos 21 anos de idade, motivo pelo qual esses dados foram retirados do conjunto total da Área II. A textura mais arenosa e o manejo diferenciado da parcela em relação às demais (descritos no Capítulo 3, item 3.2.2) podem ter causado interferências importantes na reflectância dessas amostras, resultando em uma quantidade elevada de *outliers* espectrais.

### **5.3 Conclusões**

A Espectroscopia de Reflectância no Infravermelho estimou de forma bastante satisfatória os teores de carbono do solo nas áreas em estudo.

Para os dois conjuntos de amostras de solos analisados (i.e. Reflorestamento com espécies nativas no sudoeste da Amazônia e Reflorestamento com eucalipto em área de Cerrado), o método que apresentou a melhor qualidade na estimativa dos teores de carbono com o menor número de amostras necessárias para a sua calibração foi o NIRS (Infravermelho Próximo) ajustado pelo modelo “NONE 144”, calibrado com 5% das amostras de solo do conjunto total (25 amostras).

Os resultados obtidos a partir da Espectroscopia de Reflectância no Infravermelho demonstram que é possível obter-se teores de carbono de maneira rápida, precisa e com baixo custo no contexto dos Projetos de MDL para o setor florestal.

## Referências

- AL-ABBAS, A. H.; SWAIN, P. H.; BAUMGARDNER, M. F. Relating organic matter and clay content to the multispectral radiance of soils. **Soil Science**, New Brunswick, v. 114, p. 477–485, 1972.
- BARNES, R.J.; DHANOA, M.S.; LISTER, S.J. Standard normal variate transformation and detrending of near-infrared diffuse reflectance spectra. **Applied Spectroscopy**, Bound Brook, v. 43, p. 772–777, 1989.
- BARTHÈS, B.G.; BRUNET, D.; FERRER, H.; CHOTTE, J.; FELLER, C. Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying. **Journal of Near Infrared Spectroscopy**, Chichester, v. 14, p. 341–348, 2006.
- BOWERS, S.A.; HANKS, R.J. Reflection of radiant energy from soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 100, p. 130–138, 1965.
- BRUNET, D.; BARTHÈS, B.G.; CHOTTE, J.; FELLER, C. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: effects of sample grinding and set heterogeneity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 106–117, 2007.
- CHANG, C. W.; LAIRD, D. A. Near-infrared reflectance spectroscopic analysis of soil C and N. **Soil Science**, New Brunswick, v. 167, p. 110–116, 2002.
- CHANG, C.W.; LAIRD, D.A.; MAUSBACH, M.J.; HURBURGH, C.R.J. Nearinfrared reflectance spectroscopy-principal components regression analyses of soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 480–490, 2001.
- CONFALONIERI, M.; FORNASIER, F.; URSINO, A.; BOCCARDI, F.; PINTUS, B.; ODOARDI, M. The potential of near infrared reflectance spectroscopy as a tool for the chemical characterisation of agricultural soils. **Journal of Near Infrared Spectroscopy**, Chichester, v. 9, p. 123–131, 2001.
- COÛTEAUX, M.M.; BERG, B.; ROVIRA, P. Near infrared reflectance spectroscopy for determination of organic matter fractions including microbial biomass in coniferous forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 1587–1600, 2003.
- DALAL, R. C.; HENRY, R. J. Simultaneous determination of moisture, organic carbon and total nitrogen by near infrared reflectance spectrophotometry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 120–123, 1986.
- DE VOS, B.; MEIRVENNE, M.V.; QUATAERT, P.; DECKERS, J.; MUYS, B. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 500–510, 2005.

FYSTRO, G. The prediction of C and N content and their potential mineralisation in heterogeneous soil samples using Vis–NIR spectroscopy and comparative methods. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 246, p. 139–149, 2002.

HART, J.R.; NORRIS, K.H.; GOLUMBIC, C. Determination of the moisture content of seeds by near-infrared spectrophotometry of their methanol extracts. **Cereal Chemistry**, St. Paul, v. 39, p. 94–99, 1962.

HENDERSON, T.L.; BAUMGARDNER, M.F.; FRANZMEIER, D.P.; STOTT, D.E.; COSTER, D.C. High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 865–872, 1992.

JANIK, L.J.; SKJEMSTAD, J.O.; RAVEN, M.D. Characterization and analysis of soils using mid infrared partial least-squares. I. Correlations with XRF-determined major-element composition. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 33, p. 621–636, 1995.

LADONI, M.; BAHRAMI, H. A.; ALAVIPANAH, S. K.; NOROUZI, A. A. Estimating soil organic carbon from soil reflectance: a review. **Precision Agriculture**, New York, v. 11, p. 82–99, 2010.

MADARI, B.E.; REEVES III, J.B.; COELHO, M.R.; MACHADO, P.L.O.A.; DE-POLLI, H.; COELHO, R.J.; BENITES, V.M.; SOUZA, L.F.; MCCARTY, G.W. Mid- and near-infrared spectroscopic determination of carbon in a diverse set of soils from the Brazilian national soil collection. **Spectroscopy Letters**, New York, v. 38, p. 721–740, 2005.

MADARI, B.E.; REEVES III, J.B.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARÃES, C.M.; TORRES, E.; MCCARTY, G.W. Mid- and near-infrared spectroscopic assessment of soil compositional parameters and structural indices in two Ferralsols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 136, p. 245–259, 2006.

MARK, H.L.; TUNNELL, D. Qualitative near-infrared reflectance analysis. **Analytical Chemistry**, Washington, DC, v. 58, p. 379–384, 1985.

MCCARTY, G.W.; REEVES, J.B. Comparisons of near infrared and mid infrared diffuse reflectance spectroscopy for field-scale measurement of soil fertility parameters. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 171, p. 94–102, 2006.

MCCARTY, G.W.; REEVES, J.B.; REEVES, V.B.; FOLLETT, R.F.; KIMBLE, J.M. Mid-infrared and nearinfrared diffuse reflectance spectroscopy for soil carbon measurements. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 640–646, 2002.

MOREIRA, C.S.; BRUNET, D.; VERNEYRE, L.; SÁ, S.M.O.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Near infrared spectroscopy for soil bulk density assessment. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, p. 785–791, 2009.

MÓRON, A.; COZZOLINO, D. Determination of potentially mineralizable nitrogen and nitrogen in particulate organic matter fractions in soil by visible and near-infrared reflectance spectroscopy. **Canadian Journal of Agricultural Science**, Ottawa, v. 142, p. 335–343, 2004.

MORRA, M.J.; HALL, M.H.; FREEBORN, L.L. Carbon and nitrogen analysis of soil fractions using near-infrared reflectance spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 288–291, 1991.

REEVES, J.B. III. Near-versus mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy for soil analysis emphasizing carbon and laboratory versus on-site analysis: Where are we and what needs to be done? **Geoderma**, Amsterdam, v. 158, p. 3–14, 2010.

REEVES III, J.B.; MCCARTY, G.W. Quantitative analysis of agricultural soils using near infrared reflectance spectroscopy and fibre-optic probe. **Journal of Near Infrared Spectroscopy**, Chichester, v. 9, p. 25–34, 2001.

REEVES III, J.B.; MCCARTY, G.W.; MIMMO, T. The potential of diffuse reflectance spectroscopy for the determination of carbon inventories in soils. **Environmental Pollution**, London, v. 116, p. 277–284, 2002.

RUSSELL, C.A. Sample preparation and prediction of soil organic matter properties by near infrared reflectance spectroscopy. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, p. 1557–1572, 2003.

SALGÓ, A.; NAGY, J.; TARNÓY, J.; MARTH, P.; PÁLMAI, O.; SZABÓ-KELE, G. Characterisation of soils by the near infrared technique. **Journal of Near Infrared Spectroscopy**, Chichester, v. 6, p. 199–203, 1998.

SHENK, J.S.; WESTERHAUS, M.O. Population definition, sample selection and calibration procedures for near infrared reflectance spectroscopy. **Crop Science**, Madison, v. 31, p. 469–474, 1991a.

SHENK, J.S.; WESTERHAUS, M.O. Population structuring of near infrared spectra and modified partial least square regression. **Crop Science**, Madison, v. 31, p. 1548–1555, 1991b.

SHEPHERD, K.D.; WALSH, M.G. Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 988–998, 2002.

SORENSEN, L.K.; DALSGAARD, S. Determination of clay and other soil properties by near infrared spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 159–167, 2005.

SUDDUTH, K.A.; HUMMEL, J.W. Evaluation of reflectance methods for soil and soil organic matter sensing. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 34, p. 1900–1909, 1991.

VISCARRA ROSSEL, R.A.; WALVOORT, D.J.J.; MCBRATNEY, A.B.; JANIK, L.J.; SKJEMSTAD, J.O. Visible, near infrared, mid-infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. **Geoderma**, Amsterdam, v. 131, p. 59–75, 2006.

WETZEL, D.L. Near-infrared reflectance analysis: sleeper among spectroscopic techniques. **Analytical Chemistry**, Washington, DC, v. 55, p. 1176A– 1665A, 1983.

WILLIAMS, P.; NORRIS, K. (Ed.). **Near-infrared technology in the agricultural and food industries**. St. Paul, MN: American Association of Cereal Chemists, 1987.

WATSON, R.T., NOBLE, I.R., BOLIN, B., RAVINDRANATH, N.H., VERARDO, D.J. & DOKKEN, D.J. **Land Use, Land-use Change, and Forestry**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000, 377 p.

## **6 USO DA ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO PRÓXIMO NA PREDIÇÃO DA DENSIDADE DO SOLO – Estudo de caso em uma área de reflorestamento com espécies nativas**

### **Resumo**

Valores de densidade do solo são necessários para converter conteúdo de carbono orgânico em massa de carbono orgânico por unidade de área. No entanto, a amostragem de campo e a medição da densidade do solo são consideradas atividades trabalhosas, caras e tediosas. A espectroscopia de reflectância no infravermelho próximo (NIRS) é um método fisicamente não-destrutivo, rápido, reproduzível e de baixo custo, que caracteriza os materiais de acordo com sua reflectância na região espectral do infravermelho próximo. O objetivo deste trabalho foi investigar a capacidade do NIRS na predição da densidade do solo e testar o desempenho de funções de pedotransferência, já publicadas, em contraste com o método proposto (NIRS). O estudo foi realizado em um conjunto de 1184 amostras de solo proveniente de uma área de reflorestamento na Amazônia brasileira, nas quais foram obtidos os valores de densidade do solo pelo método convencional do cilindro metálico. Os resultados indicaram que o uso da regressão modificada dos quadrados parciais mínimos em dados espectrais é um método alternativo para a obtenção da densidade do solo, considerando as estimativas obtidas pelas funções de pedotransferência testadas neste estudo. O método NIRS apresentou o erro de precisão mais próximo de zero ( $-0,002 \text{ g cm}^{-3}$ ) e o menor erro de predição ( $0,13 \text{ g cm}^{-3}$ ). Os coeficientes de variação dos conjuntos de validação variaram entre 8,1 e 8,9% em relação à média dos valores de referência, podendo ser um indicador melhor para avaliar a estimativa dos valores de densidade do solo com o NIRS. Embora sejam necessárias mais pesquisas para avaliar os limites e as especificidades do método proposto, suas vantagens devem ser consideradas nas estimativas da densidade do solo, principalmente quando são considerados os custos (amostragem, análises e tempo) envolvidos em projetos de seqüestro de carbono no âmbito do MDL do setor florestal.

Palavras-chave: Densidade do solo. Estimativa. NIRS.

## NEAR INFRARED SPECTROSCOPY FOR SOIL BULK DENSITY ASSESSMENT – A case study in a reforestation system with native species

### Abstract

Soil bulk density values are needed to convert organic carbon content to mass of organic carbon per unit area. However, field sampling and measurement of soil bulk density are considered labor-intensive, costly and tedious. Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) is a physically non-destructive, rapid, reproducible and low-cost method that characterizes materials according to their reflectance in the near infrared spectral region. The aim of this paper was to investigate the ability of NIRS to predict soil bulk density and to test the performance of published pedotransfer functions in contrast with the proposed method (NIRS). The study was performed on a dataset of 1184 soil samples originating from a reforestation area on the Brazilian Amazon basin, and the conventional soil bulk density values were obtained with metallic cores. The results indicate that the modified partial least squares regression used on spectral data is an alternative method for soil bulk density predictions considering the published pedotransfer functions tested in this study. The NIRS method presented the closest to zero accuracy error ( $-0.002 \text{ g cm}^{-3}$ ) and the lowest prediction error ( $0.13 \text{ g cm}^{-3}$ ). The coefficient of variation of the validation sets ranged from 8.1 to 8.9% of the mean reference values, indicating that it could be a better index to evaluate the predicted values of soil bulk density with NIRS. Although further research is required to assess the limits and specificities of the proposed method, its advantages must be considered for soil bulk density predictions, especially to reduce methodological costs for CDM Forestry Projects.

Keywords: Soil bulk density. Prediction. NIRS.

## 6.1 Introdução

Nas últimas décadas, a comunidade científica tem dedicado um grande esforço no estudo da dinâmica e dos fluxos do carbono (C) no ambiente, devido às alterações climáticas, o aumento da concentração dos gases do efeito estufa e o aquecimento global. Neste contexto, as florestas tropicais, como a Amazônia brasileira, representam importantes fontes/sumidouros de gases e um importante componente do ciclo de C global (CERRI et al., 2007).

O solo é considerado o maior reservatório terrestre de carbono (excluindo rochas carbonáticas), com 1500-2000 Pg C no primeiros 100 cm do perfil do solo (BATJES, 1996; GARCÍA-OLIVA; MASERA, 2004). A estimativa do estoque de carbono do solo ( $t_C$ ) depende da disponibilidade de conteúdo de carbono do solo (em  $g\ kg^{-1}$  de C no solo) e da sua densidade ( $D_s$ ), calculada conforme a equação a seguir (Eq.1):

$$\text{Estoque de } C_t \text{ (t ha}^{-1}\text{)} = D_s \text{ (g cm}^{-3}\text{)} \times C \text{ (g kg}^{-1}\text{)} \times \text{profundidade de amostragem (cm)} \quad (1)$$

A obtenção de valores precisos da  $D_s$  está frequentemente associada ao trabalho de campo intenso e demorado (MANRIQUE; JONES, 1991). Além disso, os métodos tradicionais de campo são limitados no que diz respeito à confiabilidade e uniformidade dos procedimentos (BERNOUX et al., 1998). Muitas técnicas analíticas convencionais tem sido utilizadas na tentativa de estabelecer a relação entre o solo e determinadas propriedades físico-químicas e componentes individuais, desconsiderando muitas vezes sua complexidade e interações multi-elementar (VISCARRA ROSSEL et al., 2006).

Nesse contexto, algumas funções de pedotransferência (PTFs) para estimativa da densidade foram obtidas a partir de propriedades do solo na bacia do Amazonas (argila e silte, areia conteúdo de carbono orgânico e pH), utilizando um processo de regressão múltipla conhecido como *stepwise* (BERNOUX et al., 1998) e a regressão linear múltipla (TOMASELLA; HODNETT, 1998).

A Espectroscopia de Reflectância no Infravermelho Próximo (NIRS) é um método analítico alternativo, fisicamente não-destrutivo, rápido, reprodutível e de baixo custo, que caracteriza os materiais de acordo com a sua reflexão na gama de comprimentos de onda entre 800 e 2500 nm (BRUNET et al., 2005, 2007; STEVENS et al., 2006). Nesta região do espectro eletromagnético, cada componente de uma mistura orgânica complexa (átomos de C, N, H, O, P e S) apresenta propriedades de absorção únicas devido a vibrações de alongamento e flexão nas ligações moleculares (ODLARE et al., 2005).

Esta técnica tem sido utilizada principalmente nas últimas duas décadas para avaliar as características do solo relacionadas com carbono e nitrogênio total, nitrato de nitrogênio ( $\text{N-NO}_3^-$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), respirometria, pH, capacidade de troca de cátions, Ca, Mg, K, Al trocável, P total, condutividade elétrica, distribuição de tamanho de partícula, umidade, teor de argila e  $\text{CaCO}_3$ ) (DALAL; HENRY, 1986; HENDERSON et al., 1992; CHANG et al., 2001 ; VELASQUEZ et al., 2005; BARTHES et al., 2006; VISCARRA ROSSEL et al., 2006; BRUNET et al., 2007).

A obtenção de ferramentas mais confiáveis para a quantificação dos estoques de C em solos da Amazônia brasileira seria uma adição muito valiosa para as metodologias existentes no âmbito das negociações de compensação de C (CERRI et al., 2007). Assim, a utilização de NIRS para avaliar parâmetros do solo incluindo a densidade do solo pode contribuir para aumentar o conhecimento sobre a dinâmica do carbono em ambientes tropicais com custos reduzidos, principalmente no contexto dos projetos de MDL Florestal.

O objetivo do presente estudo foi (i) investigar a capacidade de NIRS para predição de densidade do solo e (ii) testar o desempenho de nove funções de pedotransferência publicadas (FPT), em contraste com o método proposto (NIRS), utilizando um banco de dados com 1184 valores de densidade do solo de um projeto de reflorestamento com espécies nativas da Amazônia.

## **6.2 Desenvolvimento**

### **6.2.1 Material e métodos**

#### **6.2.1.1 Descrição da área**

As análises de densidade do solo foram realizadas em amostras provenientes da Fazenda São Nicolau, localizada em Cotriguaçu (Mato Grosso), como parte do projeto de reflorestamento “Poço de Carbono - Peugeot AS” e ONF (Office National Forest). A descrição do local e do projeto está contida no Capítulo II deste documento.

### 6.2.1.2 Coleta das amostras de solo e análises de laboratório

#### *Amostragem de solo*

A amostragem de solo foi realizada em 50 parcelas distintas da Fazenda São Nicolau, compreendendo três sistemas de manejo (floresta nativa, pastagem e reflorestamento) (Figura 6.1). O procedimento da coleta para quantificação da densidade do solo foi realizado com amostrador de aço inox acoplado à um batedor e uma caneca de 5 cm de profundidade e aproximadamente 100 cm<sup>3</sup> de volume (Figura 6.2).

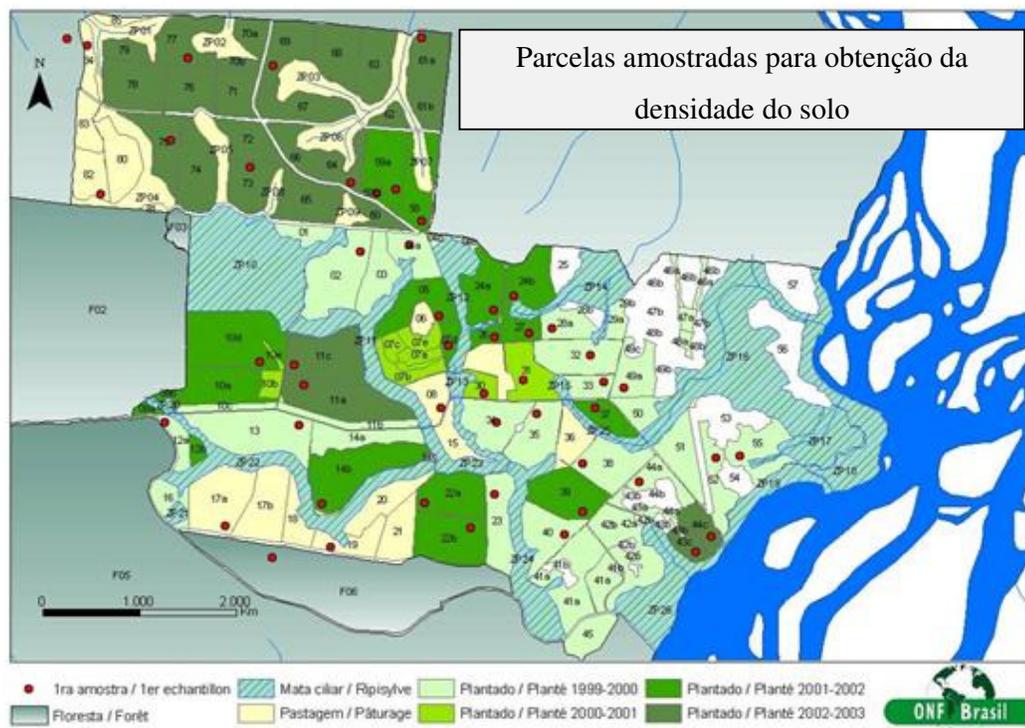


Figura 6.1 – Mapa com as parcelas utilizadas no estudo da densidade do solo (parcelas indicadas em vermelho)

Em cada parcela foram coletadas seis amostras, em quatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm), com algumas exceções, totalizando 1184 amostras de solo (Tabela 6.1). De acordo com Cerri et al. (2000), 57% do carbono estocado nos primeiros 100 cm do perfil do solo da Amazônia está concentrado na camada de 0-30 cm de profundidade. Uma vez que as estimativas dos estoques de carbono do solo dependem da disponibilidade do conteúdo de carbono e da densidade do solo, optou-se por realizar a amostragem na superfície do solo.

O delineamento experimental utilizado para a análise dos resultados foi o inteiramente casualizado, composto por 50 parcelas (consideradas como tratamentos) com seis repetições em cada parcela.



Figura 6.2 – Amostragem de solo para obtenção da densidade

As espécies introduzidas nas parcelas de reflorestamentos são todas nativas da Floresta Amazônica, com exceção da Teca (*Tectona grandis*), uma planta exótica. Nas áreas de pastagem a espécie predominante corresponde a Braquiária (*Brachiaria bryzantha*), havendo ainda parcelas com a presença de Colonião (*Panicum maximum*).

A classificação das amostras quanto a sua textura (Tabela 6.1) foi realizada conforme a EMBRAPA (2006), obedecendo ao seguinte critério: textura muito argilosa (argila > 60%), textura argilosa (35% a 60% de argila), textura média (argila, silte +  $\geq$  15% e argila < 35%) e textura arenosa (argila + silte  $\leq$  15%).

Tabela 6.1 – Textura das amostras de solo para cada sistema de manejo estudado

Sistema de manejo	$n^1$	Textura (% do sistema de manejo)
Pastagem	144	Argilosa (25%), Média (75%)
Reflorestamento	992	Muito argilosa (1,8%), Argilosa (29,5%), Média (68,7%),
Floresta nativa	48	Argiloso (25%), Média (62,5%), Arenoso (12,5%)

<sup>1</sup> $n$ : número de amostras de solo coletadas.

#### *Preparo das amostras coletadas*

As amostras de solo coletadas foram secas ao ar na própria Fazenda São Nicolau e posteriormente transportadas de caminhão para o CENA/USP. Já no laboratório, as amostras foram homogeneizadas e tamisadas em peneira de 2 mm para obtenção da fração denominada

terra fina seca ao ar menor que 2 mm (TFSA). Sub-amostras de TFSA foram finamente moídas e passadas em peneira de 0,15 milímetros (100 mesh) para análise no NIRS do Laboratório de biogeoquímica Ambiental do CENA/USP.

#### *Análises de densidade do solo – valores de referência*

A análise para obtenção dos valores de referência de densidade do solo foi realizada segundo o método do anel volumétrico (100 cm<sup>3</sup>) proposto por Blake e Hartge (1986), nas 1184 amostras de solo coletadas no campo.

#### *Análises NIRS - espectro de aquisição e pré-processamento*

A reflectância das amostras de solo foi determinada utilizando um espectrômetro Antaris-FT-NIR MDS (Thermo Electron, WI), equipado com módulo de amostragem de esfera integradora e um compartimento de referência interna para coleta automática de *background*. As amostras (cerca de 3 g) foram escaneadas no intervalo de comprimento de onda de 4.000 a 10.000 cm<sup>-1</sup> com 4,0 cm<sup>-1</sup> de resolução e 16 co-varreduras por espectro, em frascos de vidro de 2,5 cm de diâmetro.

Para o cálculo dos pré-tratamentos e métodos de calibração, o programa computacional WinISI III (versão 1.61e - Foss NIRSystems / Tecator Infracsoft International, Silver Spring, MD, EUA) selecionou a região espectral entre 4015 e 6684 centímetros<sup>-1</sup>, onde as variações de absorção são mais importantes. Entre 6684 e 10 000 cm<sup>-1</sup> existe apenas um pico de absorção em 7.066 cm<sup>-1</sup>. Assim, cada medição produziu um espectro com 174 pontos de dados. Os dados espectrais foram registrados como absorbância (A), de acordo com a seguinte equação (Eq. 2):

$$A = \log (1/\text{Reflectância}) \quad (2)$$

Vários métodos de pré-processamento foram aplicados aos dados espectrais, incluindo o método da variável normal padrão (SNV), uma transformação da variável normal padrão com “detrending” (SNVD) e uma correção padrão multiplicativa (MSC). A primeira derivada (144) e a ausência de derivada (001) foram utilizadas para reduzir a variação da linha de base e melhorar as características espectrais (REEVES et al., 2002). Utilizou-se ainda o método sem correção de dispersão (aqui denominado “None”).

A transformação da variável normal padrão (SNV) foi aplicada para reduzir as variações de intensidade de absorção. Em muitas situações, os espectros apresentam variações de intensidade de absorção descontrolada devido à dispersão e/ou distribuição de tamanho de partículas, especialmente as amostras de solo. As amostras cujo tamanho das partículas é mais grosso apresentam maior absorção do que aquelas cujo tamanho de partícula é mais fina. Além disso, em materiais como o solo, os espectros de absorção tendem a ser mais intensos nos comprimentos de onda mais longos. Esta tendência é linear, tornando-se curvilínea (BARNES et al., 1989) e pode ser corrigida com o método de pré-processamento conhecido como “detrending”.

A MSC foi aplicada para eliminar a interferência óptica que exige uma linearização diferente da requerida por interferência química, como observado por MARTENS et al. (1983). As derivadas aplicadas, representadas por 001 e 144, também foram utilizadas para reduzir a variação da linha de base e melhorar características espectrais (REEVES et al., 2002). O primeiro número representa a ordem da derivada, o segundo número é a diferença de pontos de dados sobre o qual a derivada é calculada e o terceiro número é o número de pontos de dados a ser suavizados. A designação de “001” foi utilizada quando a derivada não foi aplicada. O terceiro número “1” é dado automaticamente pelo software mesmo se nenhuma derivada foi utilizada.

#### *Outliers espectrais*

Para identificar os *outliers* espectrais, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) em todo o espectro definido, sendo então calculada a distância de Mahalanobis  $H$  (MARK; TUNNELL, 1985). As amostras com  $H > 3$  foram consideradas *outliers* espectrais e eliminadas das investigações complementares (SHENK; WESTERHAUS, 1991a). O número de *outliers* espectrais variou de 15 a 27, dependendo do método de pré-processamento utilizado, representando menos de 3% da população definida.

#### *Processos de calibração e validação*

O método da regressão modificada dos mínimos quadrados parciais (MPLS) foi utilizado para correlacionar os dados espectrais com os valores de referência de densidade (SHENK; WESTERHAUS, 1991b). O conjunto de amostras foi dividido em um subconjunto

de calibração (composto pelas 200 amostras mais representativas do conjunto de dados) e um subconjunto de validação (com as amostras restantes) (SHENK; WESTERHAUS, 1991a). Neste último, foi realizada uma validação cruzada, com o objetivo de determinar o número ideal de termos a serem incluídos no modelo de predição da densidade. A validação cruzada foi dividida em quatro grupos, sendo três utilizados para o desenvolvimento do modelo e outro para a estimativa da densidade. Os resíduos das quatro estimativas foram agrupados para o cálculo do erro padrão de validação cruzada (SECV). Após a remoção dos *outliers* da calibração (ou seja, amostras com  $t < 2,5$ ) foi realizada mais uma validação cruzada. Este procedimento foi realizado duas vezes. A determinação do número ideal de termos a serem utilizados para a calibração foi realizada com base no número de fatores que apresentou o menor SECV final. O modelo final foi recalculado com todas as amostras, e os resíduos desse procedimento gerou o erro padrão calibração (SEC). A precisão do modelo foi avaliada em um subconjunto de validação usando o erro padrão de predição (SEP) e o CV%, que é a razão entre o SEP e o valor de referência médio (MORRA et al., 1991).

#### *Validação de diferentes modelos (FPT x NIRS)*

O desempenho do método proposto (NIRS) em relação aos nove modelos publicados (modelos de regressão) também foi avaliado com o conjunto total (1184 amostras) por índices complementares: o erro médio de predição (MPE) (Eq. 3), a raiz quadrada do erro de predição (RMSPE) (Eq. 4) e seu coeficiente de determinação  $R_p^2$ . O MPE, também conhecido como erro de precisão, permite a avaliação de um viés positivo ou negativo de um modelo de regressão, o que indica uma tendência geral de superestimação ou subestimação, respectivamente (DE VOS et al., 2005). Idealmente, o MPE deve ser o menor possível e o RMSPE próximo de um.

$$\text{MPE} = 1/n \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (3)$$

$$\text{RMSPE} = \sqrt{1/n \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (4)$$

Onde,  $\hat{y}_i$  é a densidade do solo observada na  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo,  $y_i$  é a densidade do solo estimada para a  $i^{\text{ésima}}$  amostra de solo, e  $n$  é o número total de observações.

Os modelos de pedrotransferência (FPT) foram selecionados considerando o local (regiões tropicais), tipo de solo (ordem Oxisol), profundidade da amostragem (superfície) e os parâmetros incluídos nas equações, permitindo a aplicação de modelos na base de dados em estudo.

## 6.2.2 Resultados e discussão

### *Dados de referência*

A densidade das amostras de solo variou de 0,45 a 1,95 g cm<sup>-3</sup> (Tabela 6.2), com média de 1,48 g cm<sup>-3</sup> ( $\pm 0,14$ ). Os dados da pastagem e das áreas de reflorestamento (média de 1,48 e 1,49 g cm<sup>-3</sup>, respectivamente) refletem a compactação do solo devido, provavelmente, às operações de campo e pisoteio animal em ambos os sistemas.

Tabela 6.2 – Valores de referência de densidade do solo, valores mínimo e máximo, média, desvio padrão (SD) e coeficiente de variação (CV%) para o conjunto total de amostras e para cada sistema de manejo estudado

Sistema de manejo	Densidade do solo (g cm <sup>-3</sup> )					
	<i>n</i> <sup>a</sup>	Mínimo	Máximo	Média	SD	CV <sup>b</sup> (%)
Todas as áreas	1184	0,45	1,95	1,48	0,14	9,5
Floresta nativa	48	1,16	1,51	1,36	0,09	6,3
Pastagem	144	0,65	1,68	1,48	0,16	10,6
Reflorestamento	992	0,45	1,95	1,49	0,14	9,3

<sup>a</sup>*n*: número de amostras; <sup>b</sup>CV: coeficiente de variação, definido como a relação do SD para a média.

### *Estatística da calibração e validação*

Considerando todos os métodos de pré-processamento, o SEC e o SECV variaram de 0,10 a 0,12 g cm<sup>-3</sup>. O SEP variou de 0,12 a 0,13 g cm<sup>-3</sup>. Os valores de CV dos conjuntos de validação variaram entre 8,1 e 8,9% em relação à média dos valores de referência (Tabela 6.3). Com base no R<sup>2</sup> da calibração, SECV, SEP e CV, o melhor tratamento foi o MSC Std sem o uso de derivadas (0011).

Os modelos de calibração levando em consideração as diferentes profundidades, texturas e sistemas de manejo não conduziram a uma melhoria substancial da qualidade da predição da densidade do solo (dados não mostrados).

Tabela 6.3 – Resultados da calibração e validação e dos métodos de pré-processamento na estimativa da densidade do solo para o conjunto total de amostras

Método de pré-processamento	$n_1^a$	SEC <sup>b</sup>	$R^2$	SECV <sup>c</sup>	Nº de termos	$n_2^d$	SEP <sup>e</sup>	CV <sup>f</sup>
		(g cm <sup>-3</sup> )		(g cm <sup>-3</sup> )			(g cm <sup>-3</sup> )	(%)
None 0011	187	0,10	0,32	0,11	7	959	0,12	8,1
None 1441	170	0,12	0,10	0,12	2	960	0,13	8,9
SNV 0011	189	0,11	0,21	0,11	4	956	0,13	8,6
SNV 1441	171	0,10	0,24	0,11	4	964	0,13	8,6
SNVD 0011	182	0,10	0,19	0,11	3	961	0,13	8,5
SNVD 1441	167	0,11	0,22	0,12	2	966	0,13	8,7
Std 0011 MSC	184	0,11	0,34	0,11	6	969	0,12	8,1
Std 1441 MSC	185	0,10	0,31	0,11	3	963	0,13	8,4

<sup>a</sup> $n_1$  é o número de amostras, após a eliminação de outliers calibração; <sup>b</sup>SEC é o erro padrão da calibração; <sup>c</sup>SECV é o erro padrão da validação cruzada; <sup>d</sup> $n_2$  é o número de amostras utilizadas para a validação; <sup>e</sup>SEP é o erro padrão de predição; <sup>f</sup>CV é o coeficiente de variação, definido como a razão entre o SEP e a média.

Não existe nenhum relato sobre estimativas da densidade do solo pelo método NIRS. Portanto, as comparações entre os resultados obtidos nesse estudo com demais autores foram feitas em relação aos modelos de regressão baseados em funções de pedotransferência previamente publicadas (FPT).

Embora o  $R^2$  obtido pelo método NIRS não tenha sido elevado (0,34), ele é da mesma magnitude dos valores já publicados para a mesma ordem de solo deste estudo. Manrique e Jones (1991) constataram que FPT incluindo a raiz quadrada de valores de carbono poderiam ser usadas para estimar a densidade do solo de Latossolos com  $R^2=0,24$  ( $n=173$ ). Resultados semelhantes foram obtidos por Bernoux (1998a) ( $R^2=0,25$  e  $n=62$ ). Os valores de SEC e SECV variaram de 0,10 a 0,12 g cm<sup>-3</sup>, estando de acordo com os resultados apresentados por Benites et al. (2007) (SEP, para solos brasileiros, variando de 0,10 a 0,16 g cm<sup>-3</sup>).

Vale ressaltar, no entanto, que a densidade do solo, quando comparada à outras propriedades do solo, é um atributo que não apresenta ampla variação de valores, muito embora sua determinação deva ser a mais precisa possível para o cálculo dos estoques de carbono do solo. Van Groenigen et al. (2003), estudando o desempenho do NIRS e MIRS (Mid Infra-Red Spectroscopy ou Espectroscopia do Infravermelho Médio) na predição de propriedades do solo e de plantas, relataram a possibilidade de haver baixa precisão da estimativa de alguns parâmetros do solo (e.g C e N total), devido à pequena variação relativa desses parâmetros. Isto pode ser uma explicação razoável para a precisão dos resultados obtidos neste estudo. No entanto, em busca de uma melhoria nos parâmetros estatísticos de

calibração, os métodos de pré-processamento do espectro foram aplicados ao conjunto de dados separados por textura, profundidade e manejo do solo (dados não mostrados).

Tranter et al. (2007), construindo e testando modelos conceituais e empíricos para a estimativa da  $D_s$ , encontraram melhores resultados com um conjunto de calibração composto por 926 amostras e um conjunto de validação de 481 amostras. Tendo em vista que uma das vantagens da utilização de NIRS é a possibilidade de reduzir os custos das análises, reduzindo o número de amostras analisadas convencionalmente, o modelo de calibração foi construído com um número reduzido de amostras (<200).

Os resultados encontrados para os valores do SEP (0,12-0,13 g cm<sup>-3</sup>) estão de acordo com estudos anteriores (BERNOUX et al., 1998a; BENITES et al., 2007). Os valores obtidos para o CV da validação variaram de 8,1 a 8,9%, indicando que este poderia ser um indicador melhor da predição da  $D_s$  que os valores de SEP. Brunet et al. (2007), estudando o efeito do tamanho de partículas e sua heterogeneidade em amostras de solo brasileiras (dois Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e um Latossolo Vermelho) analisadas pelo NIRS, observaram valores do CV da validação para o carbono total entre 6,8 e 25%. Como já relatado por diversos autores, existe uma correlação inversa entre  $D_s$  e C (BERNOUX et al., 1998b; TOMASELLA; HODNETT, 1998; MELLO, 2007; BENITES et al., 2007).

Minasny et al. (2008) analisou a utilização de espectroscopia no infravermelho-médio (MIRS) na predição de várias propriedades físicas e mecânicas do solo, incluindo a densidade do solo. Com base no RMSE (0,09 Mg m<sup>-3</sup>), no RPD (definido como a razão entre o desvio padrão e o SECV) (1,16 Mg m<sup>-3</sup>) e no Erro Relativo (0,92 Mg m<sup>-3</sup>), os autores concluíram que o MIRS não é capaz de prever a densidade de amostras de áreas agrícolas.

#### *Desempenho de funções de pedotransferência e do método NIRS*

O desempenho da regressão mPLS utilizada nos dados espectrais (método NIRS) e de nove modelos de FPT publicados estão listados na Tabela 6.4. O MPE, RMSPE e  $R^2_p$  foram calculados para o conjunto total de amostras (n = 1184). Os resultados mostram que o método NIRS, juntamente com o modelo C (TOMASELLA; HODNETT, 1998) foram associados a valores negativos de MPE (-0,002 e -0,012 g cm<sup>-3</sup>), indicando uma subestimação da densidade do solo. No entanto, o método NIRS apresentou o valor para MPE mais próximo de zero, indicando a estimativa da densidade menos tendenciosa. Para o conjunto total, o MPE variou

de -0,012 a 0,322 g cm<sup>-3</sup>. De uma maneira geral, os erros de predição utilizando os modelos de FPT publicados indicaram uma superestimação da densidade do solo.

Tabela 6.4 – Avaliação de índices dos modelos existentes e do modelo proposto, para a estimativa da densidade do solo

Modelo	Função <sup>b</sup>	MPE <sup>c</sup>	RMSPE <sup>d</sup>	$R_p^2$ <sup>e</sup>
NIRS	mPLS <sup>f</sup>	-0,002	0,13	0,14
B <sub>1</sub>	$D_s = 1,524 - 0,0038(\text{argila}) - 0,050(\text{CO}) - 0,045(\text{pH}) + 0,001(\text{areia})$	0,236	0,27	0,06
B <sub>2</sub>	$D_s = 1,371 - 0,0048(\text{argila})$	0,126	0,19	0,01
B <sub>3</sub>	$D_s = 1,419 - 0,0037(\text{argila}) - 0,061(\text{CO})$	0,152	0,20	0,12
C	$D_s = 1,578 - 0,054(\text{OC}) - 0,006(\text{silte}) - 0,004(\text{argila})$	-0,012	0,13	0,12
D <sub>1</sub>	$D_s = 1,660 - 0,318(\text{CO})^{1/2}$	0,024	0,14	0,12
D <sub>2</sub>	$D_s = 1,509 - 0,098(\text{CO})$	0,098	0,16	0,12
D <sub>3</sub>	$D_s = 1,396 - 0,185(\text{CO})^{1/2}$	0,204	0,24	0,12
E <sub>1</sub>	$D_s = 1,15 - 0,0062(\text{argila}) + 0,0029(\text{areia})$	0,322	0,35	0,12
E <sub>2</sub>	$D_s = 1,33 - 0,08(\text{CO})$	0,254	0,29	0,12

<sup>a</sup>B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, B<sub>3</sub>: BERNOUX et al. (1998a); C: TOMASELLA; HODNETT (1998); D<sub>1</sub>, D<sub>2</sub>, D<sub>3</sub>: MANRIQUE; JONES (1991); E<sub>1</sub>, E<sub>2</sub>: MELLO (2007); <sup>b</sup>D<sub>s</sub>: densidade do solo (g cm<sup>-3</sup>); CO: carbono orgânico: (g.100 g de solo); <sup>c</sup> erro médio de predição (erro de precisão); <sup>d</sup> raiz quadrada do erro médio de predição, <sup>e</sup> coeficiente de determinação; <sup>f</sup> Método modificado da regressão dos Mínimos Quadrados Parciais.

O método NIRS e o modelo C também apresentaram o menor valor de RMPSE (0,13 g cm<sup>-3</sup>), indicando o menor erro da predição da densidade. O oposto foi encontrado para os modelos E<sub>1</sub> e E<sub>2</sub>, propostos por Mello (2007), apesar dos modelos terem sido projetados para o mesmo tipo de solo e condições climáticas do estudo em questão (Latossolos da Bacia Amazônica).

Os valores do  $R_p^2$  variaram de 0,01 (BERNOUX, et al., 1998a - modelo B<sub>2</sub>) a 0,14 (método NIRS, Figura 6.2). Os resultados obtidos com esse índice não foram tão elevados como o esperado, além de apresentarem uma pequena variação se considerarmos a especificidade dos modelos (ou seja, solos tropicais). No entanto, o método NIRS produziu a melhor estimativa da densidade do solo. A predição de mais baixa qualidade foi observada para os modelos de PDFs de Bernoux et al. (1998a) (B<sub>1</sub> e B<sub>2</sub>) e Mello (2007).

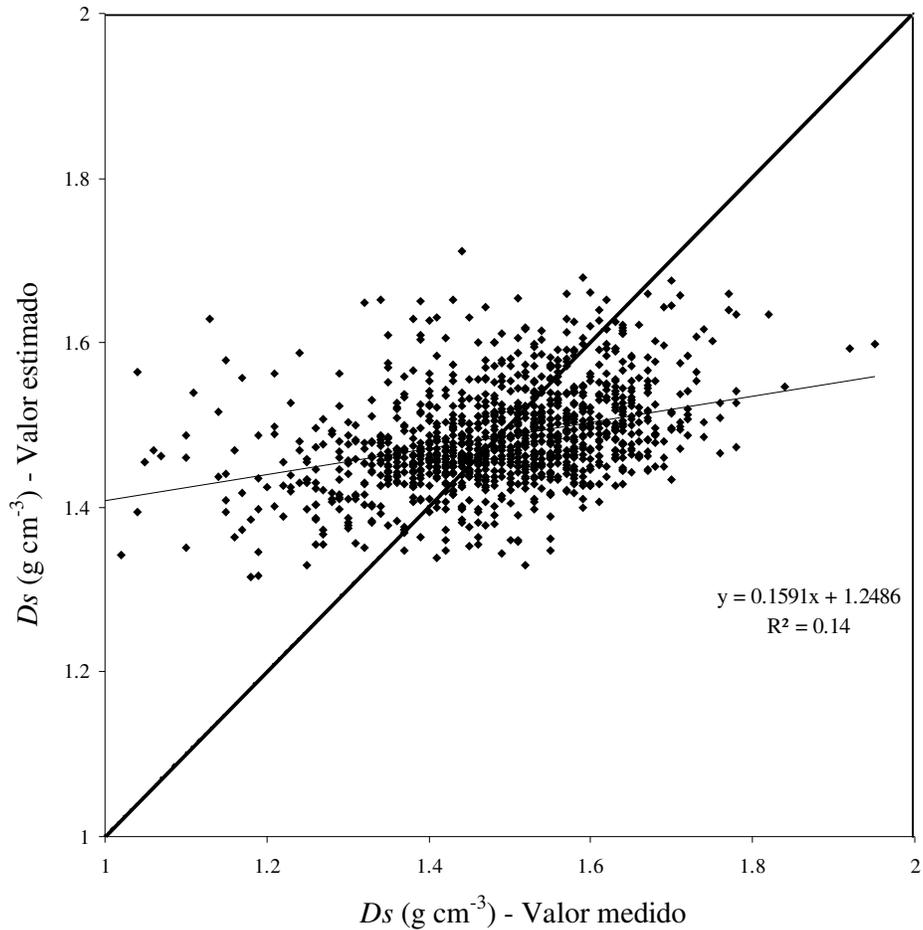


Figura 6.2 – Relação entre os valores de densidade do solo ( $D_s$ ) medidos e estimados pelo NIRS

Embora o procedimento de amostragem deste estudo tenha sido conduzido principalmente em áreas reflorestadas, é preciso considerar algumas fontes de variação importantes, tais como a espécie de árvore introduzida nos reflorestamentos, as práticas de manejo das áreas, a profundidade da amostragem, diferenças nas atividades biológicas do solo e no histórico de uso da terra. Além disso, uma significativa variabilidade espacial deve ser considerada em ambientes florestais, devido à ausência da homogeneização dos sistemas agrícolas (DE VOS et al., 2005).

Vale ressaltar que para a construção dos modelos de FPT são necessários um ou mais parâmetros obtidos por análise convencional para cada amostra coletada. Uma das vantagens do método NIRS, por outro lado, consiste na necessidade de apenas um número mínimo de valores de referência de densidade do solo (obtidos convencionalmente) para o estabelecimento de modelos de predição.

### 6.3 Conclusões

Este estudo mostra que, embora as estimativas da densidade do solo obtidas pelo NIRS tenham sido satisfatórias, os resultados não são muito diferentes do que se esperaria usando funções de pedotransferência. É importante lembrar, no entanto, que no caso das equações de pedotransferência são necessários outros parâmetros de análise para sua aplicação, os quais nem sempre são relatados. Além disso, o potencial desta abordagem é importante para estudos onde são requeridas grandes quantidades de amostras para determinação da densidade de solo, ou quando são solicitadas estimativas como no caso do monitoramento de carbono ou na modelagem da distribuição vertical do C no solo.

Embora haja a necessidade de mais estudos para avaliar os limites e as especificidades do método proposto, suas vantagens (rapidez, reprodutibilidade e baixo custo) devem ser consideradas, principalmente como base para redução dos custos associados aos projetos de reflorestamento no Âmbito do MDL.

### Referências

- BARNES, R.J.; DHANOA, M.S.; LISTER, S.J. Standard normal variate transformation and de-trending of near-infrared diffuse reflectance spectra. **Applied Spectroscopy**, Bound Brook, v. 43, p. 772-777, 1989.
- BARTHÈS, B.G.; BRUNET, D.; FERRER, H.; CHOTTE, J.; FELLER, C. Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying. **Journal of Near Infrared Spectroscopy**, Chichester, v. 14, p. 341-348, 2006.
- BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, p. 151-163, 1996.
- BENITES, V.M.; MACHADO, P.L.O.A.; FIDALGO, E.C.C.; COELHO, M.R.; MADARI, B.E. Pedrotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 90-97, 2007.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.; BOURENNANE, H. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondônia). **Soil Science**, New Brunswick, v. 163, p. 941-951, 1998a.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; VOLKOF, B.; JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 743-749, 1998b.

- BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Particle density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 377-382.
- BRUNET, D.; BARTHÈS, B.G.; CHOTTE, J.; FELLER, C. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: effects of sample grinding and set heterogeneity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 106-117, 2007.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B.A. **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. p. 33-50. (Advances in Soil Science).
- CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 122, p. 58-72, 2007.
- CHANG, C.W.; LAIRD, D.A.; MAUSBACH, M.J.; HURBURGH JUNIOR, C.R. Near infrared reflectance spectroscopy-principal components regression analyses of soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 480-490, 2001.
- DALAL, R.C.; HENRY, R.J. Simultaneous determination of moisture, organic carbon and total nitrogen by near infrared reflectance spectrophotometry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 120-123, 1986.
- DE VOS, B.; MEIRVENNE, M.V.; QUATAERT, P.; DECKERS, J.; MUYS, B. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 500-510, 2005.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília,DF: Embrapa Solos, 2006. 306 p.
- GARCÍA-OLIVA, F.; MASERA, O. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto protocol. **Climatic Change**, Cambridge, v. 65, p. 347-364, 2004.
- HENDERSON, T.L.; BAUMGARDNER, M.S.F.; FRANZMEIER, D.P.; STOTT, D.E.; COSTER, D.C. High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 865-872, 1992.
- MANRIQUE, L.A.; JONES, C.A. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 476-481, 1991.
- MARK H.L.; TUNNELL D. Qualitative near-infrared reflectance analysis. **Analytical Chemistry**, Washington, DC, v. 58, p. 379-384, 1985.

MARTENS, H.; JENSEN, S.A.; GELADI, P. Multivariate linearity transformation for near IR reflectance spectrometry. In: NORDIC SYMPOSIUM ON APPLIED STATISTICS, 1983, Stavanger, Norway. **Proceedings...** Stockholm: Stokkard Forlag Publication, 1983. p. 235–267.

MELLO, F.F.C. **Estimativas dos estoques de carbono dos solos nos Estados de Rondônia e Mato Grosso anteriores à intervenção antrópica.** 2007. 89 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura ‘Luiz de Queiroz’, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; TRANTER, G.; MURPHY, B.W. Using soil knowledge for evaluation of mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy for predicting soil physical and mechanical properties. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, p. 960-971, 2008.

MORRA, M.J.; HALL, M.H.; FREEBORN, L.L. Carbon and nitrogen analysis of soil fractions using near-infrared reflectance spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 288-291, 1991.

ODLARE, M.; SVENSSON, K.; PELL, M. Near infrared reflectance spectroscopy for assessment of spatial soil variation in an agricultural field. **Geoderma**, Amsterdam, v. 126, p. 193-202, 2005.

REEVES III, J.; MCCARTY G.; MIMMO T. The potential of diffuse reflectance spectroscopy for the determination of carbon inventories in soils. **Environmental Pollution**, London, v. 116, p. 277–284, 2002.

SHENK, J.S.; WESTERHAUS, M.O. Population definition, sample selection and calibration procedures for near infrared reflectance spectroscopy. **Crop Science**, Madison, v. 31, p. 469–474, 1991a.

SHENK, J.S.; WESTERHAUS, M.O. Population structuring of near infrared spectra and modified partial least square regression. **Crop Science**, Madison, v. 31, p. 1548–1555, 1991b.

STEVENS, A.; VAN WESEMAEL, B.; VANDENSCHRINCK, G.; TOURÉ, S.; TYCHON, B. Detection of carbon stock change in agricultural soils using spectroscopic techniques. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 844-850, 2006.

TOMASELLA, J.; HODNETT, M.G. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 163, p. 190-202 1998.

TRANTER, G.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; MURPHY, B.; MCKENZIE, N.J.; GRUNDY, M.; BROUGH, D. Building and testing conceptual and empirical models for predicting soil bulk density. **Soil Use and Management**, New York, v. 23, p. 437-443, 2007.

VAN GROENIGEN, J.W.; MUTTERS, C.S.; HORTWATH, W.R.; VAN KESSEL, C. NIR and DRIFT-MIR spectroscopy of soils for predicting soil and crop parameters in a flooded field. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 250, p. 155-165, 2003.

VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P.; BARRIOS, E.; JOFFRE, R.; REVERSAT, F. Evaluating soil quality in tropical agroecosystems of Colombia using NIRS. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 889-898, 2005.

VISCARRA ROSSEL, R.A.; WALVOORT, D.J.J.; MCBRATNEY, A.B.; JANIK, L.J.; SKJEMSTAD, J.O. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. **Geoderma**, Amsterdam, v. 131, p. 59-75, 2006.

## **7 ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO EM ÁREAS DE REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS – Aplicação da ferramenta “Ex-ante Carbon Balance Tool” (EX-ACT) na estimativa do potencial de mitigação de um projeto de MDL**

### **Resumo**

A matéria orgânica do solo desempenha um importante papel no ciclo global do carbono, mas a magnitude e a direção da mudança no carbono orgânico do solo após a conversão de vegetação nativa – pastagem e de pastagem – floresta plantada ainda é um tema controverso. O objetivo deste estudo foi calcular o estoque de carbono do solo em dois sistemas de reflorestamento estabelecidos em áreas de pastagem no Cerrado e na Floresta Amazônica, e aplicar a ferramenta EX-ACT (“Ex-Ante Carbon Balance Tool”) para calcular o balanço de carbono de um Projeto de Reflorestamento estabelecido em 1999 no sudoeste da Amazônia. Para o cálculo dos estoques de C foram utilizadas informações de três usos do solo estabelecidos no Sudoeste de Amazônia (Área I), sendo três áreas de reflorestamento (Ipê Rosa/Caixeta, Ipê Rosa/ Freijó e Teca), além das áreas de pastagem e Floresta nativa. Na Área II, localizada em Avaré/SP, foram selecionados os seguintes usos do solo: reflorestamento com eucalipto (aos 7, 14 e 21 anos de idade), pastagem e Cerrado. Os resultados obtidos para a Área I indicaram estoques de C do solo mais elevados e estatisticamente iguais na Floresta nativa, pastagem e no reflorestamento misto de Ipê Rosa com Caixeta. Em seguida, vieram os reflorestamentos com Teca e Ipê Rosa/ Freijó. Na Área II, o maior estoque de C do solo foi encontrado ao final do primeiro ciclo de reflorestamento com eucalipto (7 anos). Nas demais parcelas (Cerrado, pastagem e reflorestamento com eucalipto aos 14 e 21 anos de idade) não foram encontradas diferenças significativas. Os estoques de C do solo obtidos na Área I foram superiores aos da Área II. Considerando apenas o compartimento solo, e nas condições desse estudo, é possível afirmar que o potencial de geração de créditos de carbono é maior no reflorestamento com espécies nativas no Sudoeste da Amazônia do que no reflorestamento com eucalipto em solo arenoso do Cerrado. A estimativa do potencial de mitigação do “Projeto Poço de Carbono” realizado pela ferramenta EX-ACT indicou balanço negativo de carbono (expressos em tCO<sub>2</sub> equivalente), ou seja, as atividades do Projeto tem o potencial de seqüestrar 2.337.618,0 tCO<sub>2</sub>eq até o final de sua duração (40 anos). Espera-se que esse trabalho contribua para o aumento da discussão sobre a aplicabilidade do EX-ACT em projetos de reflorestamento em diversos níveis, principalmente no âmbito do MDL.

Palavras chave: Carbono. Solo. Reflorestamento. Mitigação.

**SOIL CARBON STOCKS AND MITIGATION POTENTIAL OF NATIVE AND  
EXOTIC REFORESTRY SYSTEMS – Application of Ex-Ante Carbon Balance Tool  
(EX-ACT)**

**Abstract**

Soil organic matter is a key factor in the global carbon cycle, but the magnitude and the direction of the change in soil carbon after the conversion of natural forest – pasture and pasture-planted forest is still a matter of controversy. The aim of this study was to calculate the soil carbon (C) stock of two reforestation systems established in pastures areas of Savannah and the Amazon rainforest, and apply the "Ex-Ante Carbon Balance Tool" (EX-ACT) to calculate the carbon balance of a Reforestation Project established since 1999 in southwestern Amazonia. For the C stocks calculation, different land uses were selected in Southwest Amazonia (Area I), including three areas of reforestation (Ipe Rosa / Caixeta, Ipe Rosa/ Freijó and Teak) in addition to a grazing area and native forest. In Area II, located in Avare/SP, we selected the following land uses: reforestation with eucalyptus (7, 14 and 21 years old), grassland and Savannah. The carbon stock of the Area I was higher and statistically equal in the native forest, pasture and reforestation with Ipe Rosa/ Caixeta. The lowest soil carbon stock was found in both reforestations with Teak and Ipe Rosa/ Freijó. In Area II, the higher soil C stock was found at the end of the first cycle of reforestation with eucalyptus (7 years). In the other plots (Savannah, grassland and eucalyptus reforestation at 14 and 21 years of age) the differences were statistically insignificant. The soil C stocks found in Area I were higher than those of Area II. Considering only the soil compartment and under the conditions of this study, it is clear that the potential for generating carbon credits is higher in reforestation with native species in south-western Amazonia than in reforestation with eucalyptus in the area of Savannah. The mitigate potential estimative of the "Poço de Carbono" Project, performed by EX-ACT, showed a negative carbon balance and a potential to sequester 2.337.618 tCO<sub>2</sub>eq in 40 years (1999-2039). It is expected that this work contributes to an increase in discussions on the applicability of the EX-ACT on many levels, especially under CDM Forestry context.

Keywords: Carbon. Soil. Reforestation. Mitigation.

## 7.1 Introdução

O potencial de mitigação das emissões de gases do efeito estufa (GEE) pelo setor “Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Silvicultura” (LULUCF) é considerado muito alto. Muitas das opções técnicas para a utilização desse potencial encontram-se disponíveis para implantação imediata, as quais são diretamente relacionadas à redução das principais emissões de GEE no Brasil. A redução das emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), por exemplo, pode ser potencializada com melhorias nas práticas de manejo agrícola (BERNOUX et al., 2001; UNFCCC, 2008) enquanto que as emissões de metano (CH<sub>4</sub>) e de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), podem ser minimizadas através de melhorias no sistema da produção animal, manejo adequado de dejetos animais, manejo mais eficiente da água de irrigação nas áreas de produção de arroz, e melhorias no manejo de nutrientes para as culturas (CERRI et al., 2010). Além disso, a adoção de práticas agrícolas conservacionistas, sistemas agro-florestais, a gestão de pastagens melhoradas e a restauração de áreas degradadas, podem colaborar para o aumento do sequestro de carbono no setor de LULUCF (BERNOUX et al., 2001; CERRI et al., 2004; 2007; CORBEELS et al., 2006; MAQUERE et al., 2008).

O Cerrado e Amazônia do Brasil, que se estendem por 200 e 420 milhões de hectares, respectivamente (PROBIO, 2004), são provavelmente a maior fronteira agrícola do mundo. O papel desses biomas como sumidouro ou fonte de emissão de C, depende da gestão e do efeito líquido da mudança do uso da terra nesses locais (MAIA et al., 2010). Inicialmente, as duas regiões foram utilizadas para pastagem extensiva, no entanto, durante os anos 1980, percebeu-se que a viabilidade agrícola do Cerrado poderia ser aumentada com a implementação de técnicas como a correção da acidez do solo e a adubação (JANTALIA et al., 2007) de tal forma que, atualmente, área de terras agrícolas no Cerrado brasileiro é 21,5 milhões de hectares (PROBIO, 2004). Na Amazônia, o uso predominante da terra ainda é a pastagem, muito embora existam áreas significativas com culturas perenes. Apesar das grandes áreas cultivadas, o impacto de diferentes práticas de manejo do solo nesses biomas não é bem compreendido.

O estoque de C do solo depende de uma série de fatores que interagem entre si, entre eles, a profundidade do solo, o conteúdo de argila e mineralogia, os atributos estruturais e a habilidade em formar agregados, a retenção de umidade no solo, a densidade de cargas e a superfície específica, além do histórico da área (LAL, 2006).

Embora se conheça os fatores que influenciam o armazenamento do C no solo, não existe um consenso sobre a direção das mudanças nesse estoque após a conversão de vegetação nativa – pastagem e de pastagem – floresta plantada (GUO; GIFFORD, 2002; PAUL et al., 2002; MADEIRA et al., 2002; DESJARDINS et al., 2004; MENDHAM et al., 2004; LIMA et al., 2006; MAQUERE et al., 2008; LIMA et al., 2008; BALIERIO et al., 2008; RUFINO, 2009).

Neil e Davidson (2000) relataram estudos de caso onde pastagens estabelecidas após a conversão da floresta Amazônica apresentaram aumento no conteúdo de carbono do solo, ocorrendo o inverso em outros casos onde a mesma mudança do uso da terra ocorreu. Para os autores, a direção das mudanças pode estar relacionada ao regime pluvial, as práticas de adubação, espécies de gramínea utilizada ou outros fatores que regulam a quantidade e a qualidade da produtividade em cada local.

No caso das áreas de pastagem convertidas a eucalipto, as discordâncias dos resultados refletem a importância do uso anterior do solo, do clima e das espécies de árvores plantadas (LIMA et al., 2006, PAUL et al., 2002). Para alguns autores, embora as florestas depositem maior quantidade de resíduos lenhosos no solo, a substituição de pastos por florestas plantadas geralmente leva a um declínio na matéria orgânica do solo, uma vez que esses resíduos são mais resistentes à decomposição (DAVIS; CONDROM, 2002).

Diante desses fatos, estão sendo desenvolvidos alguns modelos para estimar o potencial de mitigação das mudanças nos sistemas de produção agrícola de forma a auxiliar os tomadores de decisão quanto a implementação ou não dessas mudanças (FAO, 2010). Ressalta-se, no entanto, que até o presente momento não existe uma ferramenta “*user-friendly*” que permita a avaliação rápida do potencial de mitigação de projetos de investimento agrícola (BERNOUX et al., 2010).

O EX-ACT (Ex-ante Carbon Balance Tool) é uma ferramenta desenvolvida pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) cujo objetivo consiste no fornecimento de medidas *ex-ante* do impacto de projetos agrícolas e florestais nas emissões de GEE e no seqüestro de C, na forma de um balanço de C. Este balanço, calculado através da comparação dos cenários “com o projeto” e “sem o projeto” (i.e. linha de base ou “*business as usual*”), pode ser usado como indicador do potencial de mitigação do projeto em questão (Figura 7.1).

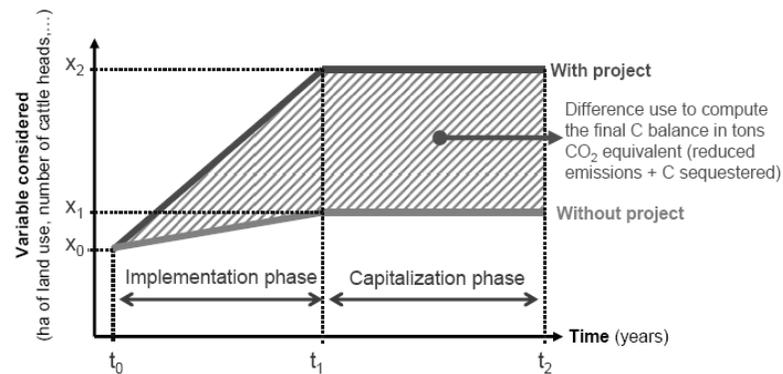


Figura 7.1 - Representação esquemática do balanço final apresentado pelo EX-ACT (BERNOUX et al., 2010)

O modelo considera uma fase de implementação do projeto (i.e. a fase ativa do projeto que corresponde à etapa de investimento), e a uma fase denominada “fase de capitalização” (i.e. período no qual os benefícios do projeto ainda ocorrem, consequência das atividades desenvolvidas na fase de implementação). O EX-ACT foi desenvolvido para atuar em nível de projeto, mas pode ter sua escala facilmente adaptada para níveis de programa/ setor ou nacional (BERNOUX et al., 2010; CERRI et al., 2010).

O objetivo deste estudo foi: (i) calcular o estoque de carbono do solo em dois sistemas de reflorestamento estabelecidos em áreas de pastagem no Cerrado e na Floresta Amazônica, e (ii) aplicar a ferramenta EX-ACT para calcular o balanço de carbono de um Projeto de Reflorestamento estabelecido há 11 anos no sudoeste da Amazônia.

## 7.2 Desenvolvimento

### 7.2.1 Material e métodos

#### 7.2.1.1 Descrição das áreas

Para a obtenção dos estoques de carbono do solo foram selecionadas as parcelas de reflorestamento estudadas no Capítulo 2 (Área I) e no Capítulo 3 (Área II), em função de essas apresentarem um número maior de informações a respeito do teor de carbono e da densidade do solo, necessários para o cálculo dos estoques.

Na Área I, localizada em Cotriguaçu/MT, foram selecionados três usos do solo da Fazenda São Nicolau, sendo eles: Reflorestamento com espécies nativas e exótica (Ipê Rosa e Caixeta, Ipê Rosa e Freijó, e Teca), Pastagem e Vegetação Nativa (Floresta Amazônica) (Figura 2).

Da mesma forma na Área II, localizada em Avaré/SP, foram selecionados os seguintes usos do solo das Fazendas Regina I e Regina II: Reflorestamento com espécie exótica (1º, 2º e 3º ciclo de Eucalipto, aos 7, 14 e 21 anos de idade, respectivamente), Pastagem e Vegetação Nativa (Cerrado) (Figura 7.2).

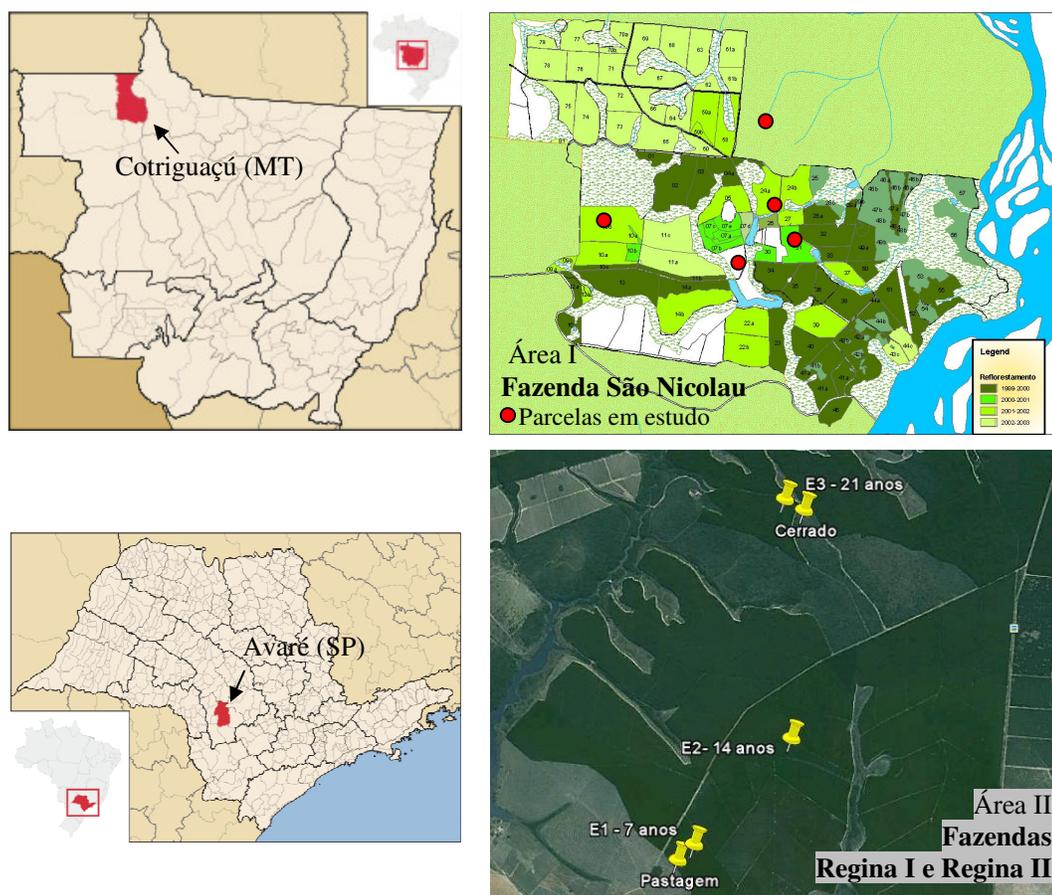


Figura 7.2 – Localização dos municípios Cotriguaçu (MT) e Avaré (SP) (esq.), onde se encontram as Áreas I e II, respectivamente (dir.), e as parcelas em estudo (em destaque)

### 7.2.1.2 Coleta das amostras de solo e análises de laboratório

#### *Amostragem de solo*

As amostras de solo foram coletadas conforme esquema radial descrito nos capítulos 2 e 3 deste documento, em mini perfis de solo (50 x 50 x 50 cm), nas áreas de pastagens e nas áreas de reflorestamento (espécies nativas e eucalipto). O número de pontos ou min-perfis abertos em cada parcela, bem como o número de amostras coletadas em cada parcela (considerando as profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm) estão contidos na Tabela 7.1. Após a coleta, as amostras de solo foram secas ao ar, homogêneas e passadas em peneira de 2,0 mm para remover os fragmentos de raízes e cascalho. Sub-amostras foram passadas em peneiras de 0,149 mm e maceradas em almofariz para a determinação do carbono total.

Tabela 7.1 – Descrição das amostras coletadas para a obtenção do estoque de carbono nas áreas em estudo

Local de coleta	Parcela (uso atual - 2008)	Sigla	Uso anterior	Número de pontos <sup>1</sup> /amostras <sup>2</sup> por parcela
Área I	Vegetação nativa (Floresta)	F01	Floresta Nativa	6/ 18
	Pastagem	SN-08	Floresta Nativa	45/135
	Teca	SN-24a	Pastagem	45/135
	Ipê Rosa/ Caixeta	SN-10d	Pastagem	45/135
	Ipê Rosa/ Freijó	SN-31	Pastagem	45/135
	Cerrado	CE	Cerrado	5/15
Área II	Pastagem	PA	Cerrado	61/183
	Eucalipto (1º ciclo, 7 anos)	E1-7	Pastagem	61/183
	Eucalipto (2º ciclo, 14 anos)	E2-14	Pastagem	61/183
	Eucalipto (3º ciclo, 21 anos)	E3-21	Pastagem	61/183

<sup>1</sup>ponto: mini-perfil de solo; <sup>2</sup>amostra: cada uma das amostras de solo coletadas no mini-perfil, referentes às camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm.

#### *Análises físico-químicas*

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta, tendo como princípio a Lei de Stokes sobre a sedimentação de partículas (EMBRAPA, 1979). O teor de carbono total foi quantificado nas amostras de cada mini-perfil aberto, nas três camadas coletadas, pelo método da combustão via seca em analisador elementar LECO® CN-2000. A densidade do

solo foi determinada através do método do anel volumétrico ( $100 \text{ cm}^3$ ) (BLAKE; HARTGE, 1986), em 29 dos 45 mini-perfis abertos nas parcelas de reflorestamentos e pastagem da Área I e em 29 dos 61 mini-perfis da Área II. Nas parcelas de vegetação nativa, a densidade do solo foi determinada nos cinco mini-perfis de solo abertos.

#### *Estoques de carbono do solo*

Os estoques de carbono de cada camada do solo foram obtidos pela multiplicação do teor de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) pela densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e espessura da camada de solo (cm). Os estoques de C para 0-30 cm foram ajustados com base em um equivalente de massa de acordo com o método descrito por Moraes et al. (1996), onde a massa de solo nas pastagens manejadas é equiparada a massa de solo contida nos 30 cm superficiais do solo sob vegetação nativa.

#### **7.2.1.3 Balanço de carbono do Projeto “Poço de Carbono”**

Para a obtenção do balanço de carbono através da ferramenta EX-ACT (Ex Ante Carbon Balance Tool - v. 3, disponível no site da FAO), foram utilizados os dados do Projeto “Poço de Carbono PSA-ONF”, uma parceria entre a empresa francesa “Peugeot PSA” e a ONF Brasil (filial brasileira do órgão responsável pela gestão de Florestas na França – ONF). A descrição detalhada do Projeto encontra-se no Capítulo 2 deste documento. O objetivo do Projeto, iniciado em 1999 consiste no seqüestro de carbono através do reflorestamento de 2000 ha de pastagens degradadas e o manejo sustentável dos 7000 ha de floresta nativa da Fazenda São Nicolau, cuja área total é de 10.000 hectares. A propriedade possui ainda 1000 ha de mata ciliar em estado de regeneração e áreas de vegetação Capoeira. O plantio das espécies foi realizado entre 1999 e 2003, com mais de 50 espécies nativas e uma espécie exótica (*Tectona grandis*). O histórico do uso da terra pode ser resumido pelo desmatamento da floresta nativa (1981-1999), estabelecimento das pastagens (1981-1999), queima das pastagens (1999-2003) e plantio das mudas (1999-2003

### Descrição dos cenários "com" e "sem projeto"

A ferramenta EX-ACT foi usada para estimar o impacto das atividades do Projeto de reflorestamento utilizando os módulos denominados Desmatamento, Reflorestamento, Pastagens, Pecuária e Outros Investimentos. A Tabela 7.2 apresenta como cada componente foi considerado nos cenários “com” e “sem” o Projeto.

Tabela 7.2 – Descrição dos módulos utilizados no EX-ACT para obtenção do balanço de carbono do "Projeto Poço de Carbono"

Módulo	Unidade	Situação atual	Área considerada	
			Sem o Projeto	Com o Projeto
Desmatamento	Hectare	0	0	0
Reflorestamento	Hectare	2000 <sup>1</sup>	0	2000
Pastagem	Hectare	112	2000	0 <sup>2</sup>
Animais	Cabeça	822	3960	0
Outros investimentos				
<i>óleo diesel</i>	m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup>	2,0	6,8	2,0 <sup>3</sup>
<i>Infraestrutura</i>	m <sup>2</sup>	400	1000	1000

<sup>1</sup>incluindo a regeneração natural de 112 ha de pastagem e das áreas de vegetação Capoeira.

<sup>2</sup>considerando que a partir de 2011 a área de pastagem não será mais ocupada por animais, e será regenerada naturalmente.

<sup>3</sup>o consumo de óleo diesel fixo anual entre 2009-2039 deve ser 2,0 m<sup>3</sup>. O consumo total entre 1999 e 2009 foi aproximadamente 760 m<sup>3</sup>.

O cenário de referência (“sem o Projeto”) foi definido pela situação em que se encontrava a Fazenda São Nicolau antes da aquisição do imóvel pela ONF Brasil. Naquele momento havia 7000 ha de Floresta Nativa, 1000 ha de Mata Ciliar e 2000 ha de área de pastagem de gado manejada com 3.960 cabeças de gado (1,98 animais/ha). Considerando que o antigo proprietário já havia atingido o limite legal de abertura da área (20% ou 2000 ha), a área desmatada não iria aumentar mesmo sem o projeto.

O procedimento para a abertura dos 2000 ha de pastagem consistiu no corte e retirada das árvores de interesse comercial, seguido da queima da vegetação remanescente e plantio da gramínea. Essa prática, ainda comum na região, foi conduzida anualmente no manejo da pastagem (LOCATELLI, 2000) visando a remoção completa da vegetação nativa. Em 1995, ou seja, quatro anos antes do início do projeto, as pastagens foram abandonadas temporariamente a fim de restaurar a fertilidade do solo.

De acordo com a classificação GLASOD (“Global Assessment of Human-induced Soil Degradation” – ISRIC), sobre degradação do solo induzida pelo Homem a área do projeto

encontra-se em uma região degradada de maneira muito severa (nível de degradação entre 25-50%). Com o prosseguimento das atividades de pastejo, na ausência das atividades do Projeto, além da perda de vegetação florestal substituída pelo pasto, era de se esperar um aumento do processo de degradação do solo resultado do uso excessivo de animais na área e conseqüente falta de cobertura no solo.

O cenário “com o Projeto” foi caracterizado pelo estabelecimento de 2.000 ha de plantações florestais (incluindo as áreas de regeneração natural), com 30 espécies de árvores locais e uma espécie exótica (*Tectona grandis*). A promoção da regeneração natural envolve ainda o crescimento de 54 espécies de árvores nativas da região. O plantio das espécies florestais deve levar a restauração da cobertura florestal, restabelecendo o uso do solo original e contribuindo na restauração de *habitats* múltiplos para a preservação da biodiversidade e no seqüestro de carbono na biomassa das árvores e no solo.

Ainda hoje, algumas áreas de pastagem permanecem abertas, o que permite não apenas o controle do desenvolvimento das gramíneas, mas também a redução dos riscos de incêndio em períodos de seca, a fertilização natural das áreas de plantios, a obtenção de uma fonte de autofinanciamento para o projeto (aluguel das terras) e uma maior integração no meio socioeconômico local. De qualquer forma, a redução significativa de animais com as atividades do Projeto (de 3960 para 822 cabeças de gado) permitiu a redução do metano emitido para a atmosfera, a partir da fermentação entérica. É esperado que com o crescimento das plantações e o fechamento das copas das árvores, os espaços disponíveis para a pastagem irão diminuir progressivamente de forma que o gado deixará de pastar na propriedade até o final de 2011.

O EX-ACT foi desenvolvido, em grande parte, a partir do Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa (IPCC, 2006), e complementado com outras metodologias e a revisão de coeficientes padrão (*default*) para opções de mitigação. Os valores *default* para as opções de mitigação no setor agricultura são do Painel Intergovernamental sobre Mudanças no Clima (IPCC, 2007). Outros coeficientes foram obtidos a partir de revisões ou banco de dados internacionais.

A obtenção do balanço do carbono foi feita a partir do nível de informação denominado *Tier I* do IPCC (2006). Para tal, foram utilizados os valores *default* para os cinco compartimentos definidos pelo guia do IPCC e pelo UNFCCC: biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, madeira morta, solo e liteira.

## 7.2.2 Resultados e discussão

### 7.2.2.1 Análises físico-químicas

Os resultados referentes à análise granulométrica, densidade média e teor médio de carbono do solo para as parcelas da Área I encontram-se resumidos na Tabela 7.3 e na Figura 7.3.

A análise granulométrica indicou predomínio de textura média para a maioria das parcelas da Área I. A parcela SN\_10d apresentou textura muito argilosa na camada de 10-20 e 20-30 cm.

Os resultados indicaram que as concentrações de C diminuíram com a profundidade do perfil avaliado. Tal fato já foi apontado por diversas pesquisas sobre C (BERNOUX et al., 1998; CERRI et al., 1999 e CERRI et al., 2004) realizadas na região Amazônica.

Tabela 7.3 – Conteúdo médio de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ), densidade média do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e análise granulométrica das amostras de solo da Área I

Prof. (cm)	C <sup>1</sup> ( $\text{g kg}^{-1}$ )	Ds <sup>2</sup> ( $\text{g cm}^{-3}$ )	Granulometria ( $\text{g kg}^{-1}$ )			Textura
			Argila	Silte	Areia	
<i>Floresta Nativa (F01)</i>						
0 – 10	21,8	1.22	232	37	731	Média
10 – 20	4,8	1.30	366	4,0	631	Argilosa
20 – 30	3,6	1.27	436	0,0	564	Argilosa
<i>Pastagem (SN_08)</i>						
0 – 10	14,9	1.47	295	67	638	Média
10 – 20	8,0	1.41	329	33	638	Média
20 – 30	6,9	1.35	395	34	571	Argilosa
<i>Ipê Rosa/ Caixeta (SN_10d)</i>						
0 – 10	16,2	1.45	536	0,0	464	Argilosa
10 – 20	10,0	1.49	636	0,0	364	Muito argilosa
20 – 30	8,8	1.47	699	37	264	Muito argilosa
<i>Teca (SN_24a)</i>						
0 – 10	11,8	1.43	162	67	771	Média
10 – 20	6,7	1.47	162	133	705	Média
20 – 30	4,8	1.48	262	67	671	Média
<i>Ipê Rosa/ Freijó (SN_31)</i>						
0 – 10	10,0	1.38	262	33	705	Média
10 – 20	6,6	1.38	266	4,0	704	Média
20 – 30	4,6	1.31	329	33	638	Média

<sup>1</sup>C: teor médio de carbono da parcela; <sup>2</sup>Ds: densidade média do solo na parcela.

A fim de se comparar o conteúdo de carbono do solo entre as parcelas, foi realizado um Teste de Tukey ( $\alpha = 0,05\%$ ) para cada camada de solo estudada (Figura 7.3). A parcela F01 foi a que apresentou o maior conteúdo de C na camada 0-10 cm (21,8 g kg<sup>-1</sup>), seguida pelas parcelas de SN-10d (16,2 g kg<sup>-1</sup>) e SN-08 (14,9 g kg<sup>-1</sup>). As parcelas SN-24a e SN-31 apresentaram os menores conteúdos de C na camada superficial (11,8 e 10,0 g kg<sup>-1</sup>). Os resultados confirmam que o C contido nos horizontes superficiais representa o compartimento mais sensível no caso da derrubada da floresta nativa e consequente estabelecimento de pastagem ou cultivos (BERNOUX, 1998). Outra observação importante foi a relação positiva entre os conteúdos de C e argila do solo, conforme descrito por diversos autores (FELLER; BEARE, 1997; DESJARDINS et al., 2004). Para Feller e Beare (1997), essa relação parece ser verdadeira em solos sob vegetação nativa como para diversos usos do solo e numa ampla faixa de precipitação média anual (600 – 3000 mm ano<sup>-1</sup>). Nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade, observou-se uma queda brusca do conteúdo médio do C na vegetação nativa (4,8 e 3,6 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente), refletindo o papel da liteira e da atividade radicular na manutenção do C na camada mais superficial do solo. Esses resultados concordam com as observações de Novaes Filho et al. (2007) para a camada de 40-60 cm de um solo da mesma região, cuja conteúdo médio de C foi de 5,33 ( $\pm 1,20$ ) g C kg<sup>-1</sup>.

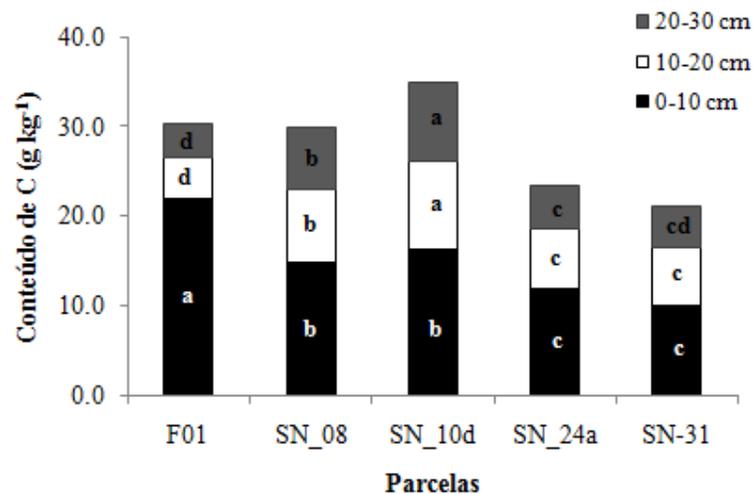


Figura 7.3 - Conteúdo de carbono (%) das parcelas da Área I (F01 – Floresta, SN\_08 – Pastagem, SN\_10d – Ipê Rosa/ Caixeta, SN\_24a – Teca, SN\_31 – Ipê Rosa/ Caixeta), para as três camadas estudadas. Para cada camada de solo, letras diferentes indicam diferença entre as parcelas ( $\alpha = 0,05\%$ )

Os menores valores da densidade média do solo foram encontrados na parcela F01 (1,22; 1,30 e 1,27 g cm<sup>-3</sup> para as camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade respectivamente). Esses valores são semelhantes aos obtidos por diversos autores em solos sob vegetação Amazônica (MORAES et al., 1996; MELO, 2003; NOVAES FILHO et al., 2007). Os resultados indicaram, ainda, que a conversão da floresta em pastagem aumentou significativamente a densidade da última (1,47 g cm<sup>-3</sup>), estando de acordo com estudos desenvolvidas nas mesmas condições (MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1997; DESJARDINS et al., 2004). Nas parcelas de reflorestamento, os valores variaram de 1,38 a 1,45 g cm<sup>-3</sup> para a camada até 10 cm, de 1,38 a 1,49 g cm<sup>-3</sup> para a camada 10-20 cm e de 1,31 a 1,48 g cm<sup>-3</sup> para a camada de 20-30 cm de profundidade. Esses valores são maiores que a média normalmente encontrada em solos argilosos sob plantio de Teca (média 1,2 g cm<sup>-3</sup>) (BEHLING, 2009) e estão, provavelmente, relacionados ao pastejo de animais que ainda acontece nessas áreas.

Os resultados referentes à análise granulométrica, densidade média e conteúdo médio de carbono do solo para as parcelas da Área II encontram-se resumidos na Tabela 7.4 e na Figura 7.4.

Todas as parcelas apresentaram textura arenosa e teores médios de C maiores em superfície do que em profundidade, concordando com diversos estudos (BALIEIRO et al., 2008; MONTERO, 2008; RESCK, 2008 e RUFINO, 2009). Na camada superficial do solo, as quantidades de carbono e matéria orgânica são máximas porque a maioria do material orgânico se incorpora ao solo a partir da decomposição da serrapilheira e das raízes finas que, principalmente em solos tropicais, estão concentradas na superfície (MONTERO, 2008).

Tabela 7.4 – Teor (médio) de carbono, densidade (média) do solo e análise granulométrica das amostras de solo da Área II

Prof. cm	C <sup>1</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	Ds <sup>2</sup> (g cm <sup>-3</sup> )	Granulometria (g kg <sup>-1</sup> )			Textura
			argila	silte	areia	
<i>Cerrado</i>						
0_10	6,3	1.36	920	30	50	arenosa
10_20	3,8	1.43	921	29	50	arenosa
20_30	3,6	1.49	909	16	75	arenosa
<i>Pastagem</i>						
0_10	6,6	1.55	902	38	60	arenosa
10_20	5,5	1.57	891	40	69	arenosa
20_30	4,8	1.53	891	40	69	arenosa
<i>Eucalipto - 7 anos</i>						
0_10	7,9	1.56	896	40	64	arenosa
10_20	6,6	1.59	878	42	80	arenosa
20_30	5,7	1.55	867	40	93	arenosa
<i>Eucalipto - 14 anos</i>						
0_10	6,8	1.49	908	21	72	arenosa
10_20	5,4	1.57	903	24	72	arenosa
20_30	4,6	1.53	897	27	75	arenosa
<i>Eucalipto - 21 anos</i>						
0_10	5,7	1.50	929	22	49	arenosa
10_20	4,2	1.56	929	20	51	arenosa
20_30	3,5	1.53	931	23	49	arenosa

<sup>1</sup>C: teor médio de carbono da parcela; <sup>2</sup>Ds: densidade média do solo na parcela.

Ressalta-se, no entanto, que os valores de C foram sempre inferiores àqueles obtidos na Área I, confirmando a relação entre teor de argila e conteúdo de C, mencionado anteriormente. Resultados similares foram obtidos por Balieiro et al. (2008). Para esses autores, o conteúdo de carbono de um solo arenoso cultivado com eucalipto no Cerrado foi baixo quando comparado a solos sob plantios com espécies exóticas mistas, áreas de floresta nativa ou Florestas como a Amazônica e Atlântica.

A comparação entre os teores médios de C obtidos nas parcelas foi realizada através do Teste de Tukey ( $\alpha = 0,05\%$ ), para cada camada de solo estudada (Figura 7.4). Não houve muita variação nos resultados obtidos na camada de 0-10 cm de profundidade das parcelas, exceto para a E3-21, que apresentou o menor resultado (5,7 g C kg<sup>-1</sup>). Nas camadas

subseqüentes foi possível detectar diferença significativa entre a parcela E1-7 e as demais, cujos valores foram sempre inferiores à primeira.

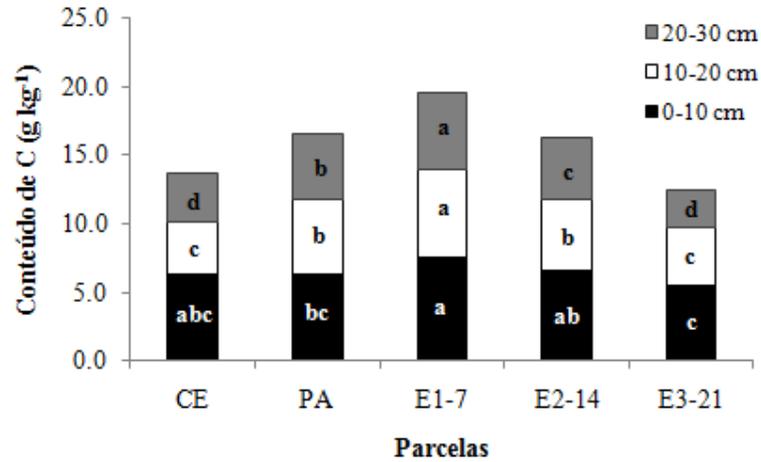


Figura 7.4 – Conteúdo de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) das parcelas da Área II (CE – Cerrado, PA - Pastagem, E1-7 - Eucalipto 1º ciclo-7 anos, E2-14 – Eucalipto 2º ciclo- 14 anos, E3-21 – Eucalipto 3º ciclo- 21 anos), para as três camadas estudadas. Para cada camada de solo, letras diferentes indicam diferença entre as parcelas ( $\alpha = 0,05\%$ )

Para Souza et al. (2006), estudando as alterações no C orgânico total em um Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes sistemas de uso do solo, o atributo não foi influenciado pelo manejo do solo. Segundo os autores, não foi encontrada diferença significativa entre o conteúdo de C na camada até 10 cm do solo sob Cerrado e áreas com mais de 10 anos de interferência antrópica (i.e. pastagem e cultivos de soja e milho).

A densidade média da parcela de referência (CE) variou de 1,36 a 1,49  $\text{g cm}^{-3}$  (camadas 0-10 e 20-30 cm, respectivamente), concordando com os resultados obtidos por Rufino (2009) para o mesmo tipo de solo. Nas parcelas referentes à pastagem e aos reflorestamentos com eucalipto, os valores de densidade média variaram de 1,49-1,59  $\text{g cm}^{-3}$ , e estão situados entre os limites de densidades de solos de textura areia e franco-arenosas, que variam entre 1,20 até 1,80  $\text{g cm}^{-3}$  (BRADY, 1989).

### 7.2.2.3 Estoque de carbono do solo

#### *Estoque de C do solo na Área I*

Os resultados referentes ao estoque médio de carbono do solo das parcelas da Área I encontram-se na Figura 7.5. De acordo com o Teste de Tukey, aplicado ao nível de 5% de probabilidade, não houve diferença no estoque médio de C das parcelas de vegetação nativa ( $41,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), pastagem ( $43,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e reflorestamento com Ipê Rosa/ Caixeta ( $45,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). O estoque de C obtido nessas áreas foi maior do que nas parcelas reflorestadas com Teca ( $32,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e Ipê Rosa/ Freijó ( $31,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), cujas médias não diferiram entre si.

A ausência de diferença significativa entre as parcelas de vegetação nativa e pastagem pode ser explicada por diversos fatores, dentre eles o fato da vegetação nativa em estudo já ter sofrido intervenções antrópicas quando da aquisição da Fazenda pelo antigo proprietário. Sabe-se que naquela época foram retiradas as espécies de maior valor comercial e isso deve ter reduzido o estoque de C do solo nessas áreas. Em um levantamento sobre a estimativa dos estoques de C de referência dos solos (i.e. C orgânico do solo sob vegetação nativa sem intervenção antrópica) no Sudoeste da Amazônia, Maia (2009) relatou um estoque médio de  $74,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (0-30 cm) em Latossolos sob florestas não exploradas, na porção norte do Mato Grosso. De maneira similar, Cerri et al. (2007) obtiveram valores na faixa de 20 – 150  $\text{Mg C ha}^{-1}$  até 20 cm de profundidade em solos da Amazônia brasileira, com predomínio de perfis na faixa de 60-80  $\text{Mg C ha}^{-1}$ . Por outro lado, os resultados concordaram com Novaes Filho et al. (2007) que obtiveram o estoque médio de  $35,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$  em um solo sob floresta vizinho à área de estudo.

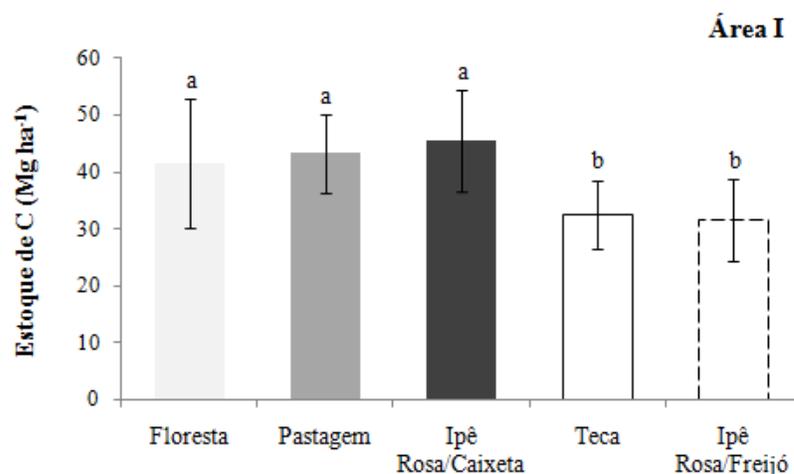


Figura 7.5 – Estoques de carbono do solo (Mg C ha<sup>-1</sup>) nas parcelas da Área I

Ainda em relação à semelhança entre a vegetação nativa e a pastagem, é possível que o estoque de C do solo na pastagem ainda esteja sob influência da matéria orgânica remanescente da floresta. De acordo com Bernoux (1998), em um estudo sobre a dinâmica da matéria orgânica na conversão da floresta em pastagem na Amazônia, o tempo médio de residência do carbono remanescente da floresta é de aproximadamente 18 anos na camada 0-5 cm e 56 anos na camada 20-30 cm. Já o carbono introduzido pela pastagem apresenta um tempo médio de residência de 5 a 6 anos para a camada até 30 cm de profundidade.

Estudos conduzidos em pastagens da região amazônica brasileira têm mostrado diferentes respostas do C orgânico do solo (COS) em função do manejo (MAIA, 2009). Eden et al. (1991), Desjardins et al. (1994) e Hughes et al. (2002) observaram uma redução nos estoques de COS com a conversão da vegetação nativa em pastagens manejadas. Similarmente, Fearnside e Barbosa (1998) concluíram que pastagens “típicas” na Amazônia são fontes de carbono para a atmosfera. Em contraste, outros estudos têm encontrado aumentos nos estoques de COS após alguns anos com pastagens manejadas (KOUTIKA et al., 1997; NEILL et al., 1997; DESJARDINS et al., 2004). Estes resultados divergentes têm sido reportados em outros estudos (KOUTIKA et al., 1997; NEILL et al., 1997; SCHUMAN et al., 1999), e o fato de algumas pastagens degradadas não reduzirem o conteúdo de COS tem sido atribuído principalmente ao aumento da biomassa radicular com a mudança de vegetação nativa para pastagens (CAMARGO et al., 1999; SCHUMAN et al., 1999). Para Trumbore et

al. (1995), os maiores ajustes no estoque de carbono promovidos por mudanças no uso da terra ocorrem na primeira década após a conversão.

Outro resultado interessante foram os estoques de C obtidos com o reflorestamento de Ipê Rosa associado às espécies Caixeta e Freijó, separadamente. O maior estoque de C no plantio Ipê Rosa/ Caixeta fornece indícios de que esta associação foi mais bem sucedida do que Ipê Rosa/Freijó, pelo menos no que diz respeito à manutenção do carbono original do solo. O uso da Caixeta (*Simarouba amara*) em reflorestamentos no Brasil vem crescendo nos últimos anos, principalmente em projetos com ênfase no seqüestro de carbono. Dentre os motivos citam-se sua elevada taxa de crescimento associada aos maiores teores de carbono presentes nos seus tecidos lenhosos (xilema), o que a torna uma das espécies com grande potencial de sequestro de CO<sub>2</sub> (REZENDE et al., 2005). Na região amazônica existem poucas plantações florestais, devido principalmente, à carência de conhecimentos científicos sobre o comportamento das espécies nativas, o que dificulta a discussão dos dados obtidos neste estudo com outros autores.

O estoque de C obtido na parcela reflorestada com Teca (31,6 Mg ha<sup>-1</sup>) está de acordo com as estimativas de Usuga et al. (2010) obtidas a partir de 43 parcelas da espécie estabelecidas em diferentes Florestas Tropicais (média de 35,8 Mg C ha<sup>-1</sup>, na camada 0-25 cm). Muito embora tenha se observado uma grande quantidade de liteira na parcela reflorestada com Teca, este fato não foi suficiente para manter o estoque de C em mesmo nível que a vegetação nativa e a pastagem. Esse resultado concorda com o relato de Sankaran (1993) em um estudo sobre a decomposição da liteira de folhas de Teca, na Índia. Para o autor, a decomposição da liteira não alterou significativamente o conteúdo de carbono orgânico do solo em estudo, tanto em condições de laboratório como no campo.

#### *Estoques de carbono do solo na Área II*

Os estoques médios de C do solo das parcelas da Área II encontram-se na Figura 7.6. Os resultados foram bastante baixos quando comparados à Área I. Isso está associado, provavelmente, à diferença na textura dos solos das duas regiões (Área I: textura média/ argilosa e Área II: textura arenosa). Para Balieiro et al. (2008), a textura arenosa pode afetar o acúmulo e a estabilização do C no solo fazendo que o estoque em áreas de eucalipto cultivado em solo com >90% de areia seja menor do que a maioria das áreas florestais brasileiras.

O maior estoque de C do solo na Área II foi observado na parcela E1-7 (31,4 Mg ha<sup>-1</sup>). As parcelas CE, PA, E2-14 e E3-21 apresentaram estoques de C estatisticamente iguais (19,2; 25,0; 25,3 e 20,3 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Esses resultados podem ser comparados aos estoques obtidos por Balieiro et al. (2008) para a camada 0-40 cm de um solo sob plantio de eucalipto e pastagem (17,19 e Mg C ha<sup>-1</sup> e 24,23 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente), por Rufino (2009) na camada 0-20 cm de solo sob cultivo de eucalipto com 7 anos de implantação (19,90 Mg C ha<sup>-1</sup>), entre outros (BUSTAMENTE et al., 2006; SILVA et al., 2004).

Considerando que a pastagem foi implantada em área de Cerrado, podemos afirmar que não houve nenhum incremento significativo no estoque de C do solo com essa conversão, mesmo após 28 anos de implantação da pastagem. Tendo em vista que as parcelas de eucalipto foram implantadas em área de pastagem, é possível afirmar que o plantio de eucalipto favoreceu o aumento do estoque de C em relação à pastagem em 6,4 Mg ha<sup>-1</sup> (20,4%). Esse incremento, no entanto, só foi observado no final do 1º ciclo (7 anos), onde é comum se obter a maior produtividade da cultura (RODRIGUEZ, 1999; DIAZ-RODRIGUES; BALTEIRO, 2006). O preocupante nessa situação é que, se o comportamento dessa parcela for o mesmo daquele que já se encontra no final do 2º e 3º ciclos, o estoque de COS desta área poderá decrescer em até 1/3 nos próximos 14 anos, em relação ao estoque atual, liberando C na forma de CO<sub>2</sub> para a atmosfera.

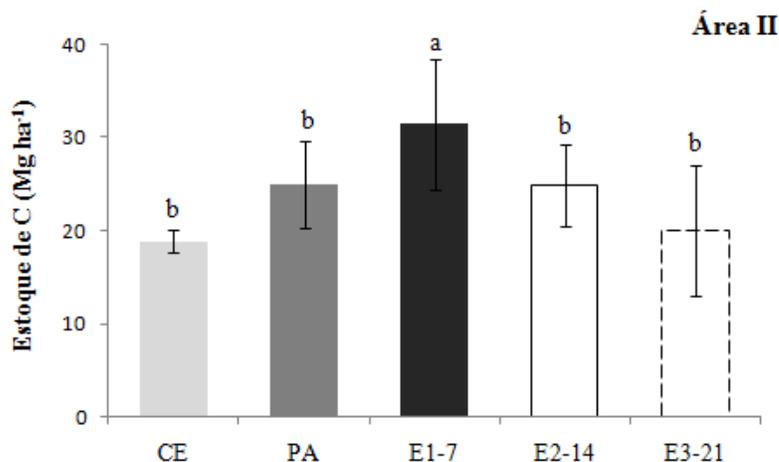


Figura 7.6 – Estoques de carbono do solo (Mg C ha<sup>-1</sup>) nas parcelas da Área II

A diminuição da produtividade do eucalipto ao longo dos ciclos ou rebrotas conduzidos no Brasil é bastante comum e pode explicar a diminuição dos estoques de C das parcelas com 14 e 21 anos de idade. Segundo Rodriguez (1999), esse decréscimo de produtividade pode ser causado pelo manejo inadequado da rebrota após o corte da madeira, escolha inapropriada de espécies para um determinado tipo de solo ou condição climática, a proveniência das mudas e a tecnologia empregada na retirada da madeira.

Outro fato que pode ter contribuído para o maior estoque do COS no E1-7 seria a presença de carbono remanescente da pastagem nessa área, muito embora não tenha sido realizado um estudo isotópico do C para confirmar tal hipótese. Sabe-se, no entanto, que mesmo após a conversão de pastagem para outros usos do solo, é possível observar o efeito da matéria orgânica do solo oriunda dos restos culturais da gramínea (liteira, raízes) e protegida nos agregados do solo por alguns anos. As diferenças nos estoques de C do solo em áreas cultivadas com pastagem e eucalipto podem estar relacionadas à qualidade da liteira de cada sistema (BALIEIRO et al., 2008).

Em um estudo similar conduzido em um Latossolo Vermelho-Amarelo na região do Cerrado mineiro, Pulrolnik et al. (2009) demonstraram que a substituição de Cerrado por pastagem resultou em aumento dos estoques de C na camada de até 100 cm de profundidade. Da mesma forma, a substituição da vegetação de Cerrado pelo eucalipto não resultou em redução do estoque de C do solo, mas sim em aumento de 13 % na camada de 0–100 cm, após 20 anos de implantação da cultura.

Em solos de cerrado com plantios antigos (60 anos) de *Eucalyptus*, Maquere (2004) verificou alterações no carbono armazenado e tipo de matéria orgânica até 30 cm de profundidade, sendo que abaixo dessa profundidade a matéria orgânica estava inalterada.

#### **7.2.2.4 Balanço de carbono do Projeto Poço de Carbono**

Os resultados obtidos no balanço de C do Projeto Poço de Carbono encontram-se resumido na Tabela 7.5. Os dados indicaram balanço negativo de gases do efeito estufa (expressos em tCO<sub>2</sub> equivalente), ou seja, as atividades do Projeto representarão o sequestro de 2.994.831 tCO<sub>2</sub>eq até o final de sua duração (40 anos). Desse total, 116.160 tCO<sub>2</sub>eq foram imobilizados na forma de material orgânico do solo. Isso representa quase 4 % da fixação

total do sistema ao longo dos 40 anos do projeto. Esse valor, embora de pequena amplitude, é significativo uma vez que o uso do solo anterior (pastagem) já apresentava elevado conteúdo de carbono.

Tabela 7.5 – Resultado do balanço de Gases do Efeito Estufa (GEE) estimado pelo EX-ACT, para os 40 anos do Projeto Poço de Carbono

Componentes do Projeto	Cenário		Balanço de GEE (Projeto - Linha de Base)
	Sem o Projeto	Com o Projeto	
	tCO <sub>2</sub> eq.		
Desmatamento	-	-	-
Reflorestamento	-	-2636093	-2636093
Pastagem	157710	-1760	-159470
Animais	266966	65993	-200973
Inputs	-	-	-
Investimentos no Projeto	891	2595	1704
<i>Total (40 anos)<sup>1</sup></i>	<i>425566</i>	<i>-2569265</i>	<i>-2994831</i>

Valor positivo = emissão de GEE

Valor negativo = absorção de GEE

Considerando o mesmo período, na ausência do Projeto, as atividades desenvolvidas na área (relacionadas à pecuária) resultariam em um balanço positivo de GEE com emissão de 425.566 tCO<sub>2</sub>eq. para a atmosfera. Considerando as principais fontes de emissão associadas à atividade pecuária, com exceção do desmatamento da floresta (i.e. queimadas anuais de pastagem, fermentação entérica do gado e manejo de dejetos animais) aquela que mais participou no balanço positivo dos GEE foi a fermentação entérica devido à emissão de metano (dados não mostrados).

Em relação às atividades do Projeto, as únicas fontes de emissão de GEE estão relacionadas à presença de animais e aos investimentos do projeto em infra estrutura e construções. Ressalta-se, no entanto, que para o cálculo do balanço de GEE com o Projeto foi considerada a presença dos 822 animais durante os 40 anos de projeto, o que não representa a realidade esperada. De acordo com os responsáveis pelo Projeto, a tendência é que esse número reduza progressivamente conforme a diminuição das áreas de pastejo com o advento da recuperação da cobertura florestal. Por outro lado, a maior fonte de absorção de CO<sub>2</sub> está relacionada ao reflorestamento dos 2000 ha de pastagem (absorção de 2.636.093 tCO<sub>2</sub>eq. em 40 anos).

O fato da ferramenta EX-ACT ter sido lançada pela FAO no final de 2009 dificulta a comparação dos resultados obtidos com demais estudos. Atualmente, encontram-se disponíveis na literatura dois estudos científicos utilizando essa ferramenta para obtenção do impacto de projetos (BERNOUX et al., 2010) e em nível nacional (CERRI et al., 2010) de atividades agrícolas e florestais na mitigação do aquecimento global.

Os resultados obtidos com o EX-ACT comprovam o potencial das atividades de silvicultura no seqüestro de C da atmosfera. Além disso, a ferramenta possibilita a verificação do cumprimento dos objetivos propostos auxiliando na tomada de decisão e apontando para necessidades e benefícios específicos de cada etapa do Projeto. Ressalta-se, no entanto, que o presente balanço foi calculado a partir de fatores de emissão globais, podendo ser refinado com o uso de informações regionais ou até mesmo locais.

### **7.3 Conclusões**

Os maiores estoques de C do solo na Área I, localizada em Cotriguaçu/ MT, foram encontrados igualmente nas parcelas de floresta nativa, pastagem e no reflorestamento misto de Ipê Rosa com Caixeta. Em seguida, estatisticamente iguais, vieram os reflorestamento com Teca e a associação Ipê Rosa e Freijó.

Na Área II, localizada em Avaré/ SP, o maior estoque de C do solo foi encontrado ao final do primeiro ciclo de reflorestamento com eucalipto (7 anos). Nas demais parcelas (Cerrado, pastagem e reflorestamento com eucalipto aos 14 e 21 anos de idade) não foram encontradas diferenças significativas.

Os estoques de C do solo obtidos na Área I foram superiores àqueles encontrados na Área II. Considerando apenas o compartimento solo, nas condições desse estudo, é possível afirmar que o potencial de geração de créditos de carbono é maior no reflorestamento com espécies nativas estabelecidas em solo mais argiloso do que no reflorestamento com eucalipto sob solo arenoso.

A estimativa do potencial de mitigação do “Projeto Poço de Carbono” realizado pela ferramenta EX-ACT (“Ex-Ante Carbon Balance Tool”) indicou balanço negativo de carbono, ou seja, as atividades do Projeto tem o potencial de seqüestrar aproximadamente três milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>eq ao longo dos 40 anos de duração do projeto (1999-2039). Espera-se

que esse trabalho contribua para o aumento da discussão sobre a aplicabilidade do EX-ACT em projetos de reflorestamento em diversos níveis, principalmente no âmbito do MDL.

## Referências

BALIEIRO, F.C.; PEREIRA, M.G.; ALVES, B.J.R.; RESENDE, A.S.; FRANCO, A.A. Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1253-1260, 2008.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: F. Bastos, 1989. 898 p.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43-58, 1998.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. CO<sub>2</sub> emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 779-787, 2001.

BERNOUX, M.; BRANCA, G.; CARRO, A.; LIPPER, L.; SMITH, G.; BOCKEL, L. Ex-ante greenhouse gas balance of agriculture and forestry development programs. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, p. 31-40, 2010.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Particle density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 377-382.

BEHLING, M. **Nutrição, partição de biomassa e crescimento de povoamentos de teca em Tangará da Serra – MT**. 2009. 156 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

BUSTAMANTE, M.M.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon and sequestration potencial in the cerrado region of Brazil. In: LAL, R. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Food Product, 2006. p. 285-299.

CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CARDOSO, A.; BERNOUX, M.; DOUZET, J.M.; NETO, M.S. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrados of Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 1773-1787, 2006.

CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; VICTORIA, R.L. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology**, Oxford, v. 5, p. 693-702, 1999.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; MAIA, S.M.F.; CERRI, C.E.P.; COSTA JUNIOR, C.; FEIGL, B.J.; FRAZÃO, L.A.; MELLO, F.F.C.; GALDOS, M.V.; MOREIRA, C.S.; CARVALHO J.L.N. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, p. 102-116, 2010.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B.A. **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 33-50. (Advances in Soil Science).

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 815-832, 2004.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJESF, N.H.; MILNE, E., CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 122, p. 58-72, 2007.

DAVIS, M.R.; CONDRON, L.M. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 40, p. 675-690, 2002.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. Organic carbon and <sup>13</sup>C contents in soils and soil sizefractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in Eastern Amazonia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 61, p. 103-118, 1994.

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 & Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 365-373, 2004.

DIAZ-BALTEIRO, L.; RODRIGUEZ, L.C.E. Optimal rotations on Eucalyptus plantations including carbon sequestration – A comparison of results in Brazil and Spain. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 229, p. 247-258, 2006.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1979. 247 p.

EDEN, M.J.; FURLEY, P.A.; MCGREGOR, D.F.M.; MILLIKEN, W.; RATTER, J.A. Effect of forest clearance and burning on soil properties in northern Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, p. 283-290, 1991.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 108, p. 147-166, 1998.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 69-116, 1997.

GUO, L.B.; GIFFORD, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 345-360, 2002.

HUGHES, R.F.; KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondonia, Brazil. **Ecosystems**, New York, v. 5, n.3, p. 244-259, 2002.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use**. Hayama, Japan: IGES, 2006. v. 4.

IPCC. **Fourth Assessment Report - Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Cambridge, 2007.

JANTALIA, C.P.; RESCK, D.V.S.; ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, p. 97-109, 2007.

KOUTIKA, L.S.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; CERRI, C.C.; BURTIN, G.; CHONE, T.; PHILIPPY, R. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazonia Basin. **Geoderma**, Amsterdam, v. 76, p. 87-112, 1997.

LAL, R. Soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Food Product, 2006. p. 49-63.

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S.; LEITE, F.P. Soil carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with Eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 235, p. 219-231, 2006.

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S.; LEITE, F.P. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1053-1063, 2008.

LOCATELLI, B. **Mesure de la fixation et critères d'évaluation d'un puits de carbone: application au projet PEUGEOT-ONF**. Rapport de mission. Montpellier: CIRAD, 2000. 77 p.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondonia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, p. 84-91, 2009.

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**, Amsterdam, v. 106, p. 177-184, 2010.

MADEIRA, M.V.; FABIANO, A.J.; PEREIRA, S.; ARAUJO, M.C.; RIBEIRO, C. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 171, p. 75–85, 2002.

MAQUERE, V.; LACLAU, J.P.; BERNOUX, M.; SAINT-ANDRE, L.; GONÇALVES, J.L.M.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C.; RANGER, J. Influence of land use (savanna, pasture, *Eucalyptus* plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil, **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, p. 863–877, 2008.

MELO, A.W.F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre**. 2003. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MENDHAM, D.S.; HEAGNEY, E.C.; CORBEELS, M.; O’CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MCMURTRIE, R.E. Soil particulate organic matter affects on nitrogen availability after afforestation with *Eucalyptus globulus*. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1067–1074, 2004.

MONTERO, L.L. **Carbono em solos de cerrado: vegetação nativa de cerrado versus plantios de *Eucalyptus* e *Pinus***. 2008. 130 p. Tese (Doutorado em Ecologia) Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BEMOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondonia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63-81, 1996.

NEILL, C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C., MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 1216–1225, 1997.

NEILL, C.; DAVIDSON, E.A. Soil carbon accumulation or loss following deforestation for pasture in the Brazilian Amazon. In: LAL, R. (Ed.). **Carbon dynamics in tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 197-211.

NOVAES FILHO, J.P.; SELVA, E.C.; COUTO, E.G.; LEHMANN, J.; JOHNSON, M.S.; RIHA, S.J. Distribuição espacial de carbono em solo sob floresta primária na Amazônia meridional. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, p. 83-92, 2007.

PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; NYAKUENGAMA, J.G.; KHANNA, P.K. Change in soil carbon following afforestation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, p. 251–257, 2002.

PROBIO. **Projeto e Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira**. Brasília, DF, 2004. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 10 set. 2010.

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e Cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

RESCK, D.V.S.; FERREIRA, E.A.B.; FIGUEIREDO, C.C.; ZINN, Y.L. Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 21, p. 359-417.

REZENDE, D.; LOBO, F.A.; PRIANTE, P.C.; AREIS JUNIOR, J.; MENDOZA, Z.M.; GARDETTE, Y.M. Seleção de espécies empregadas no reflorestamento florestal no Noroeste da Amazônia Legal promissórias ao seqüestro de carbono. In: CONGRESSO DE ESTUDANTES E BOLSISTAS DO EXPERIMENTO LBA, 2., 2005, Manaus. **Livro de resumos...** Manaus, 2005. p. 54. Disponível em: <http://www.lbaconferencia.org>.

RODRIGUEZ, L.C.E. Defining the optimum sequence of rotations for coppice regimes of eucalyptus. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM 150 YEARS TO THE FAUSTMANN FORMULA: its consequences for forestry and economics in the past, present and future, 1999., Darmstadt. **Proceedings...** Darmstadt, 1999. p. 218–227.

RUFINO, A.M.M. **Estoque de carbono em solos sob plantios de eucalipto e fragmento de cerrado**. 2009. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2009.

SANKARAN, K.V. Decomposition of leaf litter of albizia (*Paraserianthes falcataria*), eucalypt (*Eucalyptus tereticornis*) and teak (*Tectona grandis*) in Kerala, India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 56, p. 225-242, 1993.

SCHUMAN, G.E.; REEDER, J.D.; MANLEY, J.T.; HART, R.H.; MANLEY, W.A. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. **Ecological Applications**, Washington, v. 9, p. 65-71, 1999.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; CORAZZA, E.J.; VIVALDI, L. Carbon storage in a clayey Oxisol cultivated pastures in the Cerrado Region, Brazil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357-363, 2004.

SOUZA, E.D.; CARNEIRO, M.A.C.; PAULINO, H.B.; SILVA, C.A.; BUZETTI, S. Alterações nas frações do carbono em um Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes sistemas de uso do solo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 28, n. 3, p. 305-311, 2006.

TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; CAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C.; MARTINELLI, L.A. Belowground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Oxford, v. 9, n. 4, p. 515-528, 1995.

UNFCCC -- United Nations Framework Convention on Climate Change. **CDM Rulebook**. COP/MOP3. Bonn, 2008.

USUGAA, J.C.L.; TOROB, J.A.R.; ALZATEB, M.V.R.; TAPIAS, A.J.L. Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, p. 1906-1913, 2010.

## 8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo serão apresentados, inicialmente, os principais **produtos e adaptações** à procedimentos previamente estabelecidos e uma breve discussão contendo a integração das informações obtidas nesta tese. Em seguida, serão comentados alguns **potenciais de uso das informações** para o meio acadêmico e potenciais usos em projetos relacionados ao Mecanismo de Desenvolvimento Limpo aplicados ao setor florestal.

O objetivo desta tese foi avaliar o desempenho de metodologias para a obtenção do estoque de carbono do solo em dois sistemas de reflorestamento no Brasil, como base para a diminuição da relação custo-benefício de projetos de MDL. A seguir apresentamos os principais **produtos e adaptações** obtidos.

### **Base para protocolo de amostragem de solo em área florestal**

O estudo da variabilidade espacial do carbono do solo, através de técnicas geoestatísticas, associado à estatística clássica permitiu conhecer a distribuição do carbono na camada de 0-30 cm de profundidade, onde está concentrado o maior estoque de carbono dos solos sob floresta. A partir dos resultados obtidos foi possível estabelecer o esquema de amostragem ideal para sistemas de reflorestamento distintos de forma a fornecer bases para Projetos de MDL com melhor relação custo/ benefício.

### **Otimização de custos para a obtenção do estoque de carbono do solo**

A análise do desempenho da Espectroscopia de Reflectância no Infravermelho utilizados para a obtenção do conteúdo de carbono e da densidade do solo mostrou que é possível diminuir os custos analíticos da obtenção dos estoques de carbono para Projetos de MDL, sem prejuízo da qualidade dos dados.

### **Condicionantes do solo no potencial de mitigação em projetos de reflorestamento**

A análise dos estoques de carbono do solo obtidos nos sistemas de reflorestamento estudados demonstrou que o potencial de mitigação do aquecimento global por atividades de reflorestamento depende de muitos fatores, entre eles: o tipo de espécie utilizada, tipo de solo, manejo das áreas, condições edafoclimáticas e, principalmente, o uso anterior do solo.

Com relação aos **potenciais de uso das informações**, o setor acadêmico pode se beneficiar das informações no que se refere a estratégia de obtenção de dados a partir de cronosequencia. De fato, foi possível através desse procedimento produzir informações confiáveis sobre a dinâmica do carbono do solo em alguns meses de observação e análises, as quais normalmente são produzidas em experimentos de longa duração. O bom desempenho dos métodos de análise espectroscópicas obtidos para o setor de silvicultura poderia ser testado em outras situações como, por exemplo, cultivos agrícolas e sistemas agro-florestais. Esses avanços científicos poderiam conduzir a melhorias nos protocolos de análise de carbono e densidade do solo em escala local e regional, facilitando a execução de projetos MDL. Sob o ponto de vista da viabilidade do seqüestro de carbono pelo solo em projetos de reflorestamento, as informações aqui obtidas apontaram que os solos arenosos são os de menor potencial para a obtenção de créditos de carbono, uma vez que os materiais orgânicos ficam pouco retidos nesse meio, se comparados aos solos argilosos.

Finalmente, espera-se que este estudo contribua para o aumento da inclusão do solo em projetos de MDL, uma vez comprovada a possibilidade de redução dos custos associados à obtenção e determinação dos estoques de carbono nesse compartimento, sem prejuízo da qualidade dos resultados.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)