



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS RESTAURADAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

Aluno: Lucas Dias Sanglade

ARARAS

2015

LUCAS DIAS SANGLADE

**QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS RESTAURADAS NO ESTADO DE SÃO
PAULO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Agricultura e Ambiente (PPGAA) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. José Carlos Casagrande

ARARAS

2015

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar
Processamento Técnico
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S225q Sanglade, Lucas Dias
 Qualidade do solo em áreas restauradas no estado
de São Paulo / Lucas Dias Sanglade. -- São Carlos :
UFSCar, 2016.
 94 p.

 Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de
São Carlos, 2015.

 1. Qualidade do solo. 2. Modelo aditivo
ponderado. 3. Monitoramento de projetos de
restauração florestal. I. Título.

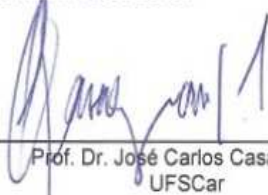


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Agrárias
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

Folha de Aprovação

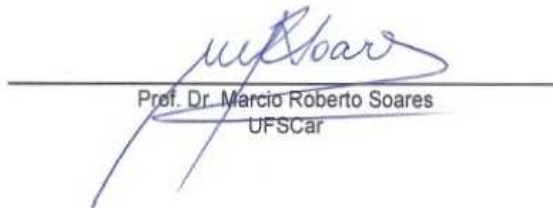
Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Lucas Dias Sanglade, realizada em 08/05/2015:



Prof. Dr. José Carlos Casagrande
UFSCar



Prof. Dr. Marcos Silveira Bernardes
USP



Prof. Dr. Marcio Roberto Soares
UFSCar

*Ao meu pai Luis Fernando Sanglade
Marchiori, por me ensinar a “fazer
por merecer”, e à minha mãe Célia
Orsolini Dias, por ter me posto desde
menino no caminho do bem.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao povo brasileiro por, mais uma vez, haver financiado meus estudos e possibilitado a ampliação de meu conhecimento e formação.

Aos meus pais, Luis Fernando Sanglade Marchiori e Célia Orsolini Dias, cujo apoio e incentivo propiciaram galgar mais esta conquista em minha vida.

Ao Prof. Dr. José Carlos Casagrande, pela orientação prestada, pela paciência e pelos ensinamentos profissionais e pessoais, compartilhados desde que nos conhecemos e pela amizade ao longo destes anos.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), por ter me aceitado como aluno de pós-graduação.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de minha bolsa de estudos.

À Adv. Victoria Wagner Mastrobuono, pela amizade, carinho, companheirismo, paciência e compreensão ao longo de minha dissertação.

À estudante de graduação em Agronomia pela UFSCar Sarah Jorge Amorim, pela amizade e por todo o auxílio prestado ao longo de meu trabalho.

Ao mestrando do Programa de pós-graduação em Agricultura e Ambiente (PPGAA - UFSCar) Luiz Gabriel da Silva, pela amizade e por todo o auxílio prestado ao longo de meu trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do CCA/UFSCar João Luiz Consonni, Antonio Campagna e João Henrique do Nascimento e Silva, por toda a dedicação, solicitude e excelência na execução de muitas das análises presentes neste trabalho.

Ao técnico agropecuário / UFSCar Rubens Olivo, por toda a dedicação, solicitude e excelência na execução de muitas das análises presentes neste trabalho.

Ao auxiliar agropecuário / UFSCar José Roberto Silva de Andrade, por toda a dedicação, solicitude e excelência na execução de muitas das análises presentes neste trabalho.

À Dra. Raquel Boschi, pela amizade e por todo o auxílio prestado ao longo de meu trabalho.

À secretária do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do CCA/UFSCar Larissa Roversi Pastorello, por toda a dedicação, solicitude e excelência nos serviços prestados.

A todo o corpo técnico das UC's F.E. Edmundo Navarro de Andrade e A.R.I.E. Mata de Santa Genebra pela viabilização das coletas de dados em campo.

À Bulma, pelo amor incondicional e pela companhia.

RESUMO

A restauração ecológica é uma área emergente da ecologia da restauração, sendo amplamente empregada como uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade. Contudo, subsídios indicativos da qualidade do solo apropriados para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração florestal ainda são escassos. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do solo de quatro florestas restauradas de diferentes idades, um remanescente florestal e seus respectivos entornos agrícolas no Estado de São Paulo através de seus atributos químicos, físicos e microbiológicos por categorização pelo modelo aditivo ponderado. Para discriminação dos solos em função das diferentes localidades e tipos de cobertura foram utilizados o MAP, juntamente com um índice de qualidade do solo (IQS) e análises de componentes principais. As análises de componentes principais diferenciaram as florestas de seus entornos agrícolas e localidades, havendo predomínio de parâmetros físicos e químicos na contribuição para a distinção entre as matrizes. Os parâmetros matéria orgânica do solo, capacidade de troca catiônica total, teor de fósforo, densidade do solo, porosidade total, carbono da biomassa microbiana e atividade microbiana apresentaram médias superiores sob as matrizes florestais, sendo maiores nas florestas mais antigas. Houve diferenciação na qualidade do solo das florestas estudadas, onde os maiores valores de IQS foram obtidos nos solos do remanescente florestal e nos projetos de restauração florestal mais antigos. Todas as áreas florestais apresentaram maiores valores de IQS em comparação a seus respectivos entornos agrícolas. Conclui-se que o modelo utilizado para o cálculo do IQS foi eficiente na diferenciação das áreas, tendo potencial como ferramenta no auxílio da tomada de decisões na temática ambiental.

Termos de indexação: Qualidade do solo, modelo aditivo ponderado, monitoramento de projetos de restauração florestal.

ABSTRACT

Ecological restoration is an emerging field of restoration ecology, and is widely used as an important tool for biodiversity conservation. However, appropriate indicative allocations of soil quality for the assessment and monitoring of forest restoration projects are still scarce. The objective of this study was to evaluate soil quality of four restored forests of different ages, a forest remnant and their agricultural surroundings in the State of São Paulo through chemical, physical and microbiological soil parameters by categorization by the weighted additive model. To measure the discrimination of soils due to the different locations and types of land use, the weighted additive model, along with a soil quality index (SQI) and principal component analysis (PCA) were used. The PCA differentiated the forests of their agricultural environments and locations with a prevalence of physical and chemical parameters in the distinction between the matrices. The parameters soil organic matter, total cation exchange capacity, phosphorus, soil bulk density, porosity, microbial biomass carbon and microbial activity had higher averages in the forests matrices, being higher in older forests. There was differentiation in soil quality of the studied forests, where the highest rates were obtained in the remaining forest soils and older restored forests. All forest areas showed higher rates compared to their respective agricultural environments. Finally, the SQI used were efficient for the identification of the areas, having potential as a tool to support decision-making on environmental issues.

Index terms: Soil quality, weighted additive model, monitoring of forest restoration projects.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE QUADROS	ii
LISTA DE TABELAS	ii
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	iiiv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DA LITERATURA	4
2.1. Qualidade do solo	4
2.2. Índices e modelos de qualidade do solo.....	10
2.3. Restauração Ecológica	20
3. PERGUNTAS DA PESQUISA.....	27
4. HIPÓTESE DA PESQUISA	27
5. OBJETIVOS.....	27
5.1. Objetivo geral	27
5.2. Objetivos específicos	27
6. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
6.1. Áreas de estudo.....	28
6.2. Coleta de amostras de solo.....	35
6.3. Análises químicas	38
6.4. Análises físicas	39
6.5. Análises microbiológicas.....	40
6.6. Estatística experimental	40
6.7. Análise multivariada	41
6.8. Construção do Modelo de Índice de Qualidade do Solo	42
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
7.1. Caracterização física dos solos	47
7.1.1. Textura	47
7.1.2. Densidade, porosidade e argila dispersa em água.....	50

7.2. Caracterização química dos solos	56
7.3. Caracterização microbiológica dos solos.....	65
7.4. Análises de componentes principais (PCA).....	68
7.4.1. Grau de discriminação dos solos em função das localidades de estudo e de seus respectivos tipos de uso do solo (1ª PCA).....	68
7.4.2. Grau de discriminação entre os tipos de uso do solo para cada área de estudo (2ª PCA).....	72
7.5. Índice de qualidade do solo (IQS)	77
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
9. CONCLUSÕES	82
10. BIBLIOGRAFIA UTILIZADA	83
ANEXOS	

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Três das funções de pontuação padrão de Wymore (1993).....18
- Figura 2.** Municípios onde estão localizadas as cinco áreas de estudo, destacadas em vermelho e enumeradas, no canto superior direito, na sequência: 1- Campinas; 2- Cosmópolis; 3- Iracemápolis; 4- Rio Claro e 5- Santa Bárbara D'Oeste, localizados no Estado de São Paulo, Brasil.....28
- Figura 3.** Vista aérea (Fonte: Google Earthtm 2015) e detalhes das áreas de estudo, enumerados no canto inferior direito na sequência: 1 e 2- RAP São Luiz, Sta. Bárbara D'Oeste, SP; 3 e 4 – RAP de Iracemápolis, Iracemápolis, SP; 5 e 6 – Ref. Usina Ester, Cosmópolis, SP; 7 e 8 – T. 23 F.E.Ed. Navarro, Rio Claro, SP (destacado em amarelo) e 9 e 10 – A.R.I.E. Mata de Sta. Genebra, Campinas, SP.....34
- Figura 4.** Esquema da metodologia utilizada para amostragem das áreas de estudo.....36
- Figura 5.** Análise em componentes principais (PCA) dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos dos solos das 5 áreas de estudo. Círculo de correlações (d) e posições das observações agrupadas por localidade (a), por matriz (b) e por tipo de uso do solo (c), onde: STB – RAP São Luiz; IR – RAP Iracemápolis; COS – Ref. Usina Ester; RC – T23 F.E. Ed. Navarro; MSG – Mata Sta. Genebra; M – matriz florestal; C – matriz agrícola.....70
- Figura 6.** Cinco análises de componentes principais (PCA) dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos dos solos entre as matrizes das 5 áreas de estudo. Círculos de correlações e posições das observações agrupadas pelas localidades, sendo: a) STB – RAP São Luiz; b) IR – RAP Iracemápolis; c) COS – Ref. Usina Ester; d) RC – T23 F.E. Ed. Navarro; e) MSG – Mata Sta. Genebra; M – matriz florestal; C – matriz agrícola.....75

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Caracterização climática dos cinco municípios envolvidos como áreas de estudo, no Estado de São Paulo.....	29
Quadro 2. Principais solos encontrados nos municípios das áreas de estudo.....	30
Quadro 3. Principais informações sobre as áreas de estudo.....	33
Quadro 4. Organização das áreas, sub-áreas e glebas do estudo.....	36
Quadro 5. Pesos numéricos associados aos indicadores e às funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo (IQS).....	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Pesos numéricos atribuídos aos indicadores e funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo (IQS) utilizado por Glover et. al. (2000).....	19
Tabela 2. Teores médios de argila, silte e areia total e sua respectiva classificação textural em função dos diferentes tipos de uso do solo e das profundidades de amostragem.....	49
Tabela 3. Comparação dos parâmetros físicos dos solos entre as cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.....	53
Tabela 4. Resultados das análises físicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.....	55
Tabela 5. Comparação dos parâmetros químicos dos solos entre as cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.....	62
Tabela 6. Resultados das análises químicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.....	63

Tabela 7. Comparação dos parâmetros microbiológicos dos solos entre as cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.....	62
Tabela 8. Resultados das análises microbiológicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.....	67
Tabela 9. Coordenadas das variáveis químicas, físicas e microbiológicas dos solos estudados nos dois primeiros componentes principais da PCA.....	71
Tabela 10. Coordenadas das variáveis químicas, físicas e microbiológicas dos solos estudados nos dois primeiros componentes principais da PCA.....	76
Tabela 11. Pontuações obtidas pelas funções principais do solo e IQS de cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo.....	78
Tabela 12. Pontuações obtidas pelas funções principais do solo e IQS provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo.....	79

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

SÍMBOLO	DESCRIÇÃO	UNIDADE
ADA	Argila dispersa em água	%
Al ³⁺	Alumínio trocável	mmol _c dm ⁻³
Areia _t	Areia total	g kg ⁻¹
B	Boro	mg dm ⁻³
Ca	Cálcio	mmol _c dm ⁻³
CBM	Carbono da biomassa microbiana	mgC g ⁻¹
CCO ₂	Atividade microbiana	mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
COS	Reflorestamento da Usina Ester	
CTC _t	Capacidade de troca catiônica total	mmol _c dm ⁻³
Cu	Cobre	mg dm ⁻³
D _p	Densidade de partícula	g.cm ⁻³
D _s	Densidade do solo	g.cm ⁻³
Fe	Ferro	mg dm ⁻³
H+Al	Acidez potencial	mmol _c dm ⁻³
IQS	Índice de qualidade do solo	
IR	Represa de abastecimento público de Iracemápolis	
K	Potássio	mmol _c dm ⁻³
m	Saturação por alumínio	%
Ma	Macroporosidade	%
MAP	Modelo aditivo ponderado	%
Mg	Magnésio	mmol _c dm ⁻³
Mi	Microporosidade	%
Mn	Manganês	mg dm ⁻³
MOS	Matéria orgânica do solo	g dm ⁻³
MSG	A.R.I.E Mata de Santa Genebra	
PCA	Análise de componentes principais	
pH	Potencial hidrogeniônico	
PRF	Projeto de restauração florestal	
P _t	Porosidade total	%
RC	Talhão 23 da F. E. Edmundo Navarro de Andrade	
S	Enxofre	mg dm ⁻³
SB	Soma de bases	mmol _c dm ⁻³
STB	Represa de abastecimento público São Luiz	
V	Saturação por bases	%
Zn	Zinco	mg dm ⁻³

1. INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade representa um dos maiores desafios deste novo milênio. No Estado de São Paulo, o domínio fitogeográfico Mata Atlântica entre suas diferentes formações florestais ocupa 24,29% do território, considerando formações florestais, formações pioneiras e ecótonos. Destes, 1,81% são referentes à Floresta Estacional Semidecidual, principal vegetação ocorrente no interior do Estado de São Paulo, considerada hoje uma das formações mais degradadas e em risco no país, com aproximadamente 4% de sua distribuição original remanescente (IESB; IGEO/UFRJ; UFF, 2007).

Diante do atual quadro de devastação da Mata Atlântica, torna-se urgente o desenvolvimento de técnicas e processos que viabilizem a restauração do domínio fitogeográfico e a conservação dos remanescentes ainda pouco afetados (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

A restauração ecológica é um processo complexo. Depois de sofrido um distúrbio, um sítio perde, juntamente com sua vegetação, os meios bióticos de regeneração, impedindo assim o retorno natural do ecossistema a sua condição pretérita. Nesses casos, é essencial serem identificados e gerenciados os impedimentos existentes à recuperação natural do ambiente em questão, permitindo o restabelecimento de sua comunidade e serviços ecológicos e/ou a sua estruturação a um estado de maior funcionalidade e estabilidade ecológica (RODRIGUES & NAVE, 2004).

O desenvolvimento da maioria dos vegetais depende do suporte mecânico do solo, além do fornecimento de água, nutrientes essenciais e oxigênio para as raízes. Nesse contexto, o estudo das relações existentes entre solo e vegetação é essencial ao manejo adequado e organizado da paisagem, sendo prementes o estabelecimento e estudo dos atributos edáficos limitantes ao desenvolvimento pleno da vegetação no território (AZEVEDO & DALMOLIN, 2006).

Nos últimos anos, a pesquisa sobre qualidade do solo tem avançado rapidamente, com particular ênfase para a compreensão do solo na manutenção da qualidade ambiental e sobre a aplicação do conceito de qualidade do solo à restauração e gestão de terras não agrícolas (KARLEN et al., 2001).

Também, o interesse pelo tema qualidade do solo tem se consolidado pela recente conscientização de o solo ser um recurso vital tanto para a vida humana, quanto para o funcionamento dos ecossistemas (DORAN et al., 1996), bem como pela constatação de que processos de degradação têm afetado uma porção considerável dos solos atualmente (TÓTOLA & CHAER, 2002).

A qualidade do solo deve ser entendida como uma forma adequada de mediação entre a comunidade científica e agentes restauradores, fornecendo informações passíveis de aplicação e avaliação em projetos de restauração. Nesse âmbito, o termo “qualidade do solo” pode ser definido como a capacidade de um dado solo, funcionando dentro dos limites do ecossistema, sustentar a produtividade biológica, mantendo concomitantemente a qualidade ambiental e a promoção da biodiversidade (DORAN et al., 1996).

Logo, são grandes os benefícios resultantes da obtenção de um índice de qualidade do solo (IQS) eficiente. Quando em mãos, tal ferramenta contribui para avaliar terras em relação à degradação, estimar necessidades de pesquisa e classificação de diferentes práticas de manejo e no monitoramento de mudanças nas propriedades e processos do solo, auxiliando também na compreensão de parâmetros de sustentabilidade e qualidade ambiental (KARLEN et al., 2001).

Karlen & Stott (1994) foram pioneiros na utilização de um modelo matemático para a integração de valores na avaliação da qualidade do solo. O modelo utilizado pelos autores é aditivo, denominado modelo aditivo ponderado (MAP) ou método linear de combinação de dados. O MAP avalia a qualidade do solo através da média ponderada do desempenho de um conjunto de funções principais do solo, às quais são atribuídos pesos numéricos e indicadores de qualidade específicos, onde cada função principal do solo é avaliada pelo uso de curvas de pontuação normalizadas semelhantes a curvas de suficiência, criadas por meio de sistemas de aproximação baseados em conceitos para sistemas de engenharia desenvolvidas por Wymore (1993), para suporte à decisão nas investigações de problemas ambientais.

A aplicação do MAP, ao combinar diferentes funções e indicadores, determina o índice de qualidade do solo (IQS), o qual apresentará valores variando na escala de 0–1. Finalmente, quando um solo preencher todas as funções consideradas importantes, o

resultado do IQS será 1, ao passo que o IQS igual a zero ou a um valor próximo indicará limitações ou baixa qualidade do solo (KARLEN & STOTT, 1994).

Desta forma, este estudo justifica-se pela necessidade de noções práticas, abrangentes e acessíveis sobre qualidade do solo para a comunidade heterogênea de restauradores existente, implementando o conhecimento a respeito da trajetória das interações solo-planta em ecossistemas em restauração e sobre as mudanças ocorrentes nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo nestes sistemas, auxiliando a validação de projetos de restauração florestal implantados e o seu monitoramento ao longo do tempo.

Este estudo busca fornecer um índice de qualidade do solo relevante para a prática da restauração ecológica, utilizando o modelo matemático aditivo ponderado (KARLEN & STOTT, 1994). Isto posto, foram estudados quatro projetos de restauração florestal de idades diferentes e um remanescente de floresta estacional semidecidual, juntamente de seus respectivos entornos agrícolas ocupados por canavieira, localizados no interior do Estado de São Paulo, região com níveis alarmantes de degradação ambiental e déficit florestal (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Qualidade do solo

O solo é um recurso natural cujas funções no ambiente são fundamentais para a manutenção e desenvolvimento da vida no planeta. De acordo com Brady & Weil (2013), o solo realiza 5 grandes funções ecológicas: (i) atuando como o principal meio para o crescimento dos vegetais; (ii) regulando o abastecimento de água nas paisagens terrestres; (iii) modificando a atmosfera; (iv) ciclando importantes matérias-primas e produtos residuais; e (v) fornecendo o *habitat* para uma miríade de organismos vivos do planeta.

É correto inferir que “solos” são, em sentido geral, seres vivos que recobrem a superfície da Terra. Tais corpos fundidos tridimensionalmente são sistemas termodinâmicos abertos onde matéria e energia entram, são armazenadas e saem conforme as necessidades dos componentes bióticos e abióticos que os compõem e/ou os circundam (COSTA, 2007).

Os ecossistemas naturais apresentam integração harmoniosa entre a cobertura vegetal e os atributos do solo, decorrente de processos essenciais de ciclagem de nutrientes e acumulação e decomposição da matéria orgânica. Entretanto, a ação antrópica promove alterações nesses atributos, causando na maioria das vezes impacto ambiental negativo (SILVA et al., 2007). A avaliação desses impactos no ambiente solo, apesar de complexa, tem como principais indicadores as modificações ocorridas na estrutura física do solo, a perda de matéria orgânica, a redução de nutrientes, os processos erosivos e os distúrbios no equilíbrio hídrico (LONGO, 1999).

As inter-relações das propriedades do solo controlam os processos e os aspectos relacionados à sua variação espacial e temporal, de tal forma que qualquer alteração pode afetar diretamente a sua estrutura e atividade biológica, alterando, por consequência, a sua qualidade. Logo, avaliações de alterações nas propriedades do solo, decorrentes de impactos da intervenção antrópica em ecossistemas naturais, podem constituir importante instrumento para auxiliar no monitoramento da conservação ambiental (CARNEIRO, 2000).

O uso inadequado e intensivo de solos explorados por atividades antrópicas tem proporcionado um declínio importante em sua fertilidade (CORDEIRO et al., 2004). Desta forma, sistemas naturais modificados pela ação humana dão origem a áreas

alteradas. Por consequência, tais alterações ocasionam a perda da capacidade produtiva de todo o sistema, originando diferentes níveis de degradação no ambiente (SILVA, 2011).

A partir de uma abordagem antropocêntrica, temos que o processo de degradação do solo é, na verdade, a redução da capacidade do mesmo de produzir, em termos qualitativos e quantitativos, bens e serviços para a humanidade (CHAER, 2001). Tal processo, de forma geral, tende a ser irreversível quando atinge grau superior à capacidade restauradora da natureza. Assim, o desafio para utilizar tal recurso de forma sustentável está em atender a dinâmica entre suas propriedades, por meio dos componentes que o integram e por seus atributos (DORAN et al., 1996).

A degradação de áreas florestais representa risco também a seus respectivos solos, reduzindo sua capacidade produtiva, onde as propriedades intrínsecas do novo uso adotado influenciarão diretamente os processos físicos, químicos e biológicos do solo, modificando-o e propiciando por muitas vezes sua degradação (MIRANDA, 1993).

Na passagem de sistemas naturais para agrícolas, muitos atributos do solo são demudados, alguns dos quais, por estarem relacionados com processos do ecossistema e serem sensíveis a variações no uso e manejo do solo, são drasticamente perturbados, levando a alterações na qualidade do sistema solo (DORAN & PARKIN, 1994).

A avaliação da qualidade do solo tem sido proposta como um indicador integrado da qualidade do ambiente e da sustentabilidade das atividades antrópicas no solo. Logo, temos que, para um solo manejado corretamente, onde sua qualidade aumente ou permaneça conservada, haverá aumento da produtividade das culturas nele instaladas e a manutenção da qualidade ambiental (CHAER, 2001).

O entendimento atual do conceito de qualidade do solo compreende o equilíbrio entre os condicionantes geológicos, hidrológicos, químicos, físicos e biológicos do solo. Também, o termo qualidade do solo é aceito, frequentemente, como uma concepção holística que depende, além de seus atributos intrínsecos, de fatores externos, como as práticas de uso e manejo, de interações com o ecossistema e das prioridades socioeconômicas e políticas (VAN BRUGGEN & SEMENOV, 2000).

Ao final dos anos 1970, acreditava-se que solos de qualidade eram aqueles de alta fertilidade química, pois esses tinham a capacidade de prover e sustentar a produção

agrícola (PAMPLONA, 2011). Entretanto, a percepção sobre o conceito da qualidade do solo evoluiu, principalmente na década de 1990, para um entendimento mais amplo do assunto. De fato, percebeu-se que não basta apenas o solo apresentar alta fertilidade, deve, também, possuir boa estruturação e abrigar uma alta diversidade de organismos. Assim, a qualidade de um solo está relacionada ao seu grau de aptidão a um uso específico, que é dependente das práticas agrícolas adotadas e da composição natural do solo (ZILLI et al., 2003).

Desta forma, levando-se em conta as múltiplas funções desempenhadas pelo solo, três exigências básicas devem ser atendidas no processo de avaliação e monitoramento de sua qualidade (DORAN & PARKIN, 1994):

1º. Definição adequada da função ou finalidade específica a que se destina a avaliação;

2º. Estabelecimento de atributos físicos, químicos e biológicos do solo fundamentais para cada função do solo, e uma maneira de integrá-los;

3º. Definição de critérios específicos para a interpretação dos dados dos atributos selecionados, de forma a permitir estimativas confiáveis da qualidade do solo para cada função.

Assim, a qualidade de um dado solo está intimamente relacionada com as funções que o capacitam a aceitar, estocar e reciclar água, nutrientes e energia (CARTER, 2001). Nesse contexto, ainda, a qualidade do solo responde como a integração das propriedades biológicas, físicas e químicas do solo, o que o habilita a exercer suas funções em plenitude (VEZZANI & MIELNICZUK, 2009).

Para o “Serviço de Conservação dos Recursos Naturais do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA)”, a qualidade do solo (QS) pode ser expressa como a capacidade de um dado solo em desempenhar suas funções no presente e a preservação destas no futuro (USDA-NRCS, 2008).

Em contrapartida, dois importantes mecanismos mantenedores do sistema solo frente a fatores de degradação são a resiliência e a resistência do solo. Resiliência pode ser conceitualizada como sendo a velocidade de recuperação da integridade funcional e estrutural do solo após um distúrbio. Resistência, basicamente, é a capacidade do solo subsistir a mudanças causadas por um dado distúrbio. Assim, se um solo em seu estado

estável é perturbado, seus mecanismos de regulação logo agirão para contrapor a perturbação, possibilitando que retorne a seu estado estável (ADDISCOTT, 1994).

Portanto, tem-se que a resiliência depende também do balanço entre os processos de degradação e de restauração do solo (LAL, 1993). Ainda, pode-se acrescentar que a resiliência é um atributo necessário para a existência da qualidade nos solos, já que um dado solo de qualidade necessita ter propriedades auto-reguladoras para se manter estável durante o tempo (COLEMAN et al., 1998).

Partindo-se do conceito de o solo ser um sistema aberto, a partir da abordagem sistêmica (ADDISCOTT, 1995), temos que a qualidade do solo não se abstém aos limites de seu sistema, interferindo também em todo o seu ambiente de entorno (MELLO, 2006). Assim, a complexidade dos ecossistemas terrestres é fruto do desempenho eficiente das funções do sistema solo, determinando sua qualidade e a qualidade ambiental (VEZZANI & MIELNICZUK, 2009).

No entanto, a “qualidade ideal” dos solos aparenta ser algo intangível, sendo mais coerente que este “ideal” buscado seja dependente dos diferentes tipos de solo e culturas existentes. Por esta razão, é necessária a definição e seleção de referenciais como base para a interpretação e comparação de resultados de qualidade do solo. Os referenciais, podem ser locais específicos, representativos para o estudo ou ainda temporais, quando se adotam resultados oriundos de uma amostragem realizada em um momento definido, onde a qualidade é monitorada por sucessivas amostragens na área (CHAER, 2001).

Por fim, a qualidade não é uma tecnologia a ser comprada. Ao contrário, trata-se de um conceito a ser usado na tomada de decisões corretas no manejo do solo e, conseqüentemente, com a qualidade ambiental (WANDER & DRINKWATER, 2000).

Entretanto, o solo é um sistema complexo, onde diversos processos biológicos, físicos e químicos, de mensuração complexa, estão em fluxo e interação constantes. Logo, levando-se em conta o conceito de qualidade do solo e o reconhecimento das múltiplas funções exercidas pelo solo, têm-se uma noção da dificuldade inerente na avaliação da qualidade deste sistema (KELTING et al., 1999).

A avaliação confiável da qualidade do solo requer um método sistemático para a medição e interpretação das propriedades selecionadas como indicadores (CHAER, 2001). Assim, são necessárias a definição explícita das funções da qualidade do solo, a

identificação dos atributos de cada função e a seleção de um conjunto de indicadores para a análise de cada atributo (DORAN & PARKIN, 1994).

Diversos autores sugerem a adoção de áreas naturais remanescentes como referenciais, considerando como ideais para os indicadores de qualidade do solo os resultados obtidos nos solos destes ambientes, onde as mudanças antrópicas ainda são mínimas ou ausentes e as propriedades do solo evoluíram para um “estado de equilíbrio”, atribuindo à avaliação da qualidade do solo maior noção de sustentabilidade (DORAN et al., 1994; ISLAM & WEIL, 2000; TÓTOLA & CHAER, 2002; MELO FILHO et al., 2007; BONILHA, 2011).

Um indicador é uma ferramenta capaz de medir condições, processos, reações e/ou comportamentos, permitindo assim o levantamento de informações sobre uma dada realidade, em resposta às atividades antrópicas dentro de um dado sistema (MARZALL et al., 2000). Assim, um índice de qualidade do solo é, basicamente, o resultado da soma dos efeitos dos atributos e propriedades de um dado solo selecionado para avaliação (CHAER, 2001).

Nesse contexto, segundo Doran & Zeiss (2000), um bom indicador, além de ser sensível a modificações no manejo do solo, deve ser bem correlacionado com as funções desempenhadas por este, elucidando também os processos ecológicos envolvidos, e ser compreensível e útil para a sociedade.

Os indicadores formam um conjunto de informações mínimas utilizadas para avaliar o comportamento das principais funções de um determinado solo, associadas com cada objetivo de utilização. O mesmo indicador pode ser incluído ainda em diferentes funções, e até mesmo ponderado com valores diferentes, quando utilizado em mais de uma função, dependendo assim de sua relação e/ou importância (KARLEN et al., 1994).

Não obstante, um indicador utilizado individualmente não será capaz de descrever e quantificar todos os aspectos necessários sobre a qualidade do solo. Da mesma forma, tampouco uma função do solo será capaz de representar e definir a qualidade do solo isoladamente, tendo em vista a interação e influência existentes entre os atributos do solo (STENBERG, 1999).

Diversos parâmetros do solo são utilizados como indicadores da qualidade do solo na literatura. Em seu estudo na Amazônia, Viana et. al. (2014) ressaltaram a densidade

do solo (D_s) e os teores de nitrogênio total (N_t) e potássio (K^+) como indicadores promissores na diferenciação de solos entre áreas degradadas, florestas restauradas e florestas não perturbadas, constatando a diminuição dos valores de D_s e aumento nos teores de N_t e K^+ de acordo com a sequência: (i) área degradada; (ii) florestas restauradas e; (iii) florestas não perturbadas. Do mesmo modo, Li et al. (2013), investigando solos de áreas em diferentes estágios de sucessão ecológica no sul da China, observaram valores superiores de matéria orgânica (MOS), carbono da biomassa microbiana (CBM) e nitrogênio mineral ($N - NH_4^+$) em áreas florestais mais antigas, de idade superior a 400 anos e sob diferentes posições no relevo, concluindo que todas as propriedades do solo são influenciadas em diferentes níveis pela sucessão ecológica ao longo do tempo em ambientes não-manejados.

Resultados semelhantes foram encontrados por Amazonas (2010) em sua pesquisa realizada em uma cronosequência de projetos de restauração florestal e um remanescente florestal no domínio fitogeográfico Mata Atlântica. Segundo o autor, mesmo os projetos de restauração mais antigos, de idade superior a 50 anos, ainda não restauraram a ciclagem natural de nitrogênio característicos de remanescentes de floresta tropical conservados, afirmando ainda ser o nitrogênio o elemento mais limitante nas etapas iniciais da sucessão secundária. A conclusão do autor é que as florestas em restauração estudadas seguem a trajetória na ciclagem de N cada vez mais parecida com a de uma floresta natural madura com o passar do tempo.

Chaer (2001) destacou que, em seu estudo sobre a qualidade do solo em talhões de Eucalipto e floresta natural em Botucatu – SP, os indicadores microbiológicos utilizados mostraram-se mais sensíveis que os demais indicadores químicos e físicos, sendo os principais responsáveis pela diferenciação entre as áreas de estudo pelo índice de qualidade do solo. Ainda, segundo o autor, há ênfase na adoção de indicadores microbiológicos envolvidos na relação entre os micro-organismos e a ciclagem de nutrientes, sendo comum a avaliação da atividade microbiana, a quantificação da biomassa de micro-organismos e a medição de diversas enzimas presentes no solo envolvidas na ciclagem de nutrientes essenciais primários às plantas (carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre).

Assim, a manutenção da qualidade do solo pode ser avaliada quando se consideram os valores de indicadores físicos, químicos e microbiológicos do solo

(KELTING et al., 1999). Ademais, na avaliação da qualidade dos solos, a interpretação dos resultados obtidos pode ser realizada mediante duas estratégias distintas: (i) via integração dos indicadores eleitos em índices de qualidade do solo (IQS), obtidos por meio de uma expressão ou modelo matemático, onde todos os atributos do solo sejam considerados, ou (ii) por meio de métodos baseados em representações gráficas da performance de indicadores ou funções do solo, que podem ser obtidas com o auxílio de técnicas de redução de variáveis, como a análise multivariada de componentes principais (PCA) (SANTOS et al., 2009).

2.2. Índices e modelos de qualidade do solo

De acordo com Sands & Podmore (2000), índices são uma ferramenta para agregação e simplificação de informações de natureza diversa. No estudo da qualidade dos solos, os índices fornecem a “quantificação” da qualidade do solo, sendo uma importante ferramenta na busca de soluções para atributos que pesam negativamente em um índice de qualidade do solo (CHAER, 2001).

Os índices de qualidade do solo (IQS) podem ser obtidos por meio de uma expressão ou modelo matemático que inclua os atributos do solo estudado, onde a soma dos efeitos dos atributos selecionados, quantificados através de seus indicadores, são determinantes para a qualidade do solo, que enfim é expressa em um índice de qualidade (BURGER & KELTING, 1999).

Em sua maioria, os IQS evoluíram de modelos de produtividade do solo (SOUZA, 2007). Um dos primeiros métodos para a combinação de atributos do solo foi o índice Storie, desenvolvido por Storie (1933), que criou um quadro de pontuação baseado em valores atribuídos para 3 “fatores” do solo, sendo eles: (i) classificação em relação ao perfil físico do solo; (ii) classificação com base na textura superficial; e (iii) classificação com base no declive. O índice Storie é um método semiquantitativo de classificação dos solos amplamente utilizado nos Estados Unidos da América para culturas irrigadas baseado em produtividade e dados coletados ao longo das décadas de 1920 e 1930 (STORIE, 1978).

Dentro de cada fator, o autor selecionou um grande conjunto de condicionantes para diversas tipologias de solos do estado da Califórnia nos Estados Unidos da América,

onde o usuário do método deveria eleger o item e sua respectiva pontuação mais próximos à realidade do solo de estudo. Ao final, após todos os fatores serem pontuados, o conjunto de escores obtidos são multiplicados para a geração de uma nota no índice de produtividade através da expressão (O'GEEN et al., 2008):

$$\text{Storie Index rating} = \left[\left(\text{Factor} \frac{A}{100} \right) \times \left(\text{Factor} \frac{B}{100} \right) \times \left(\text{Factor} \frac{C}{100} \right) \right] \times 100$$

Uma das principais deficiências deste modelo é a subjetividade inerente aos seus resultados, fruto da arbitrariedade nas divisões das diferentes condicionantes presentes nos itens e sub-itens das funções desenvolvidas por Storie (1933). Ainda, caso uma das funções apresentasse valor igual a zero, a nota final do solo estudada obrigatoriamente seria zero, independente dos escores obtidos nas demais funções, gerando um grande potencial para críticas pela comunidade científica. Mesmo assim, este sistema de classificação de solos foi utilizado no estado da Califórnia por 50 anos (O'GEEN et al., 2008).

No final da década de 1970, um grupo de pesquisadores da Universidade de Missouri (Kiniry et al., 1983) desenvolveram um modelo que combinava os atributos do solo em um índice geral de qualidade, denominado “índice de produtividade” (Productivity Index - PI). O PI é um modelo multiplicativo que integra medições feitas para diversas variáveis do solo em um índice que relaciona a produtividade de culturas em relação a determinados atributos do solo.

Segundo Pierce et. al. (1983), responsáveis pela revisão e aprimoramento deste modelo, o PI é um produto derivado da produtividade do solo. Seu pressuposto básico é que a produção agrícola é função do desenvolvimento pleno do sistema de raízes, sendo por sua vez controlado pelo sistema solo. Para isso, Kiniry et al. (1983) elegeram cinco propriedades do solo para seu modelo, sendo elas: (i) disponibilidade de água; (ii) densidade do solo; (iii) aeração; (iv) pH e (v) condutividade elétrica, sendo o PI calculado da seguinte forma:

$$PI = \sum_{i=1}^d (A \times B \times C \times D \times E \times RI)$$

em que A , B , C , D e E são valores determinados a partir de curvas de suficiência para cada uma das cinco propriedades do solo investigadas, RI é o fator-peso com base na distribuição ideal do sistema de raízes e i representa os diferentes horizontes do solo.

O termo RI pode ser definido como a fração ideal do total de raízes encontrado em um determinado horizonte do solo, sendo definida pela equação:

$$Y = 1 - \beta^d$$

em que Y é a fração acumulada de raízes em um dado horizonte, d é profundidade definida a partir da superfície do solo e β representa os parâmetros utilizados como medida na distribuição vertical do sistema de raízes. As curvas de suficiência e o RI foram padronizados entre os valores de 0,0 (inibição completa do crescimento das raízes) e 1,0 (nenhuma inibição de crescimento da raiz). Todas as curvas de suficiência foram designadas para cada horizonte e tipologia de solo utilizada pelos autores e com base em valores-limite relacionados em diferentes níveis com dados obtidos na literatura da época (PENG et al., 2002).

Posteriormente, o modelo PI foi adaptado por Gale et al. (1991) na tentativa de se prever o crescimento e distribuição do sistema de raízes de árvores de carvalho-americano (*Quercus alba* - Fagaceae) no Estado de Missouri, Estados Unidos da América. Esse modelo geral de qualidade do solo determina um índice do efeito líquido do manejo em um conjunto mínimo de atributos do solo:

$$IQS = \sum_{i=1}^d [(CR \times p) + (SA \times p) + (SN \times p) + (TG \times p) + (AB \times p)] \times WF_d$$

em que IQS é o índice de qualidade do solo expandido pela somatória da expressão, considerando os níveis de suficiência para o crescimento das raízes (CR), para o suprimento de água (SA), para o suprimento de nutrientes (SN), para as trocas gasosas (TG) e para a atividade biológica (AB), multiplicados pelo peso relativo atribuído a cada atributo (p) e multiplicado pelo peso relativo aplicado ao volume de cada horizonte i do solo (WF).

Segundo Gale et. al. (1991), o modelo PI é baseado na lógica expressa de efeitos diretos das propriedades do solo e do local sobre o desenvolvimento radicular vertical e, posteriormente, sobre a produção de biomassa, podendo ser utilizado na avaliação do

impacto de práticas silviculturais sobre a produtividade de uma ampla gama de culturas florestais independentemente da idade dos povoamentos.

Todavia, segundo Peng et al. (2002), o modelo PI não considera a contribuição individual de cada fator na produtividade separadamente, não possuindo ainda meios de assimilar as diferenças no desenvolvimento e distribuição do sistema de raízes entre as espécies florestais, limitando sua utilização para determinadas situações e culturas.

Um importante item na construção de modelos utilizados na avaliação da qualidade do solo são os estudos de “tradeoff”. De forma geral, os estudos de “tradeoff” possibilitam não somente o uso e compreensão de diferentes modelos matemáticos como também auxiliam na caracterização do ambiente de estudo, contemplando os requisitos a serem cumpridos, as funções principais que o sistema ou modelo possui e o objetivo do trabalho (SILVA, 2013).

Segundo Bahill et al. (2001), para o emprego dos estudos desta natureza, uma série de etapas deve ser cumprida, sendo elas: i) estabelecimento do problema, ii) estudo de alternativas, iii) processo de modelagem, iv) integração dos subsistemas, v) simulação e teste preliminar, vi) avaliação do desempenho e vii) reavaliação e aperfeiçoamento.

De acordo com Silva (2013), os estudos de “tradeoff” podem ser divididos em três etapas gerais: estabelecimento do problema, construção conceitual das alternativas e modelagem, e análise do material desenvolvido, envolvendo a concepção de estruturas hierárquicas, o estabelecimento de figuras de mérito (FoMs) e seus respectivos métodos de agregação.

As FoMs são entidades quantificadas, medidas ou calculadas utilizadas para construção e avaliação de modelos matemáticos (SILVA, 2013). Assim, FoMs utilizadas na temática da ciência do solo podem assumir a forma de diversos parâmetros do solo, como, por exemplo, o teor de matéria orgânica do solo (MOS) ou a densidade do solo (D_s), ou mesmo ser uma função abrangente, construída a partir da combinação destes parâmetros, como por exemplo a função “Receber, armazenar e suprir água”, formada pelos parâmetros MOS e D_s , utilizada por Chaer (2001) em seu trabalho.

Contudo, deve-se lembrar que as FoMs não possuem significado físico algum, sendo apenas entidades matemáticas. Desta forma, mesmo que uma figura de mérito represente um parâmetro, como por exemplo D_s , de significado físico muito claro, ela

representará apenas um número ou um código atribuído a D_s para agrupá-la a outros parâmetros também já codificados, cujo valor absoluto não possui sentido (SILVA, 2013).

As FoMs devem ser agrupadas de modo a gerar um número, onde a formalização dos conceitos desenvolvidos é realizada a partir da construção de estruturas hierárquicas. Entretanto, os números gerados em qualquer parte da estrutura hierárquica de um modelo possuem valor de comparação apenas a outros valores gerados da mesma estrutura hierárquica. Por fim, após construído, qualquer estrutura hierárquica ou modelo deve ser reavaliado, independentemente de seu desempenho em relação ao fornecimento de resultados confiáveis (SILVA, 2013).

Na estrutura de um modelo, as FoMs utilizadas podem ter importâncias diferentes, sendo possível ponderá-las a partir da atribuição de pesos distintos por processos de combinação de dados. Os métodos de combinação de dados são utilizados para combinar os valores das FoMs em qualquer nível hierárquico na estrutura do modelo, onde as FoMs de primeiro nível são combinadas, gerando FoMs de níveis superiores (SILVA, 2013).

Segundo Smith (2006), apesar das diferenças entre os vários métodos de combinação de dados existentes, em sua maioria são fornecidos resultados consistentes a partir dos mesmos dados, normalmente diferindo apenas em relação à sua constante multiplicativa. Um dos métodos de combinação mais difundidos é o método linear de combinação de dados, utilizado no modelo deste trabalho, conhecido também como “método aditivo ponderado” (GLOVER et al., 2000; KARLEN et al., 1994; CHAER, 2008; SILVA, 2013).

O método aditivo ponderado é calculado através da expressão:

$$f = \sum_{i=1}^n x_i w_i$$

em que x_i representa o valor assumido pela figura de mérito i , no caso das FoMs do primeiro nível este valor é o escore oriundo das funções de pontuação padrão (SSFs - Standard scoring functions), e w_i é o peso dado a FoM i (SILVA, 2013).

De acordo com Yoe (2002), a atribuição de pesos é na realidade a análise de valor relativo de determinada FoM de acordo com o julgamento humano, sendo a parte mais suscetível a subjetividade dos processos de análise de vários atributos. Deve-se tomar

cuidado com os vieses que podem ser embutidos nos modelos com sub ou supervalorização de FoMs.

Todos os critérios nem sempre são igualmente importantes. Um tomador de decisão pode encontrar um critério mais ou menos importante do que outro, onde um peso é uma medida da importância relativa de um critério, tal como avaliado pelo operador do modelo. Entretanto, os métodos analíticos para o estabelecimento da importância relativa dos diversos critérios muitas vezes não são viáveis ou desejáveis, sendo nestes casos fundamental seu julgamento expresso por peritos (YOE, 2002).

De acordo com Bahill et al. (2001), independentemente do método adotado, durante o julgamento das funções para atribuição dos pesos, deve-se levar em conta os cinco princípios atestados por Von Neumann & Morgenstern (1947) e Howard (1992), onde a análise das decisões fundamentais é estruturada seguindo preceitos de probabilidade, ordem, equivalência, substituição e escolha (SILVA, 2013).

Vários são os métodos de atribuição de peso utilizados para as FoMs, todos com suas vantagens e desvantagens. Um método bastante usual na temática da qualidade do solo é o método de pontuação a partir de um valor fixo (FPS - Fix Point Scoring), utilizado no modelo deste trabalho (SMITH, 2006).

O método de pontuação por valores fixos é simples de ser utilizado. Como o próprio indica, neste método um valor fixo de pontos é adotado, variando normalmente entre 1, 10 ou 100, e posteriormente distribuído entre as diferentes FoMs selecionadas (SILVA, 2013).

De acordo com Silva (2013), o número de pontos adotados no método FPS deve ser inteiramente utilizado, onde a única maneira de atribuir mais pontos a uma FoM é atribuindo menos pontos à alguma outra FoM. Desta forma, seja N o número total de pontos escolhidos e n_i o número de pontos atribuídos a FoM i , tem-se que:

$$N = \sum_{i=1}^n n_i$$

em que, para que $w_i \in INTERVALO [0,1]$:

$$w_i = \frac{n_i}{N}$$

O método FPS é o mais simples e comum na engenharia, tendo grande aceitação até em organizações desportivas como a NFL (National Football League – USA), que a utilizam para a montagem de seus rankings e campeonatos. O método FPS apresenta a vantagem de ser simples e transparente, forçando o tomador de decisões a fazer trocas seguindo a lógica de, se uma determinada FoM ganha, uma outra FoM deve perder importância (BAHILL et al., 2001; SMITH, 2006).

É comum que as FoMs não sejam mensuradas em unidades compatíveis, sendo necessário a utilização de ferramentas que possibilitem seu agrupamento, sendo as funções de pontuação padrão (SSFs - Standard scoring functions) ferramentas simples para a remediação deste problema, podendo ser aplicadas as FoMs de forma independente à sua classificação hierárquica imposta (BAHILL et al., 2001).

As SSFs são uma espécie de mapeamento matemático que atribui aos valores reais “naturais” ou medidos por “código” das FoMs uma escala normalizada de valores comuns a todas as FoMs. As funções de pontuação são funções matemáticas, que aceitam como entrada parâmetros específicos para cada FoM, produzindo como saída um número real, normalmente no intervalo [0, 1] (BAHILL et al., 2001; SILVA, 2013).

Karlen e Stott (1994) foram pioneiros no uso funções físicas, químicas e biológicas do solo para cálculos de IQS, tendo utilizado as SSFs descritas por Wymore (1993). Em seu trabalho, Wymore criou um conjunto de 12 funções de pontuação padrão representadas graficamente por 12 curvas fundamentais (BAHILL et al., 2001). Estas funções normalizam os valores de entrada no modelo, resultando em valores de saída, chamados de score, contidos na escala de 0 a 1. A escala proposta corresponde ao domínio de construção geral das funções de pontuação padrão, onde $Score(v) \in INT [0,1]$ (SILVA, 2013).

Cada uma das 12 funções de pontuação é definida matematicamente em relação a SSF1 (Standard Scoring Function 1). Deste modo, é possível calcular o score de outra função do conjunto através da fórmula base de SSF1, modificando-a de acordo com o desejado (BAHILL et al., 2001). SSF1 pode ser expressa por:

$$Score(v) = \frac{1}{1 + \left[\frac{B-L}{v-L}\right]^{2*S*(B+v-2*L)}}$$

Nos estudos de qualidade do solo, é comum atribuir a B a função de limite crítico, onde variações no valor de B ocasionam a movimentação das curvas ao longo do eixo das abscissas, sendo um valor real a partir do qual uma FoM cumpre a função a ela atribuída, onde $v = B \leftrightarrow \text{Escore} = 0,5$. Por sua vez, o parâmetro L representa o valor mínimo aceito pela FoM, podendo ser qualquer valor que v assuma no intervalo $[-\infty, L] \rightarrow \text{Escore}(v) = 0$. v é o valor de entrada do indicador a ser normalizado e S corresponde ao valor da inclinação da reta tangente à curva SSF no ponto $(B, 0,5)$.

O parâmetro S (slope) demonstra o comportamento das curvas nas proximidades do valor B , representado matematicamente pelo coeficiente angular da reta tangente a curva de normalização no ponto $(B, 0,5)$. Ainda, S determina a máxima variação possível no escore dada uma variação na entrada (v) da função no modelo, onde $\text{Score}(v) = y(v)$ e $v - kB$, sendo S determinado por:

$$S = \frac{2}{B - L}$$

O efeito da variação de S , quando mantidos todos os demais parâmetros constantes, é manifestada pela suavização da curva com o decréscimo no valor de S e consequente diminuição da sensibilidade à variação dos valores de entrada.

Na Figura 1, podem ser vistos três gráficos gerados a partir de SSF3, SSF5 e SSF9 respectivamente. SSF3 é uma curva chamada de “mais melhor”, indicada para parâmetros (indicadores) dos quais uma maior quantidade caracteriza-se como ideal, como, por exemplo a estabilidade de agregados. SSF5 é denominada de curva de “valor ótimo”, contendo parâmetros como os teores dos minerais essenciais à nutrição das plantas. Por fim, SSF9 é conhecida como curva “menos melhor”, em que quanto menor for o valor do parâmetro, melhor será a situação, englobando parâmetros como a densidade do solo (GLOVER et al., 2000).

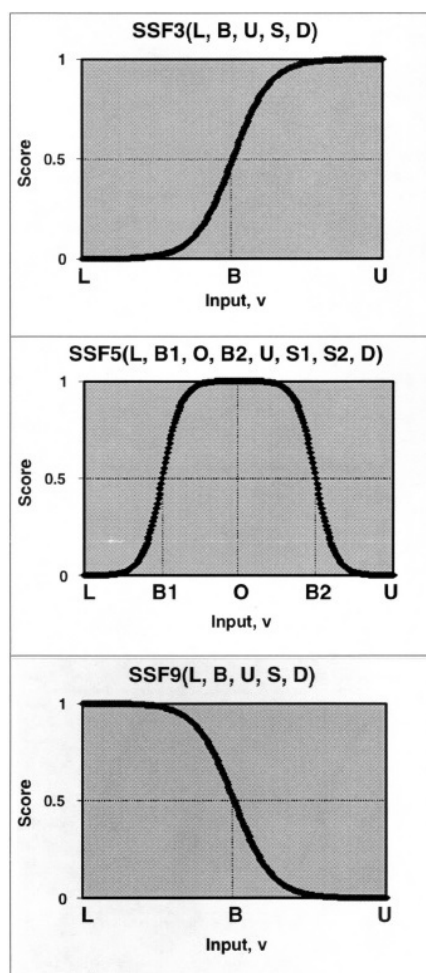


Figura 1: Funções de pontuação padrão de Wymore (Fonte: BAHILL et al., 2001).

Ao se atribuir uma função de pontuação padrão a determinada FoM, deve-se conhecer anteriormente o valor que as demais FoMs presentes devem possuir afim de evitar problemas envolvendo dependência de julgamento. A dependência de julgamento ocorre quando duas FoMs são fisicamente correlacionadas independentemente da estrutura hierárquica criada para o modelo, sendo um dos problemas de resolução mais complexa na modelagem (SILVA, 2013; WYMORE, 1993).

Um exemplo de dependência de julgamento relacionado à qualidade do solo é o existente entre as FoMs CTC (Capacidade de Troca Catiônica) e MOS (Matéria Orgânica do Solo). Em solos altamente intemperizados, a CTC é fortemente correlacionada ao teor de MOS, não podendo ser atribuídos pesos ou mesmo uma função de pontuação padrão a FoM CTC sem considerar os pesos atribuídos e escore da FoM MOS (SILVA, 2013).

Desde então, o modelo de índice de qualidade do solo utilizado por Karlen & Stott (1994) tem sido aplicado em diversos trabalhos científicos. Glover et. al. (2000) empregou este modelo na avaliação do efeito dos sistemas de produção convencional,

orgânico e integrado (com características de ambos os sistemas), sobre a qualidade do solo. Após os indicadores de qualidade do solo serem normalizados, a pontuação das funções do solo foi obtida pela soma dos produtos dos pesos numéricos dos indicadores inseridos nas diferentes funções (Tabela 1). Como resultado, o sistema integrado de produção de maçãs apresentou o maior escore no índice de qualidade do solo. De acordo com os autores, os pesos associados às funções do solo deste IQS podem ser modificados para refletir prioridades e necessidades específicas, tornando o MAP uma ferramenta útil para a interpretação da qualidade do solo a partir de múltiplas perspectivas.

Tabela 1 – Pesos numéricos atribuídos aos indicadores e funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo (IQS) utilizado por Glover et. al. (2000). Fonte: Chaer, 2001.

Funções	Peso	Indicadores Nível 1	Peso	Indicadores Nível 2	Peso	
Permitir a entrada de água	0,25	Estabilidade de agregados	0,40			
		Densidade do solo	0,40			
		Minhocas	0,20			
Facilitar o movimento e disponibilidade de água	0,25	Capac. retenção água	0,40			
		Porosidade	0,25			
		Carbono orgânico	0,25			
		Minhocas	0,10			
Resistir a degradação estrutural	0,25	Estabilidade de agregados	0,40			
		Carbono orgânico	0,40			
		Processos microbianos	0,20	C-biomassa	0,4	
				N-biomassa	0,4	
				Capac. retenção água	0,2	
Sustentar a qualidade e produtividade dos frutos	0,25	CTC	0,20			
		Carbono orgânico	0,20			
		pH	0,10			
		Processos microbianos	0,10	C-biomassa	0,4	
				N-biomassa	0,4	
				Capac. retenção água	0,2	
			N-total	0,10		
			N-NO ₃ ⁻	0,10		
			P-lábil	0,10		
			Condutividade elétrica	0,10		

Chaer (2001) utilizou o MAP para avaliação da qualidade do solo em áreas de eucalipto sobre diferentes manejos e em um remanescente florestal. Em seu IQS gerado, assumiu-se para todas as funções a igualdade de importância, tendo também estratificado alguns de seus indicadores microbiológicos e químicos em dois níveis diferentes na intenção de facilitar a distribuição dos pesos.

Para realização do cálculo do IQS, o autor confeccionou cinco planilhas eletrônicas contendo todas as operações matemáticas pertencentes ao MAP utilizando o software Excel (Microsoft® EXCEL 2000), facilitando a análise do IQS e os cálculos

envolvidos. O IQS gerado permitiu a diferenciação dos diferentes sistemas de manejo nas áreas de estudo, onde o maior valor de IQS foi encontrado no remanescente florestal, seguido pelos IQS calculados para os talhões de Eucalipto submetido a práticas conservacionistas do solo e ao manejo com retirada de restos culturais e manutenção da serapilheira, sendo os indicadores microbiológicos os mais sensíveis a alterações na qualidade do solo decorrentes das técnicas de manejo do solo e ambientes estudados.

Bonilha (2011) também fez uso do MAP para avaliar a qualidade do solo em áreas de restinga no litoral do Estado de São Paulo. Para seu trabalho, os limites críticos dos indicadores químicos utilizados no cálculo do modelo foram obtidos com base no Boletim Técnico 100 (RAIJ, 1997). Em decorrência de não existirem limites críticos disponíveis para os indicadores microbiológicos utilizados em seu trabalho, considerou-se o valor médio ponderado dos dados obtidos nas diferentes fitofisionomias ocorrentes em suas áreas de estudo. Como resultado, o autor registrou o maior valor em seu IQS para as áreas de restinga localizadas na ilha Anchieta, pertencente ao município de Ubatuba – SP, ressaltando, entretanto, os baixos escores obtidos pelos solos de restinga, extremamente limitados e desprovidos de estoques quanto à nutrição mineral para a vegetação.

Bonilha (2011) concluiu que o MAP, por determinar o IQS tendo como base de cálculo os limites críticos dos indicadores e a interação solo-planta na definição das principais funções do ambiente solo, expressa valores realísticos em qualidade, onde os índices calculados representam o potencial do solo em sustentar determinado ecossistema, sendo um valor não só quantitativo, mas também qualitativo.

2.3. Restauração Ecológica

De acordo com a Lei no. 9.985/2000, que regulamenta o Art. 225 § 1, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal e institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, o termo restauração é definido como: “*a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original*” (BRASIL, 2000). Segundo a Society for Ecological Restoration (SER), restauração ecológica é: “*o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído.*” (SER, 2004).

A restauração ecológica é uma atividade intencional, onde a recuperação de um dado ecossistema é iniciada ou catalisada, direcionando os processos naturais. De maneira ampla, a restauração ecológica busca gerar estabilidade e integridade biológica aos ecossistemas naturais, visando o restabelecimento de comunidades ecologicamente viáveis, fomentando a capacidade natural de mudança dos ecossistemas e o resgate de uma nova relação entre o homem e a natureza (ENGEL & PARROTA, 2008).

É princípio fundamental para a restauração ecológica a promoção de uma nova dinâmica de sucessão ecológica, onde ocorram níveis intensos de interações entre produtores, consumidores e decompositores, num ciclo contínuo de nascimentos e mortes. Entretanto, a maneira pragmática de se “apressar” os processos de sucessão, e/ou encurtar cada um de seus estágios, tem sido objetivo básico de muitos projetos de restauração (TRES et al., 2005).

Ainda, segundo Oliveira (2008), a restauração ecológica é amiúde vista apenas como prática agrônômica, desprovida de sustentação conceitual necessária para uma disciplina científica. “Modelos simplistas”, os quais se restringem basicamente ao uso e associação de plantas pré-definidas através da interpretação de grupos ecológicos em plantios convencionais, são tradicionalmente utilizados na tentativa de simular as condições e mecanismos de regeneração natural. Neste contexto, a preocupação se concentra, majoritariamente, na adequação e facilitação do trabalho operacional e redução dos custos de implantação, baseados em técnicas silviculturais voltadas para aspectos relativos à produtividade vegetal (TRES et al., 2005).

Desta forma, tais ações limitam as interações essenciais da comunidade, implicando em baixa diversidade de formas de vida e estagnando a sucessão natural. Ao contrário desses sistemas ortodoxos, a ação básica do restaurador deve ser a de acompanhar e manter a natureza a se recompor, auxiliando os processos sucessionais ocorrentes na área degradada em questão (REIS et al., 2003).

Segundo Jordan et al. (1987): “*Restauração ecológica é mais do que tecnologia. É mais do que ciência. É também ética e um modo de vida.*” Em todas as afirmativas, é uma tarefa difícil, a qual exige interação intensa entre disciplinas historicamente isoladas e, de certa forma, chocantes entre si (RODRIGUES, 2013).

Até recentemente, os projetos de restauração se fundamentavam nos paradigmas clássicos da ecologia, também chamados de “Paradigmas do Equilíbrio” (PICKETT & CADENASSO, 2005), onde a metodologia de restauração definida pelo executor era baseada em características de uma única comunidade escolhida como modelo “clímax” existente na paisagem regional, padrão a ser reproduzido pelo projeto local de restauração. Assim, seguindo essa tendência, a restauração se restringia ao “plantio de mudas”, única ação que permitia prever as espécies arbustivo-arbóreas e o número exato de indivíduos necessários a serem implantados em uma dada área a ser restaurada (RODRIGUES et al., 2009).

Muitas premissas e princípios que fundamentam boa parte dos projetos de restauração existentes ainda possuem suas raízes atreladas à conceitos ultrapassados sobre o funcionamento de ecossistemas (PARKER & PICKETT 1997). A problemática envolvendo as limitações e desafios na pesquisa com restauração ecológica tem inibido a contribuição da comunidade científica para avançar as teorias básicas na ecologia da restauração. Contudo, fundamentos ecológicos mais sólidos para o desenvolvimento e aperfeiçoamento de projetos de restauração veem destacando e consolidando tal necessidade (CLEWELL & RIEGER, 1997).

Em contrapartida, novas informações, análises e discussões deram origem a um novo paradigma na ecologia, o paradigma contemporâneo, ou “Paradigma do não equilíbrio” (PARKER & PICKETT, 1997), onde novos referenciais teóricos passaram a embasar a ecologia da restauração (YOUNG et al., 2005).

Dentro desse novo contexto, a busca por um estágio sucessional específico, vulgo “clímax”, como modelo de referência para a execução de projetos de restauração foi, aos poucos, perdendo sentido. Uma vez dentro do novo referencial, tornou-se aceitável a possibilidade de mudanças sucessionais na vegetação seguindo múltiplas trajetórias (ZEDLER & CALLAWAY, 1999), não havendo obrigatoriamente uma convergência de trajetórias da sucessão a um ponto sucessional idealizado.

A incorporação deste novo referencial e o acúmulo de experiências práticas reformularam a metodologia de restauração até então empregada, que deixou de se preocupar com a reprodução de uma única comunidade madura, focando-se na restauração dos processos ecológicos e à construção de uma comunidade funcional (RODRIGUES et al., 2009).

A meta da restauração ecológica é possibilitar a um ambiente degradado retornar a uma situação mais próxima possível da original, de modo a criar condições de biodiversidade renovável, onde as espécies regeneradas tenham condições de se sustentar e se perpetuar no tempo (KAGEYAMA, GANDARA, 2003). Também, no decorrer do desenvolvimento dos vegetais é estabelecida uma estreita inter-relação entre os fatores edáficos e o restante do ecossistema, ocasionando uma mudança nas características da vegetação e, concomitantemente, alterações no solo (SATTLER, 2006).

Nos projetos de restauração florestal são introduzidas na área espécies arbóreas que devem impulsionar o restabelecimento de processos ecológicos e proporcionar condições adequadas à invasão e recolonização do local por outras espécies, de forma que a floresta se torne sustentável ao longo dos anos (RODRIGUES et al., 2009).

Logo, a execução de projetos de restauração deve distanciar-se da pretensão de replicar sistemas naturais em seu estado original. Para tal, é necessário realismo quanto às limitações atuais da restauração ecológica, onde a admissão e identificação das diferenças existentes entre ecossistemas criados e naturais auxiliem na legislação e política ambiental no Brasil e no mundo (EHRENFEL, 2000).

Parte fundamental no planejamento de projetos de restauração ecológica é o estabelecimento de metas e objetivos. Para a definição dos objetivos de um projeto de restauração florestal, devem ser considerados as limitações ambientais, as técnicas disponíveis e apropriadas e os recursos disponíveis no local de implantação (PREISKORN, 2011).

Nesse sentido, existem diferentes modelos de restauração florestal baseados no conhecimento atual da estrutura de florestas naturais, onde se aplicam tentativas para a recriação dos processos de sucessão ecológica, sendo a heterogeneidade de espécies priorizada (BARBOSA, 2004). Engel & Parrota (2008) listam como principais pontos a serem considerados para o sucesso da restauração ecológica: a) definição clara dos objetivos determinados; b) conhecimento do ecossistema a ser restaurado, c) identificação das barreiras e filtros ecológicos existentes e d) a integração entre o projeto de restauração e o desenvolvimento rural.

Não menos importante, o monitoramento é etapa essencial na determinação do sucesso em projetos de restauração florestal, seja para avaliação dos métodos

empregados, ou para estimar se a área em restauração está seguindo a trajetória ecológica planejada. De acordo com o protocolo de monitoramento para programas / projetos de restauração florestal do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (2013): *“As ações de restauração florestal ficariam incompletas sem o posterior retorno da investigação, sobre o que ocorreu após a intervenção”* (PACTO, 2013).

Logo, o monitoramento é parte indispensável na restauração ecológica. A partir dos dados obtidos pelo monitoramento que se avalia a necessidade de novas interferências à trajetória da restauração. Isto é, um ecossistema em restauração pode seguir diversas trajetórias, quer seja evoluindo para a retomada e consolidação de seus processos ecológicos, ou encontrando caminhos alternativos estáveis, podendo estagnar-se ou até mesmo voltar a se degradar, retornando a um estado anterior à intervenção do restaurador (PACTO, 2013).

Desta maneira, o objetivo central do monitoramento é a recomendação de ações práticas de manejo adaptativo na trajetória ecológica de ecossistemas em restauração, visando sempre aumentar a eficiência dos processos ecológicos envolvidos e, conseqüentemente, a redução dos custos. Os resultados do monitoramento ecológico permitem a avaliação adequada das técnicas de restauração utilizados, permitindo aos restauradores definirem métodos de maior eficiência para as diferentes situações observadas atualmente em projetos de restauração atualmente, aumentando assim suas chances de sucesso (PACTO, 2013).

A área a ser restaurada e seus níveis de impacto devem ser considerados pontos de partida para o restabelecimento de novas espécies que, ao se consolidarem, modificam as condições do ambiente, permitindo a outros organismos mais exigentes a recolonização. Resgatar princípios ecológicos básicos baseados no equilíbrio de níveis tróficos, fluxos de energia e relações alimentares é fundamental e determinante em projetos de restauração de áreas degradadas (ODUM, 1968).

Aliar essas teorias à aplicação de técnicas de nucleação e enriquecimento (YARRANTON & MORRISON, 1974), promotoras de aumento no ritmo sucessional a partir da conectância entre produtores, consumidores e decompositores é a garantia de elevada biodiversidade e complexidade de interações. Atividades de restauração ecológica devem ter como meta a recriação de um ecossistema resiliente, estável e auto-

sustentável, regulado totalmente por processos naturais e com estrutura mais próxima possível das comunidades naturais (TRES et al., 2005).

Antes de se iniciar o processo de restauração florestal, vários aspectos da área a ser restaurada devem ser avaliados, entre os quais se destaca a capacidade local de recolonização, dispersão e invasão de espécies presentes em fragmentos próximos (RODRIGUES et al., 2009). A dispersão de frutos e sementes é uma importante ferramenta para populações trocarem material genético e colonizarem novas áreas, sendo sua movimentação a longas distâncias fundamental para tal processo. Contudo, com os atuais níveis de fragmentação e degradação da vegetação no território, populações inteiras isolam-se umas das outras, comprometendo assim sua perpetuação no futuro (CAIN et al., 2000).

Estudos mostram que, de fato, florestas resultantes de restauração, mesmo quando antigas, puderam recuperar apenas metade da riqueza de espécies não arbóreas presentes em ecossistemas de referência (DUARTE, 2013). Tal evidência pode ser atribuída ao fato de a maioria dos projetos de restauração fazerem apenas o plantio de espécies arbóreas, aliado ao fato de serem, em geral, dúbios a chegada de propágulos, novos indivíduos e espécies ao longo dos anos como consequência da intensa fragmentação da paisagem (GARCIA et al., 2011).

Desta forma, na restauração ecológica, ao se considerar quaisquer modificações antrópicas no meio, deve-se dar especial atenção às relações solo-vegetação. Também, a fim de se avaliar os mecanismos presentes em áreas restauradas, torna-se importante o uso de indicadores de qualidade, sejam estes do solo, da vegetação ou de ambos (SPERANDIO, 2011).

Além do resgate da biodiversidade, a restauração florestal contribui para a recuperação de boa parte dos serviços ambientais ausentes e/ou combatidos em áreas degradadas. Dentre os serviços ambientais potenciais que as florestas proveem estão o controle da erosão, a estabilização do ciclo hidrológico, a melhoria da fertilidade do solo e a fixação de carbono atmosférico (MELO; DURIGAN, 2006).

Logo, se os objetivos da restauração envolvem a manutenção dos processos responsáveis pela estrutura e função do ecossistema, torna-se assim necessário um

modelo que considere os sistemas ecológicos como entidades dinâmicas e passíveis de influências de processos internos e externos (OLIVEIRA, 2008).

Ecólogos da restauração há muito tempo reconheceram o papel integral do solo, especialmente em seus aspectos físicos e químicos, na revegetação bem sucedida de áreas degradadas (JORDAN et al., 1987). No entanto, a incorporação explícita de conhecimentos ecológicos sobre o solo, reconhecendo as interações entre seus principais componentes, bem como a dinâmica existente entre os processos de restauração dos ecossistemas e o solo permanecem em um estágio relativamente inicial de desenvolvimento (HENEGHAN et. al., 2008).

A restauração ecológica e da qualidade do solo, juntamente com a ciclagem de nutrientes, retenção de água, serviços de polinização e a regulação da erosão do solo podem beneficiar a produção agrícola, aumentando também a prestação de outros serviços ambientais importantes, incluindo o fornecimento de água limpa, o estabelecimento de habitats para a vida selvagem, o sequestro de carbono e a recreação das pessoas (ARADOTTIR & HAGEN, 2013).

Pagamentos por esses serviços ecossistêmicos são uma fonte crescente de renda para a população rural. A restauração ecológica também pode criar novas oportunidades de emprego nas zonas rurais, como por exemplo, o turismo rural, a caça esportiva e negócios baseados em produtos florestais madeireiros e não-madeireiros. Logo, serviços de extensão agrícola devem apoiar este tipo de iniciativa, colocando a restauração ecológica em um grau maior em sua agenda e fornecendo conhecimentos desta natureza no ambiente rural (ARADOTTIR & HAGEN, 2013).

Por fim, embora a qualidade do solo seja estudada em sistemas agrícolas há mais de 80 anos (STORIE, 1933), sua aplicação em sistemas florestais é bem mais recente (GALE et. al., 1991), sendo que, para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração florestal, os trabalhos ainda são escassos (HENEGHAN et. al., 2008; SPERANDIO, 2010; SILVA, 2013; LI et. al., 2013; DINAROWSKI et al., 2014).

3. PERGUNTAS DA PESQUISA

O presente estudo pode ser apresentado através de duas questões norteadoras:

- i) Existe diferença na qualidade do solo das áreas em função das variáveis uso do solo e idade dos projetos de restauração florestal?
- ii) As diferenças encontradas são passíveis de avaliação pelo modelo aditivo ponderado (MAP)?

4. HIPÓTESE DA PESQUISA

“Áreas restauradas apresentarão solos de qualidade distinta quando comparadas entre si e aos seus respectivos entornos agrícolas, sendo essas diferenças passíveis de avaliação pelo modelo aditivo ponderado (MAP).”

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo geral

Avaliar a qualidade do solo de quatro florestas restauradas e um remanescente de floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo através de seus atributos químicos, físicos e microbiológicos por categorização pelo modelo aditivo ponderado.

5.2. Objetivos específicos

- Determinação dos atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo de quatro florestas restauradas, um remanescente de floresta estacional semidecidual e seus respectivos entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo;
- Avaliação, via análise de componentes principais (PCA), da discriminação das áreas de estudo em função do tipo de uso do solo e de suas localizações e idades;
- Aplicação do modelo aditivo ponderado (MAP) nas áreas estudadas para a determinação de um índice de qualidade do solo (IQS).

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1. Áreas de estudo

Este trabalho foi desenvolvido em três projetos de restauração florestal, um reflorestamento com espécies nativas e um remanescente florestal no interior do Estado de São Paulo. As áreas estudadas localizam-se nos municípios de Campinas (remanescente florestal), Cosmópolis (58 anos), Iracemápolis (25 anos), Rio Claro (97 anos) e Santa Bárbara D'Oeste (15 anos) (Figura 2), inseridas na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual, uma das formações florestais que compõem o domínio fitogeográfico Mata Atlântica (SÃO PAULO, 2005).

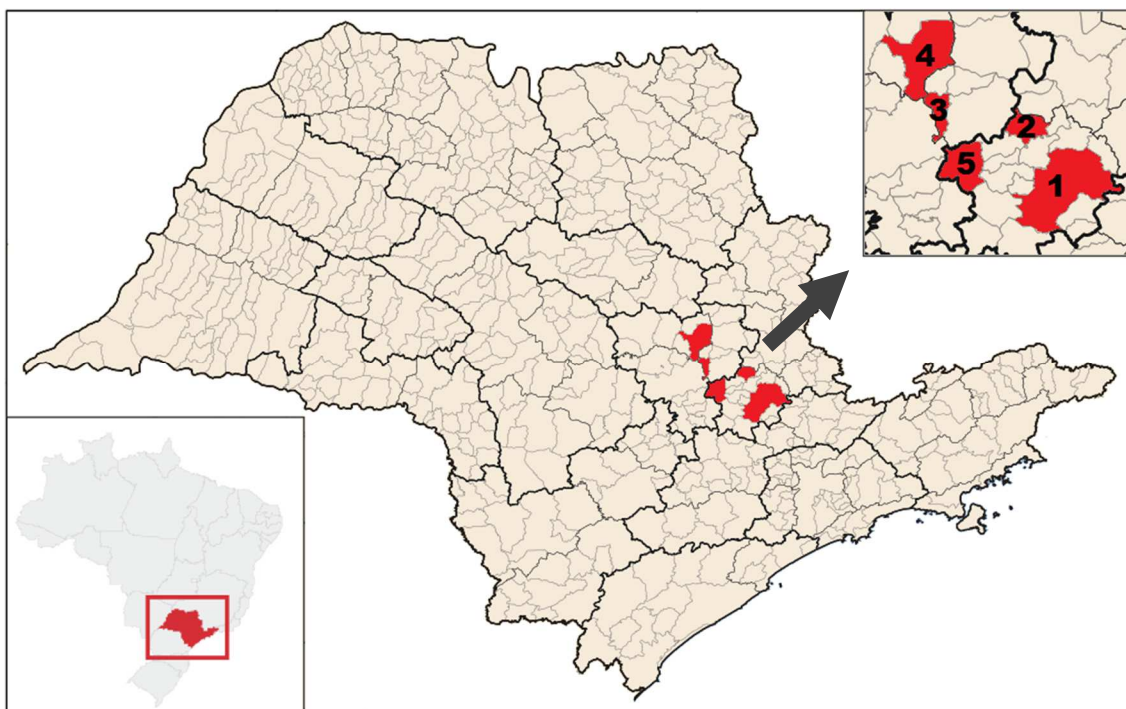


Figura 2: Municípios onde estão localizadas as cinco áreas de estudo, destacadas em vermelho e enumeradas, no canto superior direito, na sequência: 1- Campinas; 2- Cosmópolis; 3- Iracemápolis; 4- Rio Claro e 5- Santa Bárbara D'Oeste, localizados no Estado de São Paulo, Brasil.

Ademais, foram eleitas áreas que contivessem similaridades na paisagem, especialmente no solo e relevo, possuindo também em seu entorno matrizes agrícolas semelhantes, como no caso, a canavicultura, permitindo assim a projeção dos dados obtidos no trabalho e o estabelecimento de índices de qualidade de solo abrangentes.

O clima nos cinco municípios, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, com chuvas no verão e seca no inverno, possuindo ainda pluviosidade média anual em torno de 1050-1400 mm e temperatura média anual variando entre 21,4-22,2°C

(CEPAGRI, 2014). Informações referentes à altitude, temperaturas médias, máximas médias e mínimas médias, bem como pluviosidade e deficiência hídrica para todos os municípios são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 - Caracterização climática dos cinco municípios selecionados como áreas de estudo, no Estado de São Paulo.

Município	Altitude (m) ⁽¹⁾	Clima (Köppen) ⁽¹⁾	Temperatura Máxima Anual (°C) ⁽¹⁾	Temperatura Média Anual (°C) ⁽¹⁾	Temperatura Mínima Anual (°C) ⁽¹⁾	Pluviosidade Média (mm.ano ⁻¹) ⁽¹⁾	Deficiência Hídrica (mm.ano ⁻¹) ⁽²⁾
Campinas	680	Cwa	27,1	21,4	15,6	1372,0	13
Cosmópolis	585	Cwa	28,1	21,6	15,2	1302,3	76
Iracemápolis	605	Cwa	28,0	21,5	15,2	1061,0	23
Rio Claro	620	Cwa	28,0	21,6	15,1	1313,2	83
Santa Bárbara D'Oeste	560	Cwa	28,1	22,2	16,3	1466,1	62

⁽¹⁾Fonte: Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura - CEPAGRI
⁽²⁾Fonte: Embrapa Monitoramento por Satélite - EMBRAPA

As cinco áreas de estudo estão inseridas na unidade geomorfológica denominada depressão periférica paulista do Médio Tietê. Segundo Almeida (1964), os sistemas de relevo mais característicos da zona do Médio-Tietê são as colinas amplas, as colinas médias, os morretes alongados e os espigões. A zona do Médio-Tietê é coberta por uma rede de drenagem organizada, sendo o padrão geral de drenagem dendrítico, onde se destacam o rio Tietê e seus dois afluentes, o Piracicaba e o Sorocaba como principais corpos hídricos.

De acordo com IPT (1981), encontram-se sob a área de estudo litologias paleozóicas referentes aos grupos Tubarão e Passa Dois e mesozóicas referentes ao grupo São Bento. O grupo Tubarão se faz presente através das formações Itararé, do carbonífero superior e Tatuí, do permiano médio, enquanto o grupo Passa Dois é representado pela formação Iratí, do permiano superior. Já o grupo São Bento apresenta-se através da formação Serra Geral, de origem jurássica, compreendida por rochas vulcânicas na forma de derrames basálticos e intrusões de diabásio. O Quadro 2 apresenta os principais solos encontrados nos municípios envolvidos no estudo.

Quadro 2 - Principais solos encontrados nos municípios das áreas de estudo.

Município	Descrição do solo
Campinas	Latossolos Vermelhos-Amarelos + Latossolos Vermelhos + Latossolos Amarelos todos distróficos, A moderado, textura argilosa e médio argilosa relevo suave ondulado. ⁽²⁾
Cosmópolis	Cambissolos Háplicos Tb distróficos ambos A moderado todos relevo de várzea + Latossolos Vermelhos eutróficos típico, A moderado, textura argilosa e muito argilosa relevo suave ondulado. ⁽¹⁾
Iracemápolis	Latossolos Vermelhos distroféricos A moderado relevo suave ondulado. ⁽¹⁾
Rio Claro	Argissolos Vermelhos eutróficos. ⁽³⁾ Latossolos Vermelhos distroféricos e eutróficos + Latossolos Vermelhos distróficos e eutróficos ambos A moderado textura argilosa relevo suave ondulado. ⁽¹⁾
Santa Bárbara D'Oeste	Argissolos Vermelhos-Amarelos distróficos + Cambissolos Háplicos Tb distróficos ambos A proeminente textura média relevo suave ondulado e ondulado. ⁽¹⁾

⁽¹⁾Fonte: OLIVEIRA et al., 1999 - EMBRAPA/IAC - Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda expandida
⁽²⁾Fonte: VALLADARES et al., 2008 - EMBRAPA/IAC - Mapa Pedológico do Município de Campinas, SP: Legenda expandida
⁽³⁾Fonte: REIS et. al., 2005 - SMA/IF - Plano de manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade.

STB: Represa de abastecimento público São Luiz

Situado nas coordenadas geográficas 22°49'S e 47°24'W, trata-se de um projeto de restauração florestal com 17 anos de idade circundante à represa do ribeirão São Luiz, a qual integra o sistema de abastecimento público de água da cidade de Santa Bárbara D'Oeste, SP.

Sua fase de implantação data dos anos 1998 e 1999, onde foram plantadas, ao redor dos 12 km de margem da represa, aproximadamente 34 mil árvores no intuito de restaurar a vegetação ripária preexistente, onde o espaçamento utilizado foi o de 3 metros entre linhas e 2 metros entre plantas (DAE, 2011). O projeto possui área total aproximada de 20,5 hectares, tendo sido escolhido para esta pesquisa um trecho de 1 hectare anteriormente descrito por Mônico (2012) para amostragem de solos (Figura 3). Atualmente, a área contém alta diversidade de espécies, havendo a presença de espécies exóticas, possuindo dossel com cerca de 12 metros de altura, sub-bosque pouco denso e estrato arbóreo desenvolvido (MÔNICO, 2012).

IR: Represa de abastecimento público de Iracemápolis

Projeto de restauração florestal com 27 anos de idade circundante à represa de abastecimento público da cidade de Iracemápolis, SP, situado nas coordenadas geográficas 24'34"S e 47'30"W, na microbacia do ribeirão Cachoeirinha. No ano de 1985, após a cidade passar por uma grave estiagem, houve crise no fornecimento d'água devido, principalmente, ao assoreamento dos locais de captação d'água do município, levando a prefeitura a tomar atitudes para melhoria e garantia no fornecimento de água de qualidade (RODRIGUES et al., 2009).

Assim, em 1988, deu-se início ao projeto de restauração florestal ao redor de toda a represa, via plantio de 140 espécies de árvores da floresta estacional semidecidual, alocadas em módulos de 9 indivíduos, baseados em conceitos de sucessão secundária nos espaçamentos de 3 metros entre linhas e 3 metros entre plantas e 4 metros entre linhas e 4 metros entre plantas (PREISKORN, 2011). Atualmente, o plantio apresenta-se na forma de uma faixa de vegetação com largura de 50 metros, de área total correspondente a 50 hectares e altitude média de 608 metros (Figura 3). A área contém alta diversidade de espécies, havendo também a presença de espécies exóticas, possuindo dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque pouco denso (BERTACCHI, 2011).

COS: Reflorestamento da Usina Ester

Este reflorestamento nas imediações da Usina Ester, hoje com 60 anos de idade e ponto turístico do município de Cosmópolis, SP, iniciou-se durante os anos de 1955 a 1960, com o objetivo de revegetar um trecho da margem esquerda do rio Jaguari até então ocupado por áreas de pasto abandonado (PREISKORN, 2011).

Situado nas coordenadas geográficas 22'40"S e 47'12"W, o reflorestamento constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 70 metros e área total correspondente a 25 hectares (Figura 3), onde foram plantadas 71 espécies de árvores nativas e exóticas, não possuindo esquema de espaçamento e/ou alinhamento, possuindo dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque denso e isolado de outros fragmentos florestais por uma matriz densa de canavicultura (BERTACCHI, 2011). Dos 25 hectares totais, decidiu-se optar por uma área de 15,2 hectares anteriormente estudada por Preiskorn (2011) e Silva (2013), a qual se encontra hoje em melhor estado de restauração.

RC: Talhão 23 da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade

Criado em 1909 pela hoje extinta Companhia Paulista de Estradas de Ferro (CPEF), o Horto Florestal Edmundo Navarro de Andrade, reclassificado em 2002 como Floresta Estadual, teve como objetivo em sua criação o cultivo e introdução de diversas espécies florestais para difusão e melhoramento da silvicultura e fornecimento de produtos madeireiros no país. No intuito de comparar o desempenho de espécies madeireiras paulistas frente ao eucalipto, em 1916 foi instalado o talhão nº 23, considerado hoje um dos reflorestamentos de espécies nativas mais antigos do país.

Localizado na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, na cidade de Rio Claro, SP e situado nas coordenadas geográficas 22°25'S e 47°31'W, o talhão de 99 anos de idade constitui-se num maciço de vegetação natural com área total correspondente a 1,3 hectares (Figura 3). Das 86 espécies registradas no local, destacam-se *Erythroxylum pulchrum* (Erythroxylaceae), *Anadenanthera colubrina* (Fabaceae), *Trichilia claussoni* (Meliaceae) e *Joannesia princeps* (Euphorbiaceae), todas presentes nas linhas originais de plantio, correspondendo a cerca de 70% da área basal total da comunidade florestal da área (SILVA, 2008). De acordo com o Plano de Manejo da F.E. Edmundo Navarro (REIS et al., 2005), o solo do talhão 23 foi classificado como Argissolo Vermelho eutrófico, sendo esta a única área de estudo a possuir seu solo classificado.

O espaçamento utilizado na época da implantação do talhão 23 foi o de 3 metros entre linhas e 2 metros entre plantas, apresentando atualmente dossel de 25 metros de altura e indivíduos regenerantes em seus estratos inferiores (PREISKORN, 2011).

MSG: Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra

A Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra herda o nome da antiga fazenda Santa Genebra, cujo proprietário original foi Geraldo Ribeiro de Souza Rezende, conhecido também como Barão Geraldo de Resende, que visionário, resolveu preservar um amplo fragmento florestal em suas terras, o qual ficou conhecido como “Mata de Santa Genebra”. Em 1981, a mata foi doada ao município de Campinas e declarada em 1985 como Área de Relevante Interesse Ecológico, sendo hoje um dos maiores remanescentes florestais da região.

A reserva municipal pertencente à Fundação José Pedro de Oliveira localiza-se no distrito de Barão Geraldo, região norte da cidade de Campinas, SP, situada nas

coordenadas geográficas 22°49'S e 47°6'W. Constitui-se num remanescente florestal com área de 251,8 hectares e altitude média de 670 metros (Figura 3). A formação florestal dominante é a floresta estacional semidecidual, ocupando aproximadamente 85% da reserva, havendo também áreas de floresta paludosa e campos húmidos esparsos. No interior do remanescente são encontradas clareiras de diferentes idades e tamanhos. A reserva encontra-se inserida em uma matriz agrícola cuja principal atividade é o cultivo de cana-de-açúcar (RODRIGUES *et al.*, 2008).

O Quadro 3 descreve as principais informações a respeito das áreas utilizadas no estudo, constando ainda o tamanho, idade, o modelo de plantio e seus respectivos códigos utilizados.

Quadro 3 - Principais informações sobre as áreas de estudo.

Código	Município	Área Total (ha)	Idade (anos)	Modelo de plantio	Altura do Dossel (m)	Localização Coord. Geográficas	
						Eixo Sul (S)	Eixo Oeste (W)
STB	Santa Bárbara D'Oeste	20,5	17	3x2	12	22°49'	47°24'
IR	Iracemápolis	50	26	3x3 / 4x4	20	24°34'	47°30'
COS	Cosmópolis	25	60	Aleatório	20	22°40'	47°12'
RC	Rio Claro	1,3	99	3x2	25	22°25'	47°31'
MSG	Campinas	251,8	-	-	descontínuo	22°49'	47°6'

Nota: STB - Represa São Luiz; IR - Represa de abastec. de Iracemápolis; COS - Reforest. Usina Ester; RC - Talhão 23 F.E. Edmundo Nav.; MSG - Mata de Sta. Genebra.

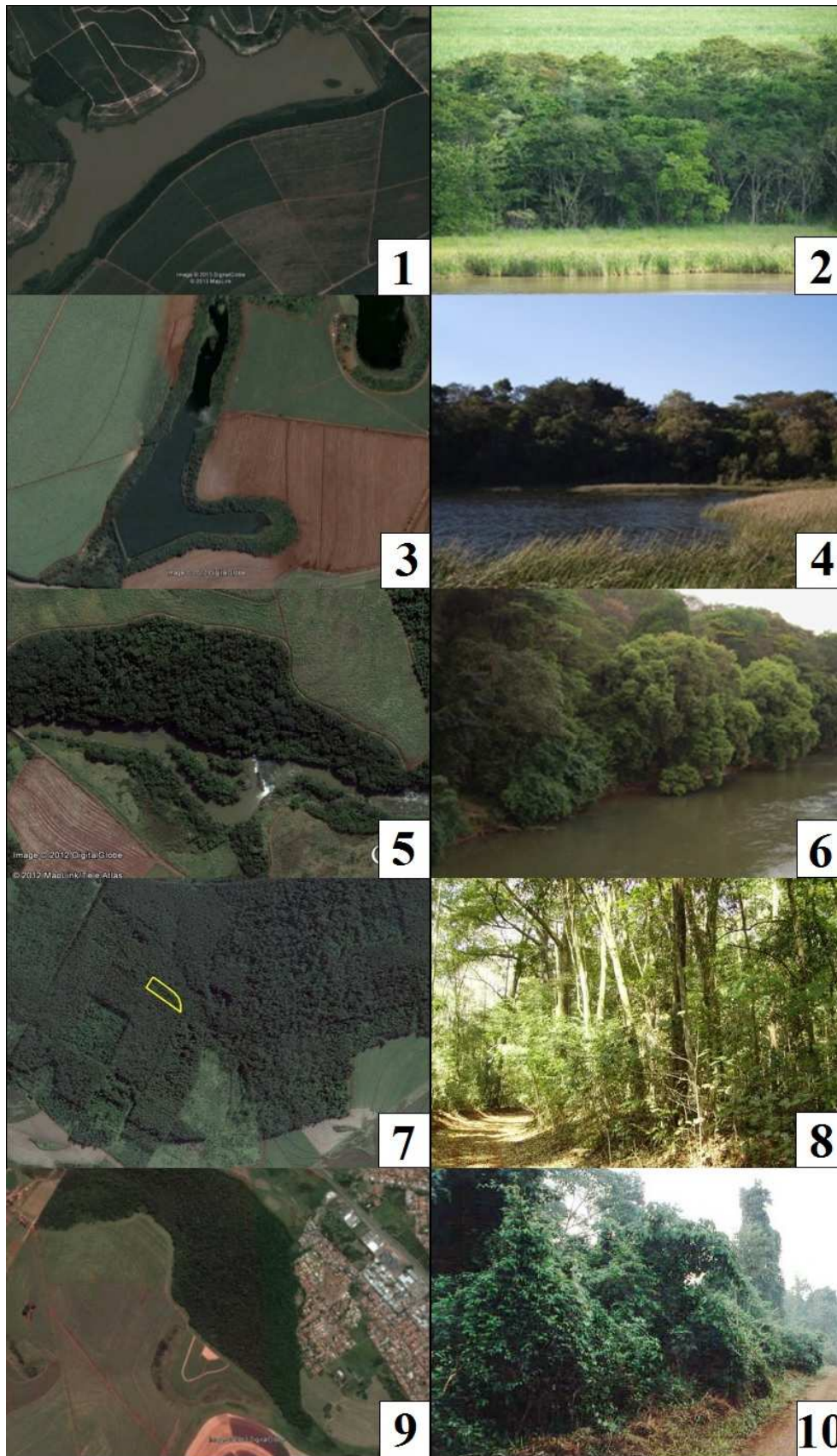


Figura 3: Vista aérea (Fonte: Google Earth™ 2015) e detalhes das áreas de estudo, enumerados no canto inferior direito na sequência: 1 e 2- RAP São Luiz, Sta. Bárbara D'Oeste, SP; 3 e 4 – RAP de Iracemápolis, Iracemápolis, SP; 5 e 6 – Ref. Usina Ester, Cosmópolis, SP; 7 e 8 – T. 23 F.E.Ed. Navarro, Rio Claro, SP (destacado em amarelo) e 9 e 10 – A.R.I.E. Mata de Sta. Genebra, Campinas, SP.

6.2. Coleta de amostras de solo

De acordo com Chitolina (1982), a amostragem de solo pode ser conceitualizada como: “(...) a série de operações que permite extrair de um sistema porções que, combinadas e reduzidas a tamanhos apropriados, dão uma parcela com características representativas do sistema (...)”, em que cada porção isolada é chamada de amostra simples e a combinação destas, amostra composta.

Primeiramente, objetivou-se no trabalho o estabelecimento de glebas homogêneas para a amostragem de solos. Para tal, quanto à organização e entendimento primário da paisagem, foram discriminadas duas matrizes constantes em todos os locais estudados, sendo elas: (i) agrícola, no caso compreendendo áreas de canavicultura e ii) florestal, referentes às áreas restauradas, aos PRFs e ao remanescente florestal estudados. Com base nesta divisão, as cinco áreas originais de estudo foram categorizadas em dez sub-áreas, totalizando assim cinco sub-áreas de matriz florestal e cinco sub-áreas de matriz agrícola.

Em seguida, afim de aumentar a representatividade e confiabilidade dos resultados obtidos, cada sub-área selecionada foi novamente separada em três repetições, denominadas aqui como glebas. O tamanho das glebas foi definido a partir do estabelecimento de uma grade, dividindo as sub-áreas em células de 2500m², de tamanho correspondente a 50 metros de comprimento por 50 metros de largura, onde foram escolhidas ao acaso três células (glebas) para a amostragem de solos (EMBRAPA, 2009).

Desta maneira, sob o ponto de vista operacional, o presente trabalho contou com o total de 30 glebas, onde, individualmente, foram repetidas todas as operações de amostragem de solo. O Quadro 4 apresenta a organização das áreas, sub-áreas e glebas utilizadas no estudo.

Quadro 4 – Organização das áreas, sub-áreas e glebas do estudo.

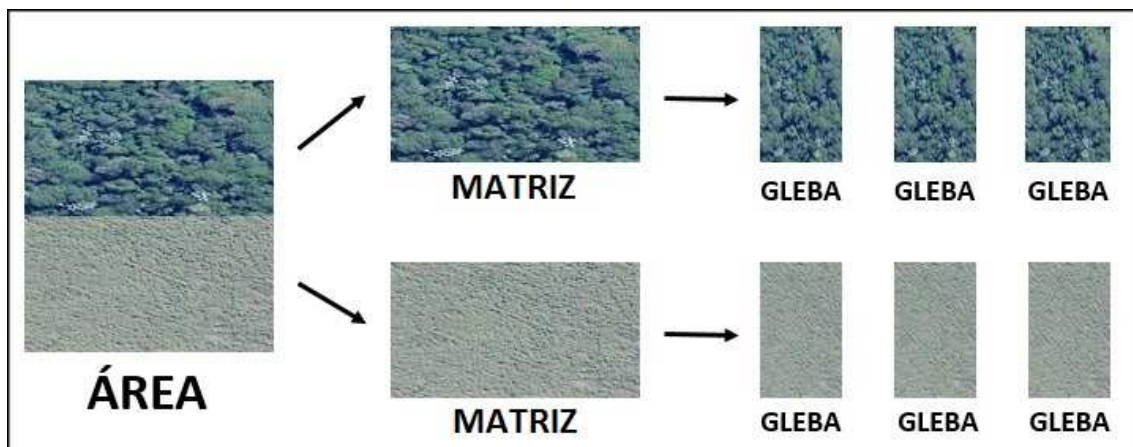
	STB		IR		COS		RC		MSG	
Matriz	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
	STBC1	STBM1	IRC1	IRM1	COSC1	COSM1	RCC1	RCM1	MSGC1	MSGM1
Gleba	STBC2	STBM2	IRC2	IRM2	COSC2	COSM2	RCC2	RCM2	MSGC2	MSGM2
	STBC3	STBM3	IRC3	IRM3	COSC3	COSM3	RCC3	RCM3	MSGC3	MSGM3

Áreas: STB - Represa São Luiz; IR - Represa de abastec. de Iracemápolis; COS - Reflorest. Usina Ester; RC - Talhão 23 F.E. Edmundo Nav.; MSG - Mata de Sta. Genebra. Sub-áreas: Agríc. - sobre matriz agrícola: cana-de-açúcar; Florest. - sobre matriz florestal: remanescente, reflorestamento ou projeto de restauração florestal. Glebas: C - canavicultura; M - floresta.

Assim, para alocação das glebas, definiu-se inicialmente seu estabelecimento nas sub-áreas de matriz florestal para posterior posicionamento das glebas nas matrizes agrícolas, afim de maximizar sua proximidade para melhor comparação dos resultados e diminuição de possíveis variações espaciais do solo. Foi dada preferência a perímetros já utilizados por outros autores em suas pesquisas.

Cabe ressaltar que, para a área de Rio Claro (RC), pelo fato de o talhão 23 estar na parte central da F.E., foi necessário selecionar a área de matriz agrícola mais próxima do local, resultando em um trecho de canavicultura distante 950 metros da gleba de matriz florestal, sendo esta a única exceção para a proximidade das glebas, que em todos os outros casos localizaram-se em contato umas com as outras. A figura 4 resume a metodologia de amostragem e de divisão das áreas.

Figura 4: Esquema da metodologia utilizada para amostragem das áreas de estudo.



Desta forma, para cada gleba foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo. Para as amostras de solo deformadas, em cada gleba, foram recolhidas utilizando sonda de amostragem de solos, 15 amostras simples nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, as quais foram misturadas para originarem amostras compostas de peso igual a 500 gramas, destinadas para análises químicas em laboratório. O processo de coleta das sub-amostras foi ao acaso (EMBRAPA, 2009), devido à dificuldade de penetração na vegetação e pela motivação em se evitar a abertura de trilhas nas áreas florestais, que facilitam atividades criminosas e a entrada de pessoas não-autorizadas.

Logo, ao final do processo, foram obtidas uma amostra composta por profundidade em cada gleba, ou três amostras compostas por profundidade em cada matriz, totalizando dezoito amostras compostas por área de estudo.

Para as análises físicas, foram coletadas em cada gleba (repetição) três amostras indeformadas de solo nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, respectivamente, com a utilização de anéis metálicos de Kopecck de $50.10^{-6}m^3$ de capacidade (FERNANDES, 2009). Devido à declividade ao longo das matrizes florestais, foi dada preferência à parte central das glebas para a abertura das trincheiras e coleta das amostras indeformadas, afim de se reduzir as variações no solo em relação a paisagem.

Por fim, foram recolhidas amostras de solo para análise microbiológica. Para tal, foram retiradas quinze amostras simples na profundidade de 10 cm em cada gleba, as quais foram misturadas para originarem amostras compostas de peso igual a 500 gramas. Não obstante, a metodologia de amostragem e coleta de solos foi a mesma utilizada para a obtenção das amostras de solo deformadas (EMBRAPA, 2009), onde as sub-amostras foram sempre coletadas próximas à base de árvores na matriz florestal e nas linhas de plantio da matriz agrícola, entre as touceiras de cana-de-açúcar.

Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas em caixas de isopor com gelo para o laboratório, onde foram mantidas em câmara fria até serem analisadas (BARETTA *et al.*, 2006). As coletas de solo para esta finalidade foram realizadas nas estações verão de 2013 a outono de 2014, durante o período de janeiro a junho de 2014 juntamente com a coleta das demais amostras.

Todas as glebas utilizadas no trabalho tiveram suas coordenadas UTM (Sistema Universal Transverso de Mercator) tomadas, via uso de aparelho navegador GPS (Global Position System). Os solos coletados foram colocados em recipientes limpos, onde foram misturados e/ou condicionados em sacos plásticos devidamente identificados.

6.3. Análises químicas

Para as análises químicas dos solos, foram determinados os teores dos macronutrientes cálcio (Ca), enxofre (S), magnésio (Mg), fósforo (P) e potássio (K), a determinação da acidez potencial (H+Al), a concentração de alumínio trocável (Al^{+3}), os valores de pH em água (H_2O) e em cloreto de cálcio ($CaCl_2$). Também, foram determinados os teores dos micronutrientes boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) além dos teores de matéria orgânica do solo (MOS). Com base nos resultados destas análises químicas, foram calculadas, a soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica total (CTC_t), saturação por bases (V%) e a saturação por alumínio (m%). Todas as análises foram executadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do CCA/UFSCar.

O teor de matéria orgânica (MOS) foi determinado através do método colorimétrico modificado por Raij & Quaggio (2001); o pH em cloreto de cálcio ($CaCl_2$) foi determinado segundo Raij et al. (2001); a acidez potencial (H+Al) foi mensurada via solução tampão SMP (SHOEMAKER et al., 1961); os macronutrientes fósforo (P) e potássio (K) foram extraídos através de resina trocadora de íons por método modificado por Raij et al. (1987), sendo K determinado por fotometria de chama e P por espectrofotometria (RAIJ et al., 1987); os elementos químicos cálcio (Ca), magnésio (Mg) e alumínio (Al) trocáveis foram extraídos via solução de extrato de cloreto de potássio (KCl) na concentração de 1 mol.L^{-1} e determinados por espectrofotometria de absorção atômica (EAA) (RAIJ et al., 2001); o macronutriente enxofre foi mensurado por determinação dos teores de sulfato ($S_2SO_4^{-2}$) por extração via solução de fosfato de cálcio ($Ca(H_2PO_4)_2$) na concentração de $0,01\text{ mol.L}^{-1}$ e quantificação por turbidimetria provocada por sulfato de bário ($BaSO_4$) de acordo com método modificado por Andrade et al. (1990); os micronutrientes cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) foram extraídos via método DTPA (LINDSAY & NORVELL, 1978) e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica (AAS) (RAIJ et al., 2001); o micronutriente boro (B) foi determinado em água quente via aquecimento por micro-ondas conforme

modificado por Abreu et al. (1994), extraído através de solução de cloreto de bário (BaCl_2) na concentração $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$, aquecimento sob refluxo assistido por micro-ondas e determinação pelo método colorimétrico via azometina-H conforme recomendado por Wolf (1971).

6.4. Análises físicas

Para as análises físicas dos solos, através de amostras deformadas e indeformadas de solo, foram determinadas a granulometria, a densidade do solo (D_s), a densidade de partículas (D_p), a porosidade total (P_t), a microporosidade (M_i) e a macroporosidade (M_a) dos solos coletados. Todas as análises foram executadas no Laboratório de Física do Solo do CCA/UFSCar.

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta, utilizando-se como dispersante químico solução de hidróxido de sódio (NaOH) na concentração de $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$. Para a dispersão mecânica das amostras, foi utilizado um agitador rotativo de baixa velocidade (35 rpm), durante 16 horas. Concomitantemente às análises granulométricas, foi avaliado o teor de argila dispersa em água (ADA) seguindo-se a mesma metodologia, excluindo-se o uso do dispersante. Em relação ao método da pipeta por agitação lenta, este é preferível por seu melhor desempenho na dispersão das partículas do solo, em especial para solos tropicais (GEE & BAUDER, 1986).

A densidade do solo (D_s) (ρ_s ; kg m^{-3}) foi obtida dividindo-se a massa seca da amostra, seca em estufa à temperatura de 105°C durante 48 horas, pelo volume do anel volumétrico. A densidade das partículas, ou densidade real do solo (D_p) (ρ_p ; kg m^{-3}) foi determinada através do método do picnômetro (FLINT & FLINT, 2002), utilizando-se picnômetros de $50 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3$ de capacidade, previamente calibrados em relação à temperatura. A porosidade total (P_t) do solo foi obtida pela relação entre o peso saturado, o peso seco das amostras indeformadas e o volume dos anéis de Kopeck utilizados. A microporosidade (M_i) ($\%$; $\text{dm}^3 \text{ dm}^{-3}$) foi mensurada através da relação entre a matéria sólida saturada submetida à pressão de $0,06 \text{ Mpa}$ até peso constante, o peso seco das amostras indeformadas e o volume dos anéis volumétricos. A macroporosidade do solo (M_a) foi determinada diretamente pela diferença entre P_t e M_i obtidas (EMBRAPA, 1997).

As análises foram executadas utilizando-se extratores de umidade de Richards (KLUTE, 1986). Foram utilizadas placas porosas para pressões nominais de até 0,1 MPa. Para a realização da análise, as amostras indeformadas foram saturadas com água destilada e desaerada, e então submetidas nos extratores de umidade a pressões de 0,06 Mpa durante 72 horas, equivalentes a potenciais matriciais de -6 J/N (EMBRAPA, 1997).

6.5. Análises microbiológicas

Para as análises microbiológicas, todas as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Microbiologia Agrícola e Molecular do CCA/UFSCar, onde foram peneiradas, homogeneizadas e processadas imediatamente. Foram determinados o carbono da biomassa microbiana e a produção de CO₂ dos solos coletados (respirometria).

A atividade microbiana (CCO₂) foi estimada pela quantidade de CO₂ desprendido nos intervalos de 7, 14 e 21 dias das amostras de solo não-fumigadas em sistema 'estático' (GRISI, 1995). Para tal, amostras contendo 200 g de solo foram postas no interior de um jarro de Maison (respirômetro) juntamente com um segundo frasco contendo 10 ml de solução de KOH na concentração de 0,5 mol L⁻¹ para captura de todo o CO₂ desprendido do solo. Após tampados, os frascos foram incubados no escuro, na temperatura de 25°C ± 2. Jarros com solução de KOH na concentração de 0,5 mol.L⁻¹ também foram incubados como testemunha. Após 7, 14 e 21 dias de incubação, a solução de KOH, já possuindo CO₂, foi titulada via solução de HCl na concentração de 0,1 mol L⁻¹, utilizando-se ainda fenoftaleína e metilorange como indicadores de KOH não-reagido e carbono formado pela reação entre KOH e o CO₂ não evoluído (MONQUERO et al., 2012). O teor de carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método da fumigação-extração (VANCE *et al.*, 1987), utilizando-se clorofórmio para fumigação.

6.6. Estatística experimental

A casualização pode ser entendida como a alocação aleatória dos tratamentos às unidades experimentais disponíveis. Logo, a adoção deste princípio reduz possíveis favorecimentos sistemáticos de determinados tratamentos no momento de sua distribuição às parcelas, onde nenhum tipo de controle local é imposto à casualização das parcelas aos tratamentos, prescindindo-se o uso do controle local e aleatorizando-se as repetições de cada tratamento a quaisquer das parcelas disponíveis. (DUARTE, 1996).

O delineamento inteiramente casualizado em parcelas subdivididas, também conhecido como “Split-split”, é apropriado quando são estudados dois ou mais fatores de variação simultaneamente. O uso deste delineamento justifica-se quando é esperado para um dos fatores a manifestação de diferenças maiores do que as esperadas para os demais fatores estudados, onde, recomenda-se que o primeiro fator seja designado às parcelas, enquanto às subparcelas seja atribuído o fator de maior dificuldade na detecção de diferenças nos dados. Deste modo, a comparação entre os níveis dos fatores secundários é realizada com maior precisão do que as comparações entre os níveis do fator primário, permitindo medir os efeitos dos fatores isoladamente, bem como possíveis interações entre eles, ampliando o alcance das inferências (PIMENTEL GOMES, 1990).

Desta forma, foi utilizado o delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas, sendo os fatores de variação distribuídos na ordem: (1) para comparação entre as matrizes florestais das diferentes áreas, o fator “idade” foi designado às parcelas, enquanto o fator “profundidade” foi alocado nas subparcelas e; (2) para comparação entre as matrizes florestais e agrícolas das áreas de estudo, o fator “matriz” foi designado às parcelas, enquanto o fator “profundidade” foi alocado nas subparcelas.

Por fim, os resultados foram analisados por meio de análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0,05$) para verificar a existência de diferenças significativas entre os resultados, conduzidos através do software R (R project software: <http://www.r-project.org>).

6.7. Análise multivariada

A análise de componentes principais, ou *principal component analysis* (PCA), é um procedimento matemático que tem como objetivo explicar as características mais salientes dos dados através de um conjunto reduzido de variáveis obtidas como combinações lineares das variáveis originais (MEDEIROS, 2012). Esta análise é baseada no princípio matemático de decomposição dos valores e vetores singulares de uma matriz, permitindo a transformação de um conjunto de p variáveis iniciais (X_1, X_2, \dots, X_p) para encontrar outro conjunto de variáveis não correlacionadas em combinações lineares, produzindo índices K_1, K_2, \dots, K_p que descrevam toda a variação dos dados, onde espera-se que grande parte da variabilidade das variáveis originais se concentre em poucos componentes K_i (JOHNSON & WICHERN, 1992).

Desta forma, este método analítico reduz o número de variáveis, sendo uma excelente técnica exploratória de dados multivariados. A PCA é uma ferramenta útil para se avaliar a relação entre os tipos de uso do solo e as diferentes idades das florestas estudadas, e para diferenciá-los entre si, minimizando o erro quadrático e fornecendo uma visão privilegiada para os resultados. Utilizou-se para isso uma matriz com as diferentes observações em linhas e as variáveis em colunas. As observações se referem aos diferentes tipos de uso do solo (agrícola ou florestal) e a localidade das áreas de estudo (municípios) e seus respectivos atributos medidos (variáveis). As PCA's foram conduzidas através do software R (R project software: <http://www.r-project.org>) e de seu pacote adicional "ade4".

Foram também utilizados testes de permutação de Monte-Carlo, com o objetivo de quantificar o quanto da variância total dos dados é explicada pelos diferentes fatores, qualitativos (por exemplo, tipo de uso do solo) ou quantitativos (por exemplo, a granulometria do solo).

Deste modo, foram realizadas análises de componentes principais (PCA) com o objetivo de avaliar o grau de discriminação dos solos em função: 1) das localidades de estudo e das matrizes e; 2) das matrizes para cada área de estudo, onde a significância estatística dos resultados foi avaliada através do teste de permutações de Monte Carlo.

6.8. Construção do Modelo de Índice de Qualidade do Solo

O modelo de índice de qualidade do solo proposto por Karlen & Stott (1994), foi modificado neste estudo para quantificar o efeito de diferentes florestas restauradas sobre a qualidade do solo. A qualidade do solo foi avaliada através de três funções principais do solo, denominadas: (1) qualidade química; (2) qualidade física e (3) qualidade biológica. Cada função foi associada a um conjunto de indicadores de qualidade do solo específico, selecionados para quantificar a performance das diferentes funções no ambiente.

O modelo em questão parte do princípio de que as inter-relações entre os componentes físicos, químicos e biológicos do solo definem sua qualidade. Contudo, sua estrutura e processos de desenvolvimento consideram estes componentes resultantes das funções desempenhadas pelo solo, e estas, por sua vez, expressam o efeito ocasionado por seus atributos (indicadores). Logo, o MAP sugerido por Karlen e Stott (1994)

considera estes indicadores ponderando e somando seus efeitos na direção das funções no solo, permitindo assim a quantificação de sua qualidade (BONILHA, 2011).

Os valores determinados para cada indicador foram transformados em escores que variam entre 0 e 1. Deste modo, os escores dos indicadores foram multiplicados por um peso relativo à importância atribuída a cada indicador, onde o somatório dos produtos da multiplicação constitui os escores das funções principais do solo.

Da mesma forma, para cada função principal foi atribuído um peso de importância, sendo este o multiplicador dos escores já citado anteriormente, originando como produto um índice de performance para cada função principal do solo. A soma dos índices de performance de todas as funções principais do solo gera o índice de qualidade do solo (IQS).

Em relação às funções principais do solo, assumiu-se para as funções “qualidade química”, “qualidade física” e “qualidade biológica” pesos iguais, correspondentes à 0,33 (Quadro 5). A decisão de valorizar igualmente as funções principais do solo criadas para o modelo partiu do conceito de a qualidade do solo compreender o equilíbrio entre os condicionantes químicos, físicos e biológicos do solo (VAN BRUGGEN & SEMENOV, 2000). Logo, admitiu-se que um solo de qualidade deverá apresentar bons escores para todas as funções relativas à sua natureza química, física ou biológica.

Quadro 5 – Pesos numéricos associados aos indicadores e às funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo (IQS).

Função principal	Ponderador da função	Indicador de qualidade	Unidade do indicador	Ponderador do indicador	Limite crítico		Referências
					Inferior	Crítico	
1 - Qualidade química	0,33	MOS	g dm ⁻³	0,40	9	20	MM
		P	mg dm ⁻³	0,30	1	5	MM
		V%	%	0,30	10	50	Lepsch (1983)
2 - Qualidade física	0,33	Ma	%	0,33	16,00	26,00	MM
		ADA	%	0,33	1	10	MM
3 - Qualidade biológica	0,33	Ds	g dm ⁻³	0,33	1,00	1,50	Glover et. al. (2000)
		CBM	mgC g ⁻¹	1,00	0,00	0,70	MM

Nota: MOS - matéria orgânica do solo; P - elemento Fósforo; V% - saturação por bases; Ma - macroporosidade do solo; ADA - argila dispersa em água; Ds - densidade do solo; CBM - carbono da biomassa microbiana; g dm⁻³ - gramas por decímetro cúbico; mg dm⁻³ - miligramas por decímetro cúbico; % - percentagem; mg C g⁻¹ - miligramas de carbono por grama; MM - valor médio encontrado nos dados.

Nesta avaliação da qualidade do solo, buscou-se desenvolver um modelo de estrutura simples, contendo indicadores de fácil obtenção, abrangentes e relevantes para a diferenciação dos ambientes estudados. Diferentemente da corrente atual da literatura da área, que define FoMs primárias (funções principais do solo) como funções que o solo deve cumprir para atingir uma determinada qualidade desejada, este trabalho segue a mesma abordagem de Silva (2013), onde as FoMs primárias apresentadas são entendidas apenas como representações matemáticas de um determinado grupo de FoMs secundárias (indicadores).

Nesse sentido, as FoMs não possuem significado físico, onde o módulo que assumem possui mais valor comparativo que absoluto. Assim, outra vantagem da estrutura proposta é a não necessidade de repetição de FoMs secundárias em FoMs primárias diferentes, evitando problemas de dependência de julgamento entre FoMs secundárias. Por fim, é recomendado que as FoMs primárias representem um grupo de FoMs de indicadores correlacionados, devendo apenas serem escolhidos parâmetros considerados importantes para a questão levantada no local de estudo (SILVA, 2013).

Desta forma, para a função “qualidade química”, foram selecionados os indicadores P, V% e MOS (Quadro 5). Os parâmetros P e V% foram selecionados por serem indicadores pontuais dos teores de nutrientes primários essenciais às plantas e por serem passíveis de manejo pelo homem, tendo em vista os baixos teores de P e a baixa reposição natural dos elementos Ca, K e Mg em solos tropicais (NOVAIS et al., 2007). Não obstante, o uso sustentável de solos tropicais é extremamente dependente da manutenção ou aumento da MOS, já que, quando perdidas, a recomposição da MOS é difícil e demorada (GOEDERT et. al., 2007), enaltecendo seu papel como indicador no monitoramento de PRF's. Por esta razão, foram atribuídos pesos iguais para os indicadores P e V%, no valor de 0,3 e um peso maior para MOS, correspondente a 0,4.

Para a função “qualidade física”, foram escolhidos os indicadores ADA, Ma e D_s, onde se atribuiu pesos iguais para todos, correspondentes ao valor de 0,33 (Quadro 5). O parâmetro ADA foi selecionado por se tratar de uma variável extremamente representativa, relacionada a estabilidade dos agregados e a susceptibilidade do solo à erosão hídrica, sendo influenciada pela natureza do complexo sortivo, pelos teores de argila e MOS, pelo pH do solo, dentre outros fatores (FREITAS, 2011).

De acordo com Azooz et al. (1996), Ma figura como a propriedade mais facilmente afetada pelo manejo empregado no solo, razão pela qual foi selecionada como indicador físico, sendo uma fonte de diferenciação entre as matrizes e localidades de estudo.

O parâmetro D_s foi escolhido por sua sensibilidade ao tipo de uso do solo adotado, visto que aumentos na D_s geralmente indicam um ambiente mais limitado para o crescimento radicular e redução na aeração e infiltração de água no solo, sendo ecossistemas florestais particularmente sensíveis a aumentos na D_s (BRADY & WEIL, 2013).

Em relação à função “qualidade biológica”, foi selecionado o parâmetro CBM, sensível às alterações decorrentes do uso do solo, aos fatores de estresse à comunidade microbiana do solo e à qualidade da MOS existente (CHAER, 2001). Pelo fato de ter sido o único indicador desta função principal do solo, o peso atribuído ao indicador CBM foi igual a 1 (Quadro 5).

Assim, foram admitidas duas situações distintas para classificar os indicadores, sendo elas: (I) menos é melhor, quando a qualidade do solo está associada a menores valores de determinadas propriedades, adotado para os indicadores ADA e D_s (Figura 1); e II) mais é melhor, indicado para padronizar escores de propriedades em que a qualidade do solo está associada a maiores valores das mesmas, utilizado para os indicadores MOS, P, V% e CBM (Figura 1).

Deve-se ressaltar que qualquer nutriente mineral em teores elevados no solo pode ocasionar problemas de toxidez às plantas ou desequilíbrio na absorção de outros nutrientes. Dessa forma, as curvas de pontuação para os nutrientes minerais deveriam ser do tipo “ótimo”. No entanto, as curvas do tipo “mais é melhor” atendem ao objetivo aqui proposto, pois os teores encontrados em todos os solos analisados não atingiram níveis de toxidez.

Dada a escassez de informações na literatura de valores-limite para indicadores de qualidade do solo em PRF's e remanescentes florestais no domínio fitogeográfico Mata Atlântica, foram adotados como limites inferiores das funções de pontuação padronizadas os menores valores obtidos nas localidades e como limites críticos os valores médios das áreas de estudo para estes parâmetros.

O algoritmo elaborado para cálculo das funções de pontuação padrão foi escrito em linguagem de programação C e emprega como dados de entrada os parâmetros necessários ao estabelecimento das funções principais na forma de planilhas utilizando o software Excel (Microsoft® EXCEL 2013), utilizado previamente por Silva (2013) e Bonilha (2011).

O programa gerado funciona com um sistema de armazenamento de dados matricial, onde as informações relativas as FoMs são arquivadas em um sistema de matrizes e recuperadas no momento do cálculo de seus escores, sendo que cada escore é mantido juntamente com sua respectiva FoM e ao final do cálculo de todos os escores o IQS é obtido.

Desta forma, o programa desenvolvido opera a partir de quatro matrizes distintas, sendo elas: (i) “A”, que armazena o nome das FoMs primárias; (ii) “B”, que armazena o nome das FoMs secundárias; (iii) “C”, que armazena as informações relativas as FoMs primárias; e (iv) “D”, que armazena as informações relativas as FoMs secundárias.

Deste modo, na inscrição de uma FoM primária i , devem ser informados seu nome e o número de FoMs secundárias j envolvidas. Isto posto, as informações relativas a i serão guardadas no endereço das matrizes A, B e C e j no endereço da matriz D, onde próximas FoMs primárias terão suas informações guardadas nos endereços subsequentes e assim por diante. Ainda, devem ser fornecidos no momento da inscrição das FoMs secundárias o tipo de função de pontuação padrão utilizada e os requisitos para cálculo (SILVA, 2013).

Os valores de imput (v) e pesos numéricos são definidos após a inscrição das FoMs no programa, permitindo a análise de outros conjuntos de dados utilizando a mesma estrutura anterior sem ser necessário a inscrição das FoMs novamente.

Finalmente, o programa irá retomar as FoMs primárias e suas FoMs secundárias por ordem de inscrição e solicitar o valor para o cálculo do escore das FoMs secundárias e o peso numérico de todas as FoMs inseridas no modelo, onde estas informações serão guardadas no sistema matricial criado e, a partir delas, um IQS será gerado.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. Caracterização física dos solos

7.1.1. Textura

As texturas encontradas para as camadas de solos coletados estão de acordo com as principais classes de solos presentes nas áreas de estudo (Quadro 3). Por se tratarem de áreas distantes entre si, localizadas em paisagens e ambientes distintos, as análises granulométricas mostraram grande heterogeneidade nos teores de argila, silte e areia total. A Tabela 1 apresenta a média dos resultados granulométricos obtidos a partir das três glebas para cada tipo de uso do solo (matriz) e profundidades amostradas e a classificação textural das amostras de solo de acordo com o triângulo textural adaptado por Lemos et al. (2005), utilizado pela Sociedade Brasileira de Ciências do Solo (SBCS).

As amostras de solo da represa de abastecimento público São Luiz (STB) se caracterizaram pela predominância de texturas franco-argilo-arenosas, havendo variação textural entre as sub-áreas, predominando solos de textura mais argilosa na matriz agrícola quando comparada à matriz florestal, onde se constatou maiores teores de areia total (Tabela 2). Não obstante, os teores de argila apresentaram-se maiores de acordo com a profundidade de amostragem, onde a camada superficial (0-20cm) da matriz florestal foi a única a apresentar textura franco-arenosa, diferente de todas as demais.

Tabela 2: Teores médios de argila, silte e areia total e sua respectiva classificação textural em função dos diferentes tipos de uso do solo e das profundidades de amostragem.

Argila		Silte		Areia _t		Textura ⁽¹⁾		
g kg ⁻¹								
Prof. STB - Represa de abastecimento público São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)								
cm	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	273	193	103	60	623	747	Franco-argilo-arenosa	Franco-arenosa
20 - 40	310	293	90	80	600	627	Franco-argilo-arenosa	Franco-argilo-arenosa
40 - 60	330	307	87	73	583	620	Franco-argilo-arenosa	Franco-argilo-arenosa
Prof. IR - Represa de abastecimento público - Iracemápolis (25 anos)								
cm	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	557	507	147	153	297	340	Argilosa	Argilosa
20 - 40	560	553	153	127	287	320	Argilosa	Argilosa
40 - 60	580	547	147	137	273	317	Argilosa	Argilosa
Prof. COS - Reflorestamento da Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)								
cm	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	547	320	200	297	253	383	Argilosa	Franco-argilosa
20 - 40	600	303	187	237	213	460	Muito argilosa	Franco-argilo-arenosa
40 - 60	573	293	227	247	200	460	Argilosa	Franco-argilo-arenosa
Prof. RC - Talhão 23 da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade - Rio Claro (98 anos)								
cm	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	520	528	173	222	307	251	Argilosa	Argilosa
20 - 40	567	603	163	170	270	213	Argilosa	Muito argilosa
40 - 60	600	593	153	200	247	210	Muito argilosa	Muito argilosa
Prof. MSG - Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra - Campinas (remanescente)								
cm	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	507	417	197	173	297	410	Argilosa	Argilosa
20 - 40	540	580	180	123	280	297	Argilosa	Argilosa
40 - 60	583	607	150	127	267	267	Argilosa	Muito argilosa

⁽¹⁾Fonte: SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. Manual de descrição e coleta de solo no campo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa-MG, 100p. 2005.

A localidade represa de abastecimento público de Iracemápolis (IR) foi a única das áreas onde não foram obtidas variações das classes texturais (Tabela 2). Todas as amostras de solo apresentaram textura argilosa, independentemente da profundidade e dos diferentes tipos de uso do solo, sendo similares aos resultados obtidos por Amazonas (2010) na mesma área.

No reflorestamento da Usina Ester (COS), foi constatada a maior amplitude textural entre os diferentes tipos de uso do solo, onde a sub-área de matriz agrícola apresentou teores médios de argila superiores aos encontrados na sub-área de matriz florestal, que apresentou teores altos de silte em todas as profundidades, havendo a predominância de texturas argilosas na matriz agrícola e texturas franco-argilo-arenosas sob matriz florestal (Tabela 2). Isso pode ser explicado, principalmente, pelo fato de o reflorestamento estar localizado às margens do Rio Jaguari, sobre seu terraço fluvial, área exposta a processos de erosão e deposição específicos de ambientes fluviais. Também

sob o reflorestamento e limitando o terraço, tem-se uma longa vertente conectando de forma dinâmica o interflúvio e o fundo do vale, sofrendo forte morfogênese pluvial (CHRISTOFOLETTI, 1980), originando assim solos de textura distinta daqueles da matriz agrícola, localizados na parte superior do relevo local.

Nesse contexto, torna-se importante salientar o fato de que, usualmente, projetos de restauração florestal, por suas claras limitações de uso, acabam sendo alocados em áreas de baixa ou menor aptidão agrícola, as quais geralmente possuem solos de natureza diferente daqueles destinados à produção agropecuária em seu entorno, dificultando, muitas vezes, o desenvolvimento pleno da vegetação inserida e mecanismos de regeneração natural.

O talhão 23 da F.E. Edmundo Navarro de Andrade (RC) apresentou resultados de textura distintos em relação aos tipos de uso do solo, onde os teores de areia total da matriz florestal foram menores aos encontrados na matriz agrícola em todas as profundidades (Tabela 2).

Na localidade Mata de Santa Genebra (MSG), todas as amostras de solo foram classificadas como argilosas, com exceção da camada de 40 a 60 centímetros da matriz florestal, que apresentou teor de argila levemente superior aos da matriz agrícola e acabou sendo enquadrada como muito argilosa (Tabela 2). Ainda, a sub-área de matriz florestal na profundidade de 0 a 20 centímetros apresentou-se mais arenosa, não gerando, todavia, classificação textural diferente.

Por último, com exceção de STB, todos os demais solos apresentaram textura argilosa nas camadas amostradas, havendo aumento gradual dos teores de argila com o aumento da profundidade.

7.1.2. Densidade, porosidade e argila dispersa em água

Para STB, foram observados os maiores valores de D_s , os menores valores de P_t e ADA em superfície (0 a 20 cm) sob a matriz florestal (Tabela 3), devido principalmente à textura mais grosseira dos solos desta área, em especial na profundidade de 0 a 20 cm, acarretando, por consequência, maior densidade e menores valores de porosidade e ADA aos solos da área, visto que as partículas de fração areia possuem superfície específica muito menor quando comparadas à fração argila.

Na comparação entre as diferentes matrizes da área STB (Tabela 2), foram observados valores superiores de ADA (14,33 %) e M_i (20,34 %) na profundidade de 0 a 20 cm sob a matriz agrícola. Novamente, os resultados podem ser explicados pelos maiores teores de argila obtidos nesta matriz (Tabela 2) da área. Cabe ressaltar também a idade jovem do projeto de restauração florestal (Quadro 3), o qual ainda possui diversos filtros ecológicos a serem superados (MÔNICO, 2012).

Em IR, foram obtidos resultados de D_s menores e valores de P_t e M_i superiores em todas as profundidades de amostragem sob a matriz florestal (Tabela 3). Por último, foram observados resultados superiores de ADA na matriz florestal na profundidade de 40 a 60 cm.

Quando comparadas as diferentes matrizes em COS, foram encontrados valores de D_s menores ($1,39 \text{ g cm}^{-3}$) e resultados para P_t (52,82 %) e M_a (27,09 %) superiores na profundidade de 0 a 20 cm sob a matriz florestal em relação à matriz agrícola e menores valores de M_i na profundidade de 20 a 40 cm (22,81 %) sob matriz florestal (Tabela 4), decorrentes, principalmente, das diferenças já mencionadas a respeito das posições distintas ocupadas pelas duas matrizes na paisagem local e pela ação da matéria orgânica sobre a natureza física dos solos, presente em teores superiores em todas as profundidades da matriz florestal da área.

A localidade RC apresentou os menores valores de D_s e os maiores valores de P_t e D_p em todas as profundidades dentre as matrizes florestais estudadas (Tabela 3), decorrentes, principalmente, dos maiores teores de argila encontrados nesta matriz e da estrutura preservada de seu solo, o qual não sofre intervenções do homem há 99 anos.

Na comparação entre as diferentes matrizes de RC (Tabela 4), a matriz florestal novamente apresentou valores inferiores de D_s e valores superiores de P_t em todas as

profundidades de amostragem, obtendo-se ainda valores superiores de M_i nas profundidades de 0 a 20 cm (36,37 %) e de 40 a 60 cm (36,22 %) e de M_a na profundidade de 20 a 40 cm (33,35 %).

Em MSG, juntamente com RC, foram observados os menores resultados para ADA na profundidade de 40 a 60 cm dentre todas as matrizes florestais (Tabela 2). Em geral, os resultados da comparação dos solos das diferentes matrizes de MSG apresentaram pouca diferença significativa entre si (Tabela 4), onde, para a camada de 20 a 40 cm, a matriz florestal apresentou menores valores para D_s ($1,30 \text{ g cm}^{-3}$) e resultados superiores de P_t (56,37 %), M_i (31,09 %) e ADA (22,67 %). Como já mencionado para outras áreas (COS), os resultados obtidos em MSG podem ser explicados pela ação estruturante da matéria orgânica nos solos, presente em teores superiores em todas as profundidades do remanescente florestal e pelos teores de argila superiores em sub-superfície (20 a 40 cm e 40 a 60 cm).

A densidade do solo (D_s), em geral, apresentou menores valores em superfície, devido, principalmente, aos maiores teores de matéria orgânica existentes nos primeiros centímetros dos perfis. A partir da camada de 20 a 40 cm de profundidade, a densidade aumentou em ambos os usos do solo em todas as localidades, reduzindo novamente na camada de 40 a 60 cm, atingindo valores próximos àqueles da camada superficial. Geralmente, com o aumento da profundidade, ocorre uma tendência natural de elevação da densidade do solo, em consequência da menor quantidade de matéria orgânica, da menor agregação do solo e às pressões exercidas pelas camadas superiores, gerando um adensamento das partículas do solo (RANDON, 1981).

Também em relação a D_s , com exceção de STB (Tabela 4), todas as demais localidades apresentaram valores de densidade do solo superiores sob matriz agrícola, fato também observado para os valores de densidade de partículas (D_p). Tal observação é sustentada pela problemática a respeito dos impactos na estrutura dos solos sob canavicultura, relacionada principalmente ao trânsito intenso de maquinário de grande porte durante todas as etapas do processo produtivo, em especial pela crescente utilização da colheita mecanizada.

Tabela 3: Comparação dos parâmetros físicos dos solos entre as cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.

	D _s	D _p	P _t	Mi	Ma	A.D.A
	g cm ⁻³		%			
STB - Represa de abastecimento público São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)						
Prof. (cm)	Matriz Florestal					
0 - 20	1,5 Aa	2,6 Aa	43,6 Ad	17,3 Ac	26,3 Ab	10,0 Bc
20 - 40	1,7 Aa	2,7 Ac	35,3 Bc	16 Ac	19,4 Ab	14,7 Abc
40 - 60	1,6 Aa	2,7 Ac	40,8 Ac	17,2 Ac	23,6 Ab	16,0 Aa
IR - Represa de abastecimento público - Iracemápolis (25 anos)						
Prof. (cm)	Matriz Florestal					
0 - 20	1,2 Bb	2,9 Aa	59,4 Ab	29,6 Aab	29,8 Aab	19,0 Aab
20 - 40	1,2 Bc	2,9 Ab	57,8 Aa	29,3 Aab	28,6 Aab	16,7 Bab
40 - 60	1,2 Ab	3,0 Ab	58,0 Ab	30,7 Aab	27,3 Aa	14,3 Ba
COS - Reflorestamento da Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)						
Prof. (cm)	Matriz Florestal					
0 - 20	1,4 Ba	2,9 Aa	52,8 Ac	25,7 Ab	27,1 Aab	15,7 Ab
20 - 40	1,5 Aab	3,0 Aab	47,8 Bb	22,8 Abc	25,0 Bab	15,3 Abc
40 - 60	1,4 Bb	2,9 Ab	53,3 Ab	24,5 Ab	28,0 Aa	14,0 Ab
RC - Talhão 23 da F.E. Edmundo Navarro de Andrade - Rio Claro (98 anos)						
Prof. (cm)	Matriz Florestal					
0 - 20	1,0 Cc	3,1 Aa	68,8 Aa	36,4 Aa	32,4 Aa	19,0 Aab
20 - 40	1,2 Ac	3,0 Aa	60,9 Aa	27,5 Bab	33,4 Aa	20,0 Aa
40 - 60	1,0 Bb	3,0 Aa	65,8 Aa	36,2 Aa	29,5 Aa	2,3 Bc
MSG - A.R.I.E. Mata de Santa Genebra - Campinas (remanescente)						
Prof. (cm)	Matriz Florestal					
0 - 20	1,3 Aab	3,0 Aa	56,4 Abc	26,7 Ab	29,7 Aab	20,3 Aa
20 - 40	1,3 Abc	3,0 Aab	56,4 Ba	31,1 Aa	25,3 Aab	22,7 Aa
40 - 60	1,4 Ab	3,0 Aab	56,5 Ab	30,1 Aab	26,4 Aa	3,0 Bc

D_s - Densidade do solo; D_p - Densidade de partícula; P_t - Porosidade total; Mi - Microporosidade do solo; Ma - Macroporosidade do solo; A.D.A. - Argila dispersa em água; g cm⁻³ - gramas por centímetro cúbico; % - porcentagem. Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste de tukey a 5% de significância. Letras minúsculas referem-se a diferentes áreas para uma mesma profundidade; letras maiúsculas referem-se a diferentes profundidades para uma mesma área.

Reichert et al. (2003) propuseram valores de densidade críticos para a penetração das raízes de diversas culturas agrícolas em diferentes classes texturais de solos, sendo elas: 1,30 a 1,40 g.cm⁻³ para solos argilosos, 1,40 a 1,50 g.cm⁻³ para os franco-argilosos e de 1,70 a 1,80 g.cm⁻³ para franco-arenosos. Desta forma, com exceção de STB, todas as demais sub-áreas sob uso agrícola apresentaram valores de densidade do solo acima dos limites propostos por Reichert et al. (2003). Por outro lado, nenhuma das sub-áreas sob matriz florestal apresentou valores que ultrapassassem os limites críticos de D_s, ressaltando aqui a natureza estável de solos sob ecossistemas naturais, desprovidos de

intervenções antrópicas no solo, como, por exemplo, o revolvimento das camadas superficiais, comumente realizado na matriz agrícola, durante a reforma dos canaviais.

Os menores valores de D_s para as matrizes florestais estão associados, também, aos maiores teores de MOS encontrados, os quais foram superiores em todas as profundidades quando comparados à canavicultura. De fato, a matéria orgânica possui densidade menor do que a matéria mineral, sendo um importante agente estruturante do solo, contribuindo para a abertura de espaços entre as partículas do solo e evitando processos de adensamento natural ou compactação, diminuindo assim a relação entre a massa e o volume do sistema (LAURINDO et al., 2009).

De forma geral, os parâmetros porosidade total (P_t), microporosidade (M_i) e macroporosidade (M_a) foram maiores na camada superficial (0 a 20 cm), reduzindo em profundidade em consonância com o aumento da D_s , visto que a porosidade do solo evolui de maneira inversa à densidade do solo (OLIVEIRA, 2013).

Segundo Kiehl (1979), um solo em condições ideais deve apresentar um terço da porosidade total formada por macroporos e os dois terços restantes compostos por microporos, estabelecendo uma relação macroporos/microporos igual a 0,5, condição esta inexistente em todas as áreas estudadas, independentemente da matriz e/ou localidade, sendo M_a predominante na composição de P_t na maior parte dos solos, em especial naqueles de textura mais grosseira (STB e COS). Em contrapartida, de acordo com o mesmo autor, a maioria das plantas desenvolve satisfatoriamente seu sistema de raízes quando a percentagem de macroporos está acima de 10 % ($0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), condição verificada no solo de todas as matrizes e locais estudados (Tabela 4) (KIEHL, 1979).

A estabilidade de agregados é dependente da agregação das partículas de argila, sendo por esta razão que a dispersão de argila e a estabilidade dos agregados são utilizadas para caracterizar a estabilidade da estrutura do solo. A dispersão de colóides no solo é afetada por fatores como o pH, pela composição da solução do solo, pelos diferentes argilominerais e pela matéria orgânica (SOPRANO, 2002).

Desta forma, eram esperados resultados de ADA superiores sob os solos das matrizes agrícolas, sujeitos a perturbações antrópicas constantes para a manutenção da agricultura. Contudo, os resultados de ADA não seguiram este padrão, não havendo um tipo de matriz específica onde a dispersão de argila foi predominante. Nas áreas IR, COS,

RC e MSG, houve um decréscimo claro de ADA de acordo com a profundidade, onde os maiores valores foram obtidos na profundidade de 0 a 20 cm e os menores valores na profundidade de 40 a 60 cm.

Os valores superiores de ADA em superfície (0 a 20 cm) podem ser explicados pelo fato de, geralmente, os agregados da camada superficial, estabilizados pela MOS, serem mais lábeis e sensíveis às práticas de manejo do solo do que agregados de camadas inferiores, estabilizados majoritariamente por sesquióxidos e menos expostos a processos de degradação de sua estrutura (SOPRANO, 2002).

Por último, a dispersão de argila contribui para o aumento da D_s , que, juntamente com a destruição dos agregados e entupimento dos poros, reduz a infiltração e a capacidade de retenção de água do solo, além da formação de crosta superficial, da diminuição da fertilidade do solo e da poluição da água como efeitos indesejáveis relacionados com a dispersão de argila (STERN et. al., 1991).

Tabela 4: Resultados das análises físicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo. Médias de três repetições.

Prof. (cm)	D _s		D _p		P _t		Mi		Ma		A.D.A	
	g cm ⁻³		g cm ⁻³		%		%		%		%	
STB - Represa de abastecimento público São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)												
	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	1,47 Aa	1,48 Ba	2,72 Aa	2,63 Aa	45,89 Aa	43,64 Aa	20,34 Aa	17,35 Ab	25,55 Aa	26,29 Aa	14,33 Ba	10,00 Bb
20 - 40	1,69 Aa	1,75 Aa	2,69 Aa	2,70 Aa	37,38 Aa	35,31 Ba	16,66 Ba	15,95 Aa	20,72 Aa	19,36 Aa	16,33 Aa	14,67 Aa
40 - 60	1,58 Aa	1,60 ABa	2,76 Aa	2,71 Aa	42,71 Aa	40,83 Aa	18,42 ABa	17,24 Aa	24,29 Aa	23,60 Aa	16,67 Aa	16,0 Aa
IR - Represa de abastecimento público - Iracemápolis (25 anos)												
	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	1,43 Aa	1,18 Ab	2,96 Aa	2,91 Aa	51,64 Ab	59,41 Aa	28,99 Aa	29,58 Aa	22,65 Ab	29,83 Aa	16,0 Aa	19,0 Aa
20 - 40	1,42 Aa	1,21 Ab	2,97 Aa	2,88 Aa	52,10 Ab	57,81 Aa	27,25 Aa	29,25 Aa	24,85 Ab	28,56 Aa	17,0 Aa	16,67 Aa
40 - 60	1,37 Aa	1,22 Ab	2,98 Aa	2,90 Aa	53,98 Ab	58,04 Aa	29,84 Aa	30,71 Aa	24,13 Ab	27,34 Aa	0,67 Bb	14,33 Aa
COS - Reflorestamento da Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)												
	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	1,62 Aa	1,39 Ab	3,02 Aa	2,94 Aa	46,31 Bb	52,82 Aa	27,21 Aa	25,72 Aa	19,10 Ab	27,09 Aa	24,67 Aa	15,67 Ab
20 - 40	1,49 Ba	1,54 Aa	3,01 Aa	2,95 Aa	50,55 ABa	47,79 Aa	29,86 Aa	22,81 Ab	20,69 Aa	24,98 Aa	7,33 Bb	15,33 Aa
40 - 60	1,42 Ba	1,37 Aa	3,05 Aa	2,89 Ab	53,35 Aa	52,53 Aa	30,9 Aa	24,51 Ab	22,45 Ab	28,03 Aa	2,33 Cb	14,0 Aa
RC - Talhão 23 da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade - Rio Claro (98 anos)												
	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	1,37 Ba	0,96 Cb	3,03 Aa	3,06 Aa	54,67 Ab	68,77 Aa	28,39 ABb	36,37 Aa	26,28 Aa	32,41 Aa	18,0 Aa	19,0 Aa
20 - 40	1,57 Aa	1,17 Ab	3,0 Aa	3,0 Aa	47,72 Ab	60,89 Ca	27,45 Ba	27,54 Aa	20,27 Ab	33,35 Aa	14,67 Ab	20,0 Aa
40 - 60	1,36 Ba	1,04 Bb	3,02 Aa	3,04 Aa	55,04 Ab	65,86 Ba	31,39 Ab	36,22 Aa	23,65 Aa	29,64 Aa	2,0 Ba	2,33 Ba
MSG - Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra - Campinas (remanescente)												
	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 20	1,35 Ba	1,30 Aa	3,07 Aa	2,99 Ab	56,08 Aa	56,43 Aa	28,23 Aa	26,71 Ba	27,85 Aa	29,73 Aa	20,33 Aa	20,33 Aa
20 - 40	1,59 Aa	1,30 Ab	3,10 Aa	2,99 Ab	48,54 Ab	56,37 Aa	26,64 Ab	31,09 Aa	21,90 Aa	25,28 Ba	10,0 Ab	22,67 Aa
40 - 60	1,41 Ba	1,30 Aa	3,12 Aa	2,99 Ab	54,75 Aa	56,54 Aa	28,82 Aa	30,15 Aa	25,93 Aa	26,39 ABa	5,33 Aa	3,0 Ba

D_s - Densidade do solo; D_p - Densidade de partícula; P_t - Porosidade total; Mi - Microporosidade do solo; Ma - Macroporosidade do solo; A.D.A. - Argila dispersa em água; g cm⁻³ - gramas por centímetro cúbico; % - porcentagem. Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste de tukey a 5% de significância. Letras minúsculas referem-se a diferentes áreas para uma mesma profundidade; letras maiúsculas referem-se a diferentes profundidades para uma mesma área.

7.2. Caracterização química dos solos

Em relação ao fósforo (P), STB e COS foram os PRFs que apresentaram os maiores valores observados deste elemento em todas as profundidades de amostragem (Tabela 4). Também, com exceção da localidade IR (Tabela 5), todas as matrizes florestais apresentaram valores de P superiores em todas as profundidades em relação às matrizes agrícolas. Resultados semelhantes foram encontrados por Moreira et al. (2002) em clareiras reflorestadas na Amazônia, onde os reflorestamentos ocasionaram aumento gradual dos teores de P nos solos, de acordo com a idade dos plantios.

Nesse contexto, a MOS desempenha importante papel na disponibilidade de P nos solos em geral, bloqueando sítios de adsorção existentes nas superfícies das argilas e sesquióxidos. Logo, a adoção de sistemas que incrementem o teor de MOS ou de suas frações podem promover a redução da adsorção de P, pela formação de complexos orgânicos de ação bloqueadora nos sítios de adsorção na superfície dos óxidos de ferro e de alumínio (TIRLONI et al., 2009).

Para a MOS, COS e RC registraram teores superiores em todas as profundidades dentre as matrizes florestais. Em contrapartida, STB apresentou os menores teores de MOS em todas as profundidades estudadas (Tabela 4). Na comparação entre as diferentes matrizes para cada área de estudo (Tabela 5), as matrizes florestais mais antigas (COS, RC e MSG) apresentaram valores superiores de MOS nas profundidades de 0 a 20 cm e de 20 a 40 cm em relação ao uso agrícola, sendo que MSG foi a única matriz florestal a apresentar diferença significativa entre os teores de MOS na profundidade de 40 a 60 cm (18 g dm^{-3}).

Logo, os teores de MOS superiores sob matriz florestal na profundidade de 40 a 60 cm ressaltam a importância da amostragem de solos em profundidade no monitoramento e avaliação da qualidade do solo em ecossistemas florestais, já que, mesmo um remanescente florestal considerado por diversos autores (NAVE, 1999; ROZZA, 2003; GUARATINI et. al., 2008; MENDES et. al., 2013) como degradado e/ou sob degradação foi capaz de superar as matrizes florestais mais antigas deste estudo, externando a possibilidade de a dinâmica envolvida na estabilização da MOS nestes locais ainda não ter alcançado seu desempenho final.

De forma similar, Amazonas (2010) em seu estudo sobre ciclagem de nitrogênio em florestas restauradas e naturais obteve os maiores valores de MOS observados sob o remanescente florestal conservado. O mesmo autor estudou as áreas IR e COS em seu trabalho, tendo constatado resultados químicos similares aos obtidos neste estudo, os quais encontram-se em conformidade aos obtidos para as localidades STB, IR e COS por Bertacchi (2011) em seu estudo sobre condições de micro-sítio como filtro ecológico em áreas restauradas no domínio fitogeográfico Mata Atlântica. Logo, a mesma constatação ressalta também a problemática sobre a adoção de ecossistemas de referência na restauração ecológica, em especial na região de estudo, carente de florestas naturais conservadas.

Os resultados de MOS obtidos em MSG (Tabelas 4 e 5) podem estar relacionados com a evolução e estabilização dos processos de deposição e acúmulo de matéria orgânica em relação ao tempo em áreas florestais, remetendo, de certa forma, ao processo de sucessão ecológica em comunidades vegetais. Em linhas gerais, em um dado “estágio inicial”, a transferência e decomposição parcial da serapilheira promove um acúmulo de material orgânico na superfície do solo, por serem as taxas de entrada superiores às de decomposição desse material nesta fase. Num segundo estágio, tal excedente é estabilizado pela aproximação entre as taxas de deposição e acúmulo de material orgânico, gerando então uma situação de “equilíbrio dinâmico” (LIMA et al., 1995).

Todos os solos amostrados apresentaram acidez elevada, comum para solos tropicais (SOUSA et. al., 2007), onde os valores de pH foram classificados, com base em critérios químicos e agrônômicos adaptados por Silva & Mendonça (2007), como baixos (de 4,5 a 5,4) a muito baixos (menores que 4,5).

Houve diminuição do pH em relação às profundidades de amostragem em todas as localidades, tendo STB apresentado as menores médias para este atributo dentre as matrizes florestais em todas as profundidades amostradas (Tabela 4). Inicialmente, esperava-se que as matrizes agrícolas apresentassem pH superior às matrizes florestais, visto que a acidez dos solos sob as áreas de canavicultura é corrigida regularmente para produção. Contudo, quando comparadas as diferentes matrizes, STB e RC apresentaram resultados de pH superiores em suas matrizes agrícolas, enquanto IR e COS registraram maiores médias em suas matrizes florestais (Tabela 5).

Em relação a RC, cabe ressaltar novamente a distância entre as sub-áreas agrícola e florestal, o que certamente contribuiu para uma maior diferenciação dos solos desta localidade. Para STB, além das diferenças texturais já citadas, sua matriz florestal apresentou maiores teores de acidez potencial (H+Al), valores muito superiores em saturação por alumínio (m%) e saturação por bases (V%) menor em comparação ao uso agrícola, sendo estes os principais fatores responsáveis pela diferenciação dos valores de pH constatada, classificado como desfavorável para o desenvolvimento de plantas cultivadas (RAIJ et al.,1997), levando-se em conta sua aplicabilidade limitada para este estudo, tendo em vista a carência de informação fitotécnica para a maior parte das espécies florestais paulistas e brasileiras.

O alumínio possui importante contribuição para a acidez dos solos, podendo ser tóxico às plantas, quando em altas concentrações e constituindo uma das principais limitações agrícolas em solos ácidos (SOUSA et al., 2007). Os valores de alumínio trocável (Al^{+3}) encontrados foram menores na profundidade de 40 a 60 cm em COS, RC e MSG na comparação entre as matrizes florestais (Tabela 4), havendo grande variação em relação aos tipos de uso do solo e, principalmente, em relação às glebas de amostragem. Nesse sentido, as glebas STBM2, STBM3 e IRM1, apresentaram teores elevados de Al^{+3} de acordo com Raij et. al. (1997), sendo que, com exceção às glebas citadas, as demais áreas não apresentaram resultados elevados para Al^{+3} (RAIJ, et al. 1997), reforçando a heterogeneidade dos resultados.

Na comparação entre as diferentes matrizes, STB apresentou resultados de Al^{+3} inferiores em sua matriz agrícola em todas as profundidades, fato também observado para RC na profundidade de 20 a 40 cm, enquanto COS foi a única área onde foram registrados resultados de Al^{+3} inferiores para matriz florestal nas profundidades de 0 a 20 cm e de 20 a 40 cm (Tabela 5).

Para o parâmetro acidez potencial (H+Al), COS e MSG apresentaram os menores valores dentre as matrizes florestais em superfície (0 a 20 cm) (Tabela 4). Quando comparados os tipos de matrizes entre cada área de estudo (Tabela 5), COS apresentou valores de acidez potencial inferiores sob matriz florestal em todas as profundidades, tendo MSG apresentado valores inferiores sob floresta apenas na profundidade de 0 a 20 cm ($35,0 \text{ mmolc dm}^{-3}$). STB foi a única área onde foram registrados resultados inferiores

de acidez potencial para a matriz agrícola, resultado este referente a todas as profundidades.

Com relação a soma de bases (SB), STB apresentou os menores valores dentre todas as matrizes florestais em todas as profundidades, ao passo que COS registrou os maiores resultados para este parâmetro, em todas as profundidades amostradas. Houve um decréscimo de SB de acordo com a profundidade nas matrizes florestais de COS, RC e MSG (Tabela 4). Na comparação entre as diferentes matrizes, STB e RC registraram valores de SB superiores sob a matriz agrícola em todas as profundidades, enquanto IR, COS e MSG apresentaram resultados superiores em todas as profundidades para a matriz florestal (Tabela 5).

Em relação aos valores de capacidade de troca catiônica total (CTC_t) obtidos, com exceção de IR, todos os solos sob matriz florestal apresentaram resultados superiores comparados ao uso agrícola. Em STB, devido à sua textura mais grosseira e conseqüente menor teor de argila apresentou os menores valores de CTC_t de todas as localidades, sendo COS a área com os maiores valores de CTC_t , registrados em todas as profundidades estudadas para as duas matrizes (Tabela 5). Houve uma queda gradual dos valores de CTC_t de acordo com a profundidade nas matrizes florestais de IR, RC e MSG (Tabela 4).

Assim, têm-se que a CTC_t dos solos estudados foi amplamente favorecida pela MOS, que por sua vez é predominante em solos não-perturbados, recobertos por vegetação natural, com estrutura e funcionalidade conservadas, como observado anteriormente. Ademais, em solos tropicais, de carga predominantemente variável e dependente do pH, altamente intemperizados e ricos em sesquióxidos de ferro e alumínio, a MOS desempenha papel importantíssimo, contribuindo de 20 a 90% da CTC_t nas camadas superficiais destes solos (SILVA & MENDONÇA, 2007).

Para o parâmetro saturação por bases (V%), a matriz florestal de STB apresentou os menores resultados, ao passo que os maiores valores foram observados sob a matriz florestal de COS, ambos em todas as profundidades amostradas (Tabela 4). Comparando-se as diferentes matrizes em cada área, registraram-se valores de V% superiores sob matriz agrícola em todas as profundidades para STB e nas camadas de 20 a 40 cm e de 40 a 60 cm em RC, ao mesmo tempo que IR, COS e MSG apresentaram resultados superiores de V% em suas matrizes florestais, em todas as profundidades amostradas

(Tabela 5). Nesse sentido, os valores de V% obtidos sob matriz florestal foram considerados médios para as localidades COS, RC e MSG, baixos para IR e muito baixos em STB para o desenvolvimento de culturas agrícolas (RAIJ et al., 1997).

Em relação à saturação por alumínio (m%), STB apresentou os maiores resultados sob sua matriz florestal, enquanto os menores valores foram observados sob a matriz florestal de COS, ambos em todas as profundidades amostradas (Tabela 4). Quando comparadas os diferentes usos do solo, STB e RC apresentaram resultados superiores para todas as profundidades sob suas matrizes florestais, enquanto MSG registrou valores de m% inferiores na camada de 0 a 20 cm sob sua matriz florestal (0 %) e COS apresentou resultados inferiores sob matriz florestal em todas as profundidades coletadas (Tabela 5).

Para o elemento enxofre (S), MSG foi a matriz florestal detentora dos maiores teores deste elemento, sendo a única área onde se constatou um acréscimo de S em relação à profundidade de amostragem (Tabela 4). Quando comparadas as diferentes matrizes, IR apresentou teores superiores de S sob matriz agrícola em todas as profundidades, ao passo que para STB, COS, RC e MSG foram observados valores superiores de S para a matriz agrícola somente na profundidade de 20 a 40 cm (Tabela 5).

Com exceção do molibdênio, os micronutrientes essenciais às plantas têm sua disponibilidade máxima em condições de pH ácido, sendo que, à medida que o pH se torna mais básico, sua disponibilidade é diminuída para as plantas, resultado da adsorção destes elementos pelos sesquióxidos presentes em nossos solos, adquirindo superfície negativa em faixas de pH mais elevado (MEURER, 2007).

Em relação ao cobre (Cu), COS e MSG apresentaram os maiores teores deste elemento dentre todas as matrizes florestais, enquanto STB registrou os menores valores de Cu em todas as profundidades (Tabela 4). Apenas em COS houve diferença estatística entre as diferentes matrizes, onde a matriz agrícola apresentou teores superiores de Cu em todas as profundidades amostradas (Tabela 5).

Os maiores teores de ferro (Fe) foram encontrados em STB, enquanto RC apresentou os menores valores de Fe sob as matrizes florestais, em todas as profundidades de amostragem (Tabela 4). Na comparação entre os tipos de uso do solo, somente STB apresentou diferença entre as matrizes, registrando teores superiores de Fe em sua matriz florestal em todas as profundidades (Tabela 5).

Em relação ao elemento manganês (Mn), COS apresentou os maiores teores dentre todas as matrizes florestais, enquanto STB registrou os menores valores de Mn, ambos em todas as profundidades (Tabela 4). Houve decréscimo nos teores de Mn de acordo com a profundidade em STB, IR, RC e MSG. Na comparação entre as diferentes matrizes, COS e MSG apresentaram resultados superiores em todas as profundidades sob matriz florestal (Tabela 5).

Em relação ao elemento zinco (Zn), COS apresentou os maiores teores dentre todas as matrizes florestais, enquanto STB registrou os menores valores de Zn, ambos em todas as profundidades (Tabela 4). Na comparação entre os tipos de uso do solo, STB apresentou resultados inferiores de Zn sob matriz florestal em todas as profundidades, enquanto em COS registrou-se teores superiores em sua matriz florestal nas profundidades de 0 a 20 cm ($3,6 \text{ mg dm}^{-3}$) e de 20 a 40 cm ($2,3 \text{ mg dm}^{-3}$) (Tabela 5).

Tabela 5: Comparação dos parâmetros químicos dos solos entre as cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo.

	P _{resina}	MOS	pH	Al	H+Al	SB	CTC _t	V	m	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm ⁻³	g dm ⁻³	Ca Cl ₂	mmolc dm ⁻³			%		mg dm ⁻³						
STB - Represa de abastecimento público São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)															
Prof. (cm)	Matriz Florestal														
0 - 20	12 Aab	19 Ac	4,2 Ab	4,2 Aa	44,0 Aab	12,8 Ac	56,8 Ac	23 Ac	25 Aa	32,3 Aa	0,2 Ab	0,6 Ac	36 Aa	5,7 Ab	0,8 Ac
20 - 40	11 Aa	16 ABa	3,9 Ab	7,3 Aa	41,3 Aa	8,8 Ac	50,1 Ac	18 Ac	45 Aa	55,3 Aab	0,1 Abc	0,5 Ac	22 Ba	2,7 Ad	0,4 Abc
40 - 60	8 Aab	12 Bd	3,9 Ab	7,2 Aa	39,3 Aa	7,1 Ac	46,4 Ab	16 Ac	50 Aa	35,0 Ac	0,1 Aa	0,4 Ac	15 Ca	2,3 Ac	0,3 Bc
IR - Represa de abastecimento público - Iracemápolis (25 anos)															
Prof. (cm)	Matriz Florestal														
0 - 20	10 Aabc	37 Aab	5,1 Aab	5,4 Aa	57,0 Aa	41,6 Ac	86,1 Ab	47 Abc	3 Aab	21,0 Aa	0,2 Ab	5,2 Aa	27 Ab	28,9 Aa	1,6 Abc
20 - 40	9 Aab	30 Ba	4,7 Aa	6,6 Aa	59,0 Aa	25,1 Abc	80,0 Ab	31 Bbc	11 Aab	39,3 Aab	0,2 Aa	4,6 Aab	19 Ba	21,2 Bbc	0,9 Bb
40 - 60	3 Abc	22 Bab	4,8 Aa	3,7 Aab	39,3 Aa	20,9 Abc	66,2 Bb	32 Ab	8 Aab	54,7 Abc	0,2 Aa	3,1 Aab	19 Ba	15,6 Cb	0,8 Bb
COS - Reflorestamento da Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)															
Prof. (cm)	Matriz Florestal														
0 - 20	19 Aa	36 Aab	5,3 Aa	0,2 Aa	36,7 Ab	86,8 Aa	123,4 Aa	70 Aa	0 Ac	43,7 Aa	0,3 Aab	6,8 Aa	23 Ab	35,7 Aa	3,6 Aa
20 - 40	12 Aa	24 Ba	4,8 Aa	0,3 Aa	45,0 Aa	68,4 Ba	113,4 Aa	60 Aa	1 Ac	86,3 Aa	0,1 Bbc	5,9 Aa	20 ABa	35,4 Aa	2,3 ABa
40 - 60	17 Aa	22 Ba	5,0 Aa	0,3 Ab	43,0 Aa	74,4 Ba	117,4 Aa	63 Aa	0 Ad	99,7 Bb	0,1 Ba	5,6 Aa	19 Ba	35,4 Aa	1,9 Ba
RC - Talhão 23 da F.E. Edmundo Navarro de Andrade - Rio Claro (98 anos)															
Prof. (cm)	Matriz Florestal														
0 - 20	4 Ac	39 Aa	4,8 Aa	1,7 Aa	50,3 Aab	59,3 Ab	109,6 Aab	54 Aab	3 Abc	53,7 Aa	0,2 Ab	2,6 Ab	14 Ac	29,9 Aa	1,8 Aab
20 - 40	1 Ab	24 Ba	4,7 Aa	3,5 Aa	49,3 Aa	27,8 Bbc	77,1 Bbc	37 Aabc	13 Aab	22,0 Ab	0,1 Bc	2,4 Ab	8 ABb	13,0 Bc	0,6 Bbc
40 - 60	1 Ac	16 Cab	4,8 Aa	2,4 Ab	43,3 Aa	20,6 Bbc	63,9 Cb	33 Abc	11 Ab	57,0 Abc	0,1 Ba	1,8 Ab	6 Bb	6,7 Cc	0,3 Bc
MSG - A.R.I.E. Mata de Santa Genebra - Campinas (remanescente)															
Prof. (cm)	Matriz Florestal														
0 - 20	7 Abc	29 Ab	5,0 Aa	0,2 Aa	35,0 Ab	58,53 Ab	93,53 Ab	62 Aa	0 Ac	43,3 Aa	0,3 Aa	6,8 Aa	26 Ab	33,2 Aa	2,2 Aab
20 - 40	5 Aab	21 Ba	4,8 Aa	0,5 Aa	40,7 Aa	35,9 Bb	76,53 Bbc	46 Aab	1 Abc	76,3 Ba	0,2 Bab	7,8 Aa	20 Ba	22,6 Bb	0,9 Bc
40 - 60	5 Abc	18 Bab	4,8 Aa	0,5 Ab	36,7 Aa	34,7 Bb	71,33 Bb	48 Aab	1 Ac	152,7 Ba	0,1 Ba	5,3 Ba	15 Ca	16,5 Cb	0,8 Bb

P_{resina} - Fósforo; MOS - Matéria orgânica do solo; pH - Potencial hidrogeniônico (CaCl₂); Al - Alumínio trocável; H+Al - Acidez potencial; CTC_t - Capacidade de troca catiônica total; V% - Saturação de bases; m% - Saturação por alumínio; S - Enxofre; B - Boro; Cu - Cobre; Fe - Ferro; Mn - Manganês; Zn - Zinco; mg dm⁻³ - miligramas por decímetro cúbico; g dm⁻³ - gramas por decímetro cúbico; CaCl₂ - Cloreto de Cálcio; mmolc dm⁻³ - milimol de carga por decímetro cúbico; % - percentagem. Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste de tukey a 5% de significância. Letras minúsculas referem-se a diferentes áreas para uma mesma profundidade; letras maiúsculas referem-se a diferentes profundidades para uma mesma área. Médias de três repetições.

Tabela 6: Resultados das análises químicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo.

(Continua)

Prof. (cm)	P _{resina}		MOS		pH		Al		H+Al		SB		CTC _t		V	
	mg dm ⁻³		g dm ⁻³		Ca Cl ₂				mmolc dm ⁻³						%	
STB - Represa de abastecimento público São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)																
0 - 20	4 Ab	12 Aa	17 Aa	19 Aa	5,4 Aa	4,2 Ab	0,6 Ab	4,2 Aa	21,3 Ab	44,0 Aa	17,5 Aa	12,8 Ab	38,8 Ab	56,8 Aa	45 Aa	22 Ab
20 - 40	4 Ab	11 Aa	14 ABa	16 ABa	5,3 Aa	3,9 Ab	0,7 Ab	7,3 Aa	25,7 Ab	41,3 Aa	14,5 ABa	8,8 ABb	40,1 Ab	50,1 Ba	36 Ba	18 Ab
40 - 60	4 Aa	8 Aa	11 Ba	12 Ba	5,3 Aa	3,9 Ab	0,8 Ab	7,2 Aa	25,3 Ab	39,3 Aa	13,2 Ba	7,1 Bb	38,5 Ab	46,4 Ba	34 Ba	15 Ab
IR - Represa de abastecimento público - Iracemápolis (25 anos)																
0 - 20	7 Aa	10 Aa	27 Aa	37 Aa	4,2 Ab	5,1 Aa	2,8 Aa	5,4 Aa	73,3 Aa	57,0 Aa	14,5 Ab	41,6 Aa	88,1 Aa	86,1 Aa	17 Ab	47 Aa
20 - 40	9 Aa	9 Aa	27 Aa	30 Aa	4,2 Aa	4,7 Aa	4,4 Aa	6,6 Aa	61,0 ABa	59,0 Aa	13,3 Aa	25,1 Aa	74,3 ABa	80,0 Aa	18 Aa	31 Aa
40 - 60	6 Aa	3 Aa	25 Aa	22 Aa	4,4 Aa	4,8 Aa	2,0 Aa	3,7 Aa	54,3 Ba	39,3 Aa	13,1 Aa	20,9 Aa	67,4 Ba	66,2 Aa	19 Ab	32 Aa
COS - Reflorestamento da Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)																
0 - 20	8 Ab	19 Aa	19 Ab	36 Aa	4,7 Ab	5,3 Aa	0,9 Aa	0,2 Ab	57,7 Aa	36,7 Ab	45,1 Ab	86,8 Aa	102,8 Ab	123,4 Aa	44 Ab	70 Aa
20 - 40	9 Ab	12 Aa	15 Ab	24 Ba	4,8 Aa	4,8 Aa	0,8 Aa	0,3 Aa	45,7 Ba	45,0 Ab	43,6 Ab	68,4 Ca	89,2 Ab	113,4 Aa	49 Ab	60 Ba
40 - 60	9 Ab	17 Aa	15 Aa	22 Ba	4,8 Aa	5,0 Aa	0,6 Aa	0,3 Ab	44,7 Ba	43,0 Ab	42,3 Ab	74,4 Ba	87,0 Ab	117,4 Aa	49 Aa	63 Ba
RC - Talhão 23 da F.E. Edmundo Navarro de Andrade - Rio Claro (98 anos)																
0 - 20	3 Aa	4 Ac	24 Ab	39 Aa	5,2 Aa	4,8 Aa	0,8 Aa	1,7 Aa	37,0 Aa	50,3 Aab	53,6 Aa	59,3 Ab	90,6 Ab	109,6 Aa	59 Aa	54 Aa
20 - 40	1 Aa	1 Ba	17 Bb	24 Ba	5,1 Aa	4,7 Ab	0,8 Ab	3,5 Aa	32,0 Aa	49,3 Aa	48,3 Aa	27,8 Bb	80,3 Aa	77,1 Ba	60 Aa	37 Ab
40 - 60	1 Aa	1 Ba	13 Ba	16 Ca	5,2 Aa	4,8 Ab	0,5 Aa	2,4 Aa	27,0 Aa	43,3 Aa	39,7 Aa	20,6 Bb	66,7 Ba	63,9 Ba	60 Aa	33 Ab
MSG - A.R.I.E. Mata de Santa Genebra - Campinas (remanescente)																
0 - 20	10 Aa	7 Ab	21 Ab	29 Aa	4,7 Aa	5,0 Aa	0,6 Aa	0,2 Aa	43,3 Aa	35,0 Ab	27,1 Ab	58,5 Aa	70,5 Ab	93,5 Aa	38 Ab	62 Aa
20 - 40	11 Aa	5 Abc	16 Bb	21 Ba	4,5 Aa	4,8 Aa	0,7 Aa	0,5 Aa	40,0 Aa	40,7 Aa	18,5 Aa	35,9 Ba	58,5 Bb	76,5 Ba	36 Ab	46 Ba
40 - 60	7 Ba	5 Ab	14 Bb	18 Ca	4,8 Aa	4,8 Aa	0,7 Aa	0,5 Aa	34,7 Aa	36,7 Aa	17,8 Aa	34,7 Ba	52,5 Cb	71,3 Ba	34 Ab	48 Ba

P_{resina} - Fósforo; MOS - Matéria orgânica do solo; pH - Potencial hidrogeniônico (CaCl₂); Al - Alumínio trocável; H+Al - Acidez potencial; CTC_t - Capacidade de troca catiônica total; V% - Saturação de bases; mg dm⁻³ - miligramas por decímetro cúbico; g dm⁻³ - gramas por decímetro cúbico; CaCl₂ - Cloreto de Cálcio; mmolc dm⁻³ - milimol de carga por decímetro cúbico; % - porcentagem. Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste de tukey a 5% de significância. Letras minúsculas referem-se a diferentes áreas para uma mesma profundidade; letras maiúsculas referem-se a diferentes profundidades para uma mesma área. Médias de três repetições.

Tabela 6: Resultados das análises químicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo.

(Conclusão)

m		S		B		Cu		Fe		Mn		Zn		
%		mg dm ⁻³												
STB - Represa de abastecimento público São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)														
Prof. (cm)	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.
0 - 20	4 Ab	25 Ba	80 Aa	32 Aa	0,0 Ab	0,2 Aa	0,5 Ab	0,6 Aa	17 Ab	36 Aa	4,1 Ab	5,7 Aa	6,5 Aa	0,8 Ab
20 - 40	4 Ab	45 Aa	131 Aa	55 Ab	0,0 Ab	0,1 Ba	0,4 Aa	0,5 Aa	14 ABb	22 Ba	2,8 Ba	2,7 Ba	9,4 Aa	0,4 Ab
40 - 60	6 Ab	50 Aa	63 Aa	35 Aa	0,1 Aa	0,1 Ba	0,5 Aa	0,4 Aa	12 Bb	15 Ca	3,5 ABa	2,3 Ca	9,4 Aa	0,3 Ab
IR - Represa de abastecimento público - Iracemópolis (25 anos)														
Prof. (cm)	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.
0 - 20	16 Aa	3 Aa	190 Aa	21 Ab	0,4 Aa	0,2 Ab	4,8 Aa	5,2 Aa	23 Aa	27 Aa	21,1 Aa	28,9 Aa	4,2 Aa	1,6 Aa
20 - 40	25 Aa	11 Aa	203 Aa	39 ABb	0,3 Aa	0,2 Aa	4,1 Aa	4,6 Aab	19 Ba	19 Ba	18,7 Aa	21,2 Ba	4,0 Aa	0,9 Aa
40 - 60	10 Aa	8 Aa	188 Aa	55 Ab	0,3 Aa	0,2 Aa	2,9 Aa	3,1 Aab	16 Ba	19 Ba	15,7 Aa	15,6 Ba	3,7 Aa	0,8 Aa
COS - Reflorestamento da Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)														
Prof. (cm)	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.
0 - 20	2 Aa	0 Ab	53 Ba	44 Ba	0,1 Ab	0,3 Aa	12,9 Aa	6,8 Ab	25 Aa	23 Aa	31,7 Aa	35,7 Aa	1,2 Ab	3,6 Aa
20 - 40	2 Aa	1 Ab	101 Aa	86 ABa	0,1 Ab	0,1 Ba	10,4 Ba	5,9 Ab	18 Ba	20 Ba	24,5 Bb	35,4 Aa	0,8 Ab	2,3 Ba
40 - 60	1 Aa	0 Ab	106 Aa	100 Aa	0,1 Ab	0,1 Ba	9,4 Ba	5,6 Ab	19 Ba	19 Ba	26,4 Bb	35,4 Aa	1,2 Aa	1,9 Ba
RC - Talhão 23 da F.E. Edmundo Navarro de Andrade - Rio Claro (98 anos)														
Prof. (cm)	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.
0 - 20	2 Aa	3 Ba	98 Ba	54 Aa	0,0 Ab	0,2 Ab	2,1 Aa	2,6 Aa	12 Ab	14 Aa	29,5 Aa	29,9 Aa	0,9 Ab	1,8 Aa
20 - 40	2 Ab	13 Aa	222 Aa	22 Ab	0,0 Aa	0,1 Ba	2,0 Aa	2,4 Aa	11 Aa	8 Bb	21,8 Aa	13,0 Bb	0,6 Aa	0,6 Ba
40 - 60	1 Ab	11 Aa	99 Ba	57 Aa	0,0 Ab	0,1 Ba	1,2 Ba	1,8 Aa	7 Ba	6 Ba	7,9 Ba	6,7 Ca	0,3 Ba	0,3 Ca
MSG - A.R.I.E. Mata de Santa Genebra - Campinas (remanescente)														
Prof. (cm)	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.	Agric.	Florest.
0 - 20	2 Aa	0 Ac	70 Ca	43 Ba	0,1 Ab	0,3 Aa	7,6 Aa	6,8 Aa	19 Ab	26 Aa	25,3 Ab	33,2 Aa	2,3 Aa	2,2 Aa
20 - 40	4 Aa	1 Aa	115 Ba	76 Bb	0,2 Aa	0,2 Ba	6,6 Ab	7,8 Aa	16 Aa	20 Ba	19,4 Bb	22,6 Ba	1,9 Aa	0,9 Ba
40 - 60	4 Aa	1 Aa	163 Aa	153 Aa	0,1 Aa	0,1 Ba	5,2 Ba	5,3 Ba	12 Ba	15 Ca	12,5 Cb	16,5 Ca	2,1 Aa	0,8 Ba

m% - Saturação por alumínio; S - Enxofre; B - Boro; Cu - Cobre; Fe - Ferro; Mn - Manganês; Zn - Zinco; mg dm⁻³ - miligramas por decímetro cúbico; g dm⁻³ - gramas por decímetro cúbico; mmolc dm⁻³ - milimol de carga por decímetro cúbico; % - porcentagem. Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste de tukey a 5% de significância. Letras minúsculas referem-se a diferentes áreas para uma mesma profundidade; letras maiúsculas referem-se a diferentes profundidades para uma mesma área. Médias de três repetições.

7.3. Caracterização microbiológica dos solos

A atividade da microbiota é responsável pela decomposição dos compostos orgânicos, pelo fluxo de energia do solo e pela ciclagem de nutrientes, sendo a biomassa microbiana e sua atividade consideradas como duas das características mais sensíveis a mudanças no uso e manejo dos solos (TRANNIN et al., 2007).

A respiração basal, importante parâmetro relacionado à atividade da biomassa microbiana, é dependente do estado fisiológico das células microbianas, sendo influenciada por diversos fatores do solo, como a disponibilidade de nutrientes, a relação C/N, a presença de resíduos orgânicos, a umidade, a temperatura, a estrutura e textura predominantes, entre outros. Logo, altas taxas de respiração podem indicar tanto um alto nível de produtividade como distúrbios em um dado ecossistema (ISLAM & WEIL, 2000).

Para os solos analisados, os maiores resultados para CBM ($1,26 \text{ mgC g}^{-1}$) e CCO_2 ($4,5 \text{ mgCO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) foram encontrados em MSG, reforçando a importância de remanescentes florestais na definição de parâmetros indicadores para o monitoramento de projetos de restauração florestal. Em contrapartida, RC apresentou os menores valores para os parâmetros microbiológicos estudados, contrariando os valores de CBM ($0,32 \text{ mgC g}^{-1}$) e CCO_2 ($-0,53 \text{ mgCO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) encontrados nas demais localidades, na forma de uma escala crescente de acordo com o avanço da idade das matrizes florestais (Tabela 7).

Em relação aos resultados obtidos para o parâmetro carbono da biomassa microbiana (CBM), RC apresentou os menores resultados dentre todas as localidades, ao passo que MSG registrou os maiores valores de CBM (Tabela 7). Na comparação entre os diferentes usos do solo, houve diferença estatística nas localidades STB e COS, onde a matriz florestal apresentou valores de CBM superiores à matriz agrícola (Tabela 8).

Para o parâmetro atividade microbiana (CCO_2), STB e RC apresentaram os menores resultados, enquanto MSG registrou os maiores valores dentre as matrizes florestais (Tabela 7). Logo, percebe-se que solos sob remanescentes florestais possuem biomassa mais eficiente e equilibrada, como posto por Odum (1968) em sua teoria sobre o “desenvolvimento bioenergético dos ecossistemas”, onde os ecossistemas apresentariam um desenvolvimento sucessional que, em determinado momento, atingiria

a maturidade, estabilizando o sistema com a quantidade máxima de biomassa e atividade. Desta forma, os resultados superiores encontrados para MSG indicaram biomassa mais eficiente na utilização de carbono e energia presente em sua matriz florestal, sendo que mesmo PRFs antigos, como COS e RC, ainda não apresentam similaridade nestes parâmetros com o remanescente florestal estudado.

Tabela 7: Comparação dos parâmetros microbiológicos dos solos entre as cinco matrizes florestais

CBM		CCO ₂
mgC g ⁻¹		mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
STB - R.A.P. São Luiz (16 anos)		
Prof. (cm)	Matriz Florestal	
0 - 10	0,51 bc	-0,17 c
IR - R.A.P. Iracemópolis (25 anos)		
Prof. (cm)	Matriz Florestal	
0 - 10	0,62 b	2,92 b
COS - Usina Ester (59 anos)		
Prof. (cm)	Matriz Florestal	
0 - 10	0,88 ab	3,84 b
RC - T23 F.E. Ed. Navarro (98 anos)		
Prof. (cm)	Matriz Florestal	
0 - 10	0,32 c	-0,53 c
MSG - M. de Sta. Genebra (remanesc.)		
Prof. (cm)	Matriz Florestal	
0 - 10	1,26 a	4,5 a

CBM - Carbono da biomassa microbiana; CCO₂ - Atividade microbiana; mgC g⁻¹ - miligramas de carbono por grama; mgCO₂ kg⁻¹ h⁻¹ - miligramas de dióxido de carbono por kilograma de solo por hectare. Médias seguidas da mesma letra não diferem pelo teste de tukey a 5%. Letras minúsculas - diferentes áreas para uma mesma profundidade. Médias de três repetições. estudadas no interior do Estado de São Paulo.

Tabela 8: Resultados das análises microbiológicas dos solos provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo.

		CBM		CCO ₂	
		mgC g ⁻¹		mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹	
STB - R.A.P. São Luiz (16 anos)					
Prof. (cm)		Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 10		-1,07 b	0,51 a	0,01 a	-0,17 a
IR - R.A.P. Iracemápolis (25 anos)					
Prof. (cm)		Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 10		-0,05 a	0,62 a	1,52 b	2,92 a
COS - Usina Ester (59 anos)					
Prof. (cm)		Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 10		0,42 b	0,88 a	1,16 b	3,84 a
RC - T23 F.E. Ed. Navarro (98 anos)					
Prof. (cm)		Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 10		0,19 a	0,32 a	-0,58 a	-0,53 a
MSG - M. de Sta. Genebra (remanesc.)					
Prof. (cm)		Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
0 - 10		0,64 a	1,26 a	1,74 b	4,5 a

CBM - Carbono da biomassa microbiana; CCO₂ - Atividade microbiana; mgC g⁻¹ - miligramas de carbono por grama; mgCO₂ kg⁻¹ h⁻¹ - miligramas de dióxido de carbono por kilograma de solo por hectare. Médias seguidas da mesma letra não diferem pelo teste de tukey a 5%. Letras minúsculas - diferentes áreas para uma mesma profundidade. Médias de três repetições.

Segundo Matsuoka et al. (2003), em solos sob vegetação natural, a serapilheira oferece condições mais favoráveis para a biomassa microbiana, atribuídas principalmente, ao aporte contínuo e variado de substratos orgânicos, com diferentes graus de suscetibilidade à decomposição, pelas espécies locais, condicionando também menor variação e níveis mais adequados de temperatura e umidade.

Os resultados superiores para os parâmetros microbiológicos nas matrizes florestais podem ser explicados pelas condições de sítio específicas destes ambientes, onde a deposição de resíduos orgânicos, a quantidade maior de raízes e a maior quantidade de água retida no solo, estimulam a manutenção da microbiota do solo, ao passo que solos sob matriz agrícola apresentam condições adversas à microbiota, ocasionando decréscimos em sua população (PEREZ et al., 2004).

Por fim, os valores de CBM e CCO₂ superiores para MSG contrariam as definições da literatura sobre o estado atual de sua vegetação, severamente alterada por

perturbações antrópicas realizadas no passado e tida como floresta com necessidade de restauração e manejo (NAVE, 1999; ROZZA, 2003; GUARATINI et. al., 2008; MENDES et. al., 2013). Nesse sentido, pode-se inferir que, mesmo não possuindo características de remanescentes florestais conservados, MSG mostrou valores superiores em seus parâmetros microbiológicos mesmo quando comparada a PRFs de idade superior a 50 anos, satisfazendo os pressupostos deste estudo como área de referência.

Nenhum dos PRFs estudados alcançou níveis de atividade e carbono da biomassa microbiana similares a MSG, sugerindo que os processos de sucessão e restauração ocorrentes no sistema solo destas áreas ainda não alcançaram os níveis de maturidade já citados propostos por Odum (1968).

7.4. Análises de componentes principais (PCA)

7.4.1. Grau de discriminação dos solos em função das localidades de estudo e de seus respectivos tipos de uso do solo (1ª PCA)

A análise de componentes principais (PCA) separou claramente STB das demais localidades, o que pode ser observado pelas posições dos baricentros (Figura 5). Os solos das diferentes localidades de estudo se separaram sobre os planos fatoriais, observado ao longo dos componentes principais, representados na Figura 5a pelo eixo 1, de sentido horizontal, e pelo eixo 2, de orientação vertical.

Em relação às diferentes matrizes, a PCA diferenciou todas as matrizes de todas as áreas, onde as matrizes de STB obtiveram o maior distanciamento das demais localidades e, juntamente com COS, registraram a maior diferenciação entre suas matrizes (Figura 5c).

As variáveis mais contributivas (Tabela 9) do eixo 1 (31,5 % da inércia, ou seja, da variância total) foram $m\%$ e $Areia_t$ no lado positivo e Mn e Ca no lado negativo. Para o eixo 2 (16,3 % da variância total), as variáveis mais contributivas foram $argila$ e Mi no lado positivo e $Areia_t$ e Fe no lado negativo.

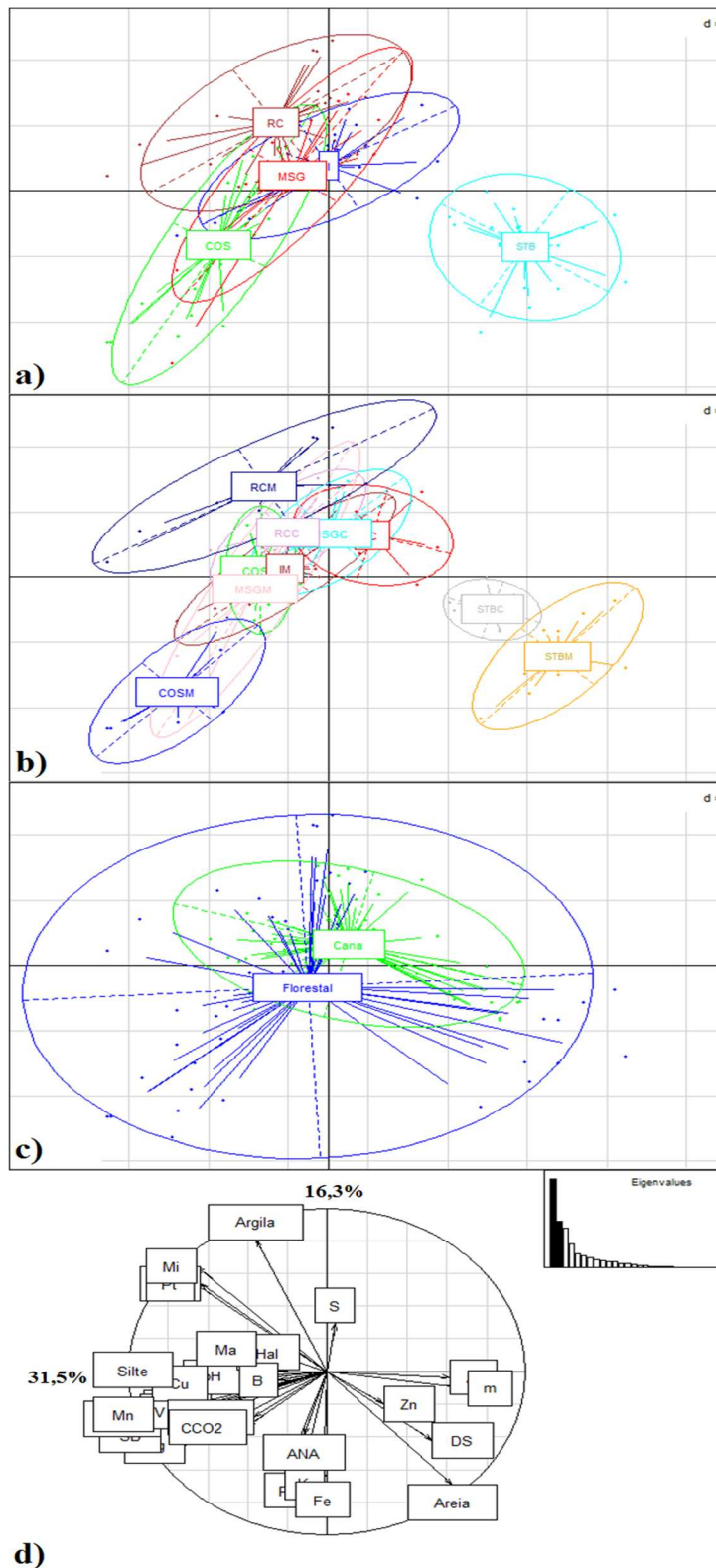


Figura 5: Análise em componentes principais (PCA) dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos dos solos das 5 áreas de estudo. Círculo de correlações (d) e posições das observações agrupadas por localidade (a), por matriz (b) e por tipo de uso do solo (c), onde: STB – RAP São Luiz; IR – RAP Iracemápolis; COS – Ref. Usina Ester; RC – T23 F.E. Ed. Navarro; MSG – Mata Sta. Genebra; M – matriz florestal; C – matriz agrícola.

Houve boa diferenciação entre os valores de m% entre as matrizes florestais, sendo possível organizá-las em ordem crescente, na sequência COS, MSG, RC, IR e STB, onde os menores valores de m% foram apresentados por COS e os maiores por STB.

Nesse contexto, m% é também uma boa maneira de se avaliar a acidez do solo, onde a atividade do alumínio depende principalmente do tipo de mineral da fase sólida e do pH, sendo elevada em solos ácidos com predomínio de caulinita e sesquióxidos, podendo muitas vezes ser tóxico às plantas (SOUSA et. al., 2007).

Em relação às variáveis Mn e Fe, a exemplo de outros micronutrientes, tem sua disponibilidade favorecida com a elevação da acidez do solo, interagindo fortemente com a MOS na formação de compostos orgânicos complexos estáveis no solo. Assim, a importância de Mn e Fe como variáveis pode ser justificada pela acidez verificada nos solos estudados e pela heterogeneidade dos resultados encontrados entre as localidades e sob as diferentes matrizes.

Desta forma, Mn foi importante na diferenciação entre as matrizes de MSG e entre as localidades, sendo que STB apresentou os menores resultados e COS os maiores teores de Mn. O elemento Fe contribuiu para a diferenciação entre as matrizes de STB, RC e MSG e entre as matrizes florestais, onde STB apresentou os maiores resultados e RC os menores teores de Fe.

Situação semelhante foi encontrada para o elemento Ca, encontrado em menor quantidade na localidade STB, a única a possuir baixos teores deste elemento, e teve seus maiores resultados sob a matriz florestal de COS. Ainda, Ca foi importante para a diferenciação entre as matrizes de IR e COS, presente em maiores quantidades nas matrizes florestais destas duas localidades.

O parâmetro Mi contribuiu para o posicionamento de RC em direção ao terceiro quadrante em detrimento de seus maiores valores para esta variável. Também, as variáveis argila e areia_t contribuíram da mesma forma, distanciando sensivelmente RC de seu grupo por ter apresentado os maiores teores de argila e os menores teores de areia, e colaborando para a discriminação de STB das demais localidades (Figura 5). Houve certa diferenciação de IR, RC e MSG em relação a COS, que se posicionou em direção ao

segundo quadrante, devido aos valores superiores de seus atributos químicos, especialmente MOS, CTC, V% e P.

Tabela 9: Coordenadas das variáveis químicas, físicas e microbiológicas dos solos estudados nos dois primeiros componentes principais da PCA (Figura 6).

Componentes	Variáveis						
	m%	Areia _t	Mn	Ca	Argila	Mi	Fe
1	0,71	0,63	-0,87	-0,85	-0,36	-0,66	-0,02
2	-0,1	-0,69	-0,26	-0,33	0,81	0,64	-0,68

Nota: m% - saturação por alumínio; Areia_t - areia total; Mn - Manganês; Ca - Cálcio; Mi - microporosidade; Fe - Ferro.

Em relação a STB, houve pequena diferenciação também entre os tipos de uso do solo, devido aos maiores teores de areia total (Areia_t) obtidos sob matriz florestal e os resultados para Zn (Anexo) muito elevados sob matriz agrícola, gerando um certo distanciamento entre estas. Ainda, houve a formação de dois grupos, sendo o primeiro formado unicamente por STB e o segundo grupo composto pelas demais áreas, onde foi constatada diferenciação das matrizes de COS, RC e MSG.

O teste de permutação de Monte Carlo mostrou que 65,94% (p -value = 0,001) da variância total deve-se às localidades de estudo e aos diferentes tipos de uso do solo, valor este superior ao obtido pela PCA relacionando apenas as localidades de estudo, de variância total correspondente a 42,65%.

Desta forma, a combinação dos fatores localidade e uso do solo explica a maior parte da variância dos resultados, reforçando as constatações levantadas ao longo desta pesquisa sobre os impactos das diferentes localidades em função dos tipos de uso do solo, onde os projetos de restauração, especialmente os de idade mais avançada, estão instalados sobre solos de natureza distinta daqueles sob uso agrícola em suas redondezas.

7.4.2. Grau de discriminação entre os tipos de uso do solo para cada área de estudo (2ª PCA)

Para STB (Figura 7a), as variáveis mais contributivas (Tabela 10) do eixo 1 (43,0 % da variância total) foram H+Al no lado positivo do eixo 1 e pH no lado negativo do eixo 1. Para o eixo 2 (24,6 % da variância total), as variáveis mais contributivas foram Mn no lado positivo do eixo 2 e Argila no lado negativo.

STB apresentou resultados de H+Al e Mn inferiores sob matriz agrícola e valores inferiores de pH em sua matriz florestal, onde também foram registrados teores inferiores de argila na profundidade de 0 a 20 cm (Tabela 5).

STB foi a área com os menores valores observados para as variáveis CTC_t e SB, reforçando o distanciamento de STB perante as demais localidades. Os resultados inferiores de CTC_t e SB obtidos em parte são justificados pela idade mais jovem do projeto de restauração, pelos maiores teores de areia presentes em sua textura (Tabela 1) e pelos menores teores de Ca já discutidos anteriormente, elemento este integrante do cálculo para obtenção do parâmetro SB.

Em relação a IR (Figura 7b), as variáveis mais contributivas (Tabela 10) do eixo 1 (39,7 % da variância total) foram Ca no lado positivo do eixo 1 e D_s no lado negativo do eixo 1. Para o eixo 2 (17,6 % da variância total), as variáveis mais contributivas foram CTC_t no lado positivo do eixo 2 e Argila no lado negativo.

A diferenciação das matrizes para os resultados de CTC_t não foi significativa para a estatística experimental empregada (Tabela 5). Entretanto, a matriz agrícola de IR apresentou valores de CTC_t maiores nas profundidades de 0 a 20 cm ($88,1 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e de 40 a 60 cm ($67,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), decorrente dos maiores resultados encontrados para H+Al e valores inferiores de pH nos solos desta matriz. Ainda, foram constatados teores maiores do elemento Ca nas matrizes florestais de IR, COS e MSG, refletidos no parâmetro SB. Por fim, a contribuição da argila na diferenciação entre as matrizes foi explicada pelos maiores teores observados sob matriz agrícola (Tabela 1).

Em COS (Figura 7c), as variáveis mais contributivas (Tabela 10) do eixo 1 (51,2 % da variância total) foram SB no lado positivo do eixo 1 e Argila no lado negativo do eixo 1. Para o eixo 2 (13,6 % da variância total), as variáveis mais contributivas foram ADA no lado positivo do eixo 2 e P_t no lado negativo.

A diferenciação das matrizes em relação a SB pode ser explicada primeiramente pelos resultados superiores para este parâmetro sob matriz florestal em todas as profundidades (Tabela 5), sendo as camadas de solo florestal amostradas classificadas como eutróficas (V% superior a 50%). Similarmente, a contribuição das variáveis argila, ADA e P_t pode ser explicada pelas diferentes posições ocupadas pelas matrizes na paisagem local, onde a matriz florestal apresentou valores superiores de ADA em subsuperfície, teores inferiores de argila em todas as profundidades e grande amplitude textural, o que contribuiu para sua diferenciação em relação ao eixo 2.

Para RC (Figura 7d), as variáveis mais contributivas (Tabela 10) do eixo 1 (37,8 % da variância total) foram Argila no lado positivo do eixo 1 e Zn no lado negativo do eixo 1. Para o eixo 2 (28,9 % da variância total), as variáveis mais contributivas foram H+Al no lado positivo do eixo 2 e pH no lado negativo.

Os teores de argila encontrados para as duas matrizes de RC foram semelhantes em todas as profundidades, sendo constatadas diferenças maiores entre os teores de Areia_t, superiores na matriz agrícola, e de silte, superiores sob matriz florestal (Tabela 1). A contribuição de Zn na diferenciação entre as matrizes é decorrente dos maiores teores deste elemento sob a matriz florestal, ocasionado principalmente pelos valores de pH inferiores registrados no local (maior acidez). Ainda, os resultados de H+Al não diferiram estatisticamente (Tabela 5), porém, foram visivelmente maiores sob a matriz florestal, sendo estas diferenças perceptíveis pela PCA. Por fim, é importante citar novamente a distância entre as sub-áreas amostradas, fato este possivelmente envolvido com as variações encontradas.

Em relação a MSG (Figura 7e), as variáveis mais contributivas (Tabela 10) do eixo 1 (47,4 % da variância total) foram S no lado positivo do eixo 1 e Ca no lado negativo do eixo 1. Para o eixo 2 (16,1 % da variância total), as variáveis mais contributivas foram Mi no lado positivo do eixo 2 e P no lado negativo.

O elemento Ca não apresentou diferença estatística entre as matrizes em MSG. Entretanto, sua concentração foi maior sob matriz florestal. A contribuição de S para a diferenciação das matrizes de MSG se deu pelos resultados superiores deste elemento sob matriz agrícola na profundidade de 20 a 40 cm (115 mg dm^{-3}). Da mesma forma, a contribuição de P na diferenciação entre as matrizes é decorrente dos maiores teores deste elemento sob a matriz agrícola em todas as profundidades amostradas, devido,

principalmente, ao aporte sistemático de fertilizantes. Por último, em relação a Mi, resultados superiores em subsuperfície foram encontrados sob matriz florestal (Tabela 5).

Em linhas gerais, houve predomínio de parâmetros físicos (argila) e químicos (H+Al, pH e Ca) na contribuição para a diferenciação entre as matrizes pelas PCA's realizadas (Tabela 10), sendo a Argila a variável mais presente na distinção das matrizes das localidades, ressaltando fatores pedogenéticos, de natureza indiferente ao tipo de manejo e/ou uso do solo, como os principais responsáveis pela discriminação das áreas de estudo.

Os parâmetros microbiológicos não se destacaram em nenhuma PCA efetuada. Contudo, conforme discutido, os parâmetros microbiológicos possibilitaram uma boa diferenciação entre as matrizes florestais, sendo que, com exceção de RC, houve um crescimento progressivo dos resultados dos parâmetros microbiológicos partindo de STB para MSG.

Em contrapartida, o remanescente florestal MSG apresentou teores de MOS menores dos obtidos em COS e RC, valores estes inferiores aos de fragmentos de floresta estacional estudados por outros autores (AMAZONAS, 2010; SUGANUMA & TOREZAN, 2013) reforçando a problemática envolvendo a seleção de ecossistemas de referência na temática da restauração ecológica e a diversidade de trajetórias ecológicas possíveis para ecossistemas restaurados.

Pode-se inferir que as áreas restauradas do estudo de fato geraram alterações físicas, químicas e microbiológicas distintas nos solos quando comparadas a seus respectivos entornos agrícolas, sendo estas alterações, de certa forma, crescentes com o avanço do tempo.

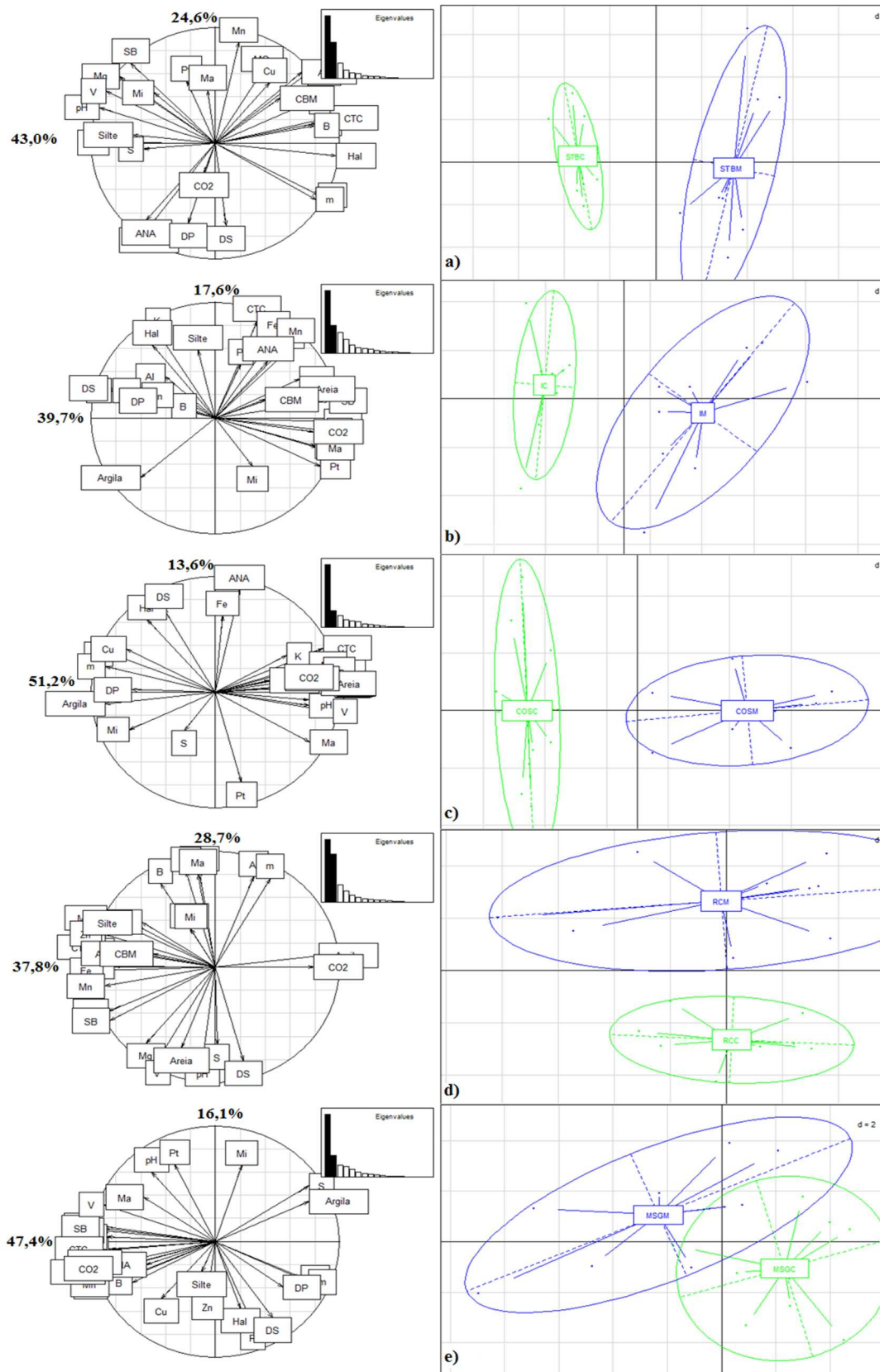


Figura 7: Cinco análises de componentes principais (PCA) dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos dos solos entre as matrizes das 5 áreas de estudo. Círculos de correlações e posições das observações agrupadas pelas localidades, sendo: a) STB – RAP São Luiz; b) IR – RAP Iracemápolis; c) COS – Ref. Usina Ester; d) RC – T23 F.E. Ed. Navarro; e) MSG – Mata Sta. Genebra; M – matriz florestal; C – matriz agrícola.

Tabela 10: Coordenadas das variáveis químicas, físicas e microbiológicas dos solos estudados nos dois primeiros componentes principais das PCA's (Figura 7).

STB - RAP São Luiz - Santa Bárbara D'Oeste (16 anos)				
Variáveis				
Componentes	H+Al	pH	Mn	Argila
1	0,97	-0,93	0,19	-0,54
2	-0,11	0,31	0,87	-0,73
IR - RAP - Iracemápolis (25 anos)				
Variáveis				
Componentes	Ca	D _s	CTC _t	Argila
1	0,92	-0,87	0,33	-0,61
2	0,15	0,26	0,84	-0,52
COS - Usina Ester - Cosmópolis (59 anos)				
Variáveis				
Componentes	SB	Argila	A.N.A	P _t
1	0,98	-0,89	0,19	0,21
2	0,07	-0,1	0,88	-0,78
RC - Talhão 23 da F.E. Ed. Navarro - Rio Claro (98 anos)				
Variáveis				
Componentes	Argila	Zn	H+Al	pH
1	0,83	-0,92	-0,13	-0,11
2	0,1	0,29	0,83	-0,82
MSG - Mata de Sta Genebra - Campinas (remanescente)				
Variáveis				
Componentes	S	Ca	Mi	P
1	0,76	-0,94	0,21	0,3
2	0,48	0,14	0,66	-0,72

Nota: H+Al - acidez potencial; pH - potencial hidrogeniônico; Mn - Manganês; Ca - Cálcio; D_s - densidade do solo; CTC_t - capacidade de troca catiônica total; SB - soma de bases; A.D.A. - argila dispersa em água; P_t - porosidade total; Zn - Zinco; S - enxofre; Mi - microporosidade; P - Fósforo.

7.5. Índice de qualidade do solo (IQS)

A integração dos valores das propriedades do solo padronizados no modelo de índice de qualidade do solo (IQS) permitiu a diferenciação dos solos coletados nas diferentes localidades e mostrou relação com os resultados obtidos e discutidos na estatística experimental e nas análises de componentes principais (PCA's).

Os maiores IQS foram encontrados nas matrizes florestais de MSG e COS (Tabela 11), seguido pelos IQS calculados para os solos de IR e RC, ao passo que STB apresentou o menor índice dentre todas as áreas. Em relação a COS, seus resultados de atributos químicos superiores em relação às demais localidades refletiram um escore maior na função “qualidade química”, contribuindo para seu IQS superior. Da mesma forma, MSG obteve um IQS maior devido, principalmente, a seu escore obtido na função “qualidade biológica”, decorrente dos resultados superiores para os parâmetros microbiológicos selecionados neste estudo. Para STB, houve uma depreciação de sua qualidade em detrimento do baixo escore encontrado para a função “qualidade física”, causado pelos resultados inferiores de porosidade e superiores de densidade obtidos (Tabela 4).

Em relação a STB, pode-se inferir que seu IQS foi influenciado pela textura distinta encontrada em seus solos (Tabela 2), notadamente mais arenosos e, por consequência, naturalmente menos porosos e mais densos. Entretanto, pelo fato de STB ser o PRF mais jovem da cronossequência estudada, já eram esperados menores escores para as funções principais e um menor IQS para a área, tendo em vista o menor dossel (Quadro 3) de sua vegetação, menores teores de MOS (Tabela 6) e resultados microbiológicos inferiores em comparação com as demais matrizes florestais.

Para RC, houve depreciação de seu IQS devido, principalmente, ao baixo escore encontrado para a função “qualidade biológica” em detrimento de seus resultados inferiores para os indicadores microbiológicos selecionados. Deste modo, RC contraria o pressuposto de que PRFs mais antigos apresentariam IQS maiores, sendo a única área a não se enquadrar nas perguntas desta pesquisa nesse sentido. Entretanto, este fato não prejudica as inferências deste estudo, visto que ecossistemas naturais são ambientes essencialmente heterogêneos, sendo seus solos extremamente dinâmicos e dependentes da paisagem local.

A decomposição dos IQS nas pontuações obtidas pelas funções principais do solo propostas no modelo de IQS (Tabela 12), permitiu avaliar quais funções foram mais afetadas pelos diferentes tipos de uso do solo. Apenas as matrizes florestais de COS, RC e MSG obtiveram IQSs superiores em relação a suas matrizes agrícolas, devido, principalmente, aos teores superiores de MOS (Tabela 3), CBM e CCO₂ (Tabela 5) que favoreceram os escores das funções principais “qualidade química” e “qualidade biológica” e seus respectivos indicadores (Tabela 12).

Independentemente do manejo adotado nas matrizes agrícolas, os resultados revelaram que os PRFs STB e IR, de idades correspondentes a 17 e 26 anos, respectivamente, ainda não alcançaram escores suficientes nas funções principais desenvolvidas para serem distinguidos de seus entornos agrícolas pelo modelo de IQS proposto (Tabela 11). Assim, têm-se que STB e IR ainda não alcançaram níveis de qualidade do solo semelhantes ao do remanescente florestal MSG, reforçando o fato de estas áreas estarem ainda em estágios iniciais na sucessão florestal, onde se espera que, com o avanço do tempo, seus IQS sejam aumentados, chegando a valores semelhantes aos dos PRF's mais antigos e de MSG.

Tabela 11: Pontuação das funções principais do solo e IQS de cinco matrizes florestais estudadas no interior do Estado de São Paulo.

Funções	Profundidade (0 a 20 cm)				
	STB	IR	COS	RC	MSG
1 - Qualidade química	0,18	0,22	0,29	0,16	0,20
2 - Qualidade física	0,03	0,21	0,14	0,22	0,19
3 - Qualidade biológica	0,11	0,16	0,23	0,04	0,30
IQS	0,33 b	0,59 ab	0,67 a	0,42 ab	0,69 a

Nota: STB - Represa São Luiz; IR - Represa de abastec. de Iracemápolis; COS - Reflorest. Usina Ester; RC - Talhão 23 F.E. Edmundo Nav.; MSG - Mata de Sta. Genebra. Médias seguidas da mesma letra não diferem pelo teste de tukey a 5%.

Tabela 12: Pontuações das funções principais do solo e IQS provenientes de cinco matrizes florestais comparadas com seus entornos agrícolas no interior do Estado de São Paulo.

Funções	Profundidade (0 a 20 cm)									
	STB		IR		COS		RC		MSG	
	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.	Agríc.	Florest.
1 - Qualidade química	0,03	0,18	0,21	0,22	0,16	0,29	0,10	0,16	0,17	0,20
2 - Qualidade física	0,05	0,03	0,15	0,21	0,11	0,14	0,11	0,22	0,15	0,19
3 - Qualidade biológica	0,00	0,11	0,03	0,16	0,04	0,23	0,01	0,04	0,12	0,30
IQS	0,08 a	0,33 a	0,39 a	0,59 a	0,31 b	0,67 a	0,22 b	0,42 a	0,45 b	0,69 a

Nota: STB - Represa São Luiz; IR - Represa de abastec. de Iracemápolis; COS - Reflorest. Usina Ester; RC - Talhão 23 F.E. Edmundo Nav.; MSG - Mata de Sta. Genebra. Médias seguidas da mesma letra não diferem pelo teste de tukey a 5%.

Os indicadores microbiológicos foram os mais eficientes, juntamente com a MOS, na distinção entre as matrizes agrícolas e florestais, seguindo as conclusões de Chaer (2001), referentes à sensibilidade dos indicadores microbiológicos na identificação de alterações na qualidade do solo. Contudo, ao contrário de Chaer (2001), que utilizou cerca de 18 parâmetros microbiológicos em seu trabalho, os dois indicadores aqui utilizados, CBM e CCO₂, cumpriram a função na diferenciação das áreas, mostrando que a obtenção de um modelo de IQS simplificado para utilização por um público menos especializado é certamente possível.

Nota-se que o MAP foi capaz de distinguir os diferentes usos do solo e os PRF's jovens e antigos sem utilizar dados sobre a vegetação das localidades estudadas, fartamente descritas pela literatura (SILVA, 2008; PREISKORN, 2011; MÔNICO, 2012; SILVA, 2013; DUARTE, 2013). Desta forma, o modelo de IQS proposto evidencia a importância dos processos de sucessão ecológica, mostrando que, em ecossistemas florestais, de forma similar à vegetação, o solo sofre mudanças químicas, físicas e microbiológicas com o passar do tempo, caracterizadas pelo acúmulo de MOS e aumento da porosidade e da atividade e biomassa microbiana.

Nesse sentido, o MAP expressa valores realísticos de qualidade, pois determina seus IQS tendo como base de cálculo os limites críticos dos indicadores, bem como a interação solo-planta na definição das principais funções influenciadoras do ambiente, onde seus IQS representam o potencial do solo na produção de biomassa vegetal, sendo um valor não só quantitativo, como também qualitativo (BONILHA, 2011).

Os valores obtidos pelo modelo de IQS proposto se assemelham aos resultados obtidos pela estatística experimental e pela análise multivariada, onde houve diferenciação entre as matrizes e localidades, comprovando que, mesmo utilizando apenas 7 indicadores de 1º nível (primários) com atribuição de pesos simples e funções principais generalistas de pontuação igual, foi possível diferenciar as florestas, representadas na forma de 4 PRFs e um remanescente florestal, em função de sua localidade e do tipo de uso do solo (matrizes), havendo ainda um crescimento nos valores de IQS de acordo com a idade das áreas, onde STB (0,33) obteve o menor IQS, ao passo que COS (0,67) e MSG (0,69) apresentaram os maiores IQS.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quando comparados os diferentes usos do solo, houve predomínio de médias superiores para os parâmetros matéria orgânica do solo, capacidade de troca catiônica total, fósforo, densidade do solo, porosidade total, carbono da biomassa microbiana e atividade microbiana sob as matrizes florestais. Os maiores resultados destes parâmetros do solo foram encontrados nos projetos de restauração florestal mais antigos, ressaltando a importância dos processos de sucessão ecológica na trajetória das interações solo-planta em ecossistemas em restauração.

Houve diferenciação das florestas estudadas em relação a seus atributos químicos, físicos e microbiológicos, expostos na forma de médias significativamente diferentes no delineamento experimental utilizado, na separação das áreas pelas análises de componentes principais efetuadas e nos diferentes índices de qualidade do solo conseguidos para os locais, decorrentes dos diferentes escores obtidos nas funções principais do solo construídas e pelos indicadores selecionados.

As análises de componentes principais diferenciaram as florestas estudadas de seus entornos agrícolas e de suas respectivas localidades, onde a maior parte da variância total foi decorrente da combinação dos fatores localidade de estudo e dos diferentes tipos de uso do solo. Em linhas gerais, houve predomínio de parâmetros físicos e químicos na contribuição para a diferenciação entre as matrizes, sendo a argila a variável mais presente na distinção das matrizes das localidades, ressaltando fatores pedogenéticos como os principais responsáveis pela discriminação das áreas de estudo.

Os resultados deste estudo indicaram que o modelo aditivo ponderado, juntamente com o índice de qualidade do solo proposto, forneceram uma avaliação eficiente na diferenciação das florestas jovens das antigas e entre matrizes florestais e agrícolas, tendo potencial para ser utilizado por restauradores das mais diversas formações, empresas e pesquisadores no auxílio na tomada de decisões referentes ao estado real da qualidade do solo em florestas em processo de restauração no domínio fitogeográfico Mata Atlântica.

Os indicadores microbiológicos mostraram-se mais sensíveis que os parâmetros físicos e químicos para avaliar as mudanças na qualidade do solo, tendo sido crescentes em relação à idade das diferentes florestas estudadas, apresentando-se maiores no remanescente florestal e menores no projeto de restauração florestal mais jovem.

No futuro, espera-se que este modelo de IQS seja aprimorado, através do levantamento da qualidade do solo de outros projetos de restauração florestal e remanescentes florestais, fornecendo limites e pontuações mais adequadas para estes ambientes. Para tanto, é necessário que haja interesse por parte da academia em fomentar projetos multidisciplinares, envolvendo profissionais de todas as áreas da ciência envolvidas no desenvolvimento deste tipo de pesquisa.

9. CONCLUSÕES

- Os parâmetros matéria orgânica do solo (MOS), capacidade de troca catiônica total (CTCt), teor de fósforo (P), densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), carbono da biomassa microbiana (CBM) e atividade microbiana (CCO₂) apresentaram médias superiores sob as matrizes florestais, sendo maiores nas florestas mais antigas;

- As análises de componentes principais (PCA) diferenciaram as florestas estudadas entre si e de seus respectivos entornos agrícolas;

- O modelo aditivo ponderado (MAP) e o índice de qualidade do solo proposto (IQS) diferenciaram as florestas jovens das antigas e as matrizes florestais das agrícolas;

- Os indicadores microbiológicos mostraram-se mais sensíveis na avaliação da qualidade do solo das florestas estudadas.

10. BIBLIOGRAFIA UTILIZADA

ABREU, C.A. de; ABREU, M.F.; RAIJ, B. Van; BATAGLIA, O.C.; ANDRADE, J.C. de. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. **Communications in Soil Science and plant analysis**. New York, v.25, p.3321-3333. 1994.

ADDISCOTT, T. M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**. Cranfield, v. 46, p.161-168, 1995.

ALMEIDA, F.F.M.de. Fundamentos Geológicos do Relevo Paulista. **Boletim do Instituto Geográfico e Geológico**. São Paulo, v.41, p.169-263. 1964.

AMAZONAS, N.T. **Ciclagem do nitrogênio em uma cronosequência formada por florestas restauradas e floresta natural**. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" ESALQ/USP, Piracicaba.

ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environment conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**. Amsterdam, v.25, n. 3, p.393-395, 1993.

ANDRADE, J.C. de; FRIGUETTO, S.R.; BACCAN, N.; CANTARELLA, H.; BATAGLIA, O.C. Determinação turbidimétrica de sulfato em solos mediante análise por injeção em fluxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.14, p.119-124, 1990.

ARADOTTIR, A.L.; HAGEN, D. Ecological restoration: approaches and impacts on vegetation, soils and society. **Advances in Agronomy**. Newark, v. 120, p.173-222, 2013.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**. v. 44, p. 1-48, 2011.

AZEVEDO, A. C.; DALMOLIN, R. S. D. **Solos e ambiente: uma introdução**. Santa Maria: Ed. Pallotti, 2006.

AZOOZ, R.H.; ARSHAD, M.A.; FRANZLUEBBERS, A.J. Pore size distribution and hydraulic conductivity affected by tillage in Northwestern Canada. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v.60, n. 1, p.1197-1201. 1996.

BAHILL, T.; DANIELS, J.; WERNER, P. Quantitative methods for tradeoff analyses. **Systems Engineering**. San Diego, v. 4, n. 3, p.190-211. 2001.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 2004. p.289-312.

BARETTA, C. M.; BARETTA, D.; MESCOLOTTI, D. L. C.; LAMBAIS, M. R.; CARDOSO, E. J. Efeito da intervenção antrópica sobre atributos microbiológicos do solo em florestas de *Araucaria angustifolia* natural, reflorestada e impactada pelo fogo. In: Reunião Brasileira de Biologia do Solo, Bonito, 2006. **Resumos expandidos: SBCS/EMBRAPA**. v. 6. p. 1-4, Bonito, 2006.

BERTACCHI, M. I. F. **Micro-sítio como filtro para o estabelecimento de regenerantes arbóreos em áreas restauradas**. 2011. 123 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" ESALQ/USP. Piracicaba.

BONILHA, R. M. **Caracterização da fertilidade do solo, distribuição do sistema radicular e índice de qualidade do solo no Ecossistema Restinga do Litoral Paulista**. 2012. 74 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) - Universidade Federal de São Carlos/CCA. Araras.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal. **Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências**. Brasília, DF: DOU, 19.7.2000. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 24 ago. 2014.

CAIN, M.L.; MILLIGAN, B.G.; STRAND, A.E. Long-distance seed dispersal in plant populations. **American Journal of Botany**. Columbus, v. 87, n. 9, p. 1217-1227, Sept. 2000.

CARNEIRO, M. A. C. **Características bioquímicas do solo em duas cronosseqüências de reabilitação em áreas de mineração de bauxita**. 2000. 166p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras/UFL. Lavras.

CARTER, M.R. Organic matter and sustainability. In: REES, B.C.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.D. & WATSON, C.A. **Sustainable management of soil organic**. New York: CAB International, 2001. p. 9-22.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA - CEPAGRI. **A classificação climática de Köppen para o estado de São Paulo**. Campinas, SP: UNICAMP; 2001. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 10 jul. 2014.

CHAER, G.M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos**. 2001. 76p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa/UFV. Viçosa.

CHITOLINA, J.C. **Contribuição de alguns fatores nos resultados da análise química de terra e seus efeitos nas recomendações de adubação e calagem.** 1982. 200p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” ESALQ/USP. Piracicaba.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CLEWELL, A.; RIEGER, J.P. What practitioners need from restoration ecologists. **Restoration Ecology.** Washington, v. 5, n. 4, p. 350-354. 1997.

COLEMAN, D.C.; HENDRIX, P.F. & ODUM, E.P. Ecosystem health: An overview. In: HUANG, P.M. **Soil chemistry and ecosystem health.** 1. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1998. p. 1-20.

CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. de C.; MERLIM, A. de O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M. de; BROWN, G. Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. **Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida.** Seropédica, v. 24, n. 2, p. 29-34, 2004.

COSTA, A. C. S. **Edafologia.** 2007. Maringá. 38 p. Manual de Aulas Práticas da Disciplina de Edafologia.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ESGOTO DE SANTA BÁRBARA D'OESTE-DAE. **Informações sobre as represas da cidade: Represa Areia Branca, Represa São Luiz, Represa de Cillo e Represinha Santa Alice.** Disponível em: <<http://www.daesbo.sp.gov.br/site2010/>>. Acesso em: 19 jun. 2014.

DINAROWSKI, M.; CASAGRANDE, J.C.; BIZUTI, D.T.; SILVA, L.G.; SOARES, M.R.; BRANCALION, P.H.S. Soil quality in mining areas undergoing ecological restoration. In: EUROPEAN GEOSCIENCES UNION GENERAL ASSEMBLY 2014 - EGU 2014, 2014, Vienna. **Anais da European Geosciences Union General Assembly 2014 - EGU 2014.** Vienna: European Geosciences Union, v. 16, p. 2177, 2014.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BZEDICEK, D.F.; STEWART, B.A. **Defining soil quality for a sustainable environment.** Special Publication. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21.

DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M.A. Soil health and sustainability. **Advances in Agronomy.** Newark, v. 56, p. 1-54, 1996.

DORAN, J.W. & ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology.** Amsterdam, v. 15, p. 3-11, 2000.

DUARTE, M.M. **Transplante de epífitas entre Florestas Estacionais Semidecíduais para enriquecimento de florestas em processo de restauração.** 2013. 108 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” ESALQ/USP. Piracicaba.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Manual de métodos e análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, 2009.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 2. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-26.

FERNANDES, C.A.F.; ARAUJO, Q.R.; SODRÊ, G. A.; SOUZA, L. S.; GROSS, E.; Oliveira, S.; BALIGAR, V. Índice de qualidade do solo em áreas de cacau cabruca no sul da Bahia, Brasil. In: 16TH INTERNATIONAL COCOA RESEARCH CONFERENCE, 2010, Bali. **Anais of 16th International Cocoa Research Conference**. Bali: COPAL, 2010. p. 1465-1471.

FREITAS, D.A.F.; SILVA, M.L.N.; CARDOSO, E.L.; CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciência Agronômica**. Fortaleza, v. 43, n. 3, p. 417-428, 2012.

GALE, M.R.; GRIGAL, D.F.; HARDING, R.B. Soil productivity index. Predictions of site quality for white spruce plantation. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 15, p. 1701-1709. 1991.

GARCIA, L.C.; HOBBS, R.J.; RIBEIRO, D.B.; TAMASHIRO, J.Y.; SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Changes in vegetation along restoration time: Influence of composition and diversity of planted trees on natural regeneration. In: 4th WORLD CONFERENCE ON ECOLOGICAL RESTORATION, 2011, Mérida. **Book of abstracts**. Mérida: Society for Ecological Restoration, 2011. p. 81-82.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods. **American Society of Agronomy**. Madison, v.1. p. 383-411. 1986.

GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P. & ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Amsterdam, v. 80, p. 29-45. 2000.

GOEDERT, W.J.; ARAÚJO, R.; LACERDA, M.P.C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 31, p. 1099-1108, 2007.

GRISI, B.M. Biomassa e a atividade de microrganismos do solo: Revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia**. João Pessoa, v.10, n.1, p.1-22, 1995.

GUARATINI, M.T.G.; GOMES, E.P.C.; TAMASHIRO, J. Y.; RODRIGUES, R.R. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. São Paulo, v. 31, p. 323-338, 2008.

HENEGHAN, L; MILLER, S.P.; BAER, S; CALLAHAM, M.A.; MONTGOMERY, J.; PAVAO-ZUCKERMAN, M.; RHOADES, C.C.; RICHARDSON, S. Integrating Soil Ecological Knowledge into Restoration Management. **Restoration Ecology**. Washington, v. 16, p. 608-617. 2008.

INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA; INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO; UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE. **Levantamento da cobertura vegetal nativa do bioma Mata Atlântica: relatório final**. Rio de Janeiro, 84p, 2007.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Soil quality indicators properties in Mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**. Ankeny, v. 55, p. 69-78. 2000.

JOHNSON, R.A.; WICHERN, D.W. **Applied multivariate statistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1992.

JORDAN, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas florestais. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C.B. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 1. ed. Curitiba: UFPR, 2003. p. 383-394.

KARLEN, D.L.; ANDREWS, S.S. & DORAN, J.W. Soil quality: Current concepts and applications. **Advances in Agronomy**. Newark, v. 74, p. 1-40. 2001.

KARLEN, D.L.; STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 53-71.

KELTING, D.L.; BURGER, J.A.; PATTERSON, S.C.; AUST, W.M.; MIWA, M.; TRETTIN, C.C. Soil quality assessment in domesticated forests – a southern pine example. **Forest Ecology and Management**. Amsterdam, v. 122, p. 167-185. 1999.

KIEHL, E.L. **Manual de edafologia**. São Paulo: Ceres, 1979.

KINIRY, L.N.; SCRIVNER, C.L.; KEENER, M.E. **A soil productivity index based on predicted water depletion and root growth**. Columbia: University of Missouri College of Agriculture, 1983. (Missouri Experiment Station. Research Bulletin 1051).

KLUTE, A. Water retention: laboratory methods. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 635-662.

LAL, R. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. **Soil and Tillage Research**. Amsterdam, v. 27, n. 1/4, p. 1-8. 1993.

LARSON, W.E. & PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 37-51.

LAURINDO, M. C. de O.; NOBREGA, L. H. P.; PEREIRA, J. O.; MELO, D.; LAURINDO, E. L. Atributos físicos do solo e teor de carbono orgânico em sistemas de plantio direto e cultivo mínimo. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v. 17, p. 367-374. 2009.

LEMONS, R.C.; SANTOS, H.G.; SANTOS, R.D.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.

LI, Y.; YANG, F.; OU, Y.; ZHANG, D.; LIU, J.; CHU, G.; ZHANG, Y.; OTIENO, D.; ZHOU, G. Changes in Forest Soil Properties in different successional stages in Lower Tropical China. **PLOS ONE**, San Francisco, v. 8, n. 11, 2013. Disponível em: <<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0081359>>. Acesso em: 19 jan. 2015.

LIMA, V. C.; LIMA, J. M. J. C. Efeito da substituição de campo natural por Pinus na dinâmica do carbono em solos do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 15., 1995, Viçosa. **Anais do XXV Congresso de Ciência do Solo**. Viçosa: UFV, 1995. p. 2042-2044.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of DTPA soil for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v.42, p.421-428. 1978.

LONGO, R. M.; ESPÍNDOLA, C. R.; RIBEIRO, A. I. Modificações na estabilidade de agregados no solo decorrentes da introdução de pastagens em áreas de cerrado e floresta amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 3, n. 3, p. 276-280. 1999.

MAPA GEOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. São Paulo: Instituto de Pesquisa Tecnológica - IPT, 1981. 1 mapa, color., 115 x 93 cm. Escala 1:500.000.

MAPA PEDOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. São Paulo: EMBRAPA; Instituto Agrônomico; Governo do Estado de São Paulo, 1999. 4 cartas, color. Escala: 1:500.000.

MAPA PEDOLÓGICO DO MUNICÍPIO DE CAMPINAS, SP: Legenda Expandida. Campinas: EMBRAPA; Instituto Agrônomico; CNPM, 2008. 1 mapa, color., Escala 1:50.000.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas: estado da arte, limites e potencialidades de uma ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciências & Tecnologia**. Brasília, v.17, n. 1, p.41-59. 2000.

MATSUOKA, M.; MENDES, L.C. & LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 7, p. 425-433. 2003.

MEDEIROS, J.C. **Funções de pedotransferência em estudos do funcionamento hídrico do solo da região sudeste do estado do Pará**. 2012. 120 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" ESALQ/USP, Piracicaba.

MELLO, N. A. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa microbacia rural sob cultura do fumo**. 2006. 248 p. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul/UFRS, Porto Alegre.

MELLO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**. Piracicaba, v.71, p. 149-154. 2006.

MENDES, D.R.; LONGO, R.M.; CUNHA, J.C.M.; LAMMOGLIA, R.; LIMA, F.D.R. Caracterização físico-química do solo em Área de Relevante Interesse Ecológico (A.R.I.E.) - Mata de Santa Genebra - Campinas/SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 4., 2013, Salvador. **IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental – Trabalhos. 2013**. Baura: IBEAS, 2013. p. 1-13.

MEURER, E.J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 1, p. 205-274.

MIRANDA, J. **Caracterização de solução do solo e das propriedades físicas e químicas de um latossolo vermelho-amarelo sob diferentes coberturas vegetais**. 1993. 65 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa/UFV, Viçosa.

MÔNICO, A.C. **Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" ESALQ/USP, Piracicaba.

MONQUERO, P.A.; REIS, F.C.; MUNHOZ, W.S.; HIRATA, A.C.S.; MENEGHIN, S.P. Solo cultivado com cana-de-açúcar: persistência e impacto de herbicidas na microbiota no solo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. Recife, v. 7, p. 380-387. 2012.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. **Variação das propriedades químicas e físicas do solo e na matéria orgânica em agroecossistemas da Amazônia Ocidental (Amazonas)**. 2002. 79 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura CENA/USP, Piracicaba.

NAVE, A.G. **Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto**. 1999. 167 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" ESALQ/USP, Piracicaba.

ODUM, E.P. Energy flow in ecosystems: A historical review. **American Zoologist**. Washington, v. 8, p. 11-18. 1968.

O'GEEN, T.; SOUTHARD, S.; SOUTHARD, R.J. **A revised Storie index for use with digital soils information**. Berkeley: University of California, 2008. (Division of Agriculture and Natural Resources Publication 8335).

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C.; MACHADO, E.L.M.; HIGUCHI, P.; CASTRO, G.C.; SILVA, A.C.; SANTOS, R.M.; BORGES, L.F.R.; CORRÊA, B.S.; ALVES, J.M. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**. São Paulo, v. 30, p. 149-161. 2007.

OLIVEIRA, M.S. **Restauração ecológica: princípios ecológicos x base conceitual, Ensaio**. 2008. Campinas: Unicamp. Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais (NEPAm). 12 p. Relatório parcial de disciplina. Disponível em: <http://www.ib.unicamp.br/profs/thomas/arch/AS002_2008/ensaios%20finais/ensaio2_marianne.pdf>. Acesso em: 26 jul.2014.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal**. São Paulo: LUAC, 2013. Disponível em: <http://www.pactomataatlantica.org.br/pdf/_protocolo_projetos_restauracao.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2014.

PAMPLONA, V.M.S. **Índices de qualidade do solo para plantação de Açaí**. 2011. 114 p. Dissertação (Mestrado em Matemática e Estatística) - Universidade Federal do Pará/UFPA, Belém.

PARKER, V.T. & PICKETT, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. **Restoration Ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. c. 2., p. 17-32.

PENG, L.; ZHANBIN, L.; ZHONG, Z. An index system and method for soil productivity evaluation on the hillsides in the Loess Plateau. **Arid Land Research and Management**. Oxford, v. 16, p. 335-348. 2002.

PEREZ, K.S.; RAMOS, M.L.G.; Mc MANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. São Paulo, v. 39, p. 567-573. 2004.

PICKETT, S. T. A. & CADENASSO, M. L. Vegetation Dynamics. In: VAN DER MAAREL; FRANKLIN, J. **Vegetation Ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. c. 6, p. 172-198.

PIERCE, F.J.; LARSON, W.E.; DOWDY, R.H.; GRAHAM, W.A.P. Productivity of soils: assessing long term changes due to erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**. Ankeny, v. 38, p. 39-44. 1983.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 13. ed. Piracicaba: Nobel, 1990.

PREISKORN, G. M. **Metodologia para quantificação e monitoramento de carbono em florestas nativas implantadas**. 2011. 129 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" ESALQ/USP, Piracicaba.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1997. (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B.van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. **Análise química de solos para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargill, 1987.

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

RANDON, E.M. **Alterações nas características e propriedades físicas de um latossolo Roxo Distrófico, ocasionado pelo cultivo convencional**. 1981. 161 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura de Lavras/ESAL, Lavras.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. & BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**. Santa Maria, v. 27, p. 29-48, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**. Curitiba, v.1, n.1, p.28-36. 2003.

REIS, C.M.; ZANCHETTA, D.; PONTALTI, S.F.L. **Plano de manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, 2005.

RODRIGUES, E. **Ecologia da Restauração**. Londrina: Editora Planta, 2013.

RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 2004. p. 45-71.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**. Essex, v. 142, p. 1242-1251, 2009.

ROZZA, A.F. **Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP**. 2003. 130 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas.

SANDS, G.R.; PODMORE, T.H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Amsterdam, v. 79, p. 29-41. 2000.

SANTOS, C.A.P.; TÓTOLA, M.R.; BORGES, A.C.; KASUYA, M.C.M. Atributos indicadores da qualidade do solo em povoamentos de eucalipto fertirrigado no Vale do Rio Doce, MG. **Scientia Agraria**. Curitiba, v. 10, p. 135-141. 2009.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade**. Rio Claro: Secretaria do Meio Ambiente, 2005.

SATTLER, M.A. **Variabilidade espacial de atributos de um Argissolo vermelho amarelo sob pastagem e vegetação nativa na bacia hidrográfica do Itapemirim**. 2006. 67 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo/UFES, Alegre.

SHOEMAKER, H.E.; McLEAN, E.O. & PRATT, P.F. Buffer methods for determining the lime requirement of soils with appreciable amounts of extractable aluminum. **Soil Science Society of America, Proceedings**. Madison, v. 25, p. 274-277. 1961.

SILVA, A.R.; DIAS JÚNIOR, M.S.; LEITE, F.P. Camada de resíduos florestais e pressão de preconsolidação de dois latossolos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 42, n. 1, p. 89-93, 2007.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E.S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.; BARROS, N.F.; FERREIRA, R.L.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, M.M. **Composição florística e fitossociológica em um talhão de espécies nativas, na FEENA, Rio Claro, SP**. 2008. 106 p. Trabalho de conclusão de curso (Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista/UNESP, Rio Claro.

SILVA, R. C. S.; ALMEIDA, J. C. R.; BATISTA, G. T.; FORTES NETO, P. Os indicadores físicos, químicos e biológicos da qualidade do solo e da sustentabilidade dos ambientes naturais. **Repositório Eletrônico Ciências Agrárias**, Taubaté, 2011. Disponível em: <www.agro.unitau.br/dspace>. Acesso em: 18 nov. 2013.

SILVA, L.G. **Qualidade do solo sob mata ciliar em diferentes estágios de sucessão ecológica e cultivado com cana-de-açúcar.** Relatório parcial de projeto de pesquisa. 62p. São Paulo: FAPESP, 2013.

SMITH, E.D. **Tradeoff studies and cognitive biases.** 2006. 225 p. Tesis (Doctorship in Systems and Industrial Engineering) - University Of Arizona, Tucson.

SOCIETY for ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICITY WORKING GROUP. **The SER international Primer on Ecological Restoration.** 2. ed. Tucson: SER, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>>. Acesso em: 13 mar. 2014.

SOPRANO, E. **Estabilidade de agregados e dispersão de argila em função da calagem.** 2002. 106 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul/UFRS, Porto Alegre.

SOUSA, D.M.G.; MIRANDA, L.N.; OLIVEIRA, S.A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo.** 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, p. 205-274. 2007.

SOUZA, A. L. V.; MELO FILHO, J. F.; SOUZA, L. S. Determinação do índice de qualidade subsuperficial em um Latossolo Amarelo coeso dos tabuleiros costeiros, sob floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** Viçosa, v. 31, p. 1599-1608. 2007.

SPERANDIO, H. V. **Avaliação de sistemas de restauração florestal.** 2011. 44 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Espírito Santo/UFES, Vitória.

STORIE R.E. An index for rating the agricultural value of soils. **Agricultural Experiment, Station Bulletin 556.** Berkeley: University of California Agricultural Experiment Station, 1933.

STORIE, R.E. **Stories index soil rating.** Division of Agricultural Science. Berkeley: University of California, 1978. (Special Publication 3203).

SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D. Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. **Hoehnea.** São Paulo, v. 40, p. 557-565. 2013.

TIRLONI, C.; VITORINO, A.C.T.; NOVELINO, J.O.; TIRLONI, D.; COIMBRA, D.S. Disponibilidade de fósforo em função das adições de calagem e de um bioativador do solo. **Ciência e Agrotecnologia.** Lavras, v. 33, p. 977-984. 2009.

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** Viçosa, v. 31, p. 1173-1184. 2007.

TRES, D.R.; GUINLE, M.C.T; REIS, A. Pragmatismo na Restauração Ecológica: apressar a sucessão ou promover uma nova dinâmica natural?. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambú. **Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambú: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2005. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/971a.pdf>>. Acesso em: 18 jul. 2014.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ V.V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 195-276.

USDA-NRCS. **Soil Quality Institute**. Disponível em: <<http://soils.usda.gov/sqi/>>. Acesso em: 19 jul. 2014.

VAN BRUGGEN, A.H.C.; SEMENOV, A.M. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. **Applied Soil Ecology**. Amsterdam, v.15, p.13-24, 2000.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C. & JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**. Oxford, v. 19, p.703-707, 1987.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 33, p. 743-755. 2009.

VIANA, R.M.; FERRAZ, J.B.S.; NEVES, A.F.; VIEIRA, G.; PEREIRA, B.F.F. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. **Soil & Tillage Research**. Amsterdam, v. 140, p. 1-7. 2014.

WANDER, M.M. & DRINKWATER, L.E. Fostering soil stewardship through soil quality assessment. **Applied Soil Ecology**. Amsterdam, v. 15, p. 61-73. 2000.

WYMORE, W. **Model-Based Systems Engineering**. Boca Ratón: CRC Press, 1993.

WOLF, B. The determination of boron in soil extracts, plant materials, composts, manures, water and nutrient solutions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. Abingdon, v. 33, n. 5: 363. 1971.

YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**. Oxford, v. 62, n. 2, p. 417-428. 1974.

YOUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**. Hoboken, v. 8, p. 662-673, 2005.

ZEDLER, J. B.; CALAWAY, J. C. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? **Restoration Ecology**. Hoboken, v. 7, p. 69-73. 1999.

ZILLI, J.E.; RUMJANEK, N.G.; XAVIER, G.R.; COUTINHO, H.L.C.; NEVES, M.C.P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411. 2003.

ANEXOS

Anexo A: Análises químicas dos solos estudados

(continua)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Profundidade	Presina	M.O.	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	V	m	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
					mg/dm ³	g/dm ³	CaCl ₂	mmol/dm ³			%			mg/dm ³								
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	0-20cm	3	19	5,4	1,0	10	8	22	0,6	19,0	41,0	46,3	3,1	120	0,02	0,5	20	4,5	0,7
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	20-40cm	3	15	5,2	1,3	7	7	25	0,6	15,1	40,1	37,6	3,8	180	0,04	0,4	14	3,0	9,5
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	40-60cm	3	9	5,4	2,0	6	7	24	0,7	14,9	38,9	38,3	4,5	46	0,08	0,4	10	3,1	9,2
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	0-20cm	4	16	5,3	1,5	7	7	22	0,8	15,7	37,7	41,6	4,9	55	0,01	0,5	15	4,0	9,5
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	20-40cm	3	14	5,3	1,3	6	6	26	0,8	13,3	39,3	33,8	5,7	92	0,01	0,4	14	2,7	9,3
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	40-60cm	5	11	5,2	1,1	6	6	24	0,7	12,3	36,3	33,8	5,4	34	0,09	0,5	13	3,5	9,3
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	0-20cm	4	15	5,4	1,8	8	8	20	0,5	17,8	37,8	47,1	2,7	64	0,01	0,4	15	3,6	9,3
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	20-40cm	5	13	5,3	1,4	6	7	26	0,6	15,0	41,0	36,5	3,9	120	0,04	0,4	14	2,7	9,3
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	40-60cm	5	13	5,2	1,4	5	6	28	1,0	12,3	40,3	30,5	7,5	110	0,03	0,6	13	3,8	9,5
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	0-20cm	15	20	4,6	3,6	6	6	40	2,8	15,9	55,9	28,4	15,0	36	0,16	0,7	37	6,7	1,2
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	20-40cm	15	19	4,0	3,0	3	4	40	5,2	10,4	50,4	20,7	33,3	61	0,08	0,5	23	2,8	0,4
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	40-60cm	9	13	4,2	2,9	3	3	33	4,6	8,8	41,8	21,1	34,3	24	0,08	0,3	14	1,5	0,2
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	0-20cm	12	21	3,9	3,2	3	5	50	5,3	11,3	61,3	18,5	31,9	31	0,14	0,6	36	4,9	0,6
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	20-40cm	9	16	3,8	2,1	2	3	42	9,8	7,2	49,2	14,6	57,7	74	0,10	0,5	23	2,6	0,3
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	40-60cm	6	11	3,6	1,7	1	3	45	10,0	5,8	50,8	11,5	63,2	23	0,07	0,3	15	1,2	0,3
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	0-20cm	8	16	4,1	3,1	3	5	42	4,4	11,3	53,3	21,3	27,9	30	0,21	0,6	35	5,3	0,6
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	20-40cm	8	14	3,9	2,0	3	4	42	6,8	8,8	50,8	17,3	43,6	31	0,16	0,6	21	2,8	0,3
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	40-60cm	8	12	3,9	1,8	2	3	40	7,0	6,6	46,6	14,1	51,6	58	0,08	0,6	16	4,3	0,4
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	0-20cm	8	22	4,4	2,5	10	5	64	0,1	17,1	81,1	21,1	0,6	180	0,43	5,4	24	21,3	1,2
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	20-40cm	8	24	4,2	2,2	9	4	64	3,9	15,4	79,4	19,4	20,2	212	0,26	4,5	19	21,1	1,0
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	40-60cm	7	21	4,5	1,9	9	4	55	2,7	14,7	69,7	21,1	15,5	197	0,45	3,3	17	19,1	0,9
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	0-20cm	7	25	4,0	2,5	7	3	84	0,7	12,4	96,4	12,8	5,4	243	0,63	4,8	21	25,4	1,1
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	20-40cm	16	25	4,3	2,4	8	4	61	3,3	14,4	75,4	19,1	18,7	238	0,46	3,9	18	20,9	1,0
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	40-60cm	8	34	4,1	2,3	8	4	61	0,8	14,7	75,7	19,4	5,2	228	0,39	3,3	17	21,0	1,0
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	0-20cm	5	33	4,3	3,2	7	4	72	7,5	14,1	86,1	16,4	34,7	148	0,04	4,3	24	16,5	10,4
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	20-40cm	3	31	4,2	1,3	6	3	58	6,0	10,2	68,2	14,9	37,1	160	0,03	4,0	19	14,2	9,9
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	40-60cm	3	21	4,6	1,5	5	3	47	2,4	9,9	56,9	17,5	19,5	140	0,10	2,2	13	7,0	9,4
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM1	0-20cm	7	8	4,3	1,5	13	4	58	12,9	18,6	76,6	24,3	41,0	27	0,10	3,0	24	20,1	0,7
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM1	20-40cm	6	5	4,3	1,0	11	3	55	12,1	15,0	70,0	21,5	44,6	46	0,30	2,5	17	13,8	0,4
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM1	40-60cm	5	5	4,6	1,0	12	3	16	6,6	15,9	31,9	49,8	29,4	74	0,08	2,0	16	10,8	0,5
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	0-20cm	11	40	4,8	1,9	26	10	55	1,1	37,2	92,2	40,4	2,9	22	0,25	5,9	27	33,2	2,1
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	20-40cm	16	30	4,7	1,2	17	6	58	4,2	24,1	82,1	29,4	14,8	31	0,17	5,1	20	22,2	1,0
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	40-60cm	7	26	4,8	1,5	18	6	52	2,1	25,3	77,3	32,7	7,7	51	0,15	3,9	23	20,8	1,4
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	0-20cm	6	35	4,8	1,5	21	9	58	2,1	31,4	89,4	35,1	6,3	14	0,20	6,6	28	33,6	2,0
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	20-40cm	6	28	4,6	1,2	16	7	64	3,4	23,9	87,9	27,2	12,4	41	0,26	6,0	21	27,5	1,3
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	40-60cm	1	23	4,7	1,0	14	5	50	2,3	20,2	70,2	28,7	10,2	39	0,26	3,4	18	15,3	0,6

Anexo A: Análises químicas dos solos estudados

(continuação)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Profundidade	Presina	M.O.	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	V	m	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
					mg/dm ³	g/dm ³	CaCl ₂	mmolc/dm ³			%			mg/dm ³								
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	0-20cm	9	18	4,7	1,5	33	8	55	0,4	42,5	97,5	43,6	0,9	34	0,12	10,6	23	31,5	1,0
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	20-40cm	9	15	4,9	1,5	33	7	40	0,8	41,5	81,5	50,9	1,9	71	0,06	8,5	18	25,0	0,8
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	40-60cm	9	15	4,7	1,4	32	8	45	0,6	40,7	85,7	47,5	1,5	80	0,05	9,5	19	27,2	0,8
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	0-20cm	7	19	4,7	1,3	37	8	50	1,2	46,8	96,8	48,3	2,5	70	0,07	15,4	23	33,6	1,3
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	20-40cm	9	17	5,0	1,3	37	8	47	0,6	46,4	93,4	49,7	1,3	93	0,06	12,9	17	29,5	0,8
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	40-60cm	8	15	4,8	1,5	37	8	42	0,6	47,1	89,1	52,9	1,3	99	0,08	10,7	18	28,4	0,9
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	0-20cm	9	19	4,7	2,6	35	8	68	1,2	46,1	114,1	40,4	2,5	56	0,07	12,8	28	30,0	1,3
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	20-40cm	8	14	4,6	1,9	33	8	50	1,0	42,8	92,8	46,1	2,3	138	0,09	9,7	19	18,8	0,8
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	40-60cm	9	15	4,8	2,5	29	7	47	0,6	39,1	86,1	45,4	1,5	140	0,08	8,1	20	23,6	1,8
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSMI	0-20cm	26	38	5,1	2,2	68	20	42	0,2	89,9	131,9	68,2	0,2	48	0,30	6,8	26	34,1	3,7
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSMI	20-40cm	15	32	5,1	2,8	55	18	50	0,2	75,6	125,6	60,2	0,3	94	0,13	6,9	19	35,0	3,3
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSMI	40-60cm	12	26	5,1	1,6	60	20	42	0,2	81,9	123,9	66,1	0,2	120	0,11	5,4	15	34,3	2,1
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	0-20cm	16	36	5,5	2,7	69	19	34	0,2	91,5	125,5	72,9	0,2	45	0,25	6,8	21	36,3	3,6
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	20-40cm	10	21	4,9	2,9	51	18	40	0,4	71,9	111,9	64,3	0,6	104	0,09	4,9	17	34,3	1,8
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	40-60cm	30	24	5,0	2,5	59	20	45	0,2	80,6	125,6	64,2	0,2	99	0,13	6,4	21	36,3	2,0
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	0-20cm	14	33	5,2	2,4	59	17	34	0,2	78,9	112,9	69,9	0,3	38	0,23	6,8	22	36,6	3,5
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	20-40cm	11	20	4,5	1,8	41	15	45	0,4	57,8	102,8	56,2	0,7	61	0,15	6,0	22	36,9	1,6
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	40-60cm	10	16	4,9	1,4	49	10	42	0,4	60,8	102,8	59,1	0,7	80	0,11	4,9	20	35,5	1,6
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	0-20cm	1	24	4,9	1,4	31	12	45	1,5	44,7	89,7	49,9	3,2	55	0,06	2,5	13	29,7	0,8
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	20-40cm	1	15	4,9	0,8	38	13	38	1	51,8	89,8	57,7	1,9	165	0,04	2,3	10	23,9	0,5
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	40-60cm	1	15	5,0	0,8	33	12	31	0,5	46,6	77,6	60,1	1,1	140	0,03	1,5	6	9,0	0,4
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	0-20cm	4	24	5,2	1,7	37	18	38	0,5	56,9	94,9	60,0	0,9	114	0,01	2,0	11	29,6	0,9
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	20-40cm	1	17	5,0	0,8	32	8	36	1	41,0	77,0	53,3	2,4	285	0,05	1,9	11	17,4	0,6
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	40-60cm	2	12	5,2	1	28	7	28	0,6	36,1	64,1	56,3	1,6	87	0,02	1,0	7	6,2	0,3
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	0-20cm	3	25	5,4	1,4	41	17	28	0,4	59,3	87,3	67,9	0,7	125	0,05	1,9	11	29,1	0,9
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	20-40cm	2	19	5,5	1	38	13	22	0,4	52,0	74,0	70,3	0,8	215	0,03	1,8	12	24,1	0,6
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	40-60cm	1	11	5,5	1	27	9	22	0,4	36,3	58,3	62,2	1,1	70	0,01	1,0	8	8,5	0,2
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCMI	0-20cm	3	40	4,8	1,4	52	11	38	0,8	64,0	102,0	62,7	1,2	13	0,14	3,0	14	35,5	1,4
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCMI	20-40cm	1	25	4,9	0,9	32	9	29	0,5	41,4	70,4	58,8	1,2	22	0,06	2,8	7	13,7	0,5
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCMI	40-60cm	1	15	5,0	0,7	13	9	33	1,2	22,7	55,7	40,7	5,0	29	0,09	1,3	5	3,1	0,2
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	0-20cm	7	45	5,0	1,7	59	13	52	0,6	73,5	125,5	58,6	0,8	72	0,15	2,3	16	30,9	2,3
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	20-40cm	1	24	4,6	0,9	15	5	64	6,2	20,5	84,5	24,3	23,2	21	0,08	2,0	8	14,3	0,5
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	40-60cm	1	19	4,6	0,7	15	7	52	3,5	22,7	74,7	30,4	13,4	100	0,05	2,0	7	10,8	0,3
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	0-20cm	2	33	4,7	1,9	31	7	61	3,7	40,3	101,3	39,8	8,4	76	0,27	2,5	14	23,4	1,7
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	20-40cm	1	23	4,6	1	15	6	55	3,7	21,5	76,5	28,1	14,7	23	0,06	2,3	8	11,1	0,8
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	40-60cm	1	15	4,7	1	10	5	45	2,5	16,4	61,4	26,8	13,2	42	0,12	2,0	7	6,2	0,3

Anexo A: Análises químicas dos solos estudados

(conclusão)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Profundidade	P.resina	M.O.	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	V	m	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
					mg/dm ³	g/dm ³	CaCl ₂	mmolc/dm ³			%			mg/dm ³								
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	0-20cm	9	20	4,9	1,7	20	9	38	0,2	30,4	68,4	44,4	0,7	78	0,10	8,2	18	23,5	1,1
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	20-40cm	8	16	4,7	1,3	12	6	38	0,6	20,1	58,1	34,6	2,9	140	0,13	6,9	15	18,5	0,7
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	40-60cm	6	13	4,9	1,2	10	5	33	0,4	16,5	49,5	33,4	2,4	175	0,15	4,6	10	9,4	0,6
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	0-20cm	11	21	4,6	1,8	15	8	45	0,8	25,5	70,5	36,2	3,0	71	0,20	7,7	20	26,1	3,8
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	20-40cm	8	16	4,4	1,3	12	6	40	0,4	19,1	59,1	32,3	2,0	115	0,15	6,7	16	21,6	2,8
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	40-60cm	8	15	4,8	1,3	12	6	33	0,4	19,6	52,6	37,3	2,0	163	0,12	5,4	13	13,9	4,1
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	0-20cm	10	21	4,7	1,8	15	9	47	0,8	25,5	72,5	35,2	3,0	62	0,13	6,9	18	26,1	1,9
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	20-40cm	17	15	4,4	1,3	9	6	42	1,0	16,2	58,2	27,8	5,8	90	0,18	6,2	16	18,2	2,1
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	40-60cm	8	13	4,8	1,3	11	6	38	1,2	17,4	55,4	31,5	6,4	150	0,11	5,5	13	14,3	1,6
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	0-20cm	6	33	4,8	3,0	27	11	40	0,2	40,6	80,6	50,4	0,5	49	0,34	6,9	27	34,0	2,2
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	20-40cm	5	24	4,7	2,4	16	7	42	0,6	25,1	67,1	37,4	2,3	95	0,17	8,0	18	22,0	0,9
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	40-60cm	5	20	4,8	2,4	14	7	34	0,4	22,9	56,9	40,3	1,7	190	0,11	5,6	14	15,9	0,8
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	0-20cm	6	27	5,2	4,8	41	15	29	0,2	61,3	90,3	67,9	0,3	48	0,30	6,1	22	32,4	2,0
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	20-40cm	5	20	4,9	3,5	28	12	33	0,2	43,5	76,5	56,9	0,5	64	0,19	7,0	18	22,5	0,9
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	40-60cm	6	17	5,1	3,0	29	12	36	0,4	43,9	79,9	55,0	0,9	140	0,13	5,0	14	17,0	0,7
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGMB	0-20cm	8	28	4,9	8,5	47	19	36	0,1	73,7	109,7	67,2	0,1	33	0,31	7,6	30	33,3	2,5
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGMB	20-40cm	6	19	4,7	2,9	25	11	47	0,6	39,0	86,0	45,3	1,5	70	0,22	8,3	23	23,4	1,0
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGMB	40-60cm	5	18	4,5	2,8	23	12	40	0,6	37,2	77,2	48,2	1,6	128	0,13	5,4	17	16,7	0,9

Anexo B: Análises físicas dos solos estudados

(continua)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Profundidade	Argila	Silte	Areia	A.D.A	Ds	Dp	Pt	Mi	Ma
					%			g cm ⁻³		%			
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	0-20cm	25	11	64	14	1,50	2,72	44,85	19,45	25,40
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	20-40cm	29	9	62	16	1,72	2,72	36,76	16,29	20,47
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	40-60cm	32	9	59	17	1,36	2,72	50,00	17,68	32,32
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	0-20cm	25	10	65	12	1,54	2,71	43,17	20,40	22,77
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	20-40cm	31	9	60	15	1,68	2,68	37,31	18,73	18,58
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	40-60cm	31	10	59	14	1,71	2,73	37,36	18,76	18,60
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	0-20cm	32	10	58	17	1,38	2,74	49,64	21,17	28,47
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	20-40cm	33	9	58	18	1,66	2,68	38,06	14,97	23,09
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	40-60cm	36	7	57	19	1,67	2,82	40,78	18,83	21,95
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	0-20cm	19	8	73	10	1,44	2,51	42,63	18,10	24,53
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	20-40cm	31	9	60	15	1,82	2,71	32,84	15,04	17,80
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	40-60cm	30	10	60	18	1,60	2,68	40,30	17,68	22,62
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	0-20cm	18	6	76	11	1,51	2,66	43,23	16,30	26,93
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	20-40cm	26	9	65	15	1,86	2,69	30,86	14,57	16,29
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	40-60cm	32	5	63	16	1,62	2,75	41,09	15,92	25,17
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	0-20cm	21	4	75	9	1,50	2,73	45,05	17,64	27,41
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	20-40cm	31	6	63	14	1,56	2,70	42,22	18,24	23,98
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	40-60cm	30	7	63	14	1,59	2,70	41,11	18,11	23,00
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	0-20cm	58	15	27	20	1,45	3,07	52,77	27,51	25,26
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	20-40cm	57	16	27	23	1,38	3,04	54,61	27,60	27,00
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	40-60cm	59	16	25	2	1,37	2,98	54,03	28,88	25,15
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	0-20cm	56	14	30	12	1,31	2,87	54,36	32,54	21,81
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	20-40cm	57	15	28	8	1,45	2,97	51,18	27,18	24,00
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	40-60cm	56	16	28	0	1,38	2,98	53,69	30,30	23,39
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	0-20cm	53	15	32	16	1,54	2,95	47,80	26,91	20,89
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	20-40cm	54	15	31	20	1,43	2,89	50,52	26,97	23,55
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	40-60cm	59	12	29	0	1,36	2,97	54,21	30,35	23,86
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IMI	0-20cm	52	15	33	21	1,22	2,96	58,78	29,44	29,34
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IMI	20-40cm	60	11	29	15	1,19	2,92	59,25	30,84	28,41
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IMI	40-60cm	57	14	29	1	1,17	2,92	59,93	29,92	30,01
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	0-20cm	50	16	34	17	1,13	2,87	60,63	30,89	29,74
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	20-40cm	54	14	32	17	1,25	2,87	56,45	29,42	27,03
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	40-60cm	55	14	31	21	1,27	2,90	56,21	31,18	25,03
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	0-20cm	50	15	35	19	1,19	2,89	58,82	28,40	30,42
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	20-40cm	52	13	35	18	1,20	2,84	57,75	27,50	30,25
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	40-60cm	52	13	35	21	1,21	2,88	57,99	31,02	26,97

Anexo B: Análises físicas dos solos estudados

(continuação)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Profundidade	Argila	Silte	Areia	A.N.A	Ds	Dp	Pt	Mi	Ma
					%		g.cm ⁻³		%				
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	0-20cm	56	18	26	24	1,58	2,97	46,80	26,90	19,90
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	20-40cm	66	12	22	2	1,36	3,00	54,67	31,02	23,65
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	40-60cm	58	20	22	2	1,30	3,10	58,06	31,55	26,51
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	0-20cm	52	22	26	25	1,66	3,08	46,10	26,48	19,62
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	20-40cm	61	19	20	7	1,47	3,04	51,64	30,36	21,28
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	40-60cm	62	19	19	2	1,51	3,07	50,81	29,40	21,41
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	0-20cm	56	20	24	25	1,63	3,02	46,03	28,24	17,79
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	20-40cm	53	25	22	13	1,64	3,00	45,33	28,19	17,14
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	40-60cm	52	29	19	3	1,46	2,99	51,17	31,75	19,42
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSMI	0-20cm	35	28	37	16	1,27	2,80	54,64	29,24	25,40
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSMI	20-40cm	33	22	45	16	1,61	3,00	46,33	23,71	22,62
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSMI	40-60cm	31	23	46	13	1,48	2,86	48,25	24,44	23,81
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	0-20cm	29	30	41	14	1,46	2,99	51,17	22,66	28,51
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	20-40cm	24	19	57	13	1,50	2,85	47,37	19,55	27,82
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	40-60cm	27	20	53	13	1,26	2,83	55,48	22,11	33,37
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	0-20cm	32	31	37	17	1,44	3,04	52,63	25,27	27,36
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	20-40cm	34	30	36	17	1,51	3,00	49,67	25,16	24,51
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	40-60cm	30	31	39	16	1,37	2,97	53,87	26,97	26,90
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	0-20cm	49	19	32	15	1,52	3,05	50,16	26,74	23,42
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	20-40cm	56	17	27	15	1,57	3,01	47,84	26,57	21,27
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	40-60cm	61	15	24	5	1,38	2,93	52,90	30,86	22,04
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	0-20cm	54	15	31	21	1,35	2,98	54,70	28,90	25,80
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	20-40cm	58	14	28	15	1,60	3,00	46,67	27,29	19,38
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	40-60cm	59	16	25	1	1,32	3,09	57,28	30,03	27,25
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	0-20cm	53	18	29	18	1,25	3,06	59,15	29,54	29,61
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	20-40cm	56	18	26	14	1,53	2,98	48,66	28,49	20,17
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	40-60cm	60	15	25	0	1,37	3,04	54,93	33,29	21,64
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCMI	0-20cm	49	28	23	18	0,98	3,09	68,28	39,67	28,61
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCMI	20-40cm	57	22	21	22	1,16	2,99	61,20	28,84	32,36
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCMI	40-60cm	59	21	20	0	1,04	3,01	65,45	35,85	29,60
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	0-20cm	49	29	22	21	0,94	3,03	68,98	34,68	34,30
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	20-40cm	71	8	21	17	1,18	3,01	60,80	19,45	41,35
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	40-60cm	60	19	21	4	1,05	3,05	65,57	35,11	30,46
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	0-20cm	50	27	23	18	0,95	3,07	69,06	34,75	34,31
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	20-40cm	57	21	22	21	1,18	3,00	60,67	34,32	26,35
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	40-60cm	58	20	22	3	1,02	3,05	66,56	37,70	28,86

Anexo B: Análises físicas dos solos estudados

(conclusão)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Profundidade	Argila	Silte	Areia	A.N.A	Ds	Dp	Pt	Mi	Ma
					%		g.cm ⁻³		%				
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	0-20cm	44	25	31	17	1,25	3,06	59,15	28,43	30,72
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	20-40cm	48	24	28	19	1,56	3,12	50,00	27,01	22,99
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	40-60cm	56	16	28	12	1,58	3,10	49,03	27,60	21,43
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	0-20cm	54	17	29	19	1,48	3,05	51,48	28,47	23,01
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	20-40cm	55	16	29	8	1,61	3,09	47,90	26,26	21,64
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	40-60cm	59	15	26	2	1,29	3,08	58,12	29,44	28,68
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	0-20cm	54	17	29	25	1,31	3,09	57,61	27,78	29,83
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	20-40cm	59	14	27	3	1,61	3,08	47,73	26,64	21,09
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	40-60cm	60	14	26	2	1,36	3,17	57,10	29,43	27,67
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	0-20cm	47	19	34	22	1,28	2,99	57,19	28,27	28,92
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	20-40cm	58	13	29	26	1,19	2,99	60,20	35,02	25,18
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	40-60cm	60	15	25	3	1,23	3,00	59,00	31,24	27,76
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	0-20cm	40	19	41	19	1,23	3,03	59,41	27,50	31,91
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	20-40cm	58	13	29	30	1,28	2,96	56,76	30,86	25,90
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	40-60cm	63	12	25	3	1,29	3,04	57,57	31,23	26,34
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM3	0-20cm	38	14	48	20	1,40	2,96	52,70	24,35	28,35
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM3	20-40cm	58	11	31	12	1,44	3,01	52,16	27,39	24,77
A.R.I.E. Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM3	40-60cm	59	11	30	3	1,38	2,94	53,06	27,99	25,07

Anexo C: Análises microbiológicas dos solos estudados

(continua)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Repetições	CBM mgC.g ⁻¹	CCO ₂ mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	1	-0,43	-0,77
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	2	2,07	-0,68
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC1	3	-3,45	-0,71
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	1	-1,24	-0,69
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	2	-1,36	0,44
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC2	3	-1,44	-0,42
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	1	-0,14	-0,26
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	2	-0,51	1,47
R.A.P. São Luiz	16	Agrícola	SBC3	3	-3,18	1,70
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	1	2,40	-0,30
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	2	0,34	-0,23
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM1	3	0,83	-0,47
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	1	1,22	-0,39
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	2	0,14	-0,38
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM2	3	-1,02	-0,52
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	1	0,94	0,09
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	2	-0,11	0,98
R.A.P. São Luiz	16	Florestal	SBM3	3	-0,19	-0,27

Anexo C: Análises microbiológicas dos solos estudados

(continuação)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Repetições	CBM mgC.g ⁻¹	CCO ₂ mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	1	-1,68	1,54
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	2	-1,50	1,37
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC1	3	0,46	1,05
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	1	0,28	2,01
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	2	0,22	2,59
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC2	3	0,31	1,84
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	1	0,80	1,55
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	2	0,42	0,87
R.A.P. Iracemápolis	25	Agrícola	IC3	3	0,22	0,88
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM1	1	-0,14	3,02
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM1	2	0,08	2,93
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM1	3	0,39	2,90
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	1	2,40	2,45
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	2	0,26	2,30
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM2	3	0,39	2,86
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	1	2,16	3,40
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	2	-0,32	3,02
R.A.P. Iracemápolis	25	Florestal	IM3	3	0,34	3,43

Anexo C: Análises microbiológicas dos solos estudados

(continuação)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Repetições	CBM mgC.g ⁻¹	CCO ₂ mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	1	0,35	1,49
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	2	0,31	0,24
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC1	3	0,36	-
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	1	0,19	0,14
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	2	0,71	4,59
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC2	3	0,26	-
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	1	0,65	0,26
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	2	0,55	0,22
Ref. Usina Ester	59	Agrícola	COSC3	3	0,37	-
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM1	1	0,60	4,30
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM1	2	0,94	1,80
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM1	3	0,94	-
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	1	0,82	5,34
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	2	1,11	5,91
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM2	3	1,07	-
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	1	0,73	3,02
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	2	-	2,66
Ref. Usina Ester	59	Florestal	COSM3	3	-	-

Anexo C: Análises microbiológicas dos solos estudados

(continuação)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Repetições	CBM mgC.g ⁻¹	CCO ₂ mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	1	-0,06	-0,78
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	2	0,19	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC1	3	-	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	1	-	-0,12
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	2	0,15	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC2	3	-	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	1	0,22	-0,82
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	2	0,44	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Agrícola	RCC3	3	-	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM1	1	0,32	-0,66
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM1	2	0,19	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM1	3	-	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	1	0,77	-0,79
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	2	0,25	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM2	3	-	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	1	-0,11	-0,13
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	2	0,49	-
Talhão 23 - F.E. Edmundo Nav.	98	Florestal	RCM3	3	-	-

Anexo C: Análises microbiológicas dos solos estudados

(conclusão)

Localidade	Idade (anos)	Matriz	Glebas	Repetições	CBM mgC.g ⁻¹	CCO ₂ mgCO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	1	2,10	2,51
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	2	0,74	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC1	3	-	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	1	0,14	1,82
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	2	0,61	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC2	3	-	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	1	0,09	0,88
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	2	0,14	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Agrícola	MSGC3	3	-	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	1	1,08	5,10
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	2	0,78	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM1	3	-	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	1	1,05	4,16
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	2	1,48	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM2	3	-	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM3	1	2,06	4,24
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM3	2	1,09	-
A.R.IE Mata Sta. Genebra	-	Florestal	MSGM3	3	-	-