

EDSON ALVES DE ARAÚJO

**QUALIDADE DO SOLO EM ECOSISTEMAS DE MATA NATIVA
E PASTAGENS NA REGIÃO LESTE DO ACRE,
AMAZÔNIA OCIDENTAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2008

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

A663q
2008

Araújo, Edson Alves de, 1965-
Qualidade do solo em ecossistemas de mata nativa e
pastagens na região leste do Acre, Amazônia Ocidental /
Edson Alves de Araújo. – Viçosa, MG, 2008.
xviii, 233f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexo.

Orientador: João Carlos Ker.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Solo – Qualidade - Acre. 2. Ecossistema – Acre.
3. Pastagens. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 631.4

EDSON ALVES DE ARAÚJO

**QUALIDADE DO SOLO EM ECOSISTEMAS DE MATA NATIVA
E PASTAGENS NA REGIÃO LESTE DO ACRE,
AMAZÔNIA OCIDENTAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 29 de fevereiro de 2008.



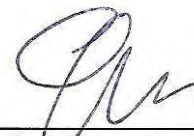
Judson Ferreira Valentim



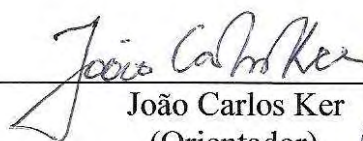
Nilton Curi



João Luiz Lani
(Co-orientador)



Eduardo de Sá Mendonça
(Co-orientador)



João Carlos Ker
(Orientador)

A Deus.

Aos meus pais, Tito e Ruth Araújo (*in memoriam*).

Aos meus irmãos Eci, Ecilda e Edílson.

Ao meu irmão Evandro (*in memoriam*).

À minha esposa, Nazaré, pela paciência e pela perseverança nessa jornada.

À minha filha Naywara, pelo amor e pela compreensão.

Ao amigo Leandro, pelo convívio diário e pelo aprendizado mútuo.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder força e iluminar meu caminho para concluir este trabalho e outros que eu possa realizar.

Ao Governo do Estado do Acre, representado pela Secretaria de Agricultura e Pecuária (SEAP), na pessoa de seu secretário, Mauro Ribeiro, por sua compreensão e total e irrestrito apoio neste período de capacitação profissional e técnico-científica.

Ao Programa Internacional de Bolsas de Pós-Graduação da Fundação Ford (*International Fellowships Programa* – IFP), pelo apoio financeiro concedido durante os três primeiros anos e pelo suporte para a realização da viagem de campo.

Ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa (UFV), por proporcionar condições para a realização desta pesquisa.

A toda equipe do Programa Bolsa no Brasil, em especial à Fúlvia Rosemberg, Maria Luisa Ribeiro, Meire B. Lungaretti e Regina Pahim.

Ao meu orientador, professor João Carlos Ker, pelos ensinamentos acadêmicos e de vida, pelo incentivo e principalmente pelo “despertar” para o valor da leitura na pesquisa e na vida afora.

Ao professor João Luiz Lani, por sua co-orientação e pelos aconselhamentos acadêmicos, de vida e espirituais nos momentos de tormenta.

Ao professor Eduardo de Sá Mendonça, pela força, pelos ensinamentos e pela orientação nos momentos necessários.

Ao professor Júlio César Lima Neves, por sua valiosa contribuição nas áreas de filosofia e estatística, de elevada relevância para meu processo de ensino-aprendizagem e vida futura.

Ao pesquisador da Embrapa-Acre, Judson Ferreira Valentim, por suas valiosas contribuições e pela disposição e pelo empenho para fazer parte da banca examinadora.

Ao Secretário do Instituto de Defesa Animal e Florestal (IDAF), Paulo Roberto Viana (Paulinho), por seu apoio logístico durante a fase de coleta de dados em campo.

Aos senhores Edílson Alves de Araújo e Flávio Maia, proprietários das Fazendas Batista (Transacreana – AC 090) e Ouro Verde (BR 317), respectivamente, por permitirem realizar este estudo nesses locais.

À Embrapa-Acre, pelo apoio na realização de parte das análises físicas e químicas de solo, na pessoa do pesquisador, Paulo Guilherme Salvador Wadt.

Aos laboratoristas da Embrapa-Acre, José Gutemberg, Pedro Raimundo de Araújo (Pedrinho) e Pedro Pereira da Silva (Pedrão), pelo apoio durante a realização de parte das análises físicas e químicas de solo.

Ao motorista do IDAF, Osmarino, por seu apoio durante a viagem de campo na condução do veículo.

Aos agrônomos Raphael Beirigo, Marcos Ribeiro Ferreira (Kiko) e Érika Oliveira, pela amizade e pelo apoio na realização de análises físicas e químicas nos laboratório do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Aos amigos Jon Dan e Karen Kainer, por me atenderem sempre de forma muito solícita durante esses anos. Em especial a Jon Dan, por seu apoio e por despertar meu interesse para o estudo de indicadores durante suas sessões de pesquisa participativa no Acre.

À minha sobrinha Ruth Araújo, por sua atenção e receptividade e pelas orações nos momentos difíceis.

Ao amigo e companheiro do futebol, Policarpo Carneiro, do Departamento de Informática da UFV, por seus ensinamentos em estatística durante a fase de qualificação e pelos bons momentos de entretenimento.

Ao pesquisador da Embrapa-Acre Carlos Maurício Andrade, a Moacyr Bernardino Dias-Filho, da Embrapa CPATU (Belém), e à Márcia Vitória Santos, por suas considerações e sugestões (capítulo 2).

Aos colegas de curso que nos acompanharam nessa jornada: Henrique Oliveira (*in memoriam*), Juberto Babilônia, Nilson Bardales, Eufraan Amaral, Sandro de Caires, Suely, Edgley, Arley Portugal, Letúzia e Ítalo.

Aos laboratoristas do Departamento de Solos da UFV, Jorge Orlando, Carlos Fonseca, Zélia Maria, Cláudio, Fabinho, Carlinhos, João Milagres e Geraldo pelo auxílio na consecução de análises físicas e químicas de solo.

Aos peões de fazenda José (Zé), Francisco (Chiquinho), Negão e Nonato, pelo auxílio na abertura das trincheiras e minitrincheiras, nas fazendas.

BIOGRAFIA

EDSON ALVES DE ARAÚJO, filho de Firmo Batista de Araújo (Tito) e Ruth Alves de Araújo, nasceu em 25 de março de 1965, na cidade de Rio Branco, Acre.

Em janeiro de 1989, graduou-se em Agronomia pela Universidade Federal do Acre. Em julho desse ano, foi contratado pela Secretaria de Estado de Desenvolvimento Agrário do Acre, atual Secretaria de Estado de Agricultura e Pecuária (SEAP).

Em fevereiro de 1992, concluiu o curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” em Agricultura Tropical pela Universidade Federal Rural de Pernambuco/Associação Brasileira de Ensino Agrícola Superior.

Em dezembro de 2000, obteve o título de Mestre em Agronomia, área de concentração Solos e Nutrição de Plantas, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Em março de 2003, iniciou seus estudos para a obtenção do título de Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela UFV, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2008.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xvi
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1 – QUALIDADE DO SOLO: CONCEITO, INDICADORES E AVALIAÇÃO	4
Resumo	4
1. Aspectos conceituais de qualidade do solo	5
2. Indicadores de qualidade de solo	9
2.1. Indicadores físicos de qualidade do solo	11
2.2. Indicadores químicos de qualidade do solo	16
2.3. Indicadores biológicos de qualidade do solo	18
3. Avaliação da qualidade do solo	20
4. Literatura citada	23

CAPÍTULO 2 – DEGRADAÇÃO DE ECOSISTEMAS DE PASTAGENS NA AMAZÔNIA OCIDENTAL, ACRE: SUBSÍDIOS PARA AVALIAÇÃO POR MEIO DE INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E AMBIENTE E ALTERNATIVAS DE RECUPERAÇÃO	34
Resumo	34
1. Introdução	35
2. Aspectos conceituais	37
2.1. Degradação	37
2.2. Área degradada	38
2.3. Entropia	40
2.4. Resiliência e resistência do solo	41
3. Degradação de pastagens na Amazônia Ocidental, Acre	42
3.1. Extensão da degradação	42
3.2. Impactos da conversão de floresta nativa em ecossistemas de pastagem	46
3.3. Síndrome da morte do capim-braquiarião	50
4. Avaliação da qualidade do solo/degradação de ecossistemas de pastagens no Acre	52
4.1. Seleção de indicadores de degradação de pastagens para o Acre	52
4.2. Caminhos para avaliação do nível de degradação de pastagens no Acre	57
4.2.1. Avaliação integrada da degradação de pastagens	57
4.2.2. Avaliação da degradação agrícola de pastagens	59
4.3. Resiliência para os solos do Acre	62

	Página
5. Alternativas para a recuperação de pastagens degradadas	66
5.1. Opções forrageiras para síndrome da morte do capim-braquiaria	66
5.2. Sistemas alternativos de uso da terra	67
6. Considerações finais	69
7. Literatura citada	71
CAPÍTULO 3 – CARACTERIZAÇÃO DE AMBIENTES NOS MUNICÍPIOS DE RIO BRANCO E SENADOR GUIOMARD, LESTE DO ESTADO DO ACRE	85
Resumo	85
1. Introdução	86
2. Material e métodos	88
2.1. Características gerais das áreas de estudo e adjacências	88
2.1.1. Rio Branco	88
2.1.2. Senador Guiomard	89
2.2. Prospecção, descrição de perfis e coleta de solo a campo	90
2.3. Procedimentos analíticos	92
3. Resultados e discussão	94
3.1. Aspectos gerais dos pedoambientes de Rio Branco e Senador Guiomard	94
3.1.1. Município de Rio Branco	94
3.1.2. Município de Senador Guiomard	103
3.2. Características morfológicas	109
3.3. Características físicas e químicas dos perfis do solo	114

	Página
3.3.1. Características granulométricas	114
3.3.2. pH, complexo sortivo e atributos relacionados, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo disponível e fósforo remanescente (P-rem)	118
3.3.3. Micronutrientes	122
3.3.4. Substâncias húmicas	124
3.3.5. Ferro e alumínio solúveis em citrato-ditionito e em oxalato	127
3.4. pH em NaF	129
3.5. Características mineralógicas	132
4. Conclusões	140
5. Literatura citada	141
Anexo 1 – Perfis descritos	153
CAPÍTULO 4 – IMPACTO DA CONVERSÃO DE FLORESTA EM PASTAGEM NOS ESTOQUES E NA DINÂMICA DO CARBONO E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS DO SOLO NA REGIÃO LESTE DO ACRE	163
Resumo	163
1. Introdução	164
2. Material e métodos	165
2.1. Locais de estudo	165
2.2. Amostragem do solo e métodos analíticos	168
3. Resultados e discussão	170
3.1. Características físicas e químicas dos ambientes estudados	170
3.2. Estoques de carbono no solo	173

	Página
3.3. Substâncias húmicas	176
3.4. Distribuição do carbono derivado de solos sob floresta e pastagem	177
3.5. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ na MOS e nas frações húmicas	178
4. Conclusões	184
5. Literatura citada	185
CAPÍTULO 5 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM DUAS SUCESSÕES FLORESTA-PASTAGEM NA REGIÃO LESTE DO ACRE, AMAZÔNIA OCIDENTAL	194
Resumo	194
1. Introdução	195
2. Metodologia	197
2.1. Locais de estudo e amostragem de solos	197
2.2. Procedimentos analíticos	200
2.3. Avaliação da qualidade do solo	201
3. Resultados e discussão	205
3.1. Efeitos da conversão floresta-pastagem sobre as características físicas do solo	205
3.2. Efeitos da conversão floresta pastagem sobre as características químicas e biológicas do solo	210
3.3. Índice de degradação do solo	214
4. Conclusões	221
5. Literatura citada	221
Anexo 1 – Matriz de correlação linear simples de algumas variáveis selecionadas (indicadores) do presente estudo	227

	Página
Anexo 2 – Coeficientes de carga (“loadings”) das variáveis nos componentes principais (CP_1 a CP_10) respectivos autovalores, porcentagem da variância total do CP e cumulativa	228
2. CONCLUSÕES GERAIS	229

RESUMO

ARAÚJO, Edson Alves, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2008. **Qualidade do solo em ecossistemas de mata nativa e pastagens na região leste do Acre, Amazônia Ocidental.** Orientador: João Carlos Ker. Co-orientadores: João Luiz Lani, Júlio César Lima Neves e Eduardo de Sá Mendonça.

O Acre apresenta-se em estágio inicial de conversão de suas florestas em pastagens. Cerca de 12% de sua área total (19.200 km²) encontra-se desmatada. Deste montante, aproximadamente 81% (13.352 km²) têm sido utilizados por diversos segmentos produtivos no Acre (colonos, assentados, extrativistas, ribeirinhos e pecuaristas), com ecossistemas de pastagens extensivas. Estima-se que cerca da metade (667.000 ha) encontra-se em algum estágio de degradação. Esse avanço gradativo no desmatamento tem preocupado o poder público e a comunidade científica em geral, no sentido de mensurar os impactos gerados, sobretudo no compartimento solo, e de propor alternativas de uso, manejo e recuperação desses ecossistemas. Contudo, na Amazônia, poucos estudos têm dado ênfase à avaliação da qualidade/degradação do solo mediante o uso com pastagens. Neste contexto, este estudo teve como objetivos selecionar, caracterizar e avaliar indicadores físicos e químicos de qualidade do solo em ecossistemas de pastagem comparados a ecossistemas de mata nativa correlatos,

em duas áreas da região leste do Acre, de forma a subsidiar o manejo sustentável do solo, particularmente no que diz respeito à sucessão floresta-pastagem. Assim, inicialmente, são discutidos, de forma genérica, aspectos conceituais relevantes acerca da qualidade do solo, procedimentos e indicadores utilizados na mensuração dessa qualidade em agroecossistemas. Em seguida, são abordados alguns conceitos de degradação de solo e pastagens e os impactos da conversão de floresta nativa em ecossistemas de pastagem na Amazônia. São ainda sugeridos atributos morfológicos, físicos, físico-químicos, químicos e biológicos de solo, passíveis de serem utilizados, de forma integrada, na identificação e mensuração das várias formas de degradação de pastagem que ocorrem nas condições edafoclimáticas do Acre, assim como algumas alternativas de recuperação dessas áreas. Logo após, são caracterizados alguns solos e ambientes do município de Rio Branco e Senador Guiomard. Os solos descritos em Rio Branco foram classificados como Argissolo Vermelho distrófico (PVD), Argissolo Vermelho-Amarelo Epiutrófico (PVAe), Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico (PVAal) e Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd). Em Senador Guiomard, foi descrito e caracterizado um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd). Os solos de Rio Branco localizam-se predominantemente em áreas de relevo mais movimentado (Depressão Rio Acre-Rio Javari), são mais diversificados, possuem *solum* que varia de raso a profundo, são imperfeitamente a mal drenados, de melhor fertilidade natural, e apresentam indícios de argilominerais expansivos, com o conteúdo de silte em superfície mais elevadas que o de argila. Em Senador Guiomard, os pedossistemas situam-se em áreas aplainadas (interflúvios tabulares) do planalto rebaixado da Amazônia ocidental, cujos solos são bem drenados, profundos, caulíníticos e com baixa fertilidade natural. Por último, avaliaram-se as conseqüências do desmatamento e a introdução de pastagens de *Brachiaria brizantha*, cv. Marandu, em relação aos atributos físicos e químicos do solo, ao estoque e à dinâmica de C, a substâncias húmicas e à intensidade de alteração na qualidade/degradação do solo. A primeira sucessão localiza-se no município de Rio Branco e consiste em uma área de Floresta Aberta, com bambu e palmeira, e duas pastagens de 3 e 10 anos,

em área de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico (PVAal). A segunda localiza-se no município de Senador Guimard, em área de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), sob Floresta Densa, com relevo plano e pastagem de 20 anos. Em cada local, foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 20 e 20 a 40 cm a partir da superfície. Nas amostras, determinaram-se características físicas e químicas do solo. Estimou-se a qualidade do solo na profundidade de 0-20 cm da superfície, por meio do Índice de Degradação do Solo (IDS) no ecossistema de pastagem, com a floresta nativa como referência. Os solos das duas cronosseqüências tiveram suas propriedades físicas e químicas alteradas de maneira distinta. Em muitas situações, ocorreu uma melhora em propriedades químicas, como o pH e bases trocáveis, em decorrência da incorporação de cinzas ao solo. Além disso, houve o favorecimento no incremento dos estoques de C do solo e acréscimo de C de origem C4, sendo mais expressivo no Latossolo, indicando que esse solo está armazenando mais C do que o Argissolo. Constatou-se incremento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo com o tempo de utilização da pastagem, em ambas as sucessões, sendo mais evidente na pastagem de 20 anos. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as substâncias húmicas indicaram que a fração de ácido húmico (FAH) apresentou maior participação de C derivado de plantas C4. O uso do solo com pastagem alterou a proporção relativa das frações húmicas do C orgânico, com tendência de diminuição da estabilidade estrutural do carbono (relação HUM/AF+AH). O IDS do solo, considerando aspectos de funcionalidade do solo, foi mais deletério para as pastagens de 3 e 10 anos.

ABSTRACT

ARAÚJO, Edson Alves de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2008. **Soil quality in native forest and pasture eco-systems in the eastern Acre region of Western Amazon.** Adviser: João Carlos Ker. Co-advisers: João Luiz Lani, Júlio César Lima Neves and Eduardo de Sá Mendonça.

The state of Acre is presently at the initial stage of converting its forests into pastures. Around 12% of its total area (19.200 km²) has been deforested. Out of this, approximately 81% (13.352 km²) have been utilized by several productive segments in Acre (farmers, land settlers, extractivists, riverine farmers and cattle producers), with extensive pasture ecosystems. It is estimated that around half (667.000 ha) is at some stage of degradation. This gradual deforestation process has made the public government and the scientific community as a whole aware of the need to measure the impacts caused, especially on the soil, and to propose alternatives for the use, management and recovery of these ecosystems. However, in Amazon few studies have emphasized the assessment of soil quality /degradation due to pasture use. Within this context, this study aimed to select, characterize, and evaluate the physical and chemical indicators of soil quality in pasture ecosystems, compared to correlated native forest ecosystems, in two eastern Acre areas so as to subsidize sustainable

soil management, particularly with respect to forest-pasture succession. Thus, relevant conceptual aspects of soil quality, as well as procedures and indicators used to measure this quality in agro-ecosystems are initially discussed in a generic way followed by some soil and pasture degradation concepts and impacts caused by the conversion of native forest into pasture ecosystems in the Amazon. Morphological, physical, physical-chemical, chemical and biological soil attributes that can be used in an integrated way to identify and measure the various forms of pasture degradation occurring under edapho-climatic conditions in Acre are also discussed, as well as some recovery alternatives for these areas. Some soils and environments in the municipalities of Rio Branco and Senador Guimard are then characterized. The soils described in Rio Branco were classified as Dystrophic Red Argisol (PVd), Red-Yellow Argisol, Red-Yellow Epieutrophic (PVAe), alitic plintic Red-Yellow Argisol (PVAal) and Dystrophic Argiluvic Plintisol (FTd). In Senador Guimard, a Dystrophic Red –Yellow Latosol (LVAd) was described and characterized. Rio Branco soils are located predominantly in relief areas of more movement (Rio Acre-Rio Javari Depression), are more diversified, have solum varying from shallow to deep, are imperfectly to badly drained, present better natural fertility and signs of expansive clay-minerals, with silt content on higher surfaces than that of clay.. In Senador Guimard, the pedo-systems are located in plain areas of Western Amazon high plains, whose soils are well –drained, deep, kaulinitic, and of low natural fertility. Finally, the impact of deforestation and the introduction of *Brachiaria brizantha*, cv. Marandu pastures in relation to the physical and chemical attributes of soil, on C stock and dynamics, humic substances and on the intensity of alteration in soil quality/degradation are evaluated. The first succession is located in the municipality of Rio Branco and consists of an open forest area, with bamboo and palm trees, and two (03- and 10- year-old) pastures in alitic, plintic, Red–Yellow Argisol (PVAal) area. The second is located in the municipality of Senador Guimard on Dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd) area under dense forest, with plain relief and 20-year-old pasture. In each site, soil samples were collected at depths of 0 to 5, 5 to 10, 10 to 20 and 20 to 40 cm

from the surface. Soil physical and chemical characteristics were determined in the samples. Soil quality was estimated at depth of 0-20 cm from the surface, by means of the Soil Degradation Index (SDI) on the pasture ecosystem, using the native forest as reference. The two chronological sequences' soils had their physical and chemical properties altered differently. In many situations, there was an improvement in chemical properties, such as pH and exchangeable bases, as a result of ash incorporation in soil. Besides, increase of C stock and addition of Ca-derived C were favored, most expressively in Latosol, indicating that this soil is storing more C than Argisol. Increased $\delta^{13}\text{C}$ values were confirmed in the soils, along pasture utilization time in both successions, being more evident in the 20-year-old pasture. The $\delta^{13}\text{C}$ values for the humic substances indicated that humic acid (FAH) fraction had a greater C₄-derived C participation. The use of soil with pasture altered the relative proportion of the humic fractions of organic C, with the structural stability of carbon (HUM/AF+AH relation) tending to decrease. Considering the functionality aspects of soil, soil SDI was more deleterious for the 3-and 10-year-old pastures.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia Legal, cuja área é cerca de 5,2 milhões de km², possuía até 2007 uma área cumulativa desmatada correspondente a 691.123 km², o equivalente a cerca de 17,2% de toda a floresta amazônica brasileira. Cerca de 80% da área desmatada tem sido utilizada com pastagens, e acredita-se que metade apresente diferentes graus de degradação e, em muitos casos, sejam áreas abandonadas.

Em geral, vários fatores podem contribuir para a degradação de pastagem. Dentre os principais, destacam-se práticas inadequadas de pastejo, uso abusivo do fogo, ausência de adubação e fatores bióticos como ataque de insetos-praga e doenças.

Na Amazônia, estudos têm mostrado também uma perda expressiva de carbono para a atmosfera durante a conversão de floresta em pastagem nos primeiros anos de implantação, apesar do incremento do estoque de carbono no solo, na área da pastagem, com o tempo de utilização. Além disso, experimentos recentes têm permitido inferir que o desmatamento e a queima de grandes extensões de áreas têm gerado impactos negativos no ciclo hidrológico, em decorrência, principalmente, da redução do regime pluviométrico na região.

Por outro lado, a maioria das pesquisas em ecossistemas de pastagens (degradadas ou não) tem mostrado que, após alguns anos de uso, ocorrem

melhora nas propriedades químicas dos solos, degradação de propriedades físicas (densidade, porosidade, grau de floculação) e redução da biodiversidade da fauna edáfica em relação ao solo sob floresta nativa.

O Estado do Acre, com área territorial de aproximadamente 164.220 km², apresenta cerca de 11,7% (19.200 km²) de sua área total desflorestada. Do total desmatado, até 2004, em torno de 81% (13.352 km², o equivalente a cerca de 1,3 milhão de hectares), eram utilizados com pastagens. A gramínea forrageira com maior área plantada tem sido a *Brachiaria brizantha*, cv. Marandu. A exemplo dos demais estados que compõem a Amazônia Legal, estima-se que, no Acre, metade das áreas ocupadas por pastagens (cerca de 667.000 ha) apresentam algum tipo de degradação.

No Acre, o desmatamento tem se concentrado ao longo das principais rodovias, estradas vicinais e às margens dos cursos d'água. A região com maior ação antropogênica situa-se a leste do Estado (regionais do Alto e Baixo Acre), com predomínio de pastagens implantadas por diversos segmentos do setor produtivo.

Este avanço no desmatamento de áreas de floresta, para dar lugar a extensas pastagens, tem preocupado o poder público e a comunidade científica em geral no sentido de mensurar os impactos (positivos e negativos) gerados e propor alternativas de uso, manejo e recuperação dos ecossistemas de pastagens degradadas de forma a reincorporá-las ao processo produtivo.

Neste contexto, este estudo teve como objetivo subsidiar a compreensão da magnitude dos impactos decorrentes da conversão de ecossistemas de floresta nativa em pastagem no solo de diferentes pedoambientes da região leste do Acre. Para isso, foram consideradas de vital importância a caracterização desses ambientes e a seleção de critérios e indicadores de qualidade de solo, suscetíveis ao uso e manejo, com o propósito de auxiliar na identificação e mensuração do nível de degradação de pastagem, para que sejam direcionadas ações de manejo que possibilitem seu monitoramento ao longo do tempo.

Esta tese foi compartimentalizada em cinco capítulos, sumarizados a seguir.

O **capítulo 1** apresenta uma revisão de literatura abordando o tema qualidade do solo, conceitos, indicadores e métodos utilizados para a mensuração da qualidade do solo de agroecossistemas.

O **capítulo 2** discute sobre termos e conceitos mais usuais em estudos de degradação de solo e pastagem em ecossistema amazônico. Além disso, são sugeridos indicadores de solo e ambiente (e processos) que podem nortear a mensuração da degradação de pastagem no Acre, bem como alternativas de integração dessas variáveis.

O **capítulo 3** tem como finalidade caracterizar os diferentes pedoambientes localizados nos municípios de Rio Branco e Senador Guimard. Consta de uma descrição dos aspectos ambientais de cada pedoambiente, destacando-se aqueles relacionados com vegetação, relevo, material de origem, solos, aspectos de pedogênese, relação solo e água, uso da terra, características físicas, químicas e mineralógicas do solo.

O **capítulo 4** enfoca as alterações na distribuição das frações humificadas do solo decorrentes da substituição de sistemas florestais naturais por pastagens de *B. brizantha*, cv. Marandu, no Acre, evidenciando as alterações da composição isotópica do carbono nas substâncias húmicas do solo decorrentes dessa mudança de uso da terra. Em linhas gerais, o objetivo deste capítulo foi avaliar o impacto da conversão de floresta em pastagem no conteúdo e na dinâmica das frações da matéria orgânica de solos selecionados nos municípios de Rio Branco e Senador Guimard, leste do Acre.

O **capítulo 5**, de caráter aplicado, integra várias características físicas, químicas e biológicas com o propósito de mensurar a qualidade do solo em ecossistemas de mata nativa e pastagens de *Brachiaria brizantha*, de diferentes idades, em pedoambientes selecionados da região leste do Acre. Além disso, são enfatizadas as alterações efetivas decorrentes da conversão de floresta em pastagem em propriedades físicas, químicas e biológicas dos ambientes supracitados.

CAPÍTULO 1

QUALIDADE DO SOLO: CONCEITO, INDICADORES E AVALIAÇÃO

Resumo

A partir dos anos 90, o interesse no estudo sobre a qualidade do solo aumentou consideravelmente, o que se comprova com o crescente número de trabalhos indexados em periódicos internacionais acerca da qualidade do solo. Contrariamente a outros conceitos como a qualidade da água e qualidade do ar, a qualidade do solo não possui padrões e, portanto, não têm sido criadas regulamentações para manter sua qualidade. Além disso, não existe até o presente um consenso no que diz respeito ao seu conceito, embora tenham surgidos vários conceitos de qualidade do solo, em sua maioria relacionados com as funções do solo em ecossistemas naturais e agrícolas. Em linhas gerais, a qualidade do solo dependerá da extensão em que o solo funcionará para o benefício humano. A qualidade do solo de agroecossistemas depende em parte da composição natural do solo, sendo também fortemente relacionada com as práticas intervencionistas do homem. Entretanto, devido à heterogeneidade e dinâmica do compartimento solo, a sua qualidade não pode ser mensurada diretamente, podendo ser estimada a partir de indicadores arbitrados pelo homem. As mudanças no “status” da qualidade do solo têm sido avaliadas por

intermédio de sistemas quantitativos em que se utilizam indicadores apropriados, efetuando-se a comparação com valores desejáveis em diferentes intervalos de tempo, para um fim específico em ecossistemas diversos. Assim, este capítulo tem como objetivo apresentar uma discussão mais concisa acerca dos conceitos de qualidade do solo, alguns indicadores empregados para sua definição e a investigação de métodos e procedimentos (“framework”) quantitativos utilizados na mensuração da qualidade do solo em sistemas agrícola, pecuário e florestal.

Palavras-chave: Agroecossistemas, sustentabilidade, índice de qualidade do solo.

1. Aspectos conceituais de qualidade do solo

O termo qualidade do solo tornou-se mais usual a partir de 1990, após a publicação do relatório intitulado “soil and water quality – an agenda for agriculture” (NRCC, 1993). Conforme esse relatório, a qualidade do solo havia sido concebida em razão de seu papel em ecossistemas naturais e agroecossistemas, uma vez que a qualidade deste recurso natural, historicamente, sempre esteve relacionada à sua produtividade.

O desenvolvimento do conceito e sua aplicação no manejo e uso da terra, desde então, tem tido várias abordagens entre cientistas da ciência do solo (DORAN; PARKIN, 1994; DORAN et al., 1996; KARLEN et al., 1997; SEYBOLD et al., 1999; SINGER; EWING, 1999; SOJKA; UPCHURCH, 1999; LETEY et al., 2003; NORFLEET et al., 2003).

A maioria dos conceitos propostos atualmente baseia-se em Larson e Pierce (1994). Os autores conceituaram qualidade do solo como: *capacidade do solo funcionar dentro dos limites do ecossistema e interagir positivamente com o meio ambiente externo daquele ecossistema*. A Sociedade Americana de Ciência do Solo (KARLEN et al., 1997) diverge um pouco desse conceito, definindo qualidade da seguinte maneira: *capacidade de um dado solo funcionar, dentro de um sistema natural ou manejado de forma a manter a produtividade vegetal e*

animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e suportar a saúde humana e habitacional.

Talvez o conceito emitido pela Sociedade Americana de Ciência do Solo merecesse ser complementada com “deveres” e “obrigações” do homem para com o compartimento solo, respeitando suas condições de aptidão para o uso agrícola, florestal, pecuário, entre outros, e utilizados da forma mais sustentável possível.

Observa-se, portanto, que o tema é controverso e que não existe um consenso com relação ao conceito de qualidade do solo, razão da existência de múltiplas definições, baseadas, em sua maioria, na utilização do solo pelo homem para fins agrícolas e relacionadas com as funções do solo em ecossistemas naturais e agrícolas (LARSON; PIERCE, 1991; ARSHAD; COEN, 1992; KARLEN et al., 1992; DORAN; PARKIN, 1994; GREGORICH et al., 1997), o que sugere que seu conceito continuará a evoluir.

Doran e Parkin (1994) discordam e acham difícil uma definição concreta e consensual, e sustentam ser a qualidade do solo uma característica abstrata e que, portanto, não pode ser definida, uma vez que ela depende de fatores externos, como práticas de manejo e uso da terra, interações do meio ambiente e dos ecossistemas, prioridades socioeconômicas e políticas, e outros.

Outro aspecto da dificuldade de definir qualidade do solo é destacado por Sojka e Upchurch (1999), que enfatizam o caráter definível de qualidade do solo em três múltiplos cenários: a) a definição pode mudar para a mesma área de terra e mesmo uso, dependendo das condições climáticas (efeito da sazonalidade); b) a definição pode mudar dependendo da habilidade de cada produtor em manejar sua área, uma vez que alguns aplicam demasiada quantia de “inputs”, fazem uso inadequado de mecanização, desperdiçando tempo no campo, etc.; c) a definição deve mudar para cada cultivo e sistema de cultivo, para cada praga, doença, etc., uma vez que a sistemática para cada cenário altera a definição de qualidade do solo. Além disso, Sojka e Upchurch (1999) demonstram a complexidade em definir a qualidade do solo quando comparado às definições da qualidade do ar e da água. Para os autores, isso reside no fato de que, quase unanimemente, os

padrões para a definição da qualidade da água e do ar estão no estado puro. Por outro lado, para os solos, as composições física, química e biológica variam enormemente, ou seja, os sistemas são mais diversos e dinâmicos.

Alguns autores têm sido bastante incisivos com relação ao conceito e à concepção do termo cunhado como qualidade do solo. Sojka e Upchurch (1999), por exemplo, são favoráveis à busca da qualidade do solo através do bom manejo do solo, em termos de potencial de produção, sustentabilidade e impacto ambiental, porém sem requerer a reinvenção da ciência do solo.

Ainda de acordo com Sojka e Upchurch (1999), a qualidade do solo não pode fazer nada para resolver os problemas relacionados ao manejo e uso do solo, conforme a seguinte transcrição:

Nós, como cientistas do solo, já somos capazes de identificar os principais problemas relacionados ao manejo do solo. Sabemos onde a erosão está. Sabemos onde a compactação está. Entendemos a lógica da minimização de defensivos agrícolas e seu benefício através da eficiência nos ganhos. Frequentemente não sabemos a resposta ou o que fazer. Preocupações com diagnósticos, definições e a tentativa de quantificar algo como a qualidade do solo não resolve os problemas que já são claramente evidentes. Nossos netos e bisnetos de 2030 não se importarão com nossas definições ou diagnósticos. Eles se importarão se estão bem alimentados, se ainda existe madeira, se nós os ajudamos a resolver seus problemas.

Letey et al. (2003) concordam parcialmente com Sojka e Upchurch (1999) destacando:

Continuamos a nos empenhar em direção a qualidade do solo ao redor do mundo, uma vez que, o que é importante é que todas as crianças em toda parte do mundo, um dia, serão alimentadas e desfrutarão da qualidade de vida que reflète o uso sustentável de todos os recursos.

Norfleet et al. (2003) destacam a forte correlação entre a qualidade do solo e os fatores de formação do solo. Neste sentido, destacam que a qualidade do solo pode ser pensada como uma extensão (ramo) da pedologia, com foco nas características do solo e alterações decorrentes da intervenção humana.

Ainda segundo Norfleet et al. (2003), há outras considerações relacionadas à pedologia e a qualidade do solo, quais sejam:

a) a pedologia lida com o tempo geológico, enquanto a qualidade do solo tende a ser mais sazonal;

- b) na pedologia, as propriedades do solo são resultantes de eventos geológicos, paleoclimas e ciclos da vegetação ao passo que para a qualidade do solo a velocidade de mudança é muito maior;
- c) a geração de mapas pedológicos serve essencialmente para responder a questão: “o que fazer com estes solos?”. Por outro lado, a qualidade do solo caminha na direção da resposta para a questão: “o que temos feito com estes solos?”.

Evidentemente, quando se pensa no conceito de solo como resultante dos fatores de formação do solo, ou seja, material de origem, clima, organismos, relevo e tempo, a variável tempo para a qualidade do solo desempenha um papel efêmero, de onde se pode concluir que a qualidade do solo possui um caráter essencialmente pedológico.

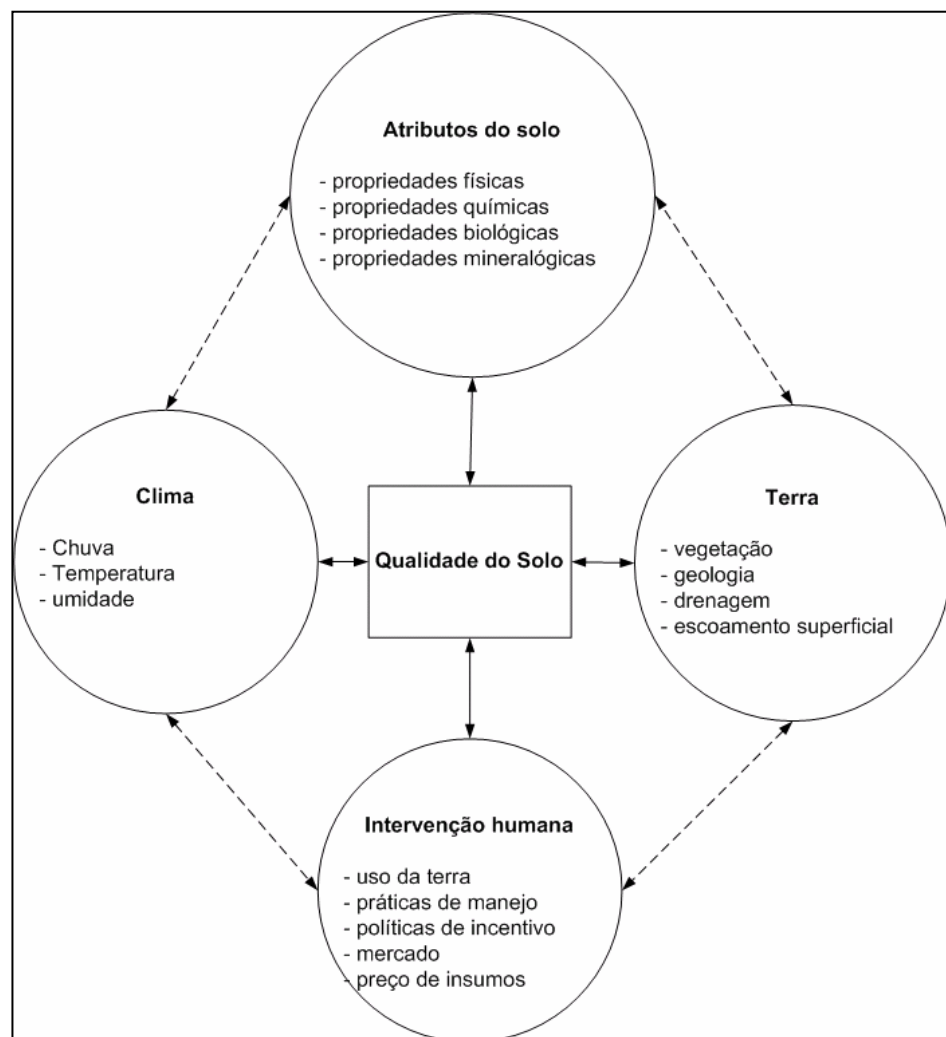
Em discussão mais filosófica sobre o termo qualidade, Pirsig (1984) enfatiza o seu caráter indefinível em virtude da percepção de que qualidade varia conforme as experiências anteriores de cada indivíduo. De acordo com esse autor, a qualidade permite estabelecer todas essas correspondências, ou seja, é o estímulo constante imposto pelo meio ambiente, para que seja criado todo o mundo em que se vive. E acrescenta:

[...] por sermos mais “avançados”, altamente complexos, reagimos ao nosso ambiente, inventando correspondências ou realidades segundo nossas experiências. Por isso enxergamos a qualidade de modos diferentes. [...] tomar esse evento que nos fez criar o mundo e incluí-lo no mundo que criamos é nitidamente impossível. É por isso que não se pode definir a qualidade. Qualquer tentativa de definição só conseguirá abranger uma pequena parte da qualidade como um todo.

Em linhas gerais, Gregorich et al. (1997) definem qualidade do solo como o grau de aptidão de dado solo para um fim específico, ou seja, a qualidade do solo dependerá da extensão na qual o solo funcionará para o benefício humano. Assim, a qualidade do solo para a produção de alimento significa a extensão na qual o solo preenche o papel que se definiu para tal, ou seja, a produção de alimento.

2. Indicadores de qualidade de solo

A qualidade do solo está relacionada aos atributos do solo, às práticas intervencionistas do homem e às características ambientais (ARSHAD; COEN, 1992) (Figura 1).



Fonte: Arshad e Coen (1992).

Figura 1 – Inter-relação dos principais fatores que afetam a qualidade do solo.

Uma vez que necessita de um número razoável de variáveis, a qualidade do solo não pode ser mensurada diretamente, mas pode ser estimada a partir de indicadores de qualidade do solo (KARLEN; STOTT, 1994; KARLEN et al., 1997; ANDREWS et al., 2004).

Indicadores de qualidade do solo são características mensuráveis (quantitativas ou qualitativas) do solo ou da planta acerca de um processo ou atividade e que permitem caracterizar, avaliar e acompanhar as alterações ocorridas num dado ecossistema (KARLEN et al., 1994 e 1997; ARSHAD; MARTIN, 2002).

A utilização de indicadores de qualidade do solo tem sido muito difundida em países de clima temperado (WIENHOLD et al., 2004), com mais ênfase na listagem de indicadores e sua influência em dada propriedade do solo (HOOSBEEK & BOUMA, 1998; SCHOENHOLTZ et al., 2000; REZAEI et al., 2006) do que propriamente na sua utilização, em termos práticos, na mensuração da qualidade do solo (SNAKIN et al., 1996; ANDREWS et al., 2004).

A utilização de indicadores de qualidade do solo, relacionados à sua funcionalidade, constitui uma maneira indireta de mensurar a qualidade dos solos, sendo úteis para o monitoramento de mudanças no ambiente. Neste caso, as características de funcionalidade estariam relacionadas, basicamente, àquelas exercidas pela pedosfera no sistema solo-planta, quais sejam (SZABOLCS, 1994; KARLEN; STOTT, 1994; LAL, 1998): a) reguladora de processos bióticos, tais como o suprimento de minerais e água para as plantas; b) reguladora e controladora do fluxo de bioelementos (ciclagem de nutrientes); c) reguladora das trocas gasosas entre a atmosfera; e) condução e distribuição da água em vários fluxos hidrológicos, ou seja, permite que a precipitação pluviométrica passe pelos processos de infiltração, escoamento superficial e subsuperficial, além de alterar a composição química da água da chuva.

Atualmente há uma tendência em classificar os indicadores de qualidade/degradação do solo em físicos, químicos e biológicos (DORAN; PARKIN, 1996; SNAKIN et al., 1996; LAL, 1998). Reinert (1998), no entanto, categoriza os indicadores em descritivos e analíticos. Os primeiros são de caráter

visual e, ou morfológico, como: cor, cobertura (composição botânica, por exemplo), friabilidade, erosão, drenagem, espessura dos horizontes ou camadas, e outros.

Os indicadores analíticos, por sua vez, são de natureza física, química e biológica. Dentre os indicadores físicos do solo, destacam-se textura, densidade, infiltração e capacidade de retenção de água. Como indicadores químicos, merecem destaque carbono orgânico (C), potencial hidrogeniônico (pH), teores extraíveis de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Os indicadores biológicos do solo mais utilizados são: biomassa microbiana, respiração, nitrogênio mineralizável e diversidade da fauna.

Para nortear a escolha de indicadores de qualidade/degradação do solo, Doran e Parkin (1996) sugerem alguns critérios, quais sejam: a) correlacionar-se com os processos naturais do ecossistema (aspecto de funcionalidade); b) ser relativamente de fácil utilização em campo, de modo que tanto especialistas como produtores possam usá-los para avaliar a qualidade do solo (aspecto de praticidade e facilidade nos processos de difusão de tecnologia e extensão rural); c) ser suscetível às variações climáticas e de manejo (devem ter um caráter dinâmico); d) ser componente, quando possível, de uma base de dados.

Evidentemente, a escolha de determinados indicadores depende da finalidade a que se propõe a utilização de determinado solo. Além disso, a seleção de uma característica específica como indicador de qualidade do solo pode ser trabalhosa e variar de acordo com as características intrínsecas de cada ambiente.

2.1. Indicadores físicos de qualidade do solo

A qualidade física de solos é um importante elemento de sustentabilidade, sendo uma área de estudo em contínua expansão (KARLEN et al., 1997; LAL, 2000; REYNOLDS et al., 2002; STURZ; CHRISTIE, 2003).

As propriedades físicas e os processos do solo estão envolvidos em muitas de suas funções, como: suporte ao crescimento radicular; armazenagem e

suprimento de água e nutrientes, trocas gasosas e atividade biológica (SZABOLCS, 1994).

Os indicadores físicos, que têm sido utilizados e recomendados com maior frequência por pesquisadores, para aferir os impactos no solo sobre as referidas funções, são: textura; espessura (espessura do horizonte A; espessura do *solum*); densidade do solo; resistência à penetração; porosidade; capacidade de retenção d'água; condutividade hidráulica; e estabilidade de agregados.

A textura do solo é uma das propriedades mais estáveis, sendo modificada levemente pelo cultivo e outras práticas que ocasionam a mistura de diferentes camadas (ARSHAD et al., 1996). Contudo, é uma propriedade que tem estreita relação com a retenção e o transporte de água, estrutura do solo, teor de nutrientes e de matéria orgânica, além de influenciar fortemente os processos erosivos do solo (FELLER; BEARE, 1997).

A espessura, principalmente do horizonte superficial, tem sido sugerida como um dos melhores indicadores da qualidade do solo, pois, nesta faixa, encontra-se maior atividade da biota, sendo, conseqüentemente, um local propício para ciclagem de matéria orgânica e nutrientes. Além disso, há uma estreita relação entre a produtividade agrícola e a profundidade do solo, levando-se em consideração sua importância na armazenagem de água e suprimento de nutrientes para as plantas.

Um exemplo de utilização da espessura do horizonte superficial como indicador físico de qualidade do solo encontra-se no estudo de Snakin et al. (1996). Esses autores consideram o solo como não degradado quando a espessura do seu horizonte A é igual ou maior que a de um solo não perturbado, ou quando não tiver perdido menos que 1/10 de sua espessura original. Caso contrário, os autores consideram-no como de algum grau de degradação.

O processo de compactação do solo pode alterar a estrutura do solo, aumentar a sua densidade, diminuir a porosidade, reduzir a permeabilidade (ar e água) e alterar o padrão de crescimento radicular (BATEY; MCKENZIE, 2006).

Em geral, a compactação refere-se ao processo caracterizado pelo decréscimo de volume do solo em decorrência de forças externas (SOANE,

1990). Este processo pode ser inferido, basicamente, levando-se em consideração as propriedades acima mencionadas, principalmente a densidade do solo e sua resistência à penetração (VOMOCIL, 1957).

A densidade é a propriedade física mais dinâmica do solo e varia em função da textura, de acordo com as condições estruturais do solo, sendo alterada pelo cultivo, pela compressão de máquinas agrícolas, por animais e condições ambientais do meio (ARSHAD et al., 1996; BLAKE & HARTGE, 1986).

Embora não sendo uma propriedade física do solo, a matéria orgânica possui uma estreita relação com a densidade do solo, ou seja, ambas tendem a apresentar um comportamento linear (ADAMS, 1973; CANNELL et al., 1994; HEUSCHER et al., 2005).

A resistência do solo à penetração tem sido freqüentemente utilizada para avaliar sua compactação (SILVA et al., 2006; BEUTLER et al., 2007), por ser um atributo diretamente relacionado ao crescimento das plantas (LETEY, 1985) e de fácil e rápida determinação (STOLF, 1991).

A determinação da resistência do solo à penetração é uma estratégia útil para avaliar a limitação à penetração e o crescimento e desenvolvimento do sistema radicular. Entretanto, existem divergências quanto à correlação entre a pressão exercida pelo penetrômetro e a real capacidade das raízes em exercer a referida pressão (GARDNER et al., 1999). Além disso, a resistência do solo à penetração é fortemente influenciada pelo conteúdo de água, razão pela qual se torna necessário determinar o conteúdo de água do solo, no momento da utilização do referido aparelho.

O conhecimento da porosidade total de um solo não constitui uma informação muito importante quanto às suas propriedades. Neste caso, é necessário conhecer a distribuição do tamanho dos poros (REICHARDT, 1990).

Operacionalmente, costuma-se classificar os poros do solo de acordo com as classes de tamanho, ou seja, macroporos e microporos, cujo limite está nos poros com diâmetros menores e maiores que 0,6 mm, respectivamente, e uma altura da coluna de água de aparelhos com a mesa de tensão de 60 cm

(REICHARDT, 1990). Na maioria das vezes, entretanto, não há um consenso quanto a este limite, pois pode variar de autor para autor.

Esta divisão baseia-se no fato de que, em baixas tensões, os poros grandes esvaziam-se primeiramente e, com o aumento da tensão, vão se esvaziando os poros cada vez menores (REICHARDT, 1990). Embora não exista uma nítida linha de demarcação entre os poros do solo, devido a suas irregularidades, admite-se que os macroporos sejam responsáveis pelo livre movimento do ar, da água e do crescimento radicular, sendo os microporos um reservatório de água (BUCKMAN; BRADY, 1976; REICHARDT, 1990).

A redução no número dos macroporos pode ocorrer devido à pressão mecânica de máquinas agrícolas; à compressão do ar nos microporos dos agregados, durante o reumedecimento do solo (ciclos de umedecimento e secagem do solo); à força cinética da gota da chuva; à aração profunda e ao entupimento dos microporos; e ao baixo conteúdo de matéria orgânica e nutrientes (PRIMAVESI, 1979).

A porosidade e a densidade do solo têm sido utilizadas como indicadoras da qualidade do solo, por tratar-se de propriedades dinâmicas, suscetíveis ao uso e de fácil determinação, estando relacionadas, principalmente, à compactação e à relativa restrição ao crescimento radicular (ARSHAD et al., 1996).

A capacidade de retenção de água de um solo dependerá do número e tamanho dos poros, os quais são influenciados primariamente pela textura, estrutura, matéria orgânica e mineralogia do solo (LOWERY et al., 1996). Esta propriedade está relacionada ao transporte e armazenamento de água no solo, à erosividade do solo e ao teor de água disponível (DORAN; PARKIN, 1996).

O movimento da água é um dos assuntos mais estudados na física do solo, principalmente devido à sua importância quanto à disponibilidade de água para as plantas e ao transporte de solutos no solo.

A condutividade hidráulica é uma propriedade do solo que descreve sua capacidade em transmitir água (KLUTE; DIRKSEN, 1986; REICHARDT, 1990) e que depende da geometria dos poros e das propriedades do fluido contido neles (HILLEL, 1980; KLUTE; DIRKSEN, 1986; REICHARDT, 1990). As duas

propriedades dos fluidos que afetam diretamente a condutividade hidráulica são a viscosidade e a densidade. A textura e a estrutura do solo são os principais determinantes da geometria dos poros.

Devido à sua importância na descrição do movimento de água no solo, na literatura disponível há uma série de métodos de determinação da condutividade hidráulica do solo cuja determinação pode ser realizada em laboratório (EMBRAPA, 1997; KLUTE; DIRKSEN, 1986) ou no campo (REICHARDT, 1990; SILVA; LIBARDI, 2000; SILVA; GODINHO, 2002).

A estrutura do solo refere-se ao tamanho e ao padrão de arranjo das partículas primárias (areia, silte e argila) e poros do solo (OADES, 1984). Estas unidades estruturais compostas são denominadas agregados.

A intrincada dinâmica da agregação resulta da interação entre fatores ambientais, de manejo do solo, influência da planta e propriedades do solo, como: composição mineral, textura, carbono orgânico do solo, processos pedogenéticos, atividade microbiana, capacidade de troca catiônica, reserva nutricional e disponibilidade de água, sendo frequentemente expressa em termos de estabilidade de agregados (BRONICK; LAL, 2005).

A estabilidade de agregados é um indicador dos processos envolvidos na degradação do solo, pois influencia a infiltração, a retenção de água, a aeração e a resistência à penetração de raízes, o selamento e o encrostamento superficial, a erosão hídrica e eólica. É também o parâmetro que melhor se correlaciona com a erodibilidade do solo (SÁ et al., 2000) e outros.

Com o cultivo, normalmente há redução nos teores da matéria orgânica e, conseqüentemente, na estabilidade de agregados, resultando no aumento da proporção relativa de microagregados no solo, cuja estabilidade não é influenciada pelo manejo (TISDALL; OADES, 1982).

A avaliação da estabilidade dos agregados em solos depende das forças que ligam as partículas e da natureza e magnitude das forças desagregantes aplicadas nesta avaliação (BEARE; BRUCE, 1993). Há diferenças entre os métodos disponíveis para avaliação da estabilidade de agregados em solos

(FULLER; GOH, 1992; CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992; EMBRAPA, 1997; SÁ et al., 2000; DIAZ-ZORITA et al., 2002).

Por essa razão, a forma de determinação da estabilidade dos agregados tem sido motivo de controvérsia, uma vez que a maioria dos métodos se limita a comparações entre solos e tratamentos, enquanto o nível de energia aplicada é arbitrário e desconhecido (FULLER; GO, 1992).

Além dos indicadores físicos discutidos, recentemente têm sido desenvolvidos parâmetros físicos que integram propriedades físicas do solo, como o intervalo hídrico ótimo (IHO) (SILVA et al., 1994; TORMENA et al., 1998), a densidade relativa do solo (CARTER, 1990; KLEIN, 2006) e o parâmetro S (DEXTER, 2004).

2.2. Indicadores químicos de qualidade do solo

Os indicadores químicos são normalmente agrupados em variáveis relacionadas com o teor de matéria orgânica do solo, a acidez do solo, o conteúdo de nutrientes, elementos fitotóxicos (Al^{3+} , por exemplo) e determinadas relações como a saturação de bases (V%) e de alumínio (m).

A matéria orgânica do solo (MOS) refere-se a todo material orgânico contido no solo, incluindo a liteira, as frações leves, a biomassa microbiana, substâncias orgânicas solúveis em água e a matéria orgânica estabilizada, comumente denominada húmus (STEVENSON, 1994).

A MOS é freqüentemente referida como indicadora da qualidade do solo em virtude de sua suscetibilidade de alteração em relação às práticas de manejo e por correlacionar-se com a maioria das propriedades do solo (MIELNICKZUK, 1999).

Apesar da pouca contribuição em termos de massa total em solos minerais (em torno de 5%), a fração orgânica pode exercer acentuada influência nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, bem como nos processos de funcionamento do ecossistema (STEVENSON, 1994; BALDOCK; NELSON, 2000).

A decomposição dos resíduos orgânicos e, por conseguinte, o conteúdo da MOS são regulados pelo sistema de manejo adotado e pelas características da comunidade microbiana decompositora, do material orgânico e do ambiente onde o processo ocorre, incluindo, nesse caso, as condições edafometeorológicas (STEVENSON, 1994; BALDOCK; NELSON, 2000).

A avaliação do pH, da capacidade de troca catiônica e de nutrientes torna-se essencial para analisar aspectos químicos de qualidade do solo, uma vez que fornecem uma medida da habilidade do solo em suprir nutrientes e funcionar como um tampão contra aditivos químicos e corretivos (ARSHAD; COEN, 1992; DORAN; PARKIN, 1996).

Muitos processos naturais são altamente dependentes dos valores de pH. No solo, de acordo com Alvarez V. et al. (1994), o pH é um importante fator na produção agrícola, influenciando na disponibilidade de nutrientes às raízes das plantas, propiciando condições favoráveis ou de toxidez, e concorre para favorecer o desenvolvimento de microorganismos que operam transformações úteis para melhorar as condições do solo, bem como para dar meio propício a microorganismos causadores de doenças de plantas.

A fitotoxidez por Al^{3+} é uma das principais limitações químicas ao uso agrícola em ecossistemas tropicais (SANCHEZ; COCHRANE, 1980), em razão de sua capacidade de gerar acidez no solo, devido às reações de hidrólise do Al^{3+} hidratado em solução (MARSCHNER, 1995). Embora a toxidez por alumínio não ocorra em solos com pH acima de 5,5, ela é comum mediante a ocorrência de valores mais baixos de pH, particularmente abaixo de 5, faixa em que a solubilidade de alumínio aumenta e mais da metade do complexo de troca pode ser ocupado por ele (FOY, 1974).

Alguns solos da Amazônia ocidental apresentam altos teores de Al^{3+} , mas não apresentam sintomas de fitotoxidez por apresentarem altas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que de certa forma deve reduzir a atividade de Al^{3+} , em condições de baixa permeabilidade, impedindo a lixiviação de parte das bases alcalinas (GAMA; KIEHL, 1999).

Medidas que expressam a disponibilidade de nutrientes, como cálcio e magnésio trocáveis, fósforo, potássio, micronutrientes, assim como suas relações são importantes para avaliar qualidade de solo entre diferentes sistemas de manejos.

2.3. Indicadores biológicos de qualidade do solo

Os indicadores biológicos, como a biomassa microbiana do solo, o nitrogênio mineralizável, a respiração microbiana do solo, a atividade enzimática e o quociente metabólico, são importantes tanto no que se refere à ciclagem dos nutrientes, como também na estimativa da capacidade do solo para o crescimento vegetal.

A biomassa microbiana do solo é o componente vivo da matéria orgânica do solo. Sua avaliação é útil para obter informações rápidas sobre mudanças nas propriedades orgânicas do solo; detectar variações causadas por cultivos ou por devastação de florestas; medir a regeneração dos solos após a remoção da camada superficial; e avaliar os efeitos de poluentes como metais pesados e pesticidas (FRIGHETTO, 2000).

A biomassa microbiana é função de outras propriedades do solo, incluindo o pH, a textura e o conteúdo de água (RICE et al., 1996), e varia principalmente com a textura do solo, provavelmente devido ao efeito dessa característica na formação de agregados que atuam na proteção do carbono orgânico (SCHIMEL, 1986; GREGORICH et al., 1991). Como a biomassa microbiana relaciona-se com as propriedades físicas e químicas e é suscetível a atividades antropogênicas, ela pode ser considerada como indicador biológico satisfatório da qualidade do solo.

Os métodos mais freqüentemente utilizados para determinação da biomassa microbiana são fumigação-incubação (JENKINSON; POWLSON, 1976), fumigação-extração (VANCE et al., 1987) e irradiação com microondas (ISLAM; WEIL, 1998).

Os métodos da fumigação-incubação e fumigação-extração têm o inconveniente de demandarem tempo de análise e serem relativamente perigosos devido à utilização de clorofórmio (CHCl_3) no processo de fumigação. Nesse sentido, tem sido defendida a possibilidade de substituição da fumigação pela irradiação das amostras de solo em forno de microondas, pelo fato de ser mais rápido, exigir procedimentos simples e não ser tóxico (FERREIRA et al., 1999; WANG et al., 2001).

A quase totalidade do N no solo está na forma de compostos orgânicos que não podem ser utilizados diretamente pelas plantas e também não são suscetíveis à lixiviação (BALDOCK; NELSON, 2000). O conteúdo de N convertido da forma orgânica para a mineral (mineralização) depende do manejo adotado, do clima e de propriedades inerentes ao solo (DRINKWATER et al., 1996). Esse potencial de conversão do N orgânico para o N mineral (nitrogênio potencialmente mineralizável) tem sido considerado importante sob o ponto de vista edáfico, sendo, portanto, um indicador recomendável de qualidade do solo.

Um dos métodos mais recomendados para se estimar o N potencialmente mineralizável envolve a mensuração do conteúdo de N mineral liberado no solo pela atividade microbiana durante a incubação (DRINKWATER et al., 1996), que pode se processar em meio aeróbico (STANFORD; SMITH, 1972) ou anaeróbico (WARING; BREMNER, 1964).

A respiração microbiana do solo é um processo que reflete a atividade biológica do solo, sendo definida como a produção de CO_2 ou o consumo de O_2 como resultado de processos metabólicos de organismos vivos do solo. Existem basicamente dois métodos propostos para quantificar o conteúdo de CO_2 produzido: o primeiro é baseado na determinação do fluxo de CO_2 usando câmaras que são colocadas sobre o solo; o segundo é usado para avaliar a atividade microbiana, sendo baseado na produção de CO_2 a partir de uma amostra de solo em laboratório (PARKIN et al., 1996).

Os constituintes da matéria orgânica do solo estão sendo continuamente alterados para outras formas químicas pelos microorganismos e enzimas do solo. Assim, por exemplo, enzimas como as fosfatases são importantes no processo de

mineralização de fosfato orgânico (FRIGHETTO; MONTEIRO, 2000) e as β -glucosidases no ciclo do carbono (DICK et al., 1996).

O quociente microbiano (q_{MIC}), que corresponde à relação entre o carbono da biomassa microbiana (CBM) e o carbono orgânico total (COT), reflete processos importantes relacionados às adições e transformações da matéria orgânica, assim como a eficiência de conversão de C desta em C microbiano (SPARLING, 1992). Em circunstâncias de desequilíbrio ambiental ou em situação em que a biomassa experimenta algum fator de estresse (deficiência de nutrientes, acidez, déficit hídrico, etc.), a capacidade de utilização de C é diminuída e, neste caso, o q_{MIC} tende a diminuir (WARDLE, 1992).

Por outro lado, em ecossistemas estáveis, onde predominam condições favoráveis, há uma tendência de aumento da atividade microbiana e, em consequência, o q_{MIC} tende a crescer até atingir um equilíbrio (POWLSON et al., 1987). Desse modo em ambientes preservados, em estado de equilíbrio, o valor desta relação pode ser usado como padrão para avaliar quanto um solo se encontra degradado.

3. Avaliação da qualidade do solo

Não há um método prático e confiável para estimar a qualidade do solo (KARLEN et al., 1997), porém, mudanças na qualidade do solo têm sido avaliadas por intermédio da mensuração de indicadores apropriados e pela sua comparação com valores desejáveis (limite crítico ou “threshold level”) em diferentes intervalos de tempo, para um fim específico em ecossistemas agrícolas, florestais e pecuários.

Carter (2001) e Arshad e Martin (2002) sugerem as seguintes etapas como pressupostos para avaliar a qualidade do solo:

- a) dividir a região ou área de estudo em diferentes ecorregiões; selecionar zonas ecológicas, fazendas ou bacias hidrográficas com solos similares;
- b) definir o objetivo do estudo sobre a qualidade do solo (produção agrícola, proteção ambiental ou qualquer outro uso);

- c) eleger um conjunto de indicadores para a área de estudo; selecionar um ponto de referência (linha base) para cada indicador (neste caso, uma base de dados pode ser útil para se determinar o ponto de referência para diferentes regiões);
- d) especificar os limites críticos para os indicadores selecionados, que irão variar em função de cada indicador e transformá-los em qualidade do solo/índice de sustentabilidade.

Na etapa de seleção de indicadores, Cameron et al. (1998) recomendam o uso de escores que auxiliam na escolha de indicadores potenciais para solos degradados ou em processo de degradação, de acordo com a expressão:

$$A = \Sigma (S, U, M, I, R),$$

em que A é aceitação do escore para indicador; S, susceptibilidade do indicador à degradação; U, facilidade de entendimento do indicador; M, relação custo benefício do indicador; I, influência previsível sobre as propriedades do solo; R, relação com os processos que ocorrem no ecossistema.

Para cada parâmetro na equação anterior é atribuído um valor no intervalo de 1 a 5, baseado-se no conhecimento e experiência do usuário. A soma dos valores individuais fornece o nível de aceitação (A), que pode ser ranqueado em comparação com outros potenciais indicadores.

No processo de avaliação da qualidade do solo têm surgido vários sistemas quantitativos expressos na forma de índices (STORIE, 1978; KINIRY et al., 1983; LARSON; PIERCE, 1991; PARR et al., 1992; KARLE; STOTT, 1994; SNAKIN et al., 1996; ISLAM; WEIL, 2000) e que são considerados importantes dado à facilidade de uso e a possibilidade de uma escala contínua de avaliação (SINGER; EWING, 1999).

Dentre os métodos quantitativos mencionados acima, o conjunto de procedimentos (“framework”) proposto por Karlen e Stott (1994) é o que tem sido mais bem adaptado e empregado em diversos trabalhos de mensuração da qualidade do solo (HUSSAIN et al., 1999; GLOVER et al., 2000; CHAER, 2001; SOUZA et al., 2003; ANDREWS et al., 2004; MENEZES, 2005; ERKOSSA et

al., 2007). Nesses trabalhos têm sido dada ênfase na integração de indicadores de modo a gerar um valor (índice de qualidade do solo) que possa ser comparado entre várias práticas de manejo, ao longo do tempo, em ecossistemas agrícolas, florestais e pecuários, e tem demonstrado ser bastante flexível e de relativa facilidade de utilização.

Além disso, essa metodologia pode ser utilizada para avaliar e identificar problemas de manejo do solo dentro do enfoque de sustentabilidade e melhoria dos recursos do solo e, conseqüentemente, para orientar decisões relacionadas às correções a serem implementadas.

De forma mais simplificada, Islam e Weil (2000) avaliaram as mudanças de uso da terra em ecossistemas de floresta tropical de Bangladesh, utilizando o índice de deterioração do solo (IDS), proposto anteriormente por Adejuwon e Ekanade (1988). Islam e Weil (2000) partiram do princípio de que o status das propriedades individuais do solo sob plantios florestais e pastagem eram os mesmos para aqueles solos adjacentes sob floresta nativa, anterior ao processo de conversão. As diferenças entre as propriedades dos solos sob pastagem, comparadas à linha-base das propriedades do solo sob vegetação nativa, foram calculadas e expressas como a porcentagem da média dos valores individuais de cada propriedade. Essas porcentagens foram agrupadas (em uma média geral), a fim de compor o índice de deterioração do solo (IDS).

As dificuldades apresentadas com a utilização desses procedimentos são, em muitas situações, em decorrência de fatores como: a) complexidade no processo de integração das variáveis envolvidas (HERRICK, 2000); b) busca constante de indicadores-chave e seus limites críticos (*threshold values*) (ARSHAD; MARTIN, 2002); c) padronização dessas variáveis (NORTCLIFF, 2002); e d) dos métodos de amostragem e procedimentos analíticos (DORAN; JONES, 1996) e do caráter multidisciplinar.

Conforme enfatizado por Pirsig (1984), em experimentação nunca se consegue provar todas as hipóteses, sendo necessários novos experimentos para responder novas perguntas que vão surgindo. No caso da qualidade do solo, uma vez que se leva em consideração apenas uma fração das variáveis envolvidas nos

ecossistemas, dificilmente se conseguirá avaliar a qualidade do solo de forma “integral” apenas “parcialmente”.

Em última análise, não se deve negar o aspecto positivo que representam os mecanismos e procedimentos utilizados para a mensuração da qualidade do solo, desde que integrem uma série de propriedades relacionadas às funções vitais do solo. Neste caso, pode-se ter uma visão mais integrada dos ecossistemas, mesmo sabendo que dificilmente se conseguirá avaliar integralmente a qualidade do solo, mas o primeiro passo precisa ser dado.

4. Literatura citada

ADAMS, W.A. The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. **Journal of Soil Science**, v. 24, n. 1, p. 10-17, 1973.

ADEJUWON, J.O.; EKANADE, O. A comparison of soil properties under different land use types in a part of the Nigerian cocoa belt. **Catena**, v. 15, p. 319-331, 1988.

ALVAREZ V., V.H.; MELLO, J.W.V.; DIAS, L.E. **Acidez e calagem do solo**. Brasília: ABEAS/UFV, 1994. 68 p (Curso de Fertilidade e Manejo do Solo - Módulo IV).

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A. The soil management assesment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society America Journal**, v. 68, n. 6, p. 1945-1962, 2004.

ARSHAD, M.A.; COEN, G.M. Characterization of soil quality: physical and chemical criteria. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1, p. 25-31, 1992.

ARSHAD, M.A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. Cap. 7, p. 123-141.

ARSHAD, M.A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 88, n. 2, p. 153-160, 2002.

BALDOCK, J.A.; NELSON, P.N. Soil organic matter. In: SUMMER, M.E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Georgia, USA: University of Georgia, 2000. p. B25-B84.

BATEY, T.; MCKENZIE, D.C. Soil compaction: identification directly in the field. **Soil Use and Management**, v. 22, n. 2, p.123-131, 2006.

BEARE, M.H.; BRUCE, R.R. A comparison of methods for measuring water-stable aggregates: implications for determining environmental effects on soil structure. **Geoderma**, v. 56, n. 1, p. 87-104, 1993.

BEUTLER, A.N.; CENTURION, J.F.; SILVA, A.P. Comparison of penetrometers to evaluate soil compactness in oxisols. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 1, p.146-151, 2007.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1 – Physical and Mineralogical Methods. 2.ed. Madison, WI: ASA/SSSA, 1986. p. 363-375. (Agron. Monogr., 9).

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1, p. 3-22, 2005.

BUCKMAN, H.O.; BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1976. 594 p.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOT, E.T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 777-783, 1992.

CAMERON, K.; BEARE, M.H.; McLAREN, R.P.; DI, H. Selecting physical, chemical and biological indicators of soil quality for degraded or polluted soils. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 16, 1998, Montpellier, France. **Proceedings...** Montpellier, France, 1998. (Scientific registration, 2516 – Symposium, 37).

CANNELL, R.Q.; HAWES, J.D.; JENSEN, H.E. Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. **Soil & Tillage Research**, v. 30, n. 1-2, p. 245-282, 1994.

CARTER, M.R. Organic matter and sustainability. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; WATSON, C.A. (Eds.). **Sustainable management of soil organic matter**. United Kingdom: CABI Publishing, 2001. p. 9-21.

CARTER, M.R. Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies of fine loamy sands. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 70, p. 425-433, 1990.

CHAER, G.M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos**. 2001. 89 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

DEXTER, A.R. Soil physical quality - Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 201-214, 2004.

DIAZ-ZORITA, M.; PERFECT, E.; GROVE, J.H. Disruptive methods for assessing soil structure. **Soil & Tillage Research**, v. 64, n. 1, p. 3-22, 2002.

DICK, R.P.; BREAKWELL, D.P.; TURCO, R.F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Wisconsin, USA: Soil Science Society America, 1996. Cap. 15, p. 247-271. (Special Publication, 49).

DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, 1996. 409 p.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society American, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 35).

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1996. p. 25-37. (Special Publication, 49).

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

DRINKWATER, L.E.; CAMBARDELLA, C.A.; REEDER, J.D.; RICE, C.W. Potentially mineralizable nitrogen as indicator of biologically active soil nitrogen. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Wisconsin, USA: Soil Science Society America, 1996. Cap. 13, p.217-229. (Special Publication, 49).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ERKOSSA, T.; ITANNA, F.; STAHR, K. Indexing soil quality: a new paradigm in soil science research. **Australian Journal of Soil Research**, v. 45, n. 2, p. 129-137, 2007.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1, p. 69-116, 1997.

FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, p. 991-996, 1999.

FOY, C.D. **Effects of aluminum on plant growth**. In: CARSON, E.W. (Ed.). Charlottesville: University Press of Virginia, 1974. p. 601-642.

FRIGHETTO, R.T.S. Análise da biomassa microbiana em carbono: método de fumigação – extração. In: FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. (Coords.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 198 p. (EMBRAPA Meio Ambiente – Documentos, 21).

FRIGHETTO, R.T.S.; MONTEIRO, R.T.R. Análise de fosfatase ácida e alcalina: componente do índice de qualidade bioquímica do solo. In: FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. (Coords.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. Cap. 11, 198 p. (Embrapa Meio Ambiente – Documentos, 21).

FULLER, L.G.; GOH, T.G. Stability-energy relationships and their application to aggregation studies. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 72, n. 4, p. 453-466, 1992.

GAMA, J.R.N.F.; KIEHL, J.C. Influência do alumínio de um podzólico vermelho-amarelo do Acre sobre o crescimento das plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 475-482, 1999.

GARDNER, C.M.K.; LARYEA, K.B.; UNGER, P.W. **Soil physical constraints to plant growth and crop production**. Roma: FAO, 1999. 106 p.

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 and Environment**, v.80, n. 1, p.29-45, 2000.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; DORAN, J.W.; PANKHURST, C.E.; DWYER, M. Biological attributes of soil quality. In: GREGORICH, E.G.; CARTER, M. (Ed.). **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science, 1997.

GREGORICH, E.G.; VORONEY, R.P.; KACHANOSKI, R.G. Turnover of carbon through the microbial biomass in soils with different textures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, n. 8, p. 799-805, 1991.

HERRICK, J.E. Soil quality: an indicator of sustainable land management? **Applied Soil Ecology**, v. 15, n. 1, p. 75-83, 2000.

HEUSCHER, S.A.; BRANDT, C.C.; JARDINE, P.M. Using soil physical and chemical properties to estimate bulk density. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, n. 1, p. 51-56, 2005.

HILLEL, D. **Fundamentals of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. 413 p.

HOOSBEEK, M.R.; BOUMA, J. Obtaining soil and land quality indicators using research chains and geostatistical methods. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 50, n. 1-3, p. 35-50, 1998.

HUSSAIN, I.; OLSON, K.R.; WANDER, M.M.; KARLEN, D.L. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. **Soil & Tillage Research**, v. 50, p. 237-249, 1999.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility Soils**, v. 27, n. 4, p. 408-416, 1998.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil: method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.

KARLEN, D.L.; EASH, N.S.; UNGER, P.W. Soil and crop management effects on soil quality indicators. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1, p. 48-55, 1992.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. **Soil Science Society America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4-10, 1997.

KARLEN, D.L.; STOTT, D. A framework for evaluating physical and chemical indicators. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1994. Cap. 4, p.53-72. (Special Publication, 35).

KARLEN, D.L.; WOLENHAUPT, N.C.; ERBACH, D.C.; BERRY, E.C.; BERRY, E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S.; JORDAHL, J.L. Crop residue effects on soil quality following 10 years of no-till corn. **Soil Tillage Research**, v. 31, n. 1, p. 149-167, 1994.

KINIRY, L.N.; SCRIVNER, C.L.; KEENER, M.E. **A soil productivity index based upon predicted water depletion and root growth**. Columbia, MO: University of Missouri Coop. Ext., 1983. (Missouri Agric. Exp. Sta. Res. Bull., 1051).

KLEIN, V.A. Densidade relativa – um indicador da qualidade física de um Latossolo Vermelho. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 5, n. 1, p. 26-32, 2006.

KLUTE, A.; DIRKSEN, C. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1 – Physical and Mineralogical Methods. 2.ed. Madison, WI: ASA/SSSA, 1986. p. 687-734. (Agron. Monogr., 9).

LAL, R. Physical management of soils of the tropics: priorities for the 21st century. **Soil Science**, v. 165, n. 3, p. 191-207, 2000.

LAL, R. Soil quality and sustainability. In: LAL, R.; BLUM, VALENINE, C.; STEWART, B.A. (Eds.). **Methods for assessment of soil degradation**. New York: CRC Press, 1998. p. 17-30.

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. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1994. p. 37-52. (Special Publication, 35).

LARSON, W.E.; PIERCE, F.J. Conservation and enhancement of soil quality. In: _____. **Evaluation for sustainable land management in the developing world**. Bangkok, Thailand: Int. Board Soil Res. and Management, 1991. p. 521-536.

LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**, New York, v. 1, p. 277-294, 1985.

LETEY, J.; SOJKA, R.E.; UPCHURCH, D.R.; CASSEL, D.K.; OLSON, K.R.; PAYNE, W.A.; PETRIE, S.E.; PRICE, G.H.; REGINATO, R.J.; SCOTT, H.D.; SMETHURST, P.J.; TRIPLETT, G.B. Deficiencies in the soil quality concept and its application. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 58, n. 4, p. 180-187, 2003.

LOWERY, B.; HICKEY, W.; ARSHAD, M.A.; LAL, R. Soil water parameters and soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. Cap. 8, p. 143-155.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Academic Press, 1995. 889 p.

MENEZES, A.A. **Produtividade do eucalipto e sua relação com a qualidade e a classe de solo**. 2005. 89 f. Dissertação (Mestrado em Solos em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

MIELNICZUCK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. Cap.1, p. 1-6.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRCC. **Soil and water quality: and agenda for agriculture**. Washington, DC: National Academy Press, 1993. 542 p.

NORFLEET, M.L.; DITZLER, C.A.; PUCKETT, W.E.; GROSSMAN, R.B.; SHAW, J.N. Soil quality and its relationship to pedology. **Soil Science**, v. 168, n. 3, p. 149-155, 2003.

NORTCLIFF, S. Standardization of soil quality attributes. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 161-168, 2002.

OADES, J.M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, v. 76, n. 1-3, p. 319-337, 1984.

PARR, J.F.; PAPENDICK, S.B.; HORNICKS, B.; MEYER, R.E. Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1, p. 5-11, 1992.

PIRSIG, R.M. **Zen e arte de manutenção de motocicletas: uma investigação sobre valores**. 12.ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1984. 388 p.

POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C.K.; CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 2, p. 159-164, 1987.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. 9.ed. São Paulo, 1979. 542 p.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo: Manoele, 1990. 188 p.

REINERT, D.J. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L.E.; GRIFFIT, J.J. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 163-176.

REYNOLDS, W.D.; BOWMAN, B.T.; DRURY, C.F.; TAN, C.S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1-2, p. 131-146, 2002.

REZAEI, S.A.; GILKES, R.J.; ANDREWS, S.S. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. **Geoderma**, v. 136, n. 1-2, p. 229-234, 2006.

RICE, C.W.; MOORMAN, T.B.; BEARE, M. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. cap. 12, p. 203-215.

SA, M.A.C.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; DIAS JUNIOR, M.S. Comparison of methods for aggregate stability studies in soils. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 9, 2000.

SANCHEZ, P.A.; COCHRANE, T.T. Soil constraints in relation to major farming systems in tropical America. In: _____. **Priorities for alleviating soil-related constraints to food production in the tropics**. Los Banos: IRRI, 1980, p.107-139.

SCHIMMEL, D.S. Carbon and nitrogen turnover in adjacent grassland and cropland ecosystems. **Biogeochemistry**, v. 2, n. 4, p. 345-357, 1986.

SCHOENHOLTZ, S.H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 138, n. 1-3, p. 335-356, 2000.

SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E.; BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, v. 164, n. 4, p. 224-234, 1999.

SILVA, A.P.; KAY, B.D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1775-1781, 1994.

SILVA, E.B.; LIBARDI, P.L. Hydraulic properties of an unsaturated soil using the disk permeameter. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 3, 2000.

SILVA, E.L.; GODINHO, F.V. Infiltrômetro de disco para determinação da condutividade hidráulica de solo não-saturado. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 26, n. 3, p. 585-588, 2002.

SILVA, S.R.; BARROS, N.F.; COSTA, L.M. Physical attributes of two Oxisols affected by soil compaction. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 842-847, 2006.

SINGER, M.J.; EWING, S.S. Soil quality. In: SUMMER, M.E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Georgia, USA: University of Georgia, 1999. p. G-271-G-298.

SINGER, M.J.; EWING, S.S. Soil quality. In: SUMMER, M.E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Georgia, USA: University of Georgia, 1999. p. G-271-G-298.

SNAKIN, V.V.; KRECHETOV, P.P.; KUZOVNIKOVA, T.A.; ALYABINA, I.O.; GUROV, A.F.; STEPICHEV, A.V. The system of assessment of soil degradation. **Soil Technology**, v. 8, n. 4, p. 331-343, 1996.

SOANE, B.D. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. **Soil & Tillage Research**, v. 16, n. 1-2, p. 179-201, 1990.

SOJKA, R.E.; UPCHURCH, D.R. Reservations regarding the soil quality concept; discussion. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 5, p. 1039-1054, 1999.

SOUZA, L.S.; SOUZA, L.D.; SOUZA, L.F.S. Indicadores físicos e químicos de qualidade do solo sob o enfoque de produção vegetal: estudo de caso para citros em solos coesos de tabuleiros costeiros. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto, SP. **CD-ROM...** Ribeirão Preto: UNESP, 2003.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indication of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, n. 2, p. 195-207, 1992.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society America Proceedings**, v. 36, n. 3, p. 465-472, 1972.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

STOLF, R. Teoria de testes experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, p. 229-235, 1991.

STORIE, E. **Storie index soil rating** (revised). California: University of California, Division of Agricultural Sciences, 1978. 4 p. (Special Publication, 3203).

STURZ, A.V.; CHRISTIE, B.R. Rationale for a holistic approach to soil quality and crop health. **Soil & Tillage Research**, v. 72, n. 2, p. 105-106, 2003.

SZABOLCS, I. The concept of soil resilience. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (Eds.). **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford: CAB International, 1994. p. 33-39.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 1, p. 141-163, 1982.

TORMENA, C.A.; SILVA, A.P.; LIBARDI, P.L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 573-581, 1998.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

VOMOCIL, J.A. Measurement of soil bulk density and penetrability: a review of methods. **Advances in Agronomy**, v. 9, p. 159-175, 1957.

WANG, W.; DALAL, R.C.; MOODY, P.W. Evaluation of the microwave irradiation method for measuring soil microbial biomass. **Soil Science Society America Journal**, v. 65, p. 1696-1703, 2001.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews**, v. 67, n. 3, p. 321-358, 1992.

WARING, S.A.; BREMNER, J.M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. **Nature**, v. 201, p. 951-952, 1964.

WIENHOLD, B.J.; ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 26, n. 2-3, p. 89-9, 2004.

CAPÍTULO 2

DEGRADAÇÃO DE ECOSISTEMAS DE PASTAGENS NA AMAZÔNIA OCIDENTAL, ACRE: SUBSÍDIOS PARA AVALIAÇÃO POR MEIO DE INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E AMBIENTE E ALTERNATIVAS DE RECUPERAÇÃO

Resumo

Na atualidade, o Acre apresenta-se como uma das últimas fronteiras agrícolas da Amazônia ocidental. A maior parte das áreas desflorestadas no Estado, cerca de 1,3 milhão de hectares, vem sendo utilizadas com pastagens, em sua maioria concentradas na região leste do Estado. Estima-se que metade esteja em algum estágio de degradação ou abandonada. A tendência de utilização do solo com pastagens extensivas tem sido percebida em vários segmentos produtivos do Estado. No entanto, observa-se que em muitos casos o solo tem sido subutilizado em termos de aptidão agrícola e quase sem práticas adequadas de conservação e manejo. Isso tem suscitado vários debates com relação aos impactos negativos desses ecossistemas sobre a biodiversidade, o ciclo hidrológico, os recursos hídricos, a ciclagem de nutrientes e a degradação de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Existe, portanto, a necessidade de definir critérios e indicadores de qualidade do solo, bem como procedimentos que possibilitem mensurar o nível de degradação de pastagens, e

assim subsidiar e monitorar o uso e o manejo do solo. Este trabalho tem como objetivo discutir terminologias utilizadas em estudos de degradação de ecossistemas de pastagem na Amazônia. Além disso, são sugeridos critérios e indicadores de degradação de solo e ambiente em razão das particularidades edafoclimáticas da região, e procedimentos utilizados para a quantificação da degradação e alternativas para recuperação desses ecossistemas.

Palavras-chave: Amazônia, solos do Acre, desmatamento, pastagem, biodiversidade, sustentabilidade.

1. Introdução

A Amazônia Legal, com 5,2 milhões de km², apresenta, atualmente, uma área cumulativa desflorestada correspondente a 691.123 km², o equivalente a aproximadamente 17,2% de toda floresta amazônica brasileira (INPE, 2008). Cerca de 80% da área desmatada tem sido utilizada com pastagens plantadas e acredita-se que metade desta área esteja degradada e, em alguns casos, abandonada (BRASIL, 2004; DIAS-FILHO; ANDRADE, 2006).

Vários fatores podem contribuir para a degradação de pastagem. Dentre os principais, destacam-se: as práticas inadequadas, como superpastejo, manejo ineficiente de plantas invasoras, uso abusivo do fogo, ausência de adubação, uso de espécies forrageiras não adaptadas às condições ambientais e fatores bióticos como ataque de insetos-praga e doenças (DIAS-FILHO, 2005a; VALENTIM et al., 2004; ANDRADE; VALENTIM, 2006).

Grande parte das pesquisas em ecossistemas de pastagens (degradadas ou não) reporta que, após alguns anos de uso, ocorre melhora nas propriedades químicas dos solos em relação ao solo sob floresta. Entretanto, ocorre a degradação de propriedades físicas (aumento da densidade do solo, diminuição da porosidade total e da taxa de infiltração de água, entre outros) e redução da biodiversidade da fauna edáfica em relação ao solo sob floresta nativa (MORAES et al., 1996; MULLER et al., 2004; MATHIEU et al., 2004).

O Acre, com área territorial de aproximadamente 164.220 km², apresenta cerca de 11,7% (19.200 km²) de sua área total desflorestada (INPE, 2007). Do total desmatado, até 2004, em torno de 81% (13.352 km², o equivalente a 1,3 milhão de hectares) eram utilizados com pastagens (OLIVEIRA et al., 2006). A espécie forrageira mais cultivada no estado é a *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, também conhecido como braquiarião (DIAS-FILHO; ANDRADE, 2006).

O desmatamento tem se concentrado ao longo das principais rodovias, estradas vicinais e as margens dos cursos d'água situados à leste do Estado. A tendência tem sido a implantação crescente de pastagens por colonos, extrativistas, ribeirinhos e pecuaristas (AMARAL et al., 2000).

Este avanço no desmatamento de áreas de floresta nativa, para dar lugar a extensas pastagens, tem preocupado o poder público e a comunidade científica em geral, no sentido de mensurar os impactos (positivos e negativos) gerados (SILVA; RIBEIRO, 2004; AMARAL et al., 2005; LIRA et al., 2006) e propor alternativas de uso, manejo e recuperação para ecossistemas de pastagens degradadas de forma a reincorporá-las ao processo produtivo (OLIVEIRA et al., 1999; WANDELLI et al., 1999; WADT et al., 2005).

Nos últimos anos, a pecuária bovina no Acre vem tendo problemas decorrentes da degradação das pastagens. Os principais tipos de degradação recorrentes no Estado estão associados à infestação por invasoras (degradação agrícola), degradação de propriedades do solo e síndrome da morte do capim-brizantão e uso constante do fogo. Estes problemas têm ocasionado muitos prejuízos aos pecuaristas, tanto com redução da capacidade de suporte das pastagens e da produtividade animal, quanto com os elevados custos envolvidos na recuperação e renovação das pastagens degradadas.

Neste contexto, há a necessidade de melhor compreensão sobre a magnitude dos impactos decorrentes da conversão de floresta em ecossistemas de pastagem. Para tal, considera-se de vital importância definir critérios e indicadores de degradação de solo e ambiente, a fim de subsidiar a identificação

e a mensuração do nível de degradação de pastagem, bem como direcionar ações de manejo que possibilitem seu monitoramento ao longo do tempo.

Este trabalho foi realizado com os seguintes objetivos: a) discutir conceitos básicos de degradação, resiliência e resistência do solo; b) analisar impactos decorrentes da conversão de floresta em ecossistemas de pastagens; c) sugerir indicadores de qualidade do solo e ambiente, que possibilitem avaliar ecossistemas de pastagens degradadas no Acre; d) sugerir alternativas para a integração de variáveis e mensuração do nível de degradação de pastagens; e) discutir algumas alternativas de recuperação de áreas de pastagens degradadas e capoeiras abandonadas.

2. Aspectos conceituais

2.1. Degradação

O termo degradação em ecossistemas amazônicos tem sido utilizado nos contextos agrícola e ambiental (VIEIRA et al., 1993). A degradação agrícola refere-se à perda de produtividade econômica em termos agrícola, pecuário ou florestal. A degradação ambiental envolve danos ou perdas de populações de espécies animais ou vegetais, ou perda de funções críticas do ecossistema como modificações na quantidade de carbono armazenado, quantidade de água transpirada e ciclagem de nutrientes.

A degradação agrícola em ecossistemas de pastagem na Amazônia é caracterizada pela mudança na composição botânica da pastagem, em decorrência do aumento na proporção de plantas espontâneas (ervas daninhas, invasoras, plantas indesejáveis) e na diminuição da gramínea forrageira (SERRÃO; TOLEDO, 1990; VIEIRA et al., 1993; DIAS-FILHO, 2005a). Neste sentido, Dias-Filho (2005a) ressalta que a capacidade da pastagem para produzir economicamente (do ponto de vista agropecuário) tenderia a declinar devido à pressão competitiva exercida pelas plantas indesejáveis.

Segundo Dias-Filho (2005a), em ecossistemas de cerrado, o tipo de degradação de pastagem mais freqüente é a degradação biológica. Assim, as áreas cobertas por gramíneas forrageiras vão sendo reduzidas gradualmente, deixando o solo exposto às intempéries, resultando na erosão, na compactação e na perda de matéria orgânica do solo.

Na degradação de pastagens devido à síndrome da morte do capim-braquiarião, pode ocorrer a perda de produtividade econômica em razão da redução na produção de biomassa da gramínea, sem que, necessariamente, tenha ocorrido a degradação do solo. O problema está associado à falta de adaptação da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu a solos de drenagem restrita, o que pode ser uma característica natural do solo, agravada pelo manejo inadequado das pastagens (superpastejo, queimadas sucessivas expondo o solo e causando sua compactação e redução da permeabilidade) (ANDRADE; VALENTIM, 2006 e 2007).

Portanto, percebe-se que a tentativa de “estratificar” o conceito de degradação serve apenas como um modelo conceitual, pois, na maioria das vezes, a degradação agrícola e ambiental pode ocorrer em razão da magnitude ou do grau de intervenção antrópica num dado ecossistema.

2.2. Área degradada

Na literatura especializada, há vários conceitos sobre áreas degradadas (MAGNANINI, 1990; DIAS; GRIFFITH, 1998; LAL, 1998; KOBAYAMA et al., 2001). Para o propósito deste trabalho, e para subsidiar as discussões a seguir, tomou-se como base o conceito proposto por Lal (1998) e Kobayama et al. (2001), que consideram área degradada como aquela que teve perda, ou declínio, de suas funções e usos.

Assim, o solo tem sido utilizado como base de classificação de área degradada segundo três categorias (SNAKIN et al., 1996; LAL, 1998):

- 1) degradação física – refere-se às alterações de características concernentes ao arrançamento das partículas de solo, tendo como principais parâmetros a permeabilidade, densidade, estrutura, aeração e coesão;
- 2) degradação química – é reflexo de elementos indesejáveis no solo, ou da perda de nutrientes essenciais à nutrição mineral de plantas;
- 3) degradação biológica – declínio da diversidade biológica, da fauna edáfica e da matéria orgânica do solo.

A partir desse ponto, poderia ser questionado o modo como é realizada a classificação da degradação de um solo, que embora exibindo, *a priori*, boas características físicas, químicas e biológicas, simultaneamente apresenta um quadro evolutivo de degradação agrícola, em razão da falta de adaptação da espécie a determinado tipo de solo. Um exemplo é a síndrome da morte do capim *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, que vem ocorrendo em solos de drenagem restrita na Amazônia.

Na realidade, quando se tenta classificar a degradação de forma compartimentalizada, ela começa a não atender a todas as situações. Assim, a degradação permeia as várias categorias consideradas anteriormente, ou seja, tem um caráter mais abrangente.

No Acre, os sintomas associados à síndrome da morte do *capim-braquiarião* surgiram alguns anos depois de sua implantação (VALENTIM et al., 2000). Provavelmente, este fato pode está relacionado à degradação física do solo, ocasionada pelo pisoteio do rebanho bovino com o tempo de uso, assim como à perda de biodiversidade da fauna edáfica (degradação biológica) em decorrência da implantação de, apenas, uma variedade de gramínea forrageira (monocultivo) em extensas áreas.

Portanto, em tal situação, sugere-se que ocorra uma degradação física associada à perda de funções da pedosfera, relacionadas ao suprimento de água e trocas gasosas. Além disso, ocorre degradação ambiental devido a proliferação de fungos patogênicos ao sistema radicular da planta forrageira ou cultura, associado à redução de biodiversidade natural, que atuaria como barreira para tal evento.

2.3. Entropia

Os ecossistemas tropicais sob vegetação nativa encontram-se em equilíbrio termodinâmico (vegetação clímax), ou seja, as perdas e ganhos dentro do sistema são equivalentes (“steady-state level”). No entanto, quando há rompimento deste equilíbrio, ocorre um aumento de entropia (desordem) no sistema (Quadro 1) (ADDISCOTT, 1995).

A depender da magnitude do impacto sobre o meio, o sistema pode caminhar para um processo de degradação (aumento da desordem ou aumento da entropia do meio) ou a um novo equilíbrio (decréscimo de entropia).

Quadro 1 – Processos que favorecem a diminuição e o aumento de entropia no sistema solo-planta

Decréscimo de entropia	Aumento de entropia
<u>Biológicos</u>	
Fotossíntese (moléculas de maior tamanho)	Respiração (moléculas menores)
Crescimento	Senescência
Formação de húmus (humificação)	Decomposição do húmus (mineralização)
<u>Físicos</u>	
Fluxo de água (desenvolvimento do perfil)	Fluxo de água (erosão, lixiviação)
Floculação	Dispersão
Agregação	Desagregação
Desenvolvimento de estrutura	Quebra de estrutura

Fonte: Adaptado de Addiscott (1995).

2.4. Resiliência e resistência do solo

O termo resiliência tem sido definido a partir de vários pontos de vista e para vários propósitos (ESWARAN, 1994; LAL, 1994; 1997; SZABOLCS, 1994; TIESSEN et al., 1994; BLUM; SANTELISES, 1994; NOVAIS; SMITH, 1998; SEYBOLD et al., 1999; MITCHELL et al., 2000). Em geral, resiliência significa a tolerância do ecossistema contra um estresse, ou a resposta que um dado corpo pode dar após essa força ter sido aplicada (SZABOLCS, 1994).

Em relação à resiliência do solo, Szabolcs (1994) a define como a capacidade tampão do solo em relação aos impactos físicos, químicos e biológicos sofridos. Entretanto, Eswaran (1994) comenta que resiliência seria a habilidade de um dado ecossistema em se recompor. Blum e Santelises (1994) sugerem que a resiliência do solo seria a habilidade de um sistema, depois de perturbado, retornar a um novo equilíbrio dinâmico. Isso decorre do fato que os solos estariam sempre sujeitos a distúrbios naturais ou causados pelo homem.

O termo resiliência tem sido muito utilizado em ecossistemas de clima temperado. Neste sentido, Novais e Smith (1998) alertam para a necessidade de adequação do termo para ecossistemas de solos tropicais, principalmente em ecossistemas de solo de cerrado (solos mais intemperizados), naturalmente inférteis e com elevada adsorção de P.

A resistência descreve a habilidade do ecossistema em evitar o deslocamento, ou resistir a mudanças (tamponamento) nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (ESWARAN, 1994; BEGON et al., 2006).

Portanto, alguns questionamentos ocorrem, conforme se segue: quanto tempo um ecossistema leva para se recuperar até alcançar um novo equilíbrio, ou mesmo atingir o “steady-state” (vegetação clímax) após uma perturbação? Pode existir uma perturbação catastrófica mediante a qual o sistema fique impossibilitado de retornar ao “steady-state”?

É tarefa árdua responder a esses questionamentos, assim como as variáveis envolvidas são difíceis de serem mensuradas. No entanto, a recuperação de dado solo dependerá, inicialmente, da magnitude da extensão da

perturbação e do período de tempo em que o sistema é perturbado. A princípio, a resistência seguida da resiliência do ecossistema ditará o padrão de recuperação em razão do tamponamento físico, químico e biológico do meio.

3. Degradação de pastagens na Amazônia Ocidental, Acre

3.1. Extensão da degradação

Para planejamento, a Amazônia Legal pode ser dividida em Amazônia Ocidental e Oriental. A Amazônia Ocidental brasileira é constituída pelos estados do Acre, Amazonas, Rondônia e Roraima, possuindo área total de 2,18 milhões de km², equivalente a 42,8% da área da Amazônia Legal brasileira e a 25,6% do território nacional. A Amazônia Oriental é constituída pelos estados do Pará, Maranhão, Amapá, Tocantins e Mato Grosso, compreendendo uma área de 3 milhões de km² aproximadamente.

Os estados que apresentam maior descaracterização de sua cobertura florestal em termos de grandeza no desmatamento, são Rondônia, Maranhão, Mato Grosso e Pará (Quadro 2).

Entre os nove estados que compõem a Amazônia Legal, o Acre ocupa o 6.º lugar em termos de contribuição para o desmatamento na região. No entanto, em comparação com os outros estados da Amazônia Ocidental, o Acre ocupa a 3.ª posição (INPE, 2007) (Quadro 2).

Estima-se que, até 2007, cerca de 691.123 km² foram desmatados na Amazônia Legal, o que equivale a 17,2% da área total da região (INPE, 2008). Do total desmatado, estima-se que cerca de 80-90% tem sido utilizados com pastagens e manejadas de forma extensiva. Acredita-se que metade desta área seja ocupada por pastos degradados ou capoeiras derivadas de pastos degradados e roçados abandonados (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998; MULLER et al., 2004; BRASIL, 2004).

Quadro 2 – Distribuição dos 680.000 km² de desmatamento ocorrido até 2006, nos Estados da Amazônia Legal

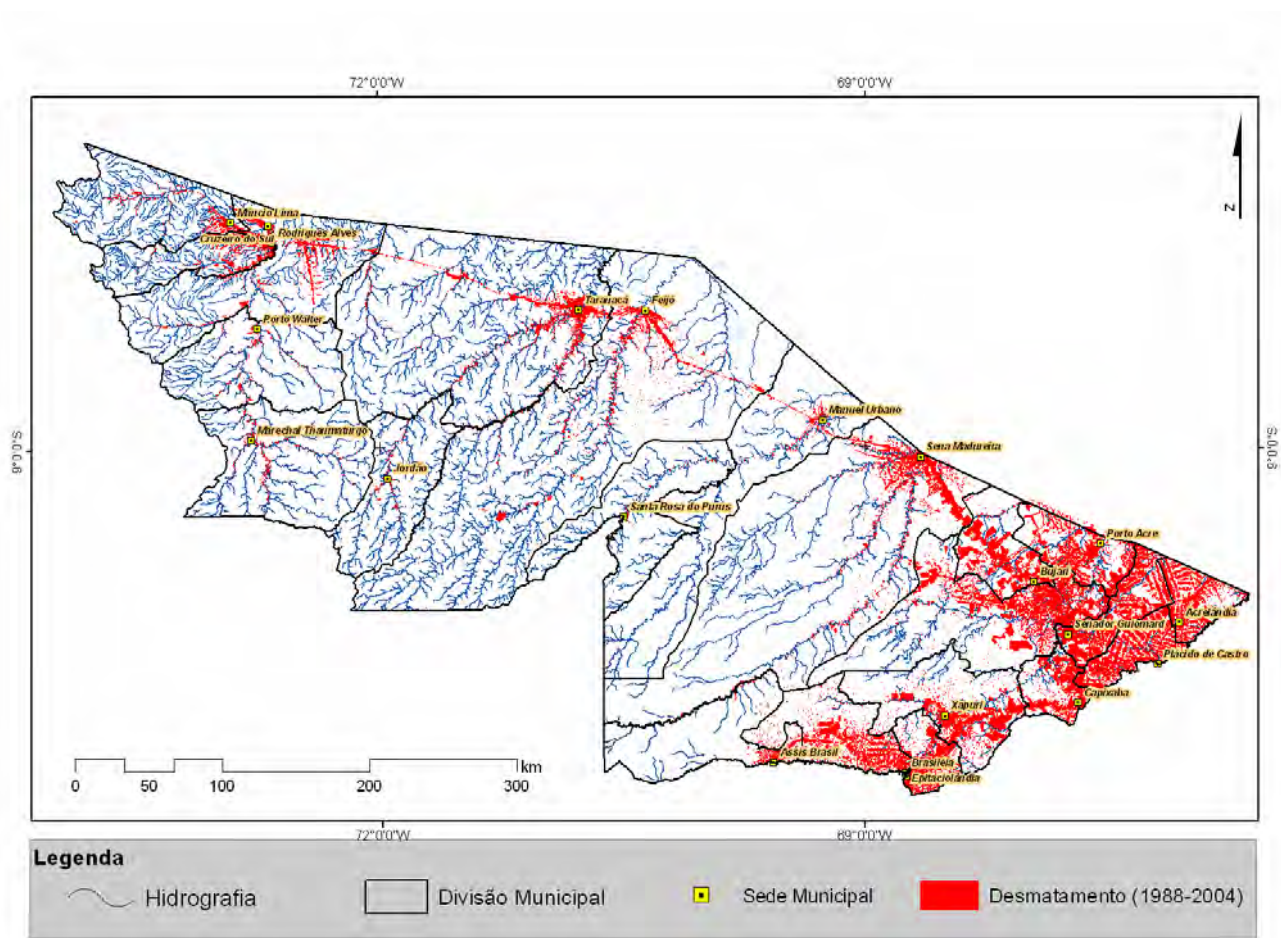
Estado – Sigla	Área do Estado (km ²)	Total desmatado até 2006	
		km ²	%
Pará – PA	1.249.576	212.906	17,04
Mato Grosso - MT	904.895	198.434	21,93
Maranhão - MA	335.902	94.974	28,27
Rondônia - RO	240.404	81.253	33,80
Amazonas - AM	1.601.920	32.674	2,04
Tocantins - TO	278.998	29.939	10,73
Acre – AC	158.881 (164.220)*	19.200	12,08 (11,7)*
Roraima – RR	226.232	8.085	3,57
Amapá – AP	335.902	2.430	1,70

Fonte: INPE (2007).

* Valores entre parênteses são dados atualizados da área do Acre e percentual desmatado. O INPE, até o presente, não atualizou sua base de dados da área territorial do Acre e Amazonas, que foram alterados por decisão do Supremo Tribunal Federal (STF) entre julho e agosto de 2004.

Além do uso com pecuária, a Amazônia tem sido intensamente desflorestada em virtude da extração seletiva de madeira e utilização com áreas de assentamento rural (MARGULIS, 2003; ALENCAR et al., 2004), o que tem ocasionado muitos conflitos pela posse da terra (KOHLHEPP, 2002).

Com área territorial de aproximadamente 164.220 km², o Acre apresenta sua cobertura florestal nativa com cerca de 11,7% (19.200 km²) de sua área total desflorestada (INPE, 2007). O desmatamento tem-se concentrado, principalmente, nos municípios localizados na região leste do Estado, ao longo das rodovias (BR-364, AC-090, AC-040 e BR-317), estradas vicinais (ramais) e às margens dos diversos cursos d'água (Figura 1). Portanto, mais de 60% do total desmatado concentram-se nas regionais do Alto e Baixo Acre (Quadro 3).



Fonte: Mosaico construído a partir de dados de Acre, 2006.

Figura 1 – Desmatamento no Acre até 2005.

Quadro 3 – Área desflorestada por município e por regional até 2004, no Estado do Acre

Regional	Município	Área (km ²)		Desflorestamento em relação à área do município (%)	Desmatamento na regional	
		Município	Desflorestada		km ²	%
Baixo Acre	Rio Branco	8.831	2.235	25	6.831	42
	Plácido de Castro	1.945	1.233	63		
	Porto Acre	2.609	962	37		
	Senador Guiomard	2.321	1.430	62		
	Bujari	3.037	971	32		
Alto Acre	Acrelândia	1.814	834	46	4.508	27
	Capixaba	1.696	692	41		
	Assis Brasil	4.977	184	4		
	Brasiléia	3.918	1.017	26		
	Epitaciolândia	1.655	675	41		
	Xapuri	5.347	1.107	21		
Purus	Manoel Urbano	10.635	181	2	1.284	8
	Santa Rosa do Purus	6.140	34	1		
	Sena Madureira	23.732	1.069	5		
Tarauacá e Envira	Feijó	27.964	1.031	4	2.263	14
	Jordão	5.361	78	1		
	Tarauacá	20.199	1.154	6		
Juruá	Cruzeiro do Sul	8.816	604	7	1.572	10
	Mâncio Lima	5.502	315	6		
	Marechal Thaumaturgo	8.190	164	2		
	Porto Walter	6.453	145	2		
	Rodrigues Alves	3.078	345	11		
	Total	164.220	16.459	-	-	100

Fonte: Oliveira et al. (2006).

Os municípios de Plácido de Castro e Senador Guiomard, localizados na regional do Baixo Acre, possuem áreas desflorestadas superiores a 60% da extensão territorial de cada município (Quadro 3). Este processo é decorrente de estradas pavimentadas e, ou, ramais que possuem acesso o ano todo; de vários projetos de assentamento; proximidade dos principais centros urbanos; e de grandes propriedades agropecuárias (SASSAGAWA; BROWN, 2000; ACRE, 2006).

As áreas utilizadas com pastagem abrangem uma área de 13.352 km², que correspondem a 81% do total desmatado até 2004 (OLIVEIRA et al., 2006). A tendência tem sido a implantação crescente de pastagens, por diversos segmentos do setor produtivo, tais como, assentados, colonos, extrativistas, ribeirinhos e pecuaristas (FUJISAKA et al., 1996; FUJISAKA; WHITE, 1998; AMARAL et al., 2000; SOUZA, 2001). A dinâmica da atividade é muito intensa e tem como finalidade, a criação de gado de corte nas fazendas e criatório destinado ao corte e leite em áreas de assentamentos e em reservas extrativistas (ACRE, 2000 e 2006).

Em 2004, as áreas de capoeira abrangiam 13,1% do total desmatado, o que corresponde a 2.155,8 km² (OLIVEIRA et al., 2006). Isso significa que deveria ser priorizada a utilização de uma significativa parte dessa área, como forma de reincorporá-la ao processo produtivo, evitando, assim, o desmate de novas áreas de floresta nativa.

3.2. Impactos da conversão de floresta nativa em ecossistemas de pastagem

O estudo de alterações das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, em ecossistemas de pastagens na Amazônia, tem sido realizado, principalmente, com a utilização de pastagens de diferentes idades, tendo a mata nativa como referencial (UHL et al., 1988; BUSCHBACHER et al., 1988; MORAES et al., 1996; NUMATA et al., 2007). Esse procedimento permite o exame de alterações de propriedades do solo em função do uso e manejo ao longo do tempo.

Os primeiros trabalhos concernentes às alterações proporcionadas pela conversão de florestas nativas em pastagens por sistemas pecuários na Amazônia surgiram em meados e final da década de 70 e no decorrer da década de 80, como forma de alerta à evolução crescente do desmatamento na região e ao abandono de pastagens não produtivas (FALESI, 1976; BUSCHBACHER et al., 1988; UHL et al., 1988) e com os impactos causados à fauna do solo (DANTAS, 1979; BANDEIRA, 1979).

À época, Fearnside (1980) questionava a utilização de pastagens na Amazônia e seus efeitos positivos na fertilidade do solo. Esse pesquisador contestava a “febre” existente quanto à melhoria da qualidade do solo aludida à implantação de pastagens. Também afirmava que havia sido dada uma excessiva importância à questão do nível de nutrientes existentes na floresta nativa, em comparação a ecossistemas de pastagem, por três razões: 1) a grande maioria dos nutrientes no ecossistema da floresta está estocado na vegetação e não no solo, o que torna a comparação isolada dos níveis de nutrientes do solo não representativa, uma vez que os estoques totais de nutrientes da floresta são maiores que os estoques totais do ecossistema da pastagem; 2) a descoberta de que os níveis dos nutrientes do solo são mais altos sob pastagem do que sob a floresta nativa não deveria induzir, necessariamente, à conclusão de que a pastagem pode fornecer uma produção, indefinidamente, sustentável; e 3) os fazendeiros da Amazônia brasileira poderiam não estar interessados em uma produção, indefinidamente, sustentável.

A partir da década de 90, destacam-se trabalhos com ênfase na dinâmica e nos estoques de carbono no solo (DESJARDINS et al., 1994, 2004; FEIGL et al., 1995; MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1996; BERNOUX et al., 1998, 1999; FERNANDES et al., 1999), nas transformações de P (GARCIA-MONTIEL et al., 2000; TOWNSEND et al., 2002), nas alterações de propriedades físicas do solo (MULLER et al., 2001, 2004, NEVES JÚNIOR, 2005), nas alterações em propriedades físicas e químicas do solo (PEREIRA et al., 2000; MAKEWITZ et al., 2004; COSTA et al., 2006), nos estudos concernentes à fauna edáfica (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000; DECAENS et

al., 2004; BARROS et al., 2004; MATHIEU et al., 2004; FEIGL et al., 2006) na microbiologia do solo (MOREIRA; MALAVOLTA, 2004). Destacam-se, também, na utilização de Sistemas de Informações Geográficas – SIG (ASNER et al., 2004), com modelagem das mudanças ocorridas na matéria orgânica do solo, durante o processo de conversão da floresta nativa em pastagem (CERRI et al., 2003 e 2004).

Após o desmatamento e queima da floresta, grandes quantidades de C são perdidas a partir da biomassa acima do solo, sendo que a maioria é emitida para a atmosfera na forma de CO₂. De acordo com Dias-Filho et al. (2001), a conversão de floresta em pastagem libera 100 a 200 t de C ha⁻¹, proveniente da biomassa da floresta, para a atmosfera.

Alguns trabalhos em ecossistemas de pastagens (degradadas ou não) têm mostrado uma melhora nas propriedades químicas dos solos e degradação de propriedades físicas (NEILL et al., 1996; BERNOUX et al., 1999; DESJARDINS et al., 1994 e 2004; MELO, 2003). Nesses trabalhos, os valores de pH, soma de bases e C tendem, com o tempo de utilização, a um incremento.

A maioria dos estudos mostra que o P disponível aumenta, somente no momento inicial após a conversão da floresta em pastagem, mas tende a diminuir com o tempo. Alguns estudos, avaliando as frações de P em sucessões de solos, mostram que há ocorrência de um aumento nas frações orgânicas de P e redução do fósforo total (formas oclusas) (GARCIA-MONTIEL et al., 2000; TOWNSEND et al., 2002). O decréscimo no conteúdo de P total, segundo Townsend et al. (2000), estaria associado a dois fatores: 1) após o desflorestamento da mata nativa e subsequente queima, ocorre incremento no pH, que pode causar a transferência de formas inorgânicas de P ocluso em formas mais lábeis; 2) solos sob pastagem são freqüentemente sujeitos a compactação que podem limitar a disponibilidade de oxigênio, criando condições redutoras que levam a liberação de formas inorgânicas de P a partir de formas mais oclusas para menos oclusas.

O incremento na densidade do solo em ecossistema de pastagem é resultante do processo de compactação do solo, causado pelo pisoteio do gado e

outros fatores. A compactação do solo degrada suas propriedades físicas, tendo, como consequência, maior dificuldade de penetração das raízes, redução na infiltração de água e trocas gasosas, que podem facilitar as perdas de matéria orgânica e nutriente pelo escoamento superficial (MULLER et al., 2001 e 2004; MARTINEZ; ZINCK, 2004). A compactação pode, também, influenciar nas estimativas do conteúdo de C e N (numa dada profundidade), em razão das mudanças na massa do solo (LUGO; BROWN, 1993; VELDKAMP, 1994).

A tendência tem sido um aumento na proporção de C derivado de pastagem com o tempo de uso, em decorrência do enriquecimento em ^{13}C proveniente de gramínea forrageira de ciclo fotossintético C4, conforme demonstra alguns trabalhos realizados em Rondônia (NEILL et al., 1996), Manaus (DESJARDINS et al., 2004), Pará (DESJARDINS et al., 1994; BERNOUX et al., 1999) e Acre (MELO, 2003; SALIMON et al., 2004 e 2007). Assim, os estoques de C remanescentes da floresta decrescem e ocorre um acréscimo nos estoques de C oriundo da pastagem, em proporções que podem atingir 80% (NEILL et al., 1996).

A utilização de modelos matemáticos tem permitido constatar que a conversão de floresta em pastagem pode resultar em um aumento de até 54% no estoque de C, nos primeiros 30 cm de solo, durante os primeiros 100 anos de utilização, com tendência de crescimento após este período (CERRI et al., 2003).

Tem havido também preocupação com relação às alterações no ciclo hidrológico (GAT et al., 1985; ARTAXO et al., 2005; DUARTE, 2005; TRANCOSO et al., 2007) e clima da região (FISCH et al., 1998) em razão da troca de superfícies vegetadas por pastagens.

A inquietação se deve ao fato de que quando se desmata ocorre decréscimo na evaporação do vapor de água originado anteriormente pela floresta e que é responsável por cerca da metade da precipitação na região (GAT et al., 1985). Isso resulta no decréscimo do fluxo de vapor de água, podendo reduzir localmente o regime de chuvas.

O comportamento da chuva no período entre 1970 e 2000 foi investigado por Duarte (2005) no município de Rio Branco, com base em séries históricas da

precipitação local e observações *in-situ*. O autor constatou que nesse período, houve tendência de redução diária das chuvas. O autor sugere que esse fato poderia estar relacionado ao desflorestamento concomitante (na Amazônia) nesse período, em sua maioria, para fins agropecuários. Entretanto, vale ressaltar que os dados pluviométricos utilizados foram tomados no núcleo urbano de Rio Branco, nos sítios Estação Experimental, Segundo Distrito e no Campus Universitário da Universidade Federal do Acre (UFAC). Isso demonstra que tal comportamento deva estar vinculado também a expansão da zona urbana.

Como resultado de experimentos de grande escala na Amazônia, Artaxo et al. (2005) constataram os seguintes efeitos da queima de florestas e a emissão de gases para a atmosfera: a) os mecanismos de formação e eficiência do processo de precipitação são alterados, em razão da diminuição do tamanho dos núcleos de condensação de nuvens (NCN); b) incremento na concentração de gás ozônio, para valores considerados fitotóxicos para a vegetação, em locais fortemente impactados por queimadas; c) o balanço de radiação é fortemente afetado, com perda líquida de até 70% da radiação fotossinteticamente ativa na superfície.

3.3. Síndrome da morte do capim-braquiarião

No Acre, assim como no restante da Amazônia brasileira, o processo de implantação de pastagens cultivadas consiste na derrubada e queima da biomassa florestal, seguindo-se a semeadura das forrageiras, principalmente o capim-braquiarião (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) (DIAS-FILHO; ANDRADE, 2006).

Após alguns anos de utilização, as pastagens perdem gradativamente a capacidade produtiva, ou seja, passam a comportar um número menor de cabeças de gado. A redução na capacidade de suporte e conseqüente degradação das pastagens no Acre são decorrentes de fatores como: morte do capim-marandu (morte de pastagem; síndrome da morte do capim-marandu), manejo incorreto do pastejo (superlotação), falta de adubação, uso excessivo do fogo, dentre outros

(VALENTIM et al., 2000; ANDRADE; VALENTIM; 2006 e 2007; DIAS-FILHO; ANDRADE, 2006).

A síndrome da morte do capim-braquiarião é um fenômeno que ocorre devido à falta de adaptação de *B. brizantha*, cv. Marandu, ao encharcamento periódico do solo, principalmente no final do período chuvoso, estando associada também a distúrbios fisiológicos da gramínea e à ação de fungos fitopatogênicos (DIAS-FILHO; CARVALHO, 2000; VALENTIM et al., 2000; DIAS-FILHO, 2000, 2002 e 2006; ANDRADE et al., 2003; ANDRADE; VALENTIM, 2006 e 2007).

No Estado do Acre, o problema tem sido bastante grave devido ao predomínio de solos com drenagem restrita e que, na estação chuvosa, ficam sujeitos à deficiência de oxigênio. Isto favorece as condições redutoras do solo (abaixamento do potencial redox) e o acúmulo de substâncias potencialmente tóxicas à planta, como sulfetos e formas solúveis de ferro (Fe^{2+}) e manganês (Mn^{+2}) (DREW, 1997; BRIAT et al., 1995; ARAÚJO et al., 2006).

Além disso, fatores como o pisoteio do gado, idade da pastagem, taxa de lotação, ciclos de umedecimento e secagem do solo e o selamento superficial podem contribuir para a intensificação do estresse fisiológico e piorar as condições edáficas, agravando o problema (DIAS-FILHO, 2005b e 2006).

Estudos adicionais são importantes para aprofundar a compreensão do problema, como: estudos sobre o efeito do encharcamento do solo na dinâmica de nutrientes; ferro e manganês no solo e sua assimilação pelas plantas forrageiras; e, principalmente, para refinar o processo de seleção e recomendação de cultivares de gramíneas e leguminosas forrageiras adaptadas às diferentes condições ambientais da Amazônia.

No Acre, poucos são os trabalhos que ressaltam tal problemática (ANDRADE et al., 2003; ARAÚJO et al., 2006), uma vez que a maioria das pesquisas concentra-se na espacialização de áreas vulneráveis à implantação de *B. brizantha* (VALENTIM et al., 2000); na construção de índices de morte de pastagem em função das características de solo (AMARAL et al., 2006); nas soluções tecnológicas (ANDRADE; VALENTIM, 2006); e nas opções

forageiras adaptadas às condições edafoclimáticas da região para lidar com tal fenômeno (DIAS-FILHO, 2005b; ANDRADE; VALENTIM, 2007).

4. Avaliação da qualidade do solo/degradação de ecossistemas de pastagens no Acre

4.1. Seleção de indicadores de degradação de pastagens para o Acre

A degradação de pastagens no Acre está centrada, basicamente, em três feições características: na degradação agrícola (infestação por invasoras), na degradação biológica (degradação do solo) e na síndrome da morte do capim-braquiarião (Figura 2). Estes tipos de degradação podem ocorrer de forma isolada ou de maneira simultânea, e sua intensidade depende das condições edafoclimáticas do local, da gramínea forrageira utilizada e do manejo adotado.

Evidentemente, a escolha de determinados indicadores de degradação nesses ecossistemas de pastagens dependerá das características morfofisiológicas da gramínea forrageira e das características intrínsecas de cada ambiente.

A síndrome da morte do capim-braquiarião, por exemplo, seria resultante da baixa adaptabilidade do *B. brizantha* a condições de drenagem restrita do solo e degradação de propriedades físicas do solo.

Isto demonstra a importância do reconhecimento de condições ambientais resultantes deste processo, em decorrência do favorecimento de condições de baixa aeração do solo (hipoxia, anoxia). Os ambientes de “*solum*” raso, de drenagem restrita, áreas de baixada e depressões do terreno, são áreas mais propensas à ocorrência da síndrome da morte do capim-braquiarião.

Estas condições podem ser constatadas visualmente por intermédio da presença de cores esbranquiçadas e acinzentadas do solo e pontuações escuras (Mn^{2+}) (Figura 3a), ou através da aferição do potencial redox (PATRICK et al., 1996) e, ou, da presença de ferro reduzido (Fe^{2+}) em campo (BATEY; CHILDS, 1982).



(a)



(b)



(c)

Fonte: Fotografias a e b – João Luiz Lani, agosto de 2007; c – Edson Araújo, outubro de 2004.

Figura 2 – Pastagens de *B. brizantha* com diferentes tipos e estádios de degradação no Acre: (a) infestada por navalhão (*Paspalum virgatum*) no município de Tarauacá; (b) em processo avançado de degradação física e biológica, no município de Tarauacá; (c) com sintomas da síndrome da morte do braquiarião e infestada por invasoras, em área de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plântico no município de Rio Branco.

Nestes ambientes, com frequência ocorrem também invasoras adaptadas a encharcamento do solo, como a tiririca-do-brejo (*Cyperus* spp) (Figura 3b) e o capim-rabo-de-burro (*Andropogon bicornis*), entre outros.



(a)

(b)

Fonte: Fotografias a - Edson Araújo, março de 2007; b - Nazaré Macedo, março de 2007; Projeto Riozinho, Rio Branco-AC.

Figura 3 – (a) Cores acinzentadas à superfície de solo de drenagem restrita no município de Rio Branco. As concreções escurecidas denotam redução de Fe e Mn em área de ocorrência de Plintossolo; (b) no mesmo ambiente da Figura 4a, ocorrência de tiririca-do-brejo (*Cyperus* spp.) com pastagem nativa.



Fonte: Fotografias a – Edson Araújo, outubro de 2004; b – João Luiz Lani, agosto de 2007.

Figura 4 – a) Solo com mudança textural abrupta ao longo da BR 364, próximo ao município de Manoel Urbano. Observa-se o nítido fendilhamento do solo em decorrência da presença de minerais de argila expansivos e a predisposição a danificação do sistema radicular; b) no detalhe a presença de rachaduras à superfície em área de pastagem do mesmo ambiente.

Há também a possibilidade de se estimar a quantidade de ferro reduzível, por meio de regressões lineares múltiplas, a partir de dados de Fe extraídos com ditionito e oxalato (BODEGOM et al., 2003).

No Acre, em muitas situações, em decorrência da baixa profundidade do *solum*, ao relevo movimentado, a atividade da argila e ao caráter abrupto, resulta em reservatório limitado de água e nutrientes e predisposição a processos erosivos. Isto ocasiona o rápido encharcamento do solo e, ou, condições de déficit hídrico às plantas com sistema radicular superficial, as quais tendem a sofrer estresse hídrico e danos físicos em virtude da ocorrência de rachaduras no solo (Figura 4).

Baseados nesses pressupostos e no que foi discutido até o presente, no Quadro 4 são sugeridos indicadores descritivos e analíticos, para cada tipo de degradação associada a ecossistemas de pastagens no Acre.

Quadro 4 – Indicadores selecionados de solo e ambiente, que podem nortear o estudo de degradação de ecossistemas de pastagens no Acre

Tipo de degradação	Indicadores	
	Descritivos	Analíticos
Agrícola	Composição botânica de plantas indesejáveis (invasoras); <i>status</i> nutricional da forrageira (diagnose visual)	-
Física	Textura, cor do solo (zonas de redução; início), drenagem, espessura do horizonte A, espessura do <i>solum</i> (horizontes A+B), erosão, relevo, declividade, consistência do solo, padrão de desenvolvimento do sistema radicular, selamento e encrostamento do solo	Textura do solo, densidade do solo; infiltração, porosidade do solo, capacidade de retenção de água, resistência do solo à penetração, estabilidade de agregados, condutividade hidráulica e argila dispersa em água
Química	Concreções de manganês (efervescência com H ₂ O ₂)	pH, C orgânico, Al ³⁺ , N P e K ⁺ , soma de bases, saturação de bases (V%), matéria orgânica leve (MOL)
Físico-Química	-	Capacidade de troca catiônica (CTC); potencial redox
Biológica	Presença de cupinzeiros, solo desnudo, presença de macrofauna edáfica (canais, coprólitos) modificações morfofisiológicas da forrageira e alteração na produção	Biomassa microbiana do solo, respiração microbiana do solo, nitrogênio mineralizável e quantidade e diversidade da fauna edáfica
Síndrome da morte do capim-braquiário	<i>Solum</i> raso, rachadura do solo, cores esbranquiçadas e acinzentadas do solo, áreas de baixada, amarelecimento e seca do capim, presença de invasoras adaptadas a solos encharcados, selamento e encrostamento do solo	Densidade do solo, porosidade, condutividade hidráulica, potencial redox, proporção de silte maior que argila

O grande dilema na utilização desses indicadores refere-se a seus limites críticos (*threshold values*), ou seja, até que ponto um distúrbio no ecossistema pastagem passa a afetar, negativamente, a gramínea forrageira. A alternativa viável e mais plausível é a utilização de áreas de mata nativa, como referência ou dados extraídos da literatura ou da própria experiência de campo do pesquisador e do pecuarista.

4.2. Caminhos para avaliação do nível de degradação de pastagens no Acre

Nos tópicos a seguir, sugerem-se algumas alternativas viáveis do ponto de vista técnico-teórico, de modo a mensurar os tipos mais recorrentes de degradação de pastagens no Acre, de acordo com alguns trabalhos e iniciativas sobre tal temática.

4.2.1. Avaliação integrada da degradação de pastagens

A degradação de pastagens de *B. brizantha* de diferentes idades foi estimada na região leste do Acre, para a profundidade de 0-20 cm da superfície, por meio do índice de deterioração do solo (IDS) (ARAÚJO et al., 2007b).

Os autores tomaram como base a metodologia preconizada por Islam e Weil (2000), ou seja, partiram do pressuposto de que as propriedades físicas e químicas iniciais dos solos, sob pastagem, foram as mesmas dos solos adjacentes, sob mata nativa. As diferenças entre as propriedades dos solos sob pastagem, comparadas às das propriedades do solo sob vegetação nativa, foram calculadas e expressas como a percentagem da média dos valores individuais de cada propriedade. Essas percentagens foram agrupadas (em uma média geral), a fim de compor o índice de deterioração do solo (IDS) (Quadro 5).

Para a geração do IDS, foram utilizadas as seguintes propriedades do solo: a) químicas: pH, carbono orgânico, fração ácido fúlvico, fração ácido húmico, humina, acidez potencial (H+Al), fósforo disponível, bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}) e alumínio trocável (Al^{3+}); b) físicas – areia fina, silte; argila dispersa em água, densidade do solo e porosidade total.

O ecossistema de pastagem de *B. brizantha* de 20 anos foi o local, onde incidiu a maior degradação das propriedades físicas do solo (-43,5%), comparativamente aos ecossistemas de pastagem com 10 anos (-23,18%) (Quadro 5). Neste último, as condições químicas foram bastante alteradas, o que contribui para o incremento no seu IDS total. Quando se compara a pastagem de 20 anos em solos da sucessão 2, verifica-se que o IDS está próximo à linha-base da mata nativa de referência.

Estes índices demonstram que, durante o processo de conversão da floresta em ecossistemas de pastagem, ocorreu expressiva degradação das propriedades físicas do solo.

Quadro 5 – Índice de degradação físico (IDSf), químico (IDSq) e total (IDSt) para duas sucessões mata-pastagem, na região leste do Acre (%)

Ecosistemas	IDSq	IDSf	IDSt
Sucessão 1			
Mata nativa	0,0	0,0	0,0
Pastagem de <i>B. brizantha</i> 3 anos	17,1	53,21	35,2
Pastagem de <i>B. brizantha</i> 10 anos	92,5	- 23,18	34,6
Sucessão 2			
Mata nativa	0,0	0,0	0,0
Pastagem de <i>B. brizantha</i> 20 anos	6,1	- 43,5	- 18,7

Fonte: Araújo et al. (2007b).

Outra abordagem que pode ser sugerida para o cálculo do índice de qualidade do solo/degradação de pastagens é a preconizada por Karlen e Stott (1994) e que gerou alguns trabalhos no Brasil (CHAER, 2001; SOUZA et al., 2003).

4.2.2. Avaliação da degradação agrícola de pastagens

Para avaliação da degradação agrícola das pastagens foi proposto como indicador o percentual existente entre a proporção de gramínea forrageira em relação à presença de plantas invasoras (SERRÃO; TOLEDO, 1990; DIAS-FILHO; ANDRADE, 2006). Nesses trabalhos, geralmente os níveis de degradação da pastagem foram enquadrados em quatro classes de condições ou níveis de degradação (Quadro 6).

Quadro 6 – Critérios utilizados para avaliação dos níveis de degradação agrícola de ecossistemas de pastagens da Amazônia Oriental e Ocidental

Ecossistemas de pastagens da Amazônia Oriental – Belém ¹				
Nível de degradação	1. Baixo (A)	2. Médio (B)	3. Baixo (C)	4. Degradação (D)
Relação gramínea forrageira/invasora (%)	90 – 100	75 – 85	40 – 70	< 20
Invasoras (%)	5 – 10	15 – 25	30-60	> 80
Ecossistemas de pastagens da Amazônia Ocidental – Acre ²				
Nível de degradação	1. Produtiva	2. Leve	3. Moderada	4. Degradada (elevada)
Relação gramínea forrageira/invasora (%)	85 – 100	65-85	40-64	< 40
Invasoras (%)	≤ 15	15-35	36-60	> 60

Fonte: ¹ Serrão e Toledo (1990); ² Dias-Filho e Andrade (2006).

Verifica-se que não existe consenso em relação aos intervalos referentes aos níveis de degradação, nem em relação ao percentual de invasoras (Quadro 6). No entanto, observa-se que o nível de degradação de ecossistemas de pastagens é diretamente proporcional ao percentual de invasoras.

Evidentemente, estes critérios merecem alguns ajustes de campo em função do tipo de gramínea forrageira e do ecossistema em estudo. No Acre, por exemplo, algumas pastagens são implantadas simultaneamente ao semeio de leguminosas, tais como a puerária (*Pueraria phaseoloides*) e o amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) (Figura 5). Neste caso, na avaliação da cobertura vegetal, essas leguminosas podem ser confundidas com as invasoras.

Em muitos casos, a puerária, se não for bem manejada, pode adquirir status de invasora, por ser bastante agressiva e facilmente cobrir a gramínea forrageira.

Vale ressaltar que estas avaliações têm caráter dinâmico, em razão da rapidez com que as invasoras conseguem suprimir as gramíneas forrageiras. Este processo é dependente da frequência com que a limpeza da área é realizada e está relacionado também à idade da pastagem. Geralmente, pastagens mais novas tendem a ser colonizadas mais intensamente por invasoras, em razão da presença de propágulos remanescentes da floresta nativa. No entanto, pode ocorrer a infestação de plantas invasoras em pastagens mais velhas devido ao manejo inadequado como, por exemplo, a infestação por capim-navalha ou navalhão (*Paspalum virgatum*), malva (*Sida* spp), capim-sapé (*Imperata brasiliensis*), assa-peixe (*Vernonia* spp), jurubeba (*Solanum crinitum*), rinchão (*Stachytarphetta cayenensis*), bredo (*Amaranthus* spp), cambará (*Lantana camara*), e língua-de-vaca (*Elophantopus molis*), entre outras.

O capim navalhão, por exemplo, tem se destacado no Acre como uma das invasoras mais agressivas, de difícil controle e que tem trazido prejuízos econômicos aos pecuaristas (ANDRADE; VALENTIM, 2007). Esse fato se deve a sua semelhança com as forrageiras desejáveis na pastagem, tornando seu controle extremamente difícil, devido à sua agressividade, adaptação a solos de drenagem restrita e semelhança morfológica, fisiológica e bioquímica com as gramíneas forrageiras, podendo qualquer medida contra ele, também afetar os outros capins da pastagem (DIAS-FILHO, 1990; ANDRADE; VALENTIM, 2007).



(a)



(b)

Fonte: Fotografias a – Edson Araújo, outubro de 2004; b – João Luiz Lani, agosto de 2007.

Figura 5 – a) Detalhe da presença de puerária (*Pueraria phaseolides*) (verde escuro) em pastagem de *B. brizantha* no município de Rio Branco; b) amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*), leguminosa que vem sendo recomendada para melhoria da qualidade das pastagens.

O controle desse capim no Estado tem sido realizado através do arranquio manual e substituição pelo quicuío-da-amazônia (*Brachiaria humidicola*), uma forrageira adaptada a solos de fertilidade natural baixa, fácil propagação, crescimento vigoroso e tolerante ao encharcamento do solo (Figura 6).

A infestação por invasoras deve ser vista como conseqüência da falta de adaptação, vigor e competitividade das espécies forrageiras comumente utilizadas, bem como a falta de práticas de manejo apropriadas.

4.3. Resiliência para os solos do Acre

A degradação de solos sob pastagem depende da capacidade de cada classe de solo, em retornar a um novo estado de equilíbrio após a perturbação. Esse equilíbrio ocorrerá mediante o balanço de processos degradativos e processos restaurativos, que ocorrem simultaneamente. Os processos degradativos resultam na deterioração da estrutura do solo, devido à compactação do solo, ao encrostamento e a processos erosivos, levando à depleção da fertilidade, acidificação, entre outros.

Baseando-se nesses processos restaurativos, surge o questionamento qual seriam as classes de solos mais predispostas ao processo de degradação, quando utilizadas sob pastagens, no Acre? Outra questão refere-se à possibilidade de hierarquização do grau de resiliência para as classes de solos no Acre.

Para responder ao primeiro questionamento, devem-se levar em consideração as classes de solos existentes no Acre e suas principais potencialidades e limitações (Quadro 7).

Verifica-se que os solos do Acre apresentam muitas limitações de ordem física, química e morfológica (Quadro 7). Os solos que apresentam as melhores condições físicas estão representados pelos Latossolos. No entanto, são pobres quimicamente (distróficos) e têm pouca expressão no estado, ou seja, ocupam apenas cerca de 3% do território acreano.



(a)



(b)

Fonte: Fotografias (a) - João Luiz Lani, agosto de 2007; (b) – Edson Araújo, outubro de 2004.

Figura 6 – Vista de uma área de pastagem em processo de recuperação da infestação por capim-navalha (*Paspalum virgatum*) por meio do plantio de *B. humidicola* no município de Tarauacá (a) e capim-navalha em detalhe (b).

Quadro 7 – Principais classes de solo do Acre em relação à área do Estado e potencialidades e limitações ao seu uso agrícola

Classes de solo	%	Potencialidades	Limitações
Argissolos	38,0	Geralmente apresentam média a alta fertilidade	Gradiente textural; profundidade efetiva baixa; risco de erosão; restrição de drenagem em profundidade (com caráter plíntico)
Cambissolos	31,5	Boa disponibilidade de nutrientes	Baixa profundidade efetiva, relevo ondulado; apresentam fendas no período seco e são solos difíceis de trafegar durante a estação chuvosa; apresentam restrição de drenagem, principalmente em razão da presença de minerais de argila expansíveis
Gleissolos	6,0	Disponibilidade de água, ambiente conservador	Risco de inundação; situados em área de preservação permanente (APP)
Latossolos	3,1	Relevo plano a suave ondulado; características físicas favoráveis; profundos; estrutura geralmente granular no horizonte A e maciça no B	Acidez excessiva; pobreza em nutrientes; baixos teores de óxidos de ferro (hipoférricos); facilidade de adensamento (Latossolo Amarelo)
Luvissolos	14,6	Boa disponibilidade de nutrientes, alta CTC	Relevo susceptível à erosão; pouco profundo, ou seja, sujeito a encharcamento; restrições de uso e manejo devido à alta atividade da argila
Neossolo Flúvico	1,1	Disponibilidade de água e nutrientes (quando eutróficos)	Sujeitos a inundação na estação chuvosa
Plintossolo	2,2	Disponibilidade de água	Restrição à percolação de água; baixa profundidade efetiva; alta variabilidade em razão do constante encharcamento; risco de toxidez por ferro e, ou manganês; restrição física ao sistema radicular de plantas e a mecanização quando pétricos (canga laterítica ou piçarra)
Vertissolo	3,0	Boa disponibilidade de nutrientes, alta CTC	Restrições de uso e manejo devido a argila de alta atividade, ou seja, elevada pegajosidade quando molhado e extremamente duro quando seco, dificulta a mecanização e o uso intensivo

Fonte: Acre (2006).

Classes de solo como os Cambissolos, Vertissolos e Luvisolos apresentam boa disponibilidade de nutrientes, mas, em geral, são rasos. Estas características tornam esses solos predispostos a intensos processos erosivos após o desmatamento, o que, aliado à drenagem restrita, favorece a ocorrência da síndrome da morte do capim-braquiário (VALENTIM et al., 2000).

Entretanto, a classe dos Cambissolos, Vertissolos e Luvisolos apresentam média a alta fertilidade natural e quando utilizados com gramíneas adaptadas e estoloníferas, como quicuí-da-amazônia (*Brachiaria humidicola*), estrela africana roxa (*Cynodon nlemfuensis*), tangola (*Brachiaria arrecta* x *Brachiaria mutica*), em consórcio com as leguminosas puerária (*Pueraria phaseoloides*) e amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) e com manejo eficiente, podem proporcionar ecossistemas de pastagens cultivadas altamente produtivos e sustentáveis (VALENTIM et al., 2004; ANDRADE; VALENTIM, 2006 e 2007).

As demais classes de solos apresentam pouca expressão em termos de área, ou não podem ser utilizados em virtude de encontrarem-se, em sua maioria, em área de preservação permanente (Quadro 7).

Quanto a possibilidade de hierarquização do grau de resiliência para as classes de solos no Acre, de acordo com Lal (1994), dependerá da magnitude do processo de antropização, conforme a equação (1):

$$S_r = S_a + \int_{t_i}^{t_f} (S_n - S_d + I_m) dt, \quad (1)$$

em que S_r é resiliência do solo; S_a , condições anteriores do solo; S_n , taxa de formação do solo após a perturbação; S_d , taxa de degradação/depleção do solo; I_m , aportes provenientes de fora do ecossistema.

Verifica-se que a resposta para este questionamento necessita de estudos mais aprofundados, que contemplem o processo de conversão de floresta em pastagem e de alterações em propriedades físicas, químicas e biológicas decorrentes desta conversão.

As condições anteriores de utilização do solo podem ser resgatadas, por meio do histórico de uso das pastagens ou pelo estudo anterior de áreas de mata como referência.

Embora a maioria das pastagens seja cultivada sem a utilização de adubos e corretivos, mais de 40 % das pastagens do Acre possui leguminosas plantadas e quase a totalidade possuem leguminosas de ocorrência espontânea, herbáceas e arbóreas, contribuindo com N fixado simbioticamente (Judson Valentim, informação pessoal). Além disso, ocorre a entrada de sal mineral e outros suplementos alimentares, fornecidos aos animais em pastejo, que não são totalmente aproveitados pelos animais, sendo, então, incorporados ao sistema.

Levando em consideração o trabalho de Amaral e Lani (2007), que definiram com mais propriedade a escala evolutiva para as principais classes de solos do Acre e as potencialidades e limitações vistas anteriormente, torna-se possível hierarquizar a resiliência destes solos da seguinte forma: Latossolos > Plintossolos > Argissolos > Luvisolos > Gleissolos > Cambissolos > Vertissolos > Neossolos.

5. Alternativas para a recuperação de pastagens degradadas

5.1. Opções forrageiras para síndrome da morte do capim-braquiarião

As características da síndrome da morte do capim-braquiarião sugerem que a solução para o problema está na substituição da gramínea por outras forrageiras, adaptadas ao encharcamento do solo e resistentes aos patógenos envolvidos na síndrome (ANDRADE; VALENTIM, 2006).

Atualmente, as opções de forrageiras, já testadas e validadas, para substituir o capim-marandu (*Brachiaria brizantha*) em áreas acometidas pela síndrome, são: quicuío-da-amazônia (*B. humidicola*), capim-tangola (*Brachiaria arrecta* x *Brachiaria mutica*), grama-estrela roxa (*Cynodon nlemfuensis*), *Panicum maximum* (cvs. Tanzânia e Mombaça), *Paspalum atratum* cv. Pojuca,

Brachiaria decumbens cv. Basilisk, *Pueraria phaseoloides* e *Arachis pintoi* cv. Belmonte (DIAS-FILHO, 2005b; ANDRADE; VALENTIM, 2007).

Quanto ao capim-xaraés, embora os estudos indiquem adaptação superior aos demais genótipos de *B. brizantha* testados, ainda não é possível afirmar que não apresentará a síndrome quando plantado em solos de drenagem restrita. Esta é a razão pela qual seu plantio, nestas áreas, tem sido recomendado em mistura com, pelo menos, 20% de *B. humidicola*, como medida de precaução (ANDRADE et al., 2003).

Recentemente, foi lançado no mercado o *B. brizantha* cv. Piatã que possui maior tolerância ao alagamento do que a *B. brizantha* cv. Xaraés (VALLE et al., 2007), porém seu uso em áreas acometidas pela síndrome ainda deve ser realizado com cautela.

5.2. Sistemas alternativos de uso da terra

Para acelerar a recuperação de áreas de pastagens degradadas ou em processo de degradação, têm sido propostas práticas de utilização do solo consideradas sustentáveis, como os Sistemas Agroflorestais (SAFs) e o Sistema de Plantio Direto (SPD), que são mais estáveis do ponto de vista termodinâmico.

Os SAFs são formas de uso e manejo dos recursos naturais, nas quais espécies lenhosas (árvores, arbustos, palmeiras) são utilizadas em consórcio com cultivos agrícolas e, ou com animais, em uma mesma área, de forma simultânea ou em uma seqüência temporal (NAIR, 1993). Estes sistemas conjugam aspectos de conservação do solo (controle da erosão, manutenção da matéria orgânica, manutenção das propriedades físicas) e da fertilidade do solo (ciclagem de nutrientes) (YOUNG, 1997).

A adoção dos SAFs como alternativa ao convencional, baseado na agricultura itinerante e pastagens extensivas, tem como objetivo reduzir os impactos ambientais e socioeconômicos nos sistemas agrícolas e pecuários. Com relação aos impactos ambientais positivos esperados, destacam-se: redução da queima de biomassa vegetal; preservação ou melhoria das propriedades físicas,

químicas e biológicas do solo; redução da ação dos processos erosivos; e a intensificação da ciclagem de nutrientes. Os seguintes impactos socioeconômicos positivos são esperados: maior diversificação de produtos; maior produção por unidade de área; melhoria da qualidade alimentar; e diminuição do êxodo rural.

Embora muitos desses sistemas se assemelhem à floresta nativa, há poucas pesquisas que subsidiem sua implantação e implementação por segmentos produtivos do Estado. Há uma demanda por pesquisa em relação as espécies florestais madeireiras e não madeireiras adaptadas às condições de baixa aeração (em virtude do adensamento e encharcamento de algumas classes de solos do Acre), e pouca profundidade do *solum*, além das condições climáticas da região (temperaturas e umidade elevadas e precipitação pluviométrica em torno de 2.000 mm anuais).

Em geral, os SAFs são sistemas complexos (diferentemente do monocultivo) e exigem mão-de-obra durante quase o ano todo, considerando ser uma das vantagens que contribuem com a fixação do homem à terra. No estágio inicial, quando o sistema ainda está sendo implantado, podem ser cultivadas culturas temporárias como arroz, feijão e milho.

No Acre, a implantação de SAFs vem sendo difundida desde a década de oitenta por organizações governamentais, não-governamentais, cooperativas e sindicatos (MOREIRA, 2003; ARAÚJO et al., 2002; BARBOSA et al., 1994; FERRAZ et al., 1994; BRASIL, 2001).

Em áreas de pastagens, tem sido difundido o emprego de sistemas silvipastoris, ou seja, a utilização de espécies florestais com potencial madeireiro juntamente com a pastagem (FRANKE; FURTADO, 2001; OLIVEIRA et al., 2003).

A interação das árvores e pastagens traz alguns benefícios, tais como: o bem-estar animal, enriquecimento do solo e melhoria no valor nutritivo do pasto. Além disso, o incremento na renda com a comercialização de produtos, obtidos das árvores proporciona melhoria ao ambiente e valorização da propriedade.

O sistema de plantio direto (SPD) fundamenta-se na ausência de revolvimento do solo, em sua cobertura permanente e na rotação de culturas. Um

aspecto positivo do SPD é a proteção do solo contra a erosão causada pelas chuvas. Esta proteção ocorre por que o plantio direto propicia as melhores condições para que a superfície do solo fique coberta pela palha da cultura anterior, evitando assim, o impacto direto da gota de chuva. As desvantagens do SPD estariam relacionadas ao uso de herbicidas para o controle de ervas daninhas, à necessidade de maquinário e de assistência técnica especializada e à limitação do seu uso em áreas com restrições de drenagem e áreas acidentadas.

Machado et al. (2005) citam algumas situações em que o SPD poderia ser adotado no Acre: na renovação e recuperação de pastagens degradadas; nas áreas cultivadas com grãos; nas áreas de assentamento dos projetos de colonização e reforma agrária; e nos pólos agroflorestais.

Em ecossistemas pecuários, têm sido empregadas novas variedades de gramíneas forrageiras adaptadas, o consórcio de gramíneas com leguminosas e novas tecnologias, a fim de aumentar a produtividade e recuperar as áreas degradadas ou em processo de degradação.

Além disso, tem sido fomentado, pelo governo, o cultivo de algumas culturas, preferencialmente em sistema de consórcio, como: açaí, banana, café, cana-de-açúcar, cupuaçu, guaraná, pupunha e mandioca. Para estas culturas, durante a primeira fase do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), foram elaborados mapas de aptidão agrícola natural para o Acre, de forma a direcionar sua utilização em áreas de menor restrição edafoclimática (FRANKE et al., 2001a, 2001b e 2001c; GONDIM et al., 2001a e 2001b; AMARAL et al., 2001; BERGO et al., 2001; MOURA et al., 2001).

6. Considerações finais

No Acre, a ocorrência de pastagens degradadas e capoeiras abandonadas correspondem a aproximadamente 650 mil hectares em diversos estádios de degradação. Um dos caminhos para a minimização deste problema seria o manejo racional das pastagens, a utilização de plantas forrageiras testadas e adaptadas às condições edafoclimáticas da região e a reincorporação, ao processo

produtivo, de pastagens e roçados degradados e, ou abandonados, evitando, assim, o desmatamento de novas áreas de floresta nativa.

Isso traria benefícios no médio e longo prazo, uma vez que os problemas ambientais relacionados aos impactos negativos, oriundos da emissão de gases de efeito estufa, já não constituem uma preocupação local, mas uma inquietação em termos de mudanças climáticas globais.

A integração de indicadores de qualidade de solo, com o intuito de gerar um índice quantitativo do nível de degradação da pastagem, pode subsidiar uso, manejo e monitoramento da saúde desses ecossistemas ao longo do tempo. No entanto, há necessidade premente de estudos e pesquisas no sentido de estabelecer limites críticos para as condições edafoclimáticas do Acre.

Alguns ecossistemas de pastagens no Acre necessitam de estudos mais profundos quanto à alteração de propriedades físicas, químicas e biológicas de forma a subsidiar ações de manejo e planejamento de sua ocupação. Os locais com poucos estudos nessa linha localizam-se na porção central do estado e no extremo oeste do território acreano.

Quando bem manejados, os ecossistemas de pastagem podem ter seu uso mais prolongado, além de contribuir com a estocagem de maiores quantidades de C no solo, quando comparado com solos utilizados com cultivos anuais. Vale salientar, no entanto, que as entradas de C no sistema não são suficientes para compensar as perdas de C, durante e após o processo de conversão de floresta em pastagem.

Há carência de estudos sobre exigências de luz, água e nutrientes das espécies a serem utilizadas em SAFs assim como sobre as interações entre as espécies consorciadas nestes sistemas (competição das raízes por água e nutrientes e das copas por luz). A difusão de SAFs vem sendo realizada, praticamente, sem suporte científico.

E, finalizando, deve-se ressaltar que qualquer modelo alternativo que busque a reincorporação de áreas degradadas ao processo produtivo deve levar em conta aspectos socioeconômicos e ecológicos inerentes à região.

7. Literatura citada

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico: recursos naturais e meio ambiente – 1.ª fase**. Rio Branco: SECTMA, 2000. 3 v.

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA, 2006. 356 p.

ADDISCOTT, T.M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**, v. 46, n. 2, p. 161-168, 1995.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; MACGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M.D.C.V.; SOARES FILHO, B.S. **Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”**. Belém: IPAM, 2004. 85 p.

AMARAL, E.F.; BORGES, K.H.; VALENTIM, J.F.; MICHELOTTI, F.; ARAÚJO, E.A.; SÁ, C.P. Populações rurais e tendências de uso dos recursos naturais – colonos, extrativistas, ribeirinhos e pecuaristas. In: ACRE. Governo do Estado do Acre. **Programa Estadual de Zoneamento Ecológico e Econômico do Acre**. Rio Branco: SECTMA, 2000. v. 2, Cap. 4, p. 79-133.

AMARAL, E.F.; BARDALES, N.G.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A.; PINHEIRO, C.L.S.; SOUZA, A. **Aptidão natural para o cultivo da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa Acre, 2001. 12 p. (Informativo Técnico ZEE/AC, 4).

AMARAL, E.F.; LANI, J.L.; BARDALES, N.G. Vulnerabilidade ambiental de uma área piloto na Amazônia Ocidental: trecho da BR-364 entre Feijó e Mâncio Lima, Estado do Acre. **Natureza & Desenvolvimento**, v. 1, n. 1, p. 87-102, 2005.

AMARAL, E.F.; VALENTIM, J.F.; LANI, J.L.; BARDALES, N.G.; ARAÚJO, E.A. Áreas de risco de morte de pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, com o uso da base de dados pedológicos do zoneamento ecológico-econômico no Estado do Acre. In: BARBOSA, R.A. (Org.). **Morte de pastos de braquiárias**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2006. p. 151-174.

AMARAL, E.F.; LANI, J.L. **O solo como elemento de estratificação da paisagem: gênese e implicações para o uso atual, o caso do Estado do Acre, Brasil**. Viçosa: UFV, 2007. 37 p. (Capítulo de tese, versão preliminar).

ANDRADE, C.M.S.; VALENTIM, J.F.; CARNEIRO, J.C. Desempenho de nove acessos e duas cultivares de *Brachiaria* spp. em solos de baixa permeabilidade. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 40, 2003, Santa Maria. **CD-ROM...** Santa Maria: SBZ, 2003.

ANDRADE, C.M.S.; VALENTIM, J.F. Soluções tecnológicas para a síndrome da morte do capim-marandu. In: BARBOSA, R.A. (Org.). **Morte de pastos de braquiárias**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2006. p. 175-198.

ANDRADE, C.M.S.; VALENTIM, J.F. **Síndrome da morte do capim-brizanthão no Acre**: características, causas e soluções tecnológicas. Rio Branco: Embrapa/CPAF-AC, 2007. 41 p. (Embrapa Acre, Documentos, 105).

ARAÚJO, E.A.; AMARAL, E.F.; ANDRADE, E.P.; PINHEIRO, C.L.S.; FRANÇA, M.D.S.; MAIA, G.R.; SILVA, B.D.R.; BEZERRA, D.C.F.; WADT, P.G.S. Assentamento em pólos agroflorestais: relato da experiência no estado do Acre. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 2002, Ilhéus. **CD-ROM...** Ilhéus: CEPLAC, 2002.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; WADT, P.G.S.; BEIRIGO, R.M.; OLIVEIRA, E.K.; RIBEIRO, M.F. Propriedades físicas e químicas de solos associadas à morte de pastagens no estado do Acre. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS (FERTBIO), 27, 2006, Bonito-MS. **CD-ROM...** Bonito: SBCS, 2006.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; NEVES, J.C.L.; LANI, J.L.; OLIVEIRA, E.K.; RIBEIRO, M.F. Impacto da conversão de floresta em pastagem nos estoques e na composição isotópica do carbono e de frações da matéria orgânica do solo na Amazônia Ocidental, Acre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31, 2007, Gramado. **CD-ROM...** Gramado: SBCS, 2007a.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; NEVES, J.C.L.; LANI, J.L.; OLIVEIRA, E.K.; RIBEIRO, M.F. Avaliação da qualidade do solo em sucessão floresta - pastagem na Amazônia Ocidental, Acre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31, 2007, Gramado. **CD-ROM...** Gramado: SBCS, 2007b.

ARTAXO, P.; GATTI, L.V.; LEAL, A.M.C.; LONGO, K.M.; FREITAS, S.R.; LARA, L.L.; PAULIQUEVIS, T.M.; PROCÓPIO, A.S.; RIZZO, L.V. Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 2, p. 185-196, 2005.

ASNER, G.P.; TOWNSEND, A.R.; BUSTAMANTE, M.M.C.; NARDOTO, G.B.; OLANDER, L.P. Pasture degradation in the central Amazon: linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 844-862, 2004.

BANDEIRA, A.G. Ecologia de cupins (Insecta: Isoptera) da Amazônia Central: efeitos do desmatamento sobre as populações. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 3, p. 481-499, 1979.

BARBOSA, F.R.; MACEDO, M.N.C.; CABRAL, W.G.; NOBRE, F.R.C.; MOTA, N.L.C. Metodologia de pesquisa e extensão em sistemas agroflorestais para comunidades de pequenos produtores rurais. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 1, 1994, Porto Velho. **Anais...** Colombo: Embrapa-CNPQ, 1994. 496 p. (Embrapa CNPF - Documentos, 27).

BARROS, E.; GRIMALDI, M.; SARRAZIN, M.; CHAUVEL, A.; MITJA, D.; DESJARDINS, T.; LAVELLE, P. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. **Applied Soil Ecology**, v. 26, n. 2, p. 157-168, 2004.

BATEY, T.; CHILDS, C.W. A qualitative field test for locating zones of anoxic soil. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 3, p. 563-566, 1982.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4.ed. United Kingdom: Blackwell Publishing, 2006. 759 p.

BERGO, C.L.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A.; BARDALES, N.G.; PEREIRA, R.C.A. **Aptidão natural para o cultivo do café (*Coffea canephora*) no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa Acre, 2001. 12 p. (Informativo Técnico ZEE-AC, 3).

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEIL, C.; MORAES, J.F.L. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, v. 82, n. 1, p. 43-58, 1998.

BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A.; FERNANDES, S.A.P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronossequência de floresta tropical-pastagem de Paragominas. **Scientia Agrícola**, v. 56, n. 1, p. 1-11, 1999.

BLUM, W.E.H.; SANTELISES, A.A. A concept of sustainability and resilience based on soil functions: the role of ISSS in promoting sustainable land use. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (Eds.). **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford, UK: CAB International, 1994. p. 535-542.

BODEGOM, P.M.V.; REEVEN, J.V.; DERGON, A.C.D. Prediction of reducible soil iron content from iron extraction data. **Biogeochemistry**, v. 64, n. 2, p. 231-245, 2003.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Grupo permanente de trabalho interministerial para a redução dos índices de desmatamento da Amazônia Legal. **Plano de ação para a prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal**. Brasília: 2004. 156 p.

BRIAT, J.F.; FOBIS-LOISY, I.; GRIGNON, N.; LOBRÉAUX, S.; PASCAL, N.; SAVINO, G.; THOIRON, S.; VON WIREN, N.; WUYTSWINKEL, O.L. Cellular and molecular aspects of iron metabolism in plants. **Biology of the Cell**, v. 84, n. 1, p. 69-81, 1995.

BUSCHBACHER, R.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 682-699, 1988.

CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; CERRI, C.C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of American Journal**, v. 67, n. 6, p. 1879-1887, 2003.

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling change in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 815-832, 2004.

CHAER, G.M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos**. 2001. 89 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

COSTA, N.L.; TOWNSEND, C.R.; MAGALHÃES, J.A.; PAULINO, V.T.; ARAÚJO, R.G.P.; MOCHIUTTI, S. Recuperação e renovação de pastagens degradadas. **Revista Eletrônica de Veterinária**, v. 7, n. 1, 2006. Disponível em: <<http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n010106.html>>.

DANTAS, M. Pastagens da Amazônia Central: ecologia e fauna do solo. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 2, p. 1-54, 1979.

DECAENS, T.; JIMENEZ, J.J.; BARROS, E.; CHAUVEL, A.; BLANCHART, E.; FRAGOSO, C.; LAVELLE, P. Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 301-312, 2004.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soil size- fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. **Geoderma**, v. 61, n. 1, p. 103-118, 1994.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 4, p. 365-373, 2004.

DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 1-8.

DIAS-FILHO, M.B. **Plantas invasoras em pastagens cultivadas da Amazônia: estratégia de manejo e controle**. Belém: Embrapa-CPATU, 1990. 103 p.

DIAS-FILHO, M.B.; CARVALHO, C.J. Physiological and morphological responses of *Brachiaria* spp. to flooding. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 1959-1966, 2000.

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

DIAS-FILHO, M.B. Tolerance to flooding in five *Brachiaria brizantha* accessions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 439-447, 2002.

DIAS-FILHO, M.B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 2.ed. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2005a. 173 p.

DIAS-FILHO, M.B. Opções forrageiras para áreas sujeitas a inundação ou alagamento temporário. In: PEDREIRA, C.G.S.; MOURA, J.C.; DA SILVA, S.C.; FARIA, V.P. (Eds.). Teoria e prática da produção animal em pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGEM, 22, 2005, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2005b. p. 71-93.

DIAS-FILHO, M.B. Respostas morfofisiológicas de *Brachiaria* spp. ao alagamento do solo e a síndrome da morte do capim-marandu. In: BARBOSA, R.A. (Ed.). **Morte de pastos de braquiárias**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2006. p. 83-101.

DIAS-FILHO, M.B.; ANDRADE, C.M.S. **Pastagens no trópico úmido**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 30 p. (Embrapa Amazônia Oriental - Documentos, 241).

DREW, M.C. Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 48, p. 223-250, 1997.

DUARTE, A.F. Variabilidade e tendências das chuvas em Rio Branco, Acre, Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 1, p. 37-42, 2005.

ESWARAN, H. Soil resilience and sustainable land management in the context of AGENDA 21. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (Eds.). **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford, UK: CAB International, 1994. p. 21-32.

FALESI, I.C. **Ecosistemas de pastagem cultivada na Amazônia brasileira**. Belém: Embrapa-CPATU, 1976. 32 p. (Boletim Técnico do CPATU, 1).

FEARNSIDE, P.M. Os efeitos das pastagens sobre a fertilidade do solo na Amazônia Brasileira: conseqüências para a sustentabilidade de produção bovina. **Acta Amazônica**, v. 10, n. 1, p. 119-132, 1980.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 108, n. 2, p. 147-166, 1998.

FEIGL, B.J.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, v. 175, n. 1, p. 21-29, 1995.

FEIGL, B.; CERRI, C.; PICCOLO, M.; NORONHA, N.; AUGUSTI, K.; MELILLO, J.; ESCHENBRENNER, V.; MELO, L. Biological survey of a low-productivity pasture in Rondônia state, Brazil. **Outlook on Agriculture**, v. 35, n. 3, p. 199-208, 2006.

FERNANDES, F.A.; CERRI, C.C.; FERNANDES, A.H.B.M. Alterações na matéria orgânica de um Podzol Hidromórfico pelo uso com pastagens cultivadas no pantanal Mato-Grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 10, p. 1943-1951, 1999.

FERRAZ, P.A.; MENESES FILHO, L.C.L.; WEINGARD JUNIOR, R. Metodologia participativa para elaboração de sistemas agroflorestais no Acre. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 1, 1994, Porto Velho. **Anais...** Colombo: Embrapa-CNPf, 1994. 496 p. (Embrapa. CNPF – Documentos, 27).

FISH, G.; MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101-126, 1998.

FRANKE, I.L.; FURTADO, S.C. **Sistemas silvipastoris: fundamentos e aplicabilidade**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2001. 51 p. (Embrapa Acre – Documentos, 74).

FRANKE, I.L.; BERGO, C.L.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A. **Aptidão natural para o cultivo do açaí no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa-Acre, 2001a. 12 p. (Informativo Técnico ZEE-AC, 1).

FRANKE, I.L.; BERGO, C.L.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A.; MELO, A.W.F. **Aptidão natural para o cultivo de guaraná (*Paullinia cupana* var. *sorbilis*) no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa-Acre, 2001b. 12 p. (Informativo Técnico ZEE-AC, 6).

FRANKE, I.L.; BERGO, C.L.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A.; MELO, A.W.F. **Aptidão natural para o cultivo da pupunha (*Bactris gassipaes* H.B.K) no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa Acre, 2001c. 12 p. (Informativo Técnico ZEE-AC, 8).

FUJISAKA, S.; BELL, W.; THOMAS, N.; HURTADO, L.; CRAWFORD, E. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 59, n. 1, p. 115-130, 1996.

FUJISAKA, S.; WHITE, D. Pasture or permanent crops after slash-and-burn cultivation? Land-use choice in three Amazon colonies. **Agroforestry Systems**, v. 42, n. 1, p. 45-59, 1998.

GARCIA-MONTIEL, D.C.; NEILL, C.; MELILLO, J.; THOMAS, S.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C. Soil phosphorus transformations following forest clearing for pasture in the Brazilian Amazon. **Soil Science Society American Journal**, v. 64, n. 5, p. 1792-1804, 2000.

GAT, J.R.; MATSUI, E.; SALATI, E. The effect of deforestation on the water cycle in the Amazon Basin: an attempt reformulate the problem. **Acta Amazônica**, v. 15, n. 3-4, p. 307-310, 1985.

GONDIM, T.M.S.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A.; SILVEIRA, M.M. **Aptidão natural para o cultivo da banana no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa Acre, 2001a. 12 p. (Informativo Técnico ZEE-AC, 2).

GONDIM, T.M.S.; ARAÚJO, E.A.; AMARAL, E.F. **Aptidão natural para o cultivo do cupuaçuzeiro (*Theobroma grandiflorum*) no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa Acre, 2001b. 12 p. (Informativo Técnico ZEE/AC, 5).

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Projeto de estimativa do desflorestamento bruto da Amazônia**: desflorestamento nos municípios da Amazônia Legal Relatório 1998-2006. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal>> Acesso em: 1 jun. 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Projeto de estimativa do desflorestamento bruto da Amazônia**: desflorestamento nos municípios da Amazônia Legal Relatório 1998-2007. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal>> Acesso em: 13 mar. 2008.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R.. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

KARLEN, D.L.; STOTT, D. A framework for evaluating physical and chemical indicators. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA, 1994. Cap. 4, p. 53-72. (Soil Science Society American Special Publication, 35).

KOBYAMA, M.; MINELLA, J.P.G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001.

KOHLHEPP, G. Conflitos de interesse no ordenamento territorial da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 37-61, 2002.

LAL, R. Sustainable land use system and soil resilience. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (Eds.). **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford, UK: CAB International, 1994. p. 41-67.

LAL, R. Degradation and resilience of soils. **Philosophical Transactions: Biological Sciences**, v. 352, n. 1356, p. 997-1008, 1997.

LAL, R. Soil quality and sustainability. In: LAL, R.; BLUM, VALENINE, C.; STEWART, B.A. (Eds.). **Methods for assessment of soil degradation**. New York: CRC Press, 1998. p. 17-30.

LIRA, E.M.; WADT, P.G.S.; GALVÃO, A.S.; RODRIGUES, S.G. Avaliação da capacidade de uso da terra e dos impactos ambientais em áreas de assentamento na Amazônia ocidental. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 316-326, 2006.

LUGO, A.E.; BROW, S. Management of tropical soils as sinks or sources of atmospheric carbon. **Plant and Soil**, v. 149, n. 1, p. 27-41, 1993.

MACHADO, P.L.O.A.; MADARI, B.; BERNARDI, A.C.C. Potencial para o Sistema Plantio Direto no Acre. In: WADT, P.G.S (Ed.). **Manejo do solo e recomendação de adubação para o estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2005. p. 351-373 .

MAGNANINI, A. Recuperação de áreas degradadas. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 52, n. 3, p. 25-40, 1990.

MAKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. S177-S199, 2004.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento na Amazônia**. Brasília: Banco Mundial, 2003. 100 p.

MARTINEZ, L.J.; J. A. ZINCK. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. **Soil & Tillage Research**, v. 75, n. 1, p. 3-17, 2004.

MATHIEU, J.; ROSSI, J.P.; GRIMALDI, M.; MORA, P.; LAVELLE, P.; ROULAND, C. A multi-scale study of soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. **Biology and Fertility of Soils**, v. 40, n. 5, p. 300-305, 2004.

MELO, A.W.F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo do Acre**. 2003. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

MITCHELL, R.J.; AULD, M.H.; LE DUC, M.G.; MARRS, R. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 3, n. 2, p. 142-160, 2000.

MOURA, G.M.; AMARAL, E.F.; ARAÚJO, E.A. **Aptidão natural para o cultivo da mandioca (*Manihot esculenta*) no estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Acre, 2001. 12 p. (Informativo Técnico ZEE- AC, 9).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Projetos de Execução Descentralizada (PED)**: relatório final. Brasília, 2001. 120 p.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MOREIRA, T. (Org.). **Nosso jeito de caminhar**: a história do Projeto Reca contada por seus associados, parceiros e amigos. Brasília, 2003. 173 p.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1103-1110, 2004.

MULLER, M.M.L.; GUIMARAES, M.D.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P.F.D. Pasture degradation in the Amazon region: soil physical properties and root growth. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1409-1418, 2001.

MULLER, M.M.L.; GIMARÃES, M.F.; DESJARDINS, T.; MITJA, D. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 279-288, 2004.

NAIR, P.K.R. **An introduction to agroforestry**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. 499 p.

NEILL, C.; FRY, B.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.S.; MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C. Forest and pasture-derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration of tropical pasture soils. **Oecologia**, v. 107, n. 1, p. 113-119, 1996.

NEVES JÚNIOR, A.F. **Avaliação da qualidade física de solos em pastagens degradadas da Amazônia**. 2005. 65 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. Como se adequam os conceitos de “*resilience*” e sustentabilidade a solos altamente intemperizados e naturalmente inférteis. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 24-26, 1998.

NUMATA, I.; CHADWICK, O.A.; ROBERTS, D.A.; SCHIMEL, J.P.; SAMPAIO, F.F.; LEONIDAS, F.C.; SOARES, J.V. Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondonia, Brazil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 118, n. 1-4, p. 159-172, 2007.

OLIVEIRA, E.P.; MITJA, D.; BARBOSA, E.M.; MIRANDA, I.P.A.; LUIZÃO, F.; LUIZAO, R.; FERRAZ, I.; LEAL FILHO, N.; TOPALL, O.; DESJARDINS, T.; LEEUWEN, J.V. **Impactos ambientais das atividades agro-silvipastoris sobre ecossistemas amazônicos e opções de sustentabilidade**. Brasília: MCT, 1999. 16 p.

OLIVEIRA, T.K.; FURTADO, S.C.; ANDRADE, C.M.S.; FRANKE, I.L. **Sugestões para implantação de sistemas silvipastoris**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2003. 28 p. (Embrapa Acre. Documentos, 84).

OLIVEIRA, H.; BARDALES, N.G.; AMARAL, E.F.; AMARAL, E.F.; LANI, J.L.; ARAÚJO, E.A. **Relatório da aptidão natural de uso da terra no estado do Acre: Relatório II Fase ZEE/AC**. 2006. 59 p.

PATRICK, W.H.; GAMBIELL, R.P.; FAULKNER, S.P. Redox measurements of soils. In: _____. **Methods of soil analysis**. Madison, WI, 1996. p. 1255-1274. (Part 3 SSSA Book Ser.5).

PEREIRA, W.L.M.; VELOSO, C.A.C.; GAMA, J.R.N.F. Propriedades químicas de um Latossolo Amarelo cultivado com pastagens na Amazônia Oriental. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 3, p. 531-537, 2000.

SALIMON, C.I.; DAVIDSON, E.A.; VICTORIA, R.L.; MELO, A.W.F. CO₂ flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 833-843, 2004.

SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S.; MELO, A.W.F. Dinâmica do carbono na conversão de florestas para pastagens em Argissolos da Formação Geológica Solimões, no Sudoeste da Amazônia. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 1, p. 29-38, 2007.

SASSAGAWA, H.S.Y.; BROWN, I.F. Desflorestamento e queimadas no Acre: análise de tendências recentes. In: PROGRAMA ESTADUAL DE ZONEAMENTO ECOLÓGICO E ECONÔMICO DO ACRE. ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO. **Aspectos sócio-econômicos e ocupação territorial**. v. 2, n. 1, p. 152-162, 2000.

SERRÃO, E.A.; TOLEDO, J.M. The search for sustainability in Amazonian Pastures. In: ANDERSON, A.B. (Ed.). **Alternatives to deforestation: steps toward sustainable utilization of Amazon forests**. New York: Columbia University Press, 1990. p. 195-214.

SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E.; BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, v. 164, n. 4, p. 224-234, 1999.

SILVA, R.G.; RIBEIRO, C.G. Análise da degradação ambiental na Amazônia Ocidental: um estudo de caso dos municípios do Acre. **Revista de Economia & Sociologia Rural**, v. 42, n. 1, p. 91-110, 2004.

SNAKIN, V.V.; KRECHETOV, P.P.; KUZOVNIKOVA, T.A.; ALYABINA, I.O.; GUROV, A.F.; STEPICHEV, A.V. The system of assessment of soil degradation. **Soil Technology**, v. 8, n. 4, p. 331-343, 1996.

SOUZA, F.K. Pasture instead of rubber? The ranching tendencies of family-based agriculture in extractive reserves and colonization projects in Acre, Brazil, Southwestern Amazônia. In: OPEN MEETINGS OF THE HUMAN DIMENSIONS OF GLOBAL ENVIRONMENTAL CHANGE RESEARCH COMMUNITY, 2001, Rio de Janeiro. **Anais...** Disponível em: <http://sedac.ciesin.org/openmeeting/downloads/1006009397_presentation_pasturerubberf.kennedy.doc>. Acesso em: 3 out. 2006.

SOUZA, L.S.; SOUZA, L.D.; SOUZA, L.F.S. Indicadores físicos e químicos de qualidade do solo sob o enfoque de produção vegetal: estudo de caso para citros em solos coesos de tabuleiros costeiros. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto, SP. **CD-ROM...** Ribeirão Preto: UNESP, 2003.

SZABOLCS, I. The concept of soil resilience. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (Eds.). **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford: CAB International, 1994. p. 33-39.

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 21 p. (Embrapa Acre. Documentos, 57).

TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B.; ANDERSON, D.W. Determinants of resilience in soil nutrient dynamics. In: GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. (Eds.). **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford, UK: CAB International, 1994. p. 157-170.

TRANCOSO, R.; CARNEIRO FILHO, A.; TOMASELLA, J. Amazônia, desflorestamento e água: a interação entre a floresta tropical e a maior bacia hidrográfica do planeta. **Ciência Hoje**, v. 40, n. 93, p. 30-37, 2007.

TOWNSEND, A.R.; ASNER, G.P.; CLEVELAND, C.C.; LEFER, M.E.; BUSTAMANTE, M.M.C. Unexpected changes in soil phosphorus dynamics along pasture chronosequences in the humid tropics. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, n. D20, p.LBA 34-1, 2002.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pasture in eastern Amazonia. I. patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

VALENTIM, J.F.; AMARAL, E.F.; MELO, A.W.F. **Zoneamento de risco edáfico atual e potencial de morte de pastagens de *Brachiaria brizantha* no Acre**. Rio Branco: Embrapa-Acre, 2000. 28 p. (Embrapa-Acre. Boletim de Pesquisa, 29).

VALENTIM, J.F.; ANDRADE, C.M.S.; AMARAL, E.F. Soluções tecnológicas para o problema da morte de pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu na Amazônia. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DE NEGÓCIOS DA PECUÁRIA, 2004, Cuiabá. **CD-ROM...** Cuiabá: FAMATO, 2004.

VALLE, C.B.; EUCLIDES, V.; VALÉRIO, J.; DIAS-FILHO, M.B. *Brachiaria brizantha* cv. Piatã. **Seed News**, v. 11, n. 2, p. 28-30, 2007.

VELDKAMP, E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society American Journal**, v. 58, n. 1, p. 175-180, 1994.

VIEIRA, I.C.G.; NEPSTAD, D.C.; BRIENZA JUNIOR, S.; PEREIRA, C. A importância de áreas degradadas no contexto agrícola e ecológico da Amazônia. In: FERREIRA, E.J.G.; SANTOS, G.M.; LEÃO, E.L.M.; OLIVEIRA, L.A. (Eds.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia**. Manaus: INPA, 1993. v. 2, p. 43-53.

WADT, P.G.S.; DIAS-FILHO, M.B.; SOARES, J.P.G. Manejo do solo em pastagens plantadas. In: WADT, P.G.S. (Ed.). **Manejo do solo e recomendação de adubação para o estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2005. p. 459-490.

WANDELLI, E.V.; FERNANDES, E.C.M.; BONFIM, I.; MATOS, J.C.S.; KOKAY, M.; PERIN, R.; LIMA, R.; SOUSA, S.G. **Recuperação de áreas de pastagens abandonadas e degradadas através de sistemas agroflorestais na Amazônia Ocidental**. Brasília: MCT, 1999. 16 p.

YOUNG, A. **Agroforestry for soil conservation**. Wallingford, UK: CAB International, 1997. 271 p.

CAPÍTULO 3

CARACTERIZAÇÃO DE AMBIENTES NOS MUNICÍPIOS DE RIO BRANCO E SENADOR GUIOMARD, LESTE DO ESTADO DO ACRE

Resumo

Atualmente a Amazônia Ocidental possui a cobertura florestal mais preservada, em virtude de ter sido cortada por poucas rodovias e seu povoamento ter ocorrido de forma mais pontual. Entretanto, a cobertura florestal da região leste do Acre vem sendo descaracterizada de forma acelerada. Dessa forma, tem preocupado o poder público e a comunidade científica em geral no sentido de propor alternativas sustentáveis de produção. Para tanto, necessário se torna conhecer o meio físico, em especial os solos e ambientes da região com maior grau de detalhamento, de maneira a propor sua utilização de forma mais sustentável. Este trabalho teve como objetivo caracterizar alguns solos e ambientes dos municípios de Rio Branco e Senador Guimard, localizados na região leste do Acre. Os solos desses municípios, apesar de sua proximidade geográfica e de serem oriundos de material sedimentar da Formação Solimões, apresentam pedoambientes distintos. Foram selecionados cinco perfis de solo, sendo quatro no município de Rio Branco e outro em Senador Guimard, nos quais foram estudadas as características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas. Destacam-se também alguns aspectos peculiares observados nos

pedoambiente de cada município. Os resultados obtidos permitem inferir que os pedoambientes do município de Rio Branco são mais diversos, rasos a profundos, imperfeitamente a bem drenados, de melhor fertilidade e com minerais de argila expansivos. Em Senador Guiomar, os ambientes são menos diversos, os solos são em geral distróficos, situados em extensas superfícies aplainadas, de relevo plano a suave ondulado. Isso permitiu a formação de solos mais profundos e com melhores condições de drenagem.

Palavras-chave: Solos do Acre, desmatamento, uso da terra.

1. Introdução

Nos últimos anos, a atenção tem sido voltada aos impactos gerados ao meio ambiente e aos recursos naturais na Amazônia Ocidental, em decorrência do processo gradativo de conversão de áreas de floresta para fins urbanos, agrícolas e pecuários (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 1990; GALVÃO, 1997; SILVA; RIBEIRO, 2004; VIEIRA et al., 2005; LIRA et al., 2006).

Essa inquietação é recorrente, principalmente, para os municípios com índices crescentes de antropização, localizados na porção leste do Estado do Acre, cujo desmatamento faz parte do arco do desmatamento da Amazônia Sul-Ocidental (BRASIL, 2004; FEARNSSIDE, 2005; BECKER, 2005). Na regional do Baixo Acre já foram desflorestados cerca de 40% (OLIVEIRA et al., 2006).

Os municípios de Rio Branco e Senador Guiomard, localizados na regional do Baixo Acre, apresentam cobertura florestal bastante descaracterizada, com percentuais de desmatamento de aproximadamente 31% e 68%, respectivamente (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE, 2007), em sua maioria, para fins agropecuários nos diversos segmentos produtivos do Estado (OLIVEIRA et al., 2006).

Para o município de Senador Guiomard, isso se deve ao fato do ele apresentar elementos “facilitadores”, como melhores condições de trafegabilidade dos ramais e das estradas, praticamente durante o ano todo;

presença de vários assentamentos rurais e grandes propriedades agropecuárias (SASSAGAWA; BROWN, 2000).

O município de Rio Branco com uma população de 290.639 habitantes é o mais populoso do Acre e concentra aproximadamente 44% da população do Estado (655.385 habitantes) (IBGE, 2007). Significativa parcela dessa população concentra-se em seu núcleo urbano (cujo perímetro urbano vigente é de 88,59 km²), o que é considerado um fato bastante comum em cidades situadas na porção ocidental da Amazônia (BECKER, 2005).

Além disso, Rio Branco apresenta maiores restrições de trafegabilidade, em suas estradas vicinais (ramais), durante a estação chuvosa, em virtude da ocorrência de solos argilosos com participação expressiva de argilominerais expansivos; carência de material graúdo (piçarra, cascalho) para compor a base de ramais e estradas de chão; menor quantidade de áreas destinadas a assentamentos rurais; e, além do fato de expressiva parcela de sua área, situada a oeste do município, funcionar como uma espécie de tampão ao desflorestamento, em decorrência da existência de seringais nativos, colônias, assentamentos recentes e áreas da Reserva Extrativista Chico Mendes.

Os municípios de Rio Branco e Senador Guiomard, mesmo sendo vizinhos e formados predominantemente a partir de sedimentos terciários da Formação Solimões, possuem características morfoestruturais e de solo bastante distintas. Uma das razões pelas quais se optou pela seleção e estudo mais detalhado de características de solos e ambiente desses municípios.

Em Rio Branco, predominam Argissolos, Luvisolos e Plintossolos (IBGE, 2001; ACRE, 2006). Em geral, apresentam *solum* raso a profundos, bem drenados a mal drenados, com relevo variando de suave ondulado a ondulado e em muitos casos com minerais de argila com atividade alta (Ta). A vegetação em sua maioria é constituída de Floresta Aberta com bambu e palmeira (ACRE, 2000).

Em Senador Guiomard, predominam Latossolos Vermelho-Amarelos bem drenados, profundos, em relevo plano a suave ondulado e com vegetação do tipo Floresta Tropical Densa (BRASIL, 1976; ACRE, 2006). Constituem-se de

ambientes característicos de terra firme, onde ocorrem com maior frequência espécies vegetais utilizadas para o extrativismo, como a castanheira (*Bertholletia excelsa*) e a seringueira (*Hevea brasiliensis*).

Neste sentido, de forma a subsidiar os trabalhos de levantamento, uso e manejo do solo na região, torna-se necessário melhor conhecer os solos e ambientes (pedoambientes), uma vez que, a partir desse estudo, torna-se possível recomendar com mais segurança e racionalidade, ações de uso e manejo do solo.

Partindo desses pressupostos, este trabalho tem como objetivo caracterizar solos de pedoambientes situados nos municípios de Rio Branco e Senador Guiomard, destacando-se aspectos relacionados ao relevo, vegetação, relação solo-água, uso da terra e características físicas, químicas e mineralógicas.

2. Material e métodos

2.1. Características gerais das áreas de estudo e adjacências

2.1.1. Rio Branco

O município de Rio Branco situa-se a leste do Acre e faz fronteira com os municípios de Sena Madureira, Bujari, Porto Acre, Senador Guiomard, Capixaba, Xapuri e Brasiléia. Possui área de 8.831 km²; até 2004 em torno de 25% havia sido desflorestada (OLIVEIRA et al., 2006). Desse montante, aproximadamente 78% é constituída de pastagens e o restante distribuído em áreas de capoeira (16%), uso urbano (3%), espelho d'água (1,6%) e agricultura (1,4%) (OLIVEIRA et al., 2006).

A ação antrópica concentra-se na faixa da BR-364, no entorno dos núcleos urbano do município, na AC-090 (transacreana), na AC-010, nas estradas vicinais (ramais e varadouros) de acesso a seringais e projetos de assentamento e às margens do rio Acre e seus tributários (OLIVEIRA et al., 2006). Os grandes remanescentes de florestas contínuas situam-se a oeste do município, em parte,

em razão das dificuldades de acesso, a existência de unidades de conservação, de grandes seringais e de áreas de reserva legal de grandes propriedades.

O tipo de clima predominante no município é Aw de acordo com a classificação de Köppen, com temperatura média do mês mais frio superior a 18°C e uma estação seca de pequena duração (BRASIL, 1976). A temperatura média anual é de 24,3°C. Os meses mais quentes são setembro, novembro e dezembro, com temperaturas médias de 25°C. O período mais frio está compreendido entre junho e julho, com temperaturas médias de 22,9°C e 22,0°C, respectivamente (ACRE, 2000). A precipitação média anual varia de 1.877 a 1.982 mm (ACRE, 2000). A vegetação é predominantemente do tipo Floresta Aberta com palmeira; com bambu e palmeira; e com bambu dominante (ACRE, 2000).

O município de Rio Branco situa-se em grande parte na unidade morfoestrutural denominada Depressão Rio Acre-Rio Javari (BRASIL, 1976; ALMEIDA, 1981). Essa unidade foi elaborada em sedimentos da Formação Solimões (Plio-pleistoceno) e apresenta altimetria média de 200 m, sendo caracterizada pela feição geomorfológica tipo colinas de aproximadamente 30-40 m de altimetria relativa, com interflúvios que variam de 200 a 250 m e drenagem pouco entalhada.

Os solos predominantes da região são Argissolos Vermelho-Amarelos, Luvisolos e Plintossolos Háplicos e Argilúvicos, desenvolvidos a partir de sedimentos terciários da Formação Solimões (BRASIL, 1976; ACRE, 2006).

2.1.2. Senador Guimard

O município de Senador Guimard situa-se a leste do Estado do Acre e faz fronteira com os municípios de Rio Branco, Porto Acre, Acrelândia, Plácido de Castro e Capixaba e o Estado do Amazonas. Possui uma área de 2.321 km² e até 2004 possuía cerca de 61% (1.430 km²) de sua cobertura florestal original desflorestada (OLIVEIRA et al., 2006).

Do total desflorestado, cerca de 85,3% constituem-se em áreas destinadas a pastagens e o restante distribuídos em áreas de capoeira (9,6%), agricultura (3,7%), espelho d'água (1,2%) e área urbana (0,2%) (OLIVEIRA et al., 2006).

A ação antrópica concentra-se na faixa das BRs 364 e 317 e na rodovia estadual AC-010. Os poucos remanescentes de floresta são constituídos de áreas de reserva legal em propriedades particulares e de áreas de proteção ambiental no município.

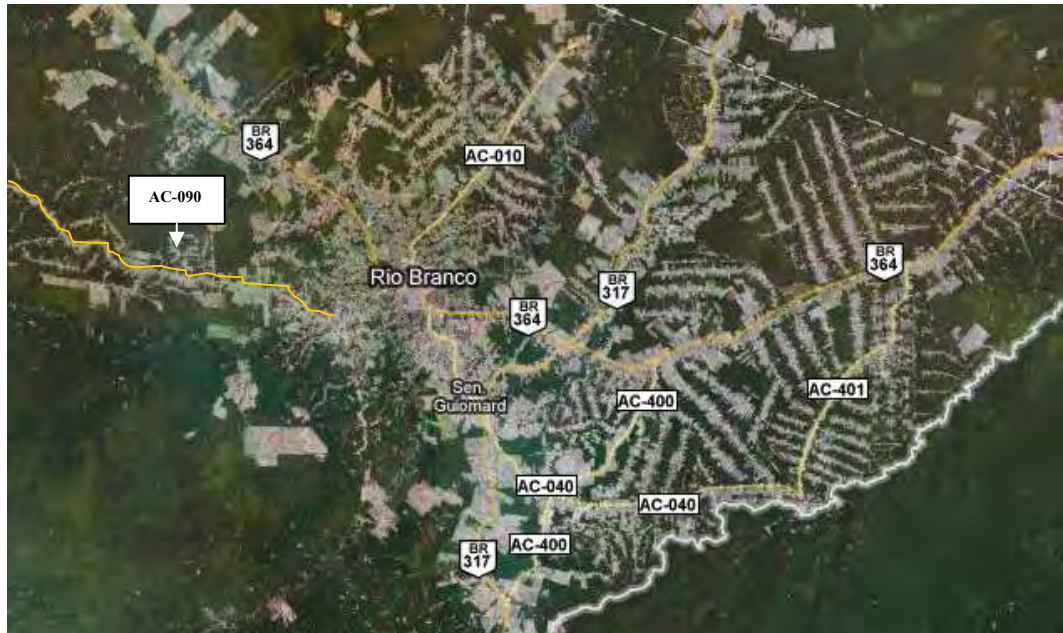
O clima de Senador Guimard é muito similar ao do município de Rio Branco, devido à sua proximidade. A vegetação é predominantemente composta de Floresta Densa e Floresta Aberta com Palmeira (ACRE, 2000).

O município de Senador Guimard situa-se em sua quase totalidade na unidade morfoestrutural denominada Planalto Rebaixado da Amazônia Ocidental (BRASIL, 1976; ALMEIDA, 1981). A unidade foi elaborada em sedimentos da Formação Solimões (Plio-pleistoceno) e comporta altimetrias que variam de 250 a 300 m, em topografia suavemente deprimida em meio a relevo plano e dissecado em interflúvios tabulares que variam entre 250 a 1.750 m de largura.

Os solos predominantes da região são Latossolos Vermelho-Amarelos e Vermelhos, Argissolos Amarelos e Vermelho-Amarelos, desenvolvido de argilitos, siltitos e arenitos da Formação Solimões (BRASIL, 1976; ACRE, 2006).

2.2. Prospecção, descrição de perfis e coleta de solo a campo

Para a seleção prévia dos locais de amostragem, com a finalidade de entender a distribuição dos solos e ambientes dos municípios de Rio Branco e Senador Guimard e suas adjacências, a região foi percorrida intensamente por intermédio de suas rodovias federais, estaduais e estradas vicinais (Figura 1).



Fonte: Extraída de Google maps Brasil. Disponível em: <<http://maps.google.com.br>>. Acesso em: 21 dez. 2007.

Figura 1 – Vista aérea das principais vias de acesso percorridas durante a viagem de campo.

O município de Rio Branco foi percorrido em sua porção situada mais a oeste, pela rodovia AC-090 (Transacreana), até a altura do km 60. À época, o trecho percorrido apresentava uma parte com pavimentação asfáltica e a outra metade encontrava-se como estrada de chão batido. Apesar disso, o trecho não pavimentado oferecia boas condições de trafegabilidade em virtude de encontrar-se no período de estiagem na região (meados de agosto de 2004).

Em decorrência dos cortes efetuados para a construção da estrada estarem à amostra, foram possíveis o exame e a prospecção de perfis nesses locais, em vários pontos à margem da rodovia.

Após percorrer essa área, de modo a selecionar locais com menor perturbação antrópica em áreas de floresta nativa, adentrou-se no ramal existente à altura do km 50, na margem esquerda da Transacreana, vindo a partir do município de Rio Branco. Nesse ramal, percorreu-se aproximadamente 6 km até

a Fazenda Batista, uma propriedade com área de aproximadamente 2.000 ha, onde boa parte ainda encontra-se com mata nativa.

Após a fazenda ser percorrida e serem efetuadas tradagens e observações, dois locais foram selecionados para descrição de perfis e coleta de solo. O primeiro ponto de coleta foi constituído de uma toposseqüência, onde foi descrito um Argissolo Vermelho-Amarelo Ta distrófico (PVAal), situado na porção superior e um Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd), localizado na porção mais baixa do terreno (área de baixada). Um segundo ponto, distante aproximadamente 0,5 km da toposseqüência anterior, foi descrito um Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe) na parte mais elevada da paisagem. Em seguida, próximo a rodovia Transacreana, selecionou-se um Argissolo Vermelho distrófico (PVd), localizado na porção superior da paisagem, mas com características de melhor drenagem.

O município de Senador Guiomard foi percorrido pela BR 317, que se encontra com pavimentação asfáltica em boas condições de tráfego. Para entender as relações solo-ambiente dessa localidade, percorreu-se a área até o município de Capixaba, município que faz fronteira com Senador Guiomard. Com isso, foi selecionado um ponto de coleta no entroncamento da BR 317 com a AC-040, distante 10 km do núcleo urbano de Senador Guiomard, na Fazenda Ouro Verde. Nesse local amostrou-se um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd).

Em cada área selecionada, abriu-se uma trincheira e, posteriormente, procedeu-se à descrição morfológica dos perfis e à coleta de cerca de 2 kg de solo por horizonte para caracterização física, química e mineralógica (SANTOS et al., 2005). Antes das análises físicas, químicas e mineralógicas, as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneiras com abertura de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA) (EMBRAPA, 1997). Os perfis descritos foram classificados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006).

2.3. Procedimentos analíticos

As análises físicas para as amostras coletadas consistiram na determinação da composição granulométrica, argila dispersa em água (EMBRAPA, 1997). O cálculo do grau de floculação e da relação silte/argila foi efetuado de acordo com o Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997).

As análises de pH, bases trocáveis e carbono orgânico foram efetuadas na TFSA conforme se segue: pH em água e em KCl 1 mol L⁻¹ (1:2,5); teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com solução de KCl 1 mol L⁻¹ e quantificados, no caso de Ca²⁺ e Mg²⁺ por espectrofotometria de absorção atômica e do Al³⁺ por titulação com solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹; potássio trocável extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e quantificados por fotometria de chama; fósforo disponível extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ e determinado por colorimetria (EMBRAPA, 1997).

O fósforo remanescente (P-rem) foi determinado na TFSA em solução de CaCl₂ 10 mmol L⁻¹ contendo 60 mg L⁻¹ de P (KH₂PO₄), na relação solo: solução de 1:10, com agitação durante 1 h. Em seguida, efetuou-se a separação das fases sólida e líquida, e na solução de equilíbrio determinou-se a concentração de P, utilizando o método da vitamina C (ALVAREZ V. et al., 2000 e 2001).

Os micronutrientes, ferro, manganês, cobre e zinco foram extraídos na TFSA com o agente quelante DTPA-TEA (ácido dietilenotriaminopentaacético + trietanolamina) tamponado em pH 7,3, na relação solo:solução de 1:2, com duas horas de agitação segundo metodologia desenvolvida por Lindsay e Norvell (1978) e adaptações do método efetuadas por Abreu e Andrade (2001). A determinação do Fe, Mn, Cu e Zn foi realizada utilizando-se o espectrofotometria de absorção atômica em chama, conforme Abreu e Andrade (2001).

A extração e o fracionamento das frações ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (HUM), foi realizada conforme metodologia preconizada pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas – IHSS (SWIFT, 1996). Na determinação do carbono orgânico nas referidas frações e no

solo, utilizou-se o método da dicromatometria com aquecimento externo proposto por Yeomans e Bremner (1988) e ajustes sugeridos por Mendonça e Matos (2005). No preparo das amostras de solo, inicialmente, realizou-se a moagem de quantidades suficientes de TFSA em almofariz e em seguida passou-se o material por peneira de 0,2 mm (60 mesh) conforme preconizado por Mendonça e Matos (2005). O N total do solo foi determinado de acordo com Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995), conforme adequações efetuadas por Mendonça e Matos (2005).

De forma a subsidiar os estudos de gênese e a classificação do solo, foram extraídas as formas de Fe e Al livres pelo método do citrato-ditionito-bicarbonato (COFFIN, 1963) e óxidos menos cristalinos de Fe e Al pelo método do oxalato ácido de amônio (McKEAGUE; DAY, 1966).

Além disso, com o intuito de detectar a presença de amorfos no solo, determinou-se o pH em solução de NaF 1 mol L⁻¹ em pH 7,5, na relação solo-solução 1:50 (1 g de solo para 50 mL de solução) após 2, 30 e 60 minutos, conforme Fieldes e Perrot (1966).

A difratometria de raios-X foi realizada em amostras selecionadas dos horizontes A, B e C dos perfis descritos. Os procedimentos de separação de argila e silte, preparo de amostra orientada, amostra em pó, tratamento com magnésio, potássio e magnésio + etilenoglicol foram realizados conforme metodologia prescrita em Whitting e Allardice (1986). As lâminas foram irradiadas no intervalo de ângulo de varredura entre 2 e 40° 2θ em difratômetro de raios-X, com fonte de radiação CoKα, filtro de Fe, voltagem de 35 mV e corrente de 25 mA. Os difratogramas foram interpretados de acordo com Chen (1977), Brindley e Brown (1980) e Resende et al. (2005).

3. Resultados e discussão

3.1. Aspectos gerais dos pedoambientes de Rio Branco e Senador Guiomard

3.1.1. Município de Rio Branco

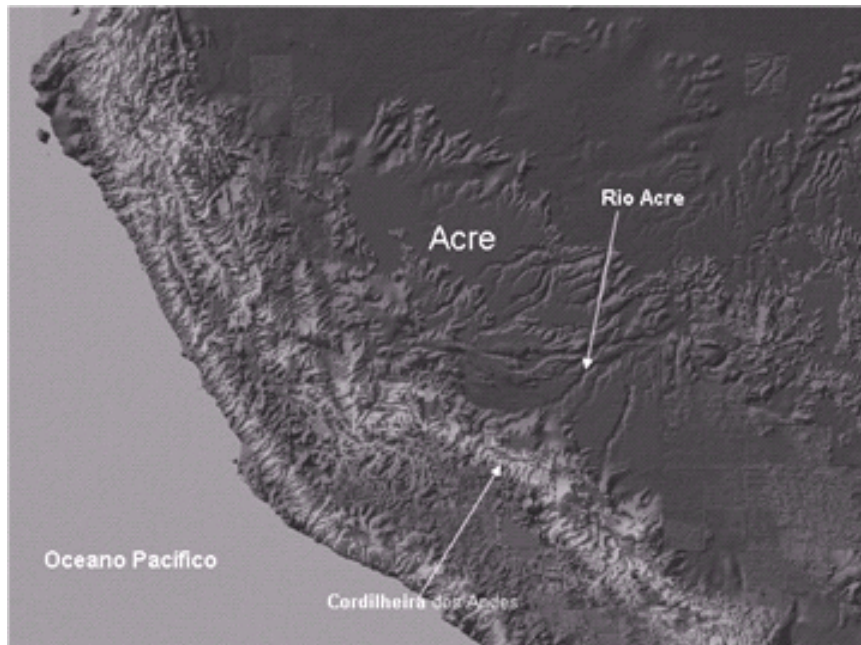
A área percorrida no município de Rio Branco mostrou que predominam as formas colinosas, ou seja, relevos de topo aplainados, com diferentes ordens de grandeza e de aprofundamento da rede de drenagem, separados por vales em “V” e, eventualmente, por vales de fundo plano, conforme caracterizado por Brasil (1976) (Figura 2a). Esta feição da paisagem está associada ao rebaixamento da rede de drenagem, oriunda primariamente de sedimentos dos Andes e que foi moldada, em tempo geológico relativamente recente, a partir da incisão fluvial que cobre a maioria da Amazônia Ocidental (Figura 2b) (BRASIL, 1976; WESTAWAY, 2006).

Observações dessa natureza foram realizadas preliminarmente por estudo expedito da área, na década de 50, no município de Rio Branco, à época capital do território do Acre, pelo Geógrafo Antônio Teixeira Guerra (GUERRA, 1951 e 1955a). Esse pesquisador enfatizava que a topografia de Rio Branco não era constituída por uma superfície uniforme como outras cidades Amazônicas, tais como Belém e Macapá. E atribuiu ao fato de Rio Branco ter sido modelada por ocasião do aprofundamento da rede hidrográfica do rio Acre e seus tributários e ao lençol de escoamento superficial difuso trabalhando nesses ambientes.

Estudos realizados nas últimas décadas mostram que a formação dessa topografia do terreno é resultante da dissecação de superfícies aplainadas cobertas de sedimentos terciários da Formação Solimões (que cobrem a quase totalidade da Amazônia ocidental) ocorrida entre o Terciário superior (Plioceno tardio) e a última glaciação (início do Quaternário), resultando na paisagem erodida observada (BRASIL, 1976; LATRUBESSE et al., 1997; WESTAWAY, 2006).



(a)



(b)

Fonte: Adaptado de Westaway (2006).

Figura 2 – (a) Detalhe da Rodovia Estadual AC-090 em trecho sem pavimentação asfáltica mostrando feição geomorfológica tipo colinas (Fotografia: Edson Araújo, outubro de 2004); (b) detalhe da altimetria de parte da América do Sul e da paisagem erodida em grande parte da Amazônia Ocidental, indicativa de incisão fluvial típica.

Essa incisão fluvial criou um gradiente topográfico entre a parte mais baixa do nível do rio na estação seca e elevada (topo) que alcança aproximadamente 70 m, conforme modelo proposto por Latrubesse et al. (1997 e 2007) para explicar a conformação da paisagem da Amazônia Ocidental.

Em razão disso, alguns municípios da Amazônia Ocidental, incluindo Rio Branco, têm sido considerados excelentes locais para estudar a evolução do Cenozóico Tardio do sistema Amazônico, devido à sua acessibilidade e exposição de seções sedimentares mais jovens da Formação Solimões (Plio-pleistocênica) ao longo das rodovias e canais atuais dos rios da região durante os períodos de vazante (WESTAWAY, 2005).

A exposição dos sedimentos da Formação Solimões pode ser observada nitidamente em barranco de estrada, em alguns pontos da AC-090, como resultado do corte efetuado para o aprofundamento do leito da rodovia, para as operações de manutenção e pavimentação asfáltica e em barrancos do rio Acre e tributários (Figura 3).

A dissecação do terreno propicia, muitas vezes, a formação de canais ou “valas” (valonamento) intermitentes que são aproveitados para construção de barragens (açudes), e utilizadas como reservatório de água pelas comunidades rurais para o abastecimento doméstico e dessedentação de animais e o cultivo controlado de animais aquáticos (aqüicultura), como peixes, tartarugas, camarões, jacarés, e outros (Figura 4). Esse aspecto é bastante peculiar na região e é favorecido pela ocorrência de material sedimentar de drenagem restrita (argilitos e siltitos maciços) que facilita o acúmulo de água.

Ao longo da AC-090, o uso do solo predominante é com pastagens, em sua maioria com braquiário (*Brachiaria brizantha* cv Marandu). À primeira vista, as pastagens apresentam bom aspecto vegetativo, denotado pelo verde intenso da folhagem, apesar do baixo índice pluviométrico na região à época (agosto) (Figura 5). Esse comportamento sugere que o sistema radicular dessas gramíneas consegue suprir a demanda de água pela planta, apesar da baixa capacidade de armazenamento de água dos solos da região.



(a)



(b)

Fonte: Fotografias: (a) Edson Araújo, março de 2007, Projeto Riozinho, Rio Branco-AC; (b) Nazaré Macedo, março de 2007, Projeto Riozinho, Rio Branco-AC).

Figura 3 – (a) Exposição nítida do horizonte C (coloração esbranquiçada) oriunda de sedimentos da Formação Solimões em barranco de estrada da AC-090 (Transacreana); b) barranco do Riozinho do Rola, tributário do rio Acre na estação seca.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Fotografias de Edson Araújo, agosto de 2004.

Figura 4 – (a) Aspecto do aprofundamento e entalhamento da rede de drenagem ocorrido no passado e exposição atual após desmatamento e uso do solo com pastagem extensiva de *B. brizantha* no município de Rio Branco; (b) em outra situação sendo utilizado como reservatório de água para abastecimento e dessedentação do gado; (c) criatório de tartarugas (quelônios).



Fonte: Fotografia de Edson Araújo, outubro de 2004.

Figura 5 – Área de pastagem de *B. brizantha* ao longo da Transaereana com ocorrência expressiva da palmeira tipo ouricuri (*Attalea phalerata*), entre outras.

O baixo tamponamento dos solos da região relacionado à sua função de armazenamento e transporte de água deve-se à drenagem restrita de alguns solos do Acre (Plintossolos, Vertissolos, Luvisolos, Argissolos plínticos), que contribuem para o fluxo torrencial dos cursos d'água, caracterizado pelo aumento da descarga durante a estação chuvosa (TRICART, 1985). Esse fato resulta na oscilação contrastante das cotas fluviométricas do rio Acre e tributários (RESENDE; MACHADO, 1988). Isso significa que relativamente pouca água pode ser adicionada ao solo a cada ano, uma vez que a maior parte escorre como enxurrada e descarga fluvial.

Além disso, destacam-se nas pastagens algumas palmeiras que recebem a denominação de “palheiras”, como o ouricuri (*Attalea phalerata*), jaci (*Attalea butyracea*), jarina (*Phytelephas macrocarpa*), murmurú (*Astrocaryum murumuru*), ubim (*Geonoma deversa*), entre outras (Figura 7). Essas palmeiras se dispersam na pastagem após alguns anos de sua implantação, servem de sombra e os frutos, de alimento para o gado e, em muitas situações, suas folhas são

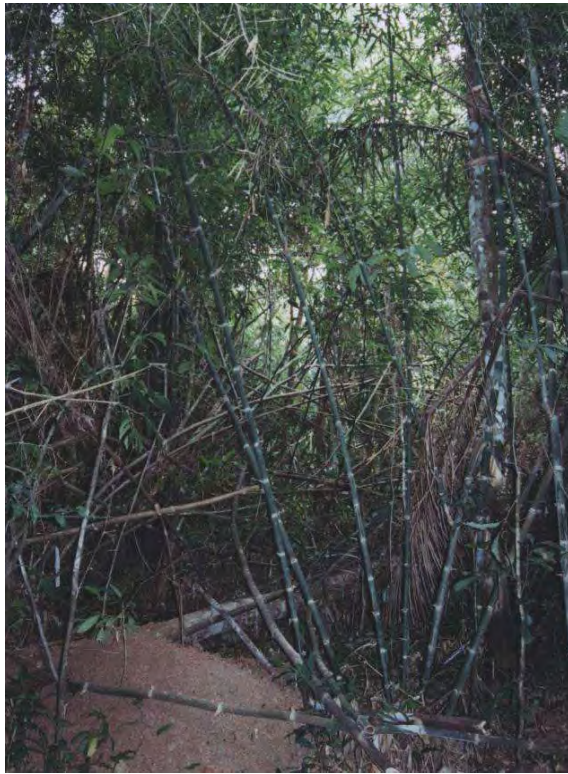
utilizadas para cobertura de construções rurais típicas, como casas, paióis, casa de farinha, entre outros. A ocorrência dessas palmeiras indica que a floresta nativa, anterior ao desbravamento, possuía essas espécies em seu estrato arbóreo. Essas palmeiras e uma centena de outras árvores e arbustos que se regeneraram e disseminam-se em ecossistemas de pastagens no Acre foram relatados por Franke et al. (1999). Dentre elas, destacam-se também o ipê-amarelo (*Tabebuia serratifolia*), ingá (*Inga sp*) e imbaúba (*Cecropia sp*).

Mesmo assim, há relatos de que algumas pastagens da região têm apresentado processo gradativo de degradação devido à síndrome da morte do capim-braquiarião e, como consequência, uma perda expressiva de produtividade e prejuízos econômicos associados à renovação (VALENTIM et al., 2000). Esse fato, como comentado anteriormente no capítulo 2, pode estar relacionado basicamente à baixa adaptabilidade dessa gramínea forrageira em solos de drenagem restrita, associado à falta de manejo adequado da pastagem.

Na área da Fazenda Batista e ao longo da Transacreana, foi observado e registrado a fisionomia vegetal do tipo Floresta Aberta com palmeira e bambu (Figura 6). Um fato característico dessa tipologia vegetal é a abertura do dossel da floresta que a distingue da floresta densa (Figura 8d). Muito embora essa designação traga certa confusão, uma vez que, em ambiente de floresta com bambu dominante, há dificuldade de acesso em razão de sua ocorrência em forma de conglomerado e à presença de enormes e resistentes espinhos no colmo (Figuras 6a e 6b).

No Acre, geralmente o bambu ocorre com maior frequência em solos de baixa fertilidade natural e drenagem deficiente (VIDALENC, 2000). Nas áreas percorridas durante a viagem de campo em Rio Branco, observou-se a maior incidência de bambus nas baixadas, locais em que os solos são mal drenados a imperfeitamente drenados, com ocorrência de Plintossolos.

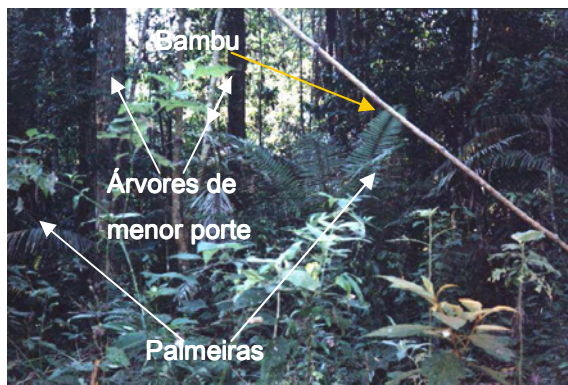
Nas superfícies aplainadas, situadas em área de topo, verifica-se a presença de árvores de maior porte com ocorrência de Floresta Aberta com palmeira e alguns bambus mais dispersos, em área de ocorrência de Argissolos plínticos (Figuras 6c e 6d).



(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Fotografias de Edson Araújo, agosto de 2004.

Figura 6 – Diversos aspectos da Floresta Aberta com bambu e palmeira (a) e (b) e floresta aberta com palmeira e bambu (c) e (d): (a) bambu (*Guadua weberbaueri*), espécie mais comum no Estado, em área de baixada com Plintossolo; (b) no detalhe, espinhos em seu colmo; (c) palmeiras, árvores de maior porte e remanescentes de bambu em ambiente de Argissolo plíntico; e, (d) aspecto do dossel normalmente aberto, e que permite o reconhecimento de fácies da Floresta Aberta e suas variações.

As espécies de bambu estão dispersas por todo o Acre e pertencem ao gênero *Guadua* (*G. weberbaueri*, *G. sacocarpa*, *G. superba* e *G. angustifolia*). São conhecidos como “taboca” ou “tabocal” quando ocorrem predominantemente. Representando 38 % da cobertura florestal do Acre (SILVEIRA, 2005). Dentre as onze tipologias florestais identificadas no Acre, o bambu ocorre em cinco: Floresta Aberta com bambu dominante, Floresta Aberta com bambu e palmeiras, Floresta Aberta com palmeira e bambu, Floresta Aberta com bambu e Floresta Densa e a Floresta com bambu em área aluvial (ACRE, 2000).

3.1.2. Município de Senador Guiomard

O município de Senador Guiomard e circunvizinhanças (Plácido de Castro e Capixaba) encontram-se numa região com topografia mais suave que a do município de Rio Branco. Predominam extensas superfícies aplainadas, em sua maioria de relevo plano a suave ondulado. Isso permitiu que o processo de pedogênese atuasse com maior intensidade, originando solos de melhor drenagem, mais profundos, distróficos e com minerais de argila de baixa atividade (BRASIL, 1976; IBGE, 1990; ACRE, 2000).

As pastagens nessa região são mais antigas. São áreas ocupadas anteriormente por seringais e, em virtude da decadência do setor gomífero, a partir da década de 70, por pastagens estabelecidas por fazendeiros vindos do sul do país e por produtores assentados pelo INCRA (DUARTE, 1987; COSTA, 1989). Como testemunho desse processo de ocupação, nessa porção do Acre é que se encontram grandes quantidades de remanescentes de castanheiras (*Bertholletia excelsa*) que são deixadas isoladas no pasto devido à proibição de sua derrubada e comercialização da madeira no Brasil por meio da lei federal 4.771 (15 de setembro de 1965) e a Portaria 2.570 do IBDF (de 22 de novembro de 1971) (Figura 7). Nessas condições, a castanheira praticamente não produz frutos, em razão da falta de polinizador e muitas delas morrem em consequência das queimadas realizadas no ato da abertura da área e da renovação e “limpeza” das pastagens (PARDO, 2001).

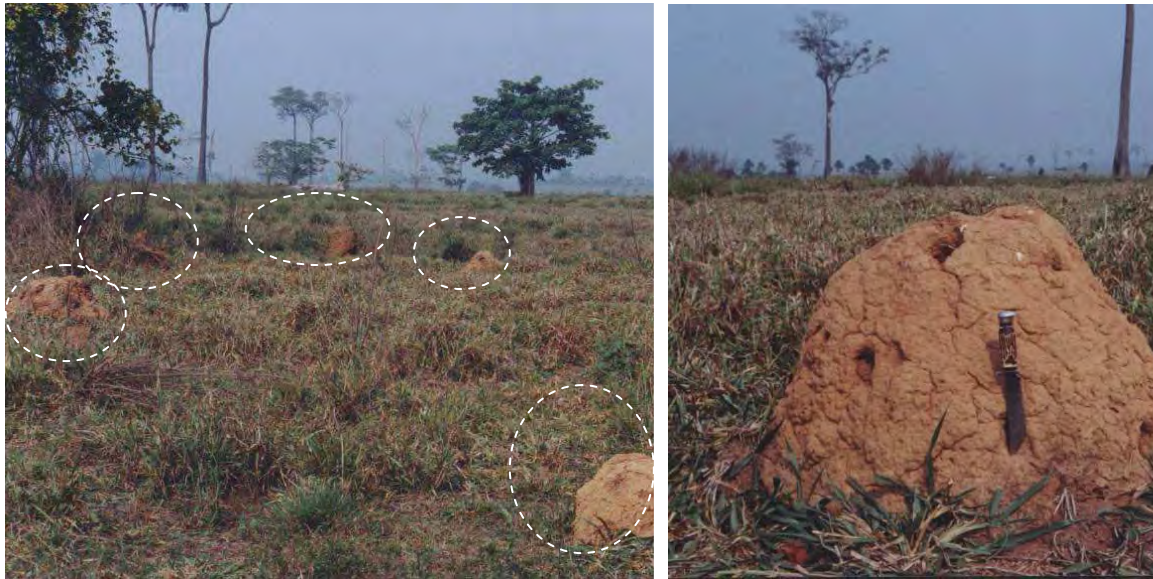
A cobertura florestal foi bastante descaracterizada. Isso se comprova quando se examina a partir das margens da BR-317 e, muitas das vezes, não se consegue avistar no horizonte a mata nativa ou a área de reserva legal remanescente (Figura 7). Em razão disso, em muitas situações, torna-se difícil encontrar locais para amostragem de solo em ambiente de floresta que não esteja impactada e, ou fragmentada pela extração seletiva de madeira e produtos vegetais não madeireiros e outros (OLIVEIRA et al., 2003).



Figura 7 – (a) Interflúvio tabular ao longo da BR 317 próximo ao município de Senador Guimard utilizada com pastagem extensiva, em que se observam, ao fundo, os remanescentes de castanheira (*Bertholletia excelsa*), mas a vista não alcança a mata nativa; (b) detalhe de uma castanheira isolada na pastagem, e, nessas condições, ela se torna praticamente improdutiva.

Nesse ambiente, ao longo das BR-317 e AC-040 observam-se extensas áreas de pastagens de *B. brizantha*. É notória também a presença de cupinzeiros sob a forma de montículos (Figura 8). Isso pode estar relacionado às pastagens mais antigas (maior degradação) e às condições de maior profundidade e melhor drenagem do solo. Ao longo da Transacreana (AC-090) não se observou a presença de cupins com esse hábito, fato que pode estar relacionado à natureza dos solos de drenagem mais restrita (flutuações do lençol freático) que inibiriam a colonização dos cupins.(MILL, 1982). A ausência cupins de montículo em pastagens é muito difícil de confirmar, uma vez que mesmo que não se observe os montículos, as colônias podem estar estabelecidas no solo, abaixo da superfície (Og de Souza, informação pessoal). Isto é particularmente verdade para o caso de pastagens bem manejadas: o fazendeiro periodicamente destrói os montículos, mas não percebe que não matou a colônia. Estas evidências não são conclusivas e necessitam de estudos mais aprofundados em ecossistemas de pastagem, inclusive em relação a outros ambientes que ocorrem na região central e no extremo oeste do Acre.

Uma das vertentes para explicar a ocorrência de cupins de montículos em ecossistemas de pastagem é a de que esse fenômeno estaria relacionado ao processo de degradação do solo, essa, no entanto, é uma questão controversa (CONSTANTINO, 2002). Estudos têm demonstrado que, em pastagens, a presença de cupinzeiros de montículo causa pouco ou nenhum dano real às pastagens, sendo considerada uma praga estética, uma vez que sua presença geralmente a deprecia (FERNANDES et al., 1998; FADINI et al., 2002).



(a)

(b)

Fonte: Fotografias de Edson Alves de Araújo (outubro de 2004).

Figura 8 – (a) Cupins de montículo dispersos em ecossistemas de pastagem de *B. brizantha* na região leste do Acre, em área de Latossolo Vermelho-Amarelo, município de Senador Guiomard, Acre; (b) detalhe de um cupinzeiro de montículo nesse ecossistema.

No entanto, existe a demanda de estudos no tocante à caracterização da macrofauna edáfica (cupins, minhocas e formigas, etc.), e sua utilização como indicadora de qualidade do solo em ecossistema de pastagem em comparação à mata nativa adjacente. Estudo nesse sentido foi realizado em área de assentamento na Região Sudeste, onde se avaliaram as conseqüências da fragmentação florestal sobre a diversidade da fauna do solo (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000). No referido estudo, de maneira geral, o número de ordens, famílias e espécies de insetos coletados diminuiu com a elevação do nível de antropização do ambiente.

Além das castanheiras, nesses ambientes, em área de mata nativa, ocorrem árvores de grande porte, componentes da Floresta Densa (Figura 9).



Fonte: Fotografia de Edson Araújo (outubro de 2004).

Figura 9 – Aspecto do diâmetro de árvores componente de Floresta Densa da região leste do Acre, município de Senador Guiomard.

A terminologia Floresta Densa diz respeito ao seu dossel que é praticamente fechado. No entanto, em seu estrato inferior é possível caminhar com maior facilidade por intermédio de picadas, varadouros e varações.

Os solos desses ambientes têm sido os mais utilizados na região para compor a base de estradas e ramais, em decorrência das características favoráveis de menor plasticidade, melhor capacidade de suporte e baixa expansibilidade.

Além disso, determinadas localidades dos municípios de Senador Guiomard e Plácido de Castro e adjacências possuem solos entremeados com diferentes proporções de lateritos, sob a forma de “piçarra” e crostas lateríticas, que ocorrem à superfície ou a diferentes profundidades (Figura 10) (GUERRA, 1954, 1955a, 1955b e 1965; IBGE, 1990).

Estes materiais são utilizados para compor o agregado graúdo de estradas vicinais, funcionando como aderente ou antiderrapante. As piçarras, quando utilizadas em mistura asfáltica, são previamente obtidas através da lavagem das concreções lateríticas nesses solos (NASCIMENTO, 2005).



Fonte: Fotografias de Edson Araújo (janeiro de 2003).

Figura 10 – Aspecto das crostas lateríticas expostas em corte de estrada da BR-317 (sentido Rio Branco - Brasiléia) em profundidade e proporções variáveis. Coordenadas UTM: 19L, N 8784468, E 526813.

Os lateritos ferruginosos (piçarras e crostas lateríticas) ocorrem com pouca frequência no Acre (COSTA, 1991). Nos arredores dos centros urbanos, como no município de Rio Branco e outros municípios localizados na porção central e extremo oeste do Estado, quase inexistem. Isso tem gerado uma preocupação com relação à obtenção de materiais para compor agregados graúdos necessários à pavimentação, construção civil, dentre outros usos (GUERRA, 1955b e 1965; BRASIL, 1976; IBGE, 1990; SOUZA; SANTOS, 1997; NASCIMENTO, 2005).

Na busca de alternativas para esse problema, Souza e Santos (1997) realizaram uma série de ensaios laboratoriais com solos do município de Rio Branco com o propósito de selecionar aqueles que apresentassem bom desempenho quando utilizados em obras de pavimentação de ruas e rodovias. Os autores concluíram que os solos selecionados apresentavam características indesejáveis ou com algumas restrições para uso em pavimentação, relacionadas, entre outras particularidades, à baixa capacidade de suporte, elevada plasticidade e expansibilidade.

Além disso, Nascimento (2005) testou amostras de material de solo de três cerâmicas do município de Rio Branco nas quais efetuou análises físicas, químicas e mineralógicas. Nesse trabalho, o referido autor, constatou ser possível utilizar agregados artificiais de argila calcinada na composição de mistura asfáltica e base de solo-agregado, uma vez que apresentaram características técnicas satisfatórias para tal.

3.2. Características morfológicas

Os solos dos ambientes do município de Rio Branco ocorrem sob diferentes coberturas florestais e apresentam distintas condições de drenagem e de desenvolvimento do perfil (Figura 11). Isso resultou na maior diversidade de classes de solo e em contrastes relacionados à seqüência de horizontes, cor e profundidade (Quadro 1 e Anexo 1).

No ambiente de Rio Branco, excetuando o Argissolo Vermelho distrófico (PVd), as demais classes de solos (Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico – PVAe, Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico – PVAal e Plintossolo Argilúvico distrófico – FTd) apresentam evidências claras de restrição de drenagem interna (a partir de 35 cm para o PVAal, 38 cm para o FTd e 82 cm para o PVAe) durante sua formação e de flutuações do lençol freático. Dentre elas, destacam-se as cores mescladas com mais de uma cor, descritas nos horizontes B e C, com mosqueados e variegados, caracterizados pela segregação de ferro e manganês em condições redutoras do meio.



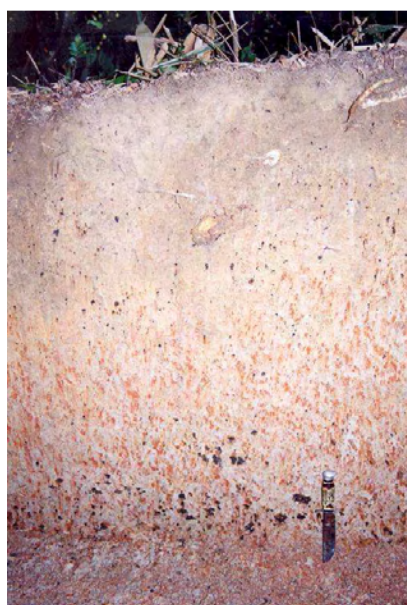
(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Fotografias de Edson Araújo (agosto de 2004).

Figura 11 – Perfis descritos nos pedoambientes do município de Rio Branco em ordem crescente de restrição de drenagem; (a) Argissolo Vermelho distrófico – PVd, bem drenado sob floresta aberta com palmeira; (b) Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico – PVAe, moderadamente drenado sob Floresta Aberta com palmeira e bambu; (c) Argissolo Vermelho-Amarelo Ta distrófico – PVvd, moderadamente a imperfeitamente drenado sob floresta aberta com palmeira e bambu; (d) Plintossolo Argilúvico distrófico – FTd, imperfeitamente drenado a mal drenado sob Floresta Aberta com bambu e palmeira, com pontuações escuras que denotam a presença de manganês

Quadro 1 – Descrição sumária de atributos morfológicos dos perfis de solo descritos

Horizontes	Prof. (cm)	Cor (úmida)	Textura	Estrutura	Consistência	Transição
----- Argissolo Vermelho distrófico – PVD -----						
A1	0-9	7,5 YR 4/6	f	1 pm bs	f3 p2p3 g2g3	Tpg
A2	9-20	6 YR 4/6	fa	1 pm bs	f4 p3 g3	Tpg
Bt1	20-38	2,5 YR 5/6	frs	2 pm bs	f4 p3 g3	Tpc
Bt2	38-64	3,5 YR 4/8	fr	2 pm bs	f4 p3 g3	Tpg
Bt3	64-95	2,5 YR 5/6	fr	23 pm bs	f4 p4 g4	Tpg
Bt4	95-110 +	2,5 YR 5/8	fr	23 pm bs	f4 p4 g4	-
----- Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico – PVAe -----						
A	0-13	7,5 YR 4/2	fs	1 p bs	d3 f3 p2 g2	Tpc
AB	13-24	5 YR 5/6	f	12 pm bs	d3 f3 p2 g2	Tpc
Bt1	24-52	2,5 YR 4/6	fr	2 pm bs	d4 f3 p3 g3	Tpc
Bt2	52-82	5 YR 5/6	frs	2 pm bs	d4 f3 p3 g3	Tpc
BCf1	82-106	5 YR 4/6 M	frs	23 pm bs	d4 f3 p3 g3	Tpc
BCf2	106-125+	5 YR 4/6 M	r	23 pm bs	d4 f3 p3 g3	-
----- Argissolo Vermelho Amarelo alítico plintico – PVAal -----						
A1	0-5	7,5 YR 4/3	fs	12 p bs	f3 p3 g3	Tpg
A2	5-17	7,5 YR 4/5	frs	12 pm bs	f3 p3 g3	Tpg
Bt1	17-35	5 YR 4/6	frs	2 pm bs	f3 p3 g3	Tpg
Bt2	35-48	5 YR 4/6; M 10 YR 6/4	rs	2 pm bs	f3 p3 g3	Tpc
BC	48-70	CV 10 YR 6/4 e 6YR 4/8	rs	23 p bs	f3f4 p4 g4	Tpc
C1	70-100	CV 2,5 YR 4/8 e 10 YR 7/2	rs	2 pm bs	f3f4 p4 g4	Tpc
C2	130-150	-	rs	-	-	-
C3	170-200	-	rs	-	-	-
----- Plintossolo Argilúvico distrófico – FTd -----						
A1	0-7	10 YR 4/3	f	2 pm gr e 2 p bs	f3 p3 g3	Tpg
A2	7-19	2,5 Y 4/3,5	f	1 pm bs	f3 p3 g4	Tpg
AB	19-27	2,5 Y 5/4	fs	1 pm bs	f3 p3 g4	Tpc
BA	27-38	1 Y 6/6	fs	12 pm bs	f3 p3 g4	Tpg
BCf1	38-64	10 YR 6/2,5 M 2,5 YR 4/6	frs	2 pm bs	f3f4 p4 g4	Tpg
C1	64- 81	CV 10 YR 6/2, 10 YR 7/2 e (73-89) 2YR 4/6	r	2 pm bs	f3f4 p4 g4	Tog
C2	81-100 +	CV 10 YR 6/2, 10 YR 7/2 e 2YR 4/6	r	2 pm bs	f3f4 p4 g4	-
C3	130-150	-	r	-	-	-
C4	170-200	-	rs	-	-	-
----- Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico – LVAd -----						
A	0-5	7,5 YR 5/4	fra	1 p gr	d3 f3 p2 g2	Tpc
AB	5-18	7,5 YR 5/6	ra	1 pmp gr	d2d3 f2 p2p3 g2g3	Tpc
BA	18-32	5 YR 6/6	fr	mpp gr	d2 f3 p3 g3	Tpd
Bw1	32-81	5 YR 6/6	r	mpp gr	d2d3 f2 p3 g3	Tpd
Bw2	81-127	5 YR 6/8	r	mpp gr	d2 f3 p3 g3	Tpd
Bw3	127-185+	5 YR 5/6	r	mpp gr	d2 f3 p3 g3	-

Notação: Cor: M = mosqueado; CV = coloração variegada.

Textura: r = argila e argilosa; a = arenoso; f = franco; fa = franco-arenoso; fra = franco argilo-arenoso; fr = franco-argiloso; fs = franco-siltoso; frs = franco-argilo-siltoso; ra = argilo-arenoso; mr = muito argiloso; rs = argilo-siltoso.

Estrutura: 1 = fraca; 2 = moderada; 3 = forte; mp = muito pequena; p = pequena; m = média; g = grande; gr = granular; bs = blocos subangulares.

Consistência: d2 = macia; d3 = ligeiramente dura; d4 = dura; d5 = muito dura; d6 = extremamente dura; f2 = muito friável; f3 = friável; f4 = firme; f5 = muito firme; p1 = não plástico; p2 = ligeiramente plástico; p3 = plástico; p4 = muito plástico; g1 = não pegajosa; g2 = ligeiramente pegajosa; g3 = pegajosa; g4 = muito pegajosa.

Transição: Tpg = transição plana e gradual; Tpd = transição plana e difusa; Tpc = transição plana e clara; Tog = transição ondulada e gradual.

O baixo desenvolvimento pedogenético desses solos pode estar relacionado à natureza ondulada do terreno (colinas), que, mesmo em ambiente de cobertura florestal, deve atuar no sentido de “rejuvenescer” continuamente esses solos. Além disso, a natureza da rocha sedimentar originada a partir de argilitos e siltitos finamente laminados e maciços da Formação Solimões (BRASIL, 1976) e de evidências de um pedoclima mais seco no passado (TRICART, 1985; KRONBERG et al., 1991 e 1998; KRONBERG; BENCHIMOL, 1992 e 1993), resultaram na atuação menos intensa dos fatores de formação do solo (KRONBERG; FYFE, 1983). Em outras palavras, o modelado do terreno (morfogênese) foi mais intenso do que o processo de formação do solo (pedogênese).

O outro pedoambiente representado pelo Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) está sob floresta densa e apresenta coloração uniforme em área situada num extenso platô do município de Senador Guiomard (Figura 12).



Fonte: Fotografia de Edson Araújo (outubro de 2004).

Figura 12 – Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), sob floresta densa, no município de Senador Guiomard.

É um solo muito profundo e sem evidências de coloração relacionadas à restrição de drenagem. No entanto, detectaram-se, no horizonte B desse perfil, concreções endurecidas, tipo petroplintita (piçarra). Isso pode significar que, durante sua formação, esse solo pode ter experimentado algum impedimento de drenagem e oscilações do lençol freático, permitindo a formação desse material.

O horizonte A apresenta-se subdividido em A1 e A2 nos perfis PVd, PVAal e FTd e em A e AB para o PVAe e LVAd. O horizonte A1, de cores brunadas mais destacadas entre os matizes 7,5 YR e 2,5 Y, denota que a matéria orgânica concentra-se nos primeiros centímetros do solo, mais especificamente entre 5 e 10 cm, expressando-se até a profundidade de 20 cm da superfície, quando se contabiliza o horizonte A e suas subdivisões.

Nos ambientes estudados a pouca expressão da matéria orgânica, em sua maioria, concentrada nos primeiros centímetros do horizonte superficial é uma característica marcante em ecossistemas Amazônicos (TOGNON et al., 1998; ARAÚJO et al., 2004). Esse evento está relacionado à rápida mineralização da matéria orgânica do solo à superfície nesses ambientes (VOLKOFF; CERRI, 1981; LONGO, 1982; KOUTIKA et al., 2000).

Evidentemente, a cinética dessas transformações são dependentes, sobretudo, de fatores que influenciam a taxa de mineralização do carbono orgânico e conseqüentemente relacionados à atividade biológica do solo, como propriedades do ecossistema (temperatura, presença ou ausência de bases e drenagem), mecanismos físicos de proteção de agregados do solo, recalitrância bioquímica, e duração da exposição (VOLKOFF; CERRI, 1981 e 1988; KOUTIKA et al., 1999; BALDOCK et al., 2004; BALDOCK, 2007).

Para os solos de Rio Branco, considera-se que o processo de translocação de argila venha atuando nesses ambientes em virtude do seu incremento em profundidade e de cerosidade com grau fraco de desenvolvimento descrita nos perfis PVd e PVAe, cuja relação textural (RT) atinge valores de 1,74 e 1,87, concomitantemente (Quadro 2, item 3.3.1). No entanto, esse processo parece ser menos intenso para os perfis PVAal e FTd, uma vez que a relação textural (RT) alcança valores de 1,41 e 1,03, respectivamente (Quadro 2, item 3.3.1). Esse

comportamento pode estar relacionado à natureza impermeável desses materiais, derivados de argilitos e siltitos maciços da Formação Solimões, que possivelmente “retardaram” o desenvolvimento pedogenético do perfil de solo.

O LVAd apresentou pequeno incremento de argila do horizonte A para o B (gradiente textural $\geq 1,4$), ou seja caráter argilúvico, o que levou a classificá-lo no 4.º nível categórico com a terminologia de argissólico (EMBRAPA, 2006) (Quadro 2 e Anexo 1).

A estrutura para o horizonte B dos perfis de Rio Branco apresentou, em geral, grau de desenvolvimento moderado a forte, com tamanho de agregados variando de pequeno a médio e do tipo blocos subangulares. A consistência do solo quando seco variou de ligeiramente dura a dura; quando umedecido, friável a firme; e quando molhado, plástica a muito plástica e ligeiramente pegajosa a muito pegajosa.

Para o LVAd a estrutura para o horizonte B é do tipo forte muito pequena e pequena granular. A consistência do solo quando seco variou de macia a ligeiramente dura; quando umedecido, muito friável a friável; e quando molhado, ligeiramente plástica a plástica e ligeiramente pegajosa a pegajosa.

Os resultados da descrição morfológica, *a priori*, permitem afirmar que os atributos morfológicos dos solos do ambiente de Rio Branco, excetuando o PVd, possuem atributos morfológicos que restringem sua utilização agrícolas de maneira mais intensa. Isso se deve em parte à pequena profundidade e drenagem restrita, que predispõem ao encharcamento do solo e à susceptibilidade à erosão em relevo mais movimentado, além das condições extremas de plasticidade e pegajosidade quando úmidos e duros quando secos.

Nesse caso, para esses ambientes, a utilização do solo deveria ser feita de forma menos intensa e com espécies vegetais adaptadas à baixa aeração, ou seja, menor susceptibilidade ao encharcamento, de maneira a manejar eficientemente tais limitações.

O LVAd e o PVd apresentam melhores condições de aeração e solos mais profundos. No entanto, o PVd mesmo apresentando boas condições de drenagem, o horizonte A exibiu aspecto coeso (adensado), que pode estar

relacionado à natureza fina do material sedimentar de formação desses solos, conforme discutido anteriormente.

3.3. Características físicas e químicas dos perfis de solo

3.3.1. Características granulométricas

Os Argissolos (PVd, PVAe e PVAal) e o Plintossolo (FTd) dos pedoambientes de Rio Branco apresentaram proporções de silte que variaram de 15 a 62 dag kg⁻¹, com maior expressão nos horizontes superficiais em relação ao conteúdo de argila (Quadro 2). Em profundidade, a tendência é de acréscimo na proporção de argila e redução no conteúdo de silte. No entanto, não se observam valores seqüenciados, crescentes ou decrescentes entre os horizontes. Esse comportamento está relacionado ao desenvolvimento desses solos em camada de condições estratigráficas diferenciadas, a baixa translocação de argila dos horizontes superficiais e, por conseguinte incipiente desenvolvimento pedogenético do perfil e que condizem com resultados obtidos por outros trabalhos na região e áreas próximas (BRASIL, 1976; GAMA, 1986; SOUZA; SANTOS, 1997; MARTINS, 1993; SILVA, 1999; RIBEIRO NETO, 2001; CARMO, 2006).

Nesse ambiente, na fração areia, o predomínio foi de areia fina, com valores que variaram de 5 a 58 dag kg⁻¹. Isso demonstra que o material de origem apresenta granulometria bastante fina e sugere ter sido depositado em ambiente de águas calmas (flúvio-lacustre) (BRASIL, 1976; KRONBERG; BENCHIMOL, 1992). Proporções mais elevadas de areia fina (em média 38 dag kg⁻¹) foram encontradas no PVd, que pode estar relacionado ao processo mais intenso de translocação de argila nesse perfil e, por conseguinte, maior desenvolvimento pedogenético.

Quadro 2 – Características granulométricas dos pedoambientes estudados

Horizonte	Prof.	Ag	Af	s	r	rN	GF	s/r	RT	
	--- cm ---	-----dag kg-1 -----					--- % ---			
Argissolo Vermelho distrófico – PVd										
A1	0-9	1	39	38	22	11	48	1,7		
A2	9-20	1	58	23	18	14	22	1,3		
Bt1	20-38	1	9	59	31	23	25	1,9	1,74	
Bt2	38-64	1	43	18	38	1	97	0,5		
Bt3	64-95	1	41	21	37	2	95	0,5		
Bt4	95-110+	1	35	31	33	0	100	0,9		
Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico - PV Ae										
A	0-13	1	33	50	16	8	48	3,1		
AB	13-24	0	29	49	22	18	19	2,2		
Bt1	24-52	0	23	42	35	30	14	1,2	1,87	
Bt2	52-82	0	20	44	36	28	22	1,2		
BCf1	82-106	0	15	36	49	32	35	0,7		
BCf2	106-125+	0	16	37	47	17	65	0,7		
Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico - PVAal										
A1	0-5	1	11	62	26	19	28	2,4		
A2	5-17	1	11	60	28	20	29	2,1		
Bt1	17-35	1	11	53	35	23	35	1,5		
Bt2	35-48	1	10	48	41	28	31	1,2	1,41	
BC	48-70	0	8	42	50	2	95	0,8		
C1	70-100	0	5	36	59	12	79	0,6		
C2	130-150	1	5	44	50	24	51	0,8		
C3	170-200	1	7	41	51	31	39	0,8		
Plintossolo Argilúvico distrófico - FTd										
A1	0-7	1	26	48	25	21	18	1,9		
A2	7-19	1	28	46	25	19	25	1,8		
AB	19-27	1	21	52	26	22	15	2,0		
BA	27-38	1	23	50	26	21	21	1,9		
BCf	38-64	1	18	41	40	31	22	1,0	1,03	
C1	64-89	1	18	35	46	29	37	0,7		
C2	89-100	2	22	35	41	6	86	0,8		
C3	130-150	1	7	41	51	30	47	0,0		
C4	170-200	1	7	40	52	37	28	0,7		
Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico - LVAd										
A	0-5	14	46	17	24	20	17	0,7		
AB	5-18	10	38	17	35	22	37	0,5		
BA	18-32	8	35	18	39	31	21	0,5	1,40	
Bw1	32-81	7	33	17	43	1	98	0,4		
Bw2	81-127	7	33	15	45	0	100	0,3		
Bw3	127-185	6	30	15	49	0	100	0,3		

Notação: Ag = areia grossa; Af = areia fina; s = silte; r = argila; rN = argila dispersa em água ou argila natural; s/r = relação silte/argila; GF = grau de flocculação; RT = relação textural

Para o LVAd de natureza argilosa, os teores de silte tiveram pouca variação (15 a 18 dag kg⁻¹), e observou-se um pequeno gradiente textural (RT = 1,40), bastante comum na região e que pode estar relacionado às condições de elevada pluviosidade na região que devem favorecer vários processos, como a translocação da argila para horizontes inferiores (eluviação e iluviação), perdas laterais de argila e, ou destruição de argilas através do processo de ferrólise (BRINKMAN, 1970; ARAÚJO, 2000; RANST; CONINCK, 2002; PHILLIPS, 2004), entre outros.

A fração areia fina também prevalece no LVAd. No entanto, a areia grossa contribui com proporções que variam de 6 a 14 dag kg⁻¹. A natureza do LVAd com contribuições de argila e areia em maiores proporções deve-se ao fato de ser oriundo de sedimentos areno-argilosos da Formação Solimões e da contribuição de granitos do Complexo Xingu (BRASIL, 1976).

A relação silte/argila variou de 0,1 a 3,1 com média de 1,2. Para os ambientes de Rio Branco, essa relação tendeu a ser mais elevada em superfície, com decréscimo em profundidade, em decorrência da diminuição da proporção de silte e incremento de argila.

Os resultados para a relação silte/argila para o PVd foram inferiores a 0,7 a partir do horizonte subsuperficial Bt2, o que pode indicar um maior grau de intemperismo para esse solo em relação aos demais argissolos amostrados (PVAe e PVAal).

O LVAd apresentou valores da relação silte/argila sempre inferiores a 0,7, grau de floculação igual ou próximo de 100 % e valores baixos ou nulos de argila dispersa em água condizentes com a definição de horizonte B latossólico (Bw) para essa classe de solo (EMBRAPA, 2006).

O grau de floculação encontrado nos solos estudados oscila de 17 a 48% no horizonte A e de 21 a 100 % no horizonte B e suas transições. Valores mais elevados em solos menos desenvolvidos pedogeneticamente foram observados para o horizonte B do PVd, fato que sugere estar relacionado a os teores mais elevados de alumínio encontrados (GOLDBERG; GLAUBIG, 1987; GOLDBERG, 1989)..

3.3.2. pH, complexo sortivo e atributos relacionados, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo disponível e fósforo remanescente (P-rem)

Em linhas gerais, os solos amostrados são distróficos, ácidos, com saturação por bases, teor de carbono orgânico e fósforo disponível mais destacados no horizonte superficial (Quadro 3).

A reação destes solos está entre extremamente e moderadamente ácidos (EMBRAPA, 2006), com pH em água variando de 4,0 a 5,8. Os maiores valores de pH, em superfície, estão associados a teores mais elevados de carbono, cálcio e magnésio.

Os valores negativos encontrados para o ΔpH ($\text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) indicam solos de carga líquida negativa. Para os ambientes de Rio Branco, os valores de ΔpH , em profundidade, tendem a ficar mais negativos em virtude da proximidade do material de origem e, portanto, referentes à contribuição argilo-mineral de carga permanente. O PVd, entre os pedoambientes de Rio Branco, apresentou menor amplitude de ΔpH (-0,2 a -0,6), o que sugere maior desenvolvimento pedogenético e predomínio de minerais de carga variável

Para o LVAd, os valores de ΔpH são negativos e de pouca amplitude (-0,1 a -0,5), indicando ser dominado por minerais de carga variável.

A soma de bases variou de 0,1 a 6,2 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, com valores mais elevados em superfície, que se deve em parte a ciclagem de nutrientes efetuados pela mata nativa e a natureza do material de origem. O incremento da soma de bases em profundidade para os perfis PVAe, PVAal e FTd no horizonte C e transições é, em maior proporção, devido ao maior conteúdo de magnésio derivado do material de origem. As maiores contribuições para a soma de bases são contabilizadas para Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis. A soma de bases encontrada nos solos PVd e LVAd são consideradas baixas ($< 2,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) e restritivas à nutrição mineral de plantas (AMARAL; SOUZA, 1997).

Quadro 3 – Atributos químicos dos solos de distintos pedoambientes do leste do Acre

Horiz.	Prof.	pHH ₂ O	pHKCl	□pH	Ca ²⁺	Mg ⁺²	K ⁺	SB	Al ³⁺	H+Al	CTC	V	m	C	N	P	P-rem
----- cm -----		----- cmol _c kg ⁻¹ -----							----- % -----		----- dag kg ⁻¹ -----		----- mg dm ⁻³ -----				
Argissolo Vermelho distrófico - PVd																	
A1	0-9	4,2	4,0	-0,2	0,0	0,2	0,03	0,2	0,7	4,5	4,7	5	74	0,52	0,05	1	36
A2	9-20	4,2	4,0	-0,2	0,0	0,1	0,02	0,1	0,6	4,7	4,8	2	86	0,39	0,04	0	37
Bt1	20-38	4,2	3,8	-0,4	0,0	0,1	0,02	0,1	0,8	6,9	7,0	2	86	0,41	0,05	0	37
Bt2	38-64	4,4	4,0	-0,4	0,2	0,3	0,02	0,4	1,7	7,1	7,5	6	80	0,36	0,06	0	32
Bt3	64-95	4,5	4,1	-0,4	0,3	0,2	0,02	0,4	2,5	6,6	7,0	6	85	0,33	0,05	0	33
Bt4	95-110+	4,7	4,1	-0,6	0,2	0,0	0,03	0,3	1,7	6,7	7,0	4	86	0,31	0,05	0	33
Argissolo Vermelho-Amarelo epiutrófico - PVAe																	
A	0-13	5,8	5,6	-0,2	4,1	1,3	0,10	5,5	0,5	3,1	8,6	64	8	1,09	0,14	4	22
AB	13-24	5,5	4,9	-0,6	2,4	1,8	0,08	4,3	0,4	3,1	7,4	58	8	0,56	0,06	1	21
Bt1	24-52	4,7	3,7	-1,0	2,9	3,0	0,15	6,0	1,1	6,5	12,5	48	15	0,57	0,07	1	19
Bt2	52-82	4,6	3,7	-0,9	1,8	2,4	0,13	4,4	3,1	9,4	13,8	32	41	0,57	0,06	1	15
BCt1	82-106	4,5	3,6	-0,9	2,0	3,3	0,21	5,5	7,8	17,4	22,9	24	58	0,50	0,08	1	0
BCt2	106-125+	4,5	3,6	-0,9	1,0	2,4	0,19	3,6	7,7	17,2	20,8	18	68	0,52	0,08	1	0
Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plintico - PVAal																	
A1	0-5	5,1	4,9	-0,2	2,1	2,4	0,11	4,6	0,7	6,1	10,7	43	13	1,61	0,20	4	42
A2	5-17	4,7	4,3	-0,4	0,0	1,6	0,07	1,6	0,5	6,2	7,9	21	23	1,02	0,12	2	41
Bt1	17-35	4,6	3,9	-0,7	0,0	1,6	0,07	1,6	2,8	9,9	11,5	14	63	0,81	0,10	1	1
Bt2	35-48	4,5	3,8	-0,7	0,0	1,8	0,09	1,9	5,2	14,3	16,2	12	73	0,83	0,08	1	1
BC	48-70	4,4	3,8	-0,6	0,0	2,2	0,12	2,3	7,5	17,2	19,5	12	76	0,79	0,09	2	0
C1	70-100	4,4	3,8	-0,6	0,0	2,6	0,18	2,8	11,3	22,0	24,8	11	80	0,79	0,09	2	0
C2	130-150	4,8	3,8	-1,0	0,0	3,5	0,31	3,9	14,6	27,1	31,0	12	79	0,64	0,05	1	0
C3	170-200	4,9	3,8	-1,1	0,0	4,6	0,38	4,9	15,2	28,4	33,3	15	75	0,63	0,04	2	2
Plintossolo Argilúvico distrófico - FTd																	
A1	0-7	5,2	5,0	-0,2	2,2	2,1	0,13	4,5	0,6	7,0	11,5	39	12	2,04	0,25	6	17
A2	7-19	5,3	4,9	-0,4	1,0	1,7	0,08	2,8	0,4	7,0	9,7	28	13	1,03	0,12	3	11
AB	19-27	5,1	4,5	-0,6	0,9	1,8	0,07	2,7	0,3	5,6	8,3	33	10	0,79	0,09	2	10
BA	27-38	5,0	4,4	-0,6	1,0	2,0	0,07	3,0	0,5	6,3	9,3	32	14	0,69	0,08	2	27
BCf	38-64	4,9	4,0	-0,9	1,2	3,1	0,11	4,4	2,8	9,7	14,1	31	39	0,49	0,08	1	8
C1	64-81	5,1	4,0	-1,1	0,9	3,8	0,15	4,8	4,2	12,0	16,8	29	47	0,28	0,08	2	6
C2	81-100	4,9	4,0	-0,9	0,5	3,6	0,15	4,2	3,3	11,1	15,3	27	44	0,33	0,07	2	6
C3	130-150	5,1	3,7	-1,4	0,9	5,1	0,19	6,2	11,7	21,7	27,9	22	66	0,41	0,07	1	2
C4	170-200	5,2	3,7	-1,5	0,8	3,9	0,19	4,9	12,0	16,9	16,9	64	23	0,36	0,06	2	2
Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico - LVAd																	
A	0-5	4,2	4,0	-0,2	0,1	0,4	0,07	0,6	1,0	7,7	8,7	7	63	1,74	0,17	2	13
AB	5-18	4,1	4,0	-0,1	0,0	0,1	0,04	0,2	2,0	7,0	9,0	2	93	1,24	0,11	1	12
BA	18-32	4,3	3,8	-0,5	0,3	0,0	0,03	0,3	1,8	7,0	8,8	4	85	1,16	0,08	1	11
Bw1	32-81	4,0	3,8	-0,2	0,4	0,3	0,04	0,6	1,5	6,8	7,4	8	70	0,90	0,05	1	12
Bw2	81-127	4,0	3,8	-0,2	0,2	0,1	0,03	0,3	1,5	6,5	6,8	5	83	0,77	0,04	0	12
Bw3	127-185+	4,1	3,9	-0,2	0,2	0,0	0,03	0,3	1,5	6,3	6,6	4	84	0,53	0,04	0	13

Notação: pH = potencial hidrogeniônico; SB = soma de bases; V = saturação de bases; C = carbono orgânico; P-rem = fósforo remanescente.

O alumínio trocável variou de 0,3 a 15,2 cmol_c kg⁻¹, com tendência de acréscimo em profundidade. Os menores teores de alumínio trocável nos horizontes superficiais podem estar associados à complexação de formas de Al por compostos orgânicos (OADES et al., 1989; VANCE et al., 1995).

As classes encontradas para o alumínio trocável, de acordo com Amaral e Souza (1997), são consideradas de nível médio (0,2 a 1,0 cmol_c kg⁻¹) a alto (> 1,0 cmol_c kg⁻¹) de toxidez.

Em ecossistemas amazônicos, a toxidez por alumínio tem sido considerada um dos principais fatores que limitam à produção agrícola (SANCHEZ, 1976; SANCHEZ et al., 1982; DEMATTÊ; DEMMATÊ, 1996;

RODRIGUES, 1996). O alumínio exerce efeitos tóxicos sobre o crescimento de vegetais, notadamente sobre o sistema radicular, inibindo seu crescimento e a absorção e translocação de fósforo, cálcio e magnésio na planta (FOY et al., 1978; DELHAIZE; RYAN, 1995; SCHULZE et al., 1995; MOSSOR-PIETRASZEWSKA, 2001). No entanto, para as condições de alguns solos do Acre, que apresentam simultaneamente teores altos de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, não há prejuízo para o desenvolvimento radicular, em razão da elevada atividade do cálcio em solução que pode compensar a acidez (BRASIL, 1976; GAMA, 1986; GAMA; KIEHL, 1999; WADT, 2002).

A CTC variou de 4,7 a 33 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, portanto de baixo ($< 4,5 \text{ cmol}_c \text{kg}^{-1}$) a alto ($> 10 \text{ cmol}_c \text{kg}^{-1}$). Os solos estudados podem ser agrupados em duas classes de CTC: os perfis PVd e LVAd com valores de CTC de 4,7 a 9 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, enquadrados na faixa de solos com CTC média (4,5 a 10 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e os perfis PVAe, PVAal e FTd com CTC variando de 7,4 a 31 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, condizentes com a faixa média a alta de CTC (AMARAL; SOUZA, 1997).

A divisão efetuada condiz com a atividade da argila sem correção para carbono (CTC_r), conforme Embrapa (2006). Assim, o primeiro grupo mencionado possui $\text{CTC}_r < 27 \text{ cmol}_c \text{kg}^{-1}$, e portanto com baixa atividade de argila (Tb); os demais possuem $\text{CTC}_r > 27 \text{ cmol}_c \text{kg}^{-1}$, conseqüentemente com alta atividade de argila (Ta).

Os valores da saturação de bases indicam que os solos PVd e LVAd são aqueles com a menor contribuição percentual de bases trocáveis, sendo, neste caso, predominantemente ocupadas por Al, conforme os dados de saturação de alumínio (m). O outro grupo constituído pelo PVAe, PVAal e FTd são mais enriquecidos em bases trocáveis no complexo de troca, uma vez que apresentam valores mais elevados de V% e menores valores de saturação de alumínio.

O perfil PVAe apresentou saturação de bases superior a 50% no horizonte superficial (A e AB). Nesse caso, optou-se por designá-lo com o prefixo epi precedendo o terceiro nível categórico do referido perfil, mesmo não sendo contemplado no atual Sistema Brasileiro de Classificação (EMBRAPA, 2006). Essa e outras variações contemplando a saturação de bases e de alumínio

eram freqüentemente utilizadas na nomenclatura de solos (RESENDE et al., 1988).

O conteúdo de carbono orgânico variou de 0,28 a 2,04 dag kg⁻¹, com valores mais destacados no horizonte superficial, mas com tendência de decréscimo em subsuperfície. Esse C detectado em subsuperfície deve interagir com a fração mineral do solo, conferindo-lhe certa proteção contra a decomposição microbiana, o que deve aumentar seu tempo de permanência no ambiente (BAYER et al., 1999).

Outro fator que deve contribuir para a permanência dessa matéria orgânica seria baixa permeabilidade para esses solos, que funcionaria como uma “barreira”, evitando que esse C saia livremente do sistema. Além disso, as condições pouco oxidativas, quer pelo impedimento físico, quer pelas condições de drenagem mais restritas (anoxia, hipoxia) do terreno, devem propiciar seu acúmulo e permanência no solo (PONNAPERUMA, 1972; VOLKOFF; CERRI, 1988; KIRK, 2004).

O conteúdo de N dos perfis tende a acompanhar, com pequenas oscilações, o comportamento do C. Os maiores teores encontram-se nos horizontes superficiais e decrescem com a profundidade. O maior conteúdo de C e N encontra-se no horizonte superficial do perfil FTd, e parece estar associado a condições mais restritas de drenagem, que favorecem o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que influenciam a atividade biológica (VOLKOFF; CERRI, 1988), condição que deve favorecer a solubilização de P em decorrência dos processos de umedecimento e secagem, mais extremos para essa classe de solo (PONNAPERUMA, 1972; KIRK, 2004; LIMA et al., 2005).

Os teores de P disponível são baixos (< 10 mg dm⁻³) (AMARAL; SOUZA, 1997; WADT; CRAVO, 2005) e concentram-se no horizonte A. Esse fato é bastante comum em solos amazônicos, e está associado à pobreza do material de origem, uma vez que boa parte do P encontra-se na biomassa vegetal (LUIZÃO, 2007). Entretanto, outros estudos e observações demonstram que os pedossistemas do Acre possuem melhores condições de fertilidade do solo em relação aos teores de fósforo disponível e bases trocáveis (principalmente, Ca²⁺ e

Mg²⁺), o que tem condicionado a recuperação da fertilidade do solo (pousio) num período de tempo relativamente menor em relação aos demais solos da Amazônia (GUERRA, 1955; VALVERDE, 1989; WADT, 2002).

Os valores de fósforo remanescente (P-rem) variaram de 0 a 42 mg.dm⁻³. De acordo com os valores de P-rem obtidos, as amostras dos solos abrangeram todas as classes sugeridas por Alvarez V. et al. (2000).

Os valores de P-rem tendem a decrescer em profundidade à medida que o conteúdo de argila, Al³⁺ e alumínio extraído com oxalato (Al_o) aumentam. Esse fato é corroborado pela correlação linear negativa e significativa entre estas variáveis e o P-rem, correspondentes a -0,67, -0,62 e -0,69 (n = 36 e p < 0,05), respectivamente. Esse comportamento sugere também o bloqueio dos sítios de adsorção de P no solo pela matéria orgânica contida no horizonte superficial (HUE, 1991; SOUZA et al., 2006), conforme constatados em outros trabalhos na região (SILVA, 1999; ARAÚJO et al., 2004).

3.3.3. Micronutrientes

A disponibilidade dos micronutrientes avaliada com solução extratora DTPA-TEA resultou em teores bastante variáveis para Mn, Fe e Zn, com tendência a valores mais destacados em superfície e decréscimo em profundidade (Quadro 4). Para o Cu, os teores encontrados oscilaram entre 0 e 2 mg dm⁻³.

O enriquecimento da superfície com micronutrientes deriva da cobertura florestal que deposita restos de vegetais e de raízes, bem evidentes no LVAd. A maior profundidade tanto pode relacionar-se com a translocação de material quanto com o herdado do material de origem.

A comparação dos valores encontrados para esses micronutrientes e valores de referência é dificultada pela carência de trabalhos na região avaliando a disponibilidade de micronutrientes.

Quadro 4 – Resultados analíticos dos micronutrientes para diferentes classes de solos da região leste do Acre

Horiz.	Prof.	Cu	Mn	Fe	Zn
	----- cm -----	----- mg dm ⁻³ -----			
Argissolo Vermelho distrófico (PVd)					
A1	0-9	0	24	62	35
A2	9-20	0	18	25	16
Bt1	20-38	0	5	14	21
Bt2	38-64	0	1	6	13
Bt3	64-95	0	0	3	6
Bt4	95-110+	0	1	1	4
Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe)					
A	0-13	2	120	104	110
AB	13-24	1	119	66	43
Bt1	24-52	1	101	29	20
Bt2	52-82	1	97	31	16
BCf1	82-106	0	10	5	3
BCf2	106-125+	0	11	1	1
Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plintico (PVAal)					
A1	0-5	1	452	87	68
A2	5-17	1	128	67	23
Bt1	17-35	1	120	43	14
Bt2	35-48	1	77	20	7
BC	48-70	0	9	5	2
C1	70-100	0	2	0	0
C2	130-150	0	2	1	1
C3	170-200	0	3	0	1
Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd)					
A1	0-7	1	123	73	48
A2	7-19	1	123	64	23
AB	19-27	1	116	53	17
BA	27-38	1	93	43	13
BCf	38-64	1	30	32	9
C1	64-89	1	22	21	8
C2	89-100	0	105	25	6
C3	130-150	0	2	1	1
C4	170-200	0	4	1	1
Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd)					
A	0-5	1	113	194	7
AB	5-18	2	45	117	5
BA	18-32	2	4	52	2
Bw1	32-81	0	3	11	1
Bw2	81-127	0	5	7	1
Bw3	127-185	0	2	3	1

No entanto, Rodrigues et al. (2001) extraíram Fe e Mn da camada arável (0-20 cm da superfície) utilizando a referida metodologia em classes de solos mais representativos do ecossistema Amazônico. Esses autores encontraram valores para Fe que variaram de 20,42 a 242 mg dm⁻³ e 1,47 a 33,74 mg dm⁻³ para Mn. Portanto, com amplitude bem menor para o caso do Mn e com algumas semelhanças para o Fe, quando comparado com os valores encontrados neste estudo.

Em distintas áreas do núcleo urbano do município de Rio Branco, Carmo (2006) determinou, pelo método Mehlich 1, os micronutrientes Zn, Fe, Mn e Cu em profundidades variando de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm da superfície. Os resultados encontrados se assemelham aos detectados no presente trabalho por esse autor, mesmo diferindo no procedimento de amostragem e no método de determinação utilizado (Mehlich-1). O conteúdo de Cu no solo, por exemplo, variou de 0,5 a 13,7 mg dm⁻³, com a maioria dos valores concentrados entre 0,5 e 3,9 mg dm⁻³. Para Mn, Fe e Zn, os valores foram mais elevados e também variáveis. O Mn e o Fe foram os que tiveram maior amplitude, com Mn variando de 4,7 a 139 mg dm⁻³ e Fe oscilando entre 20,6 e 300 mg dm⁻³.

Comparando as classes e a disponibilidade para os micronutrientes Cu, Mn, Fe e Zn avaliados segundo os critérios estabelecidos por Wadt e Cravo (2005) nos solos do Acre, constata-se que todos englobam as classes baixa, média e alta enunciadas por esses autores.

3.3.4. Substâncias húmicas

O conteúdo médio de carbono orgânico (C) para os perfis estudados variou de 0,28 a 2,04 dag kg⁻¹. No horizonte A, a proporção de C oscilou de 0,45 a 1,53 dag kg⁻¹ e de 0,35 a 0,84 dag kg⁻¹ para o horizonte B (excluindo BC e C) (Quadro 5).

Entre as frações húmicas, a humina predomina nos cinco perfis e em todos os horizontes, em proporções que variaram de 0,11 a 1,12 dag kg⁻¹, ou seja, com percentuais de 42 a 93% em relação ao somatório das frações húmicas. Para

o horizonte A, em média, a fração húmica variou de 0,15 a 0,67 dag kg⁻¹ e de 0,15 a 0,25 dag kg⁻¹ para o horizonte B (excluindo BC e C).

As frações FAF e FAH variaram ao longo dos perfis, com predomínio da fração FAF em relação à FAH em todos os horizontes dos perfis PVd, PVAe e LVAd. Em outros houve uma inversão dessa tendência nos horizontes A1 e C4 do perfil FTd e A2, Bt1, Bt2, BC e C1 do PVAal.

Isso demonstra a dominância da FAF em relação à FAH nesses ecossistemas, em decorrência do rápido ciclo de mineralização da matéria orgânica, do clima quente e úmido e ausência de contrastes climáticos; fatores que resultam na fraca polimerização e rápida renovação da matéria orgânica húmificada do solo (ANDREUX; BECERRA, 1975; VOLKOFF; CERRI, 1981; LONGO, 1982). Esse fato é denotado principalmente pela maior frequência de valores da relação AH/AF < 1,0 (Quadro 5).

Fogem a essa regra os perfis PVAal e FTd, que apresentam determinados valores da relação AH/AF > 1, o que sugere relação com as condições de drenagem impedida e cobertura florestal destes solos, influenciando, portanto, na natureza e no conteúdo de matéria orgânica húmificada (VOLKOFF; CERRI, 1980 e 1981).

O coeficiente de extração ($CE = C_{AH} + C_{AF} + C_{HUM} / C_{total}$), ou seja, quanto se conseguiu extrair das frações húmicas em relação ao C orgânico total (CYB), variou de 26 a 136%. Recuperações inferiores a 100% indicam que parte do C das frações húmicas está protegida da oxidação, o que se deve à maior interação com a matriz mineral do solo.

A tendência foi de valores médios mais elevados do coeficiente CE no horizonte A que no horizonte B, exceto para o perfil PVd. Esse fato está relacionado ao acréscimo no teor de argila e, conseqüentemente, resulta na maior interação entre a matéria orgânica e fração mineral do solo (GREENLAND, 1965; OADES, 1988).

Quadro 5 – Carbono orgânico total (C) nas substâncias húmicas (AF, AH e HUM), relações CE, AH/AF, e HUM/(AF+AH) e C em função do somatório das frações húmicas (Σ SH)

Horizonte	Prof.	C	FAF	FAH	HUM	Σ SH	CE	AH/AF	HUM/ (AF+AH)	AF	AH	HUM	
	--- cm ---	----- dag kg ⁻¹ -----					%				----- % -----		
Argissolo Vermelho distrófico (PVd)													
A1	0-9	0,52	0,08	0,06	0,19	0,34	66	0,71	1,34	25	18	57	
A2	9-20	0,39	0,06	0,02	0,11	0,19	50	0,26	1,42	33	8	59	
Bt1	20-38	0,41	0,09	0,02	0,18	0,29	69	0,24	1,62	31	7	62	
Bt2	38-64	0,36	0,08	0,01	0,13	0,21	59	0,09	1,59	35	3	61	
Bt3	64-95	0,33	0,14	0,00	0,14	0,28	84	0,01	1,02	49	0	51	
Bt4	95-110+	0,31	0,02	0,01	0,14	0,17	55	0,38	4,78	13	5	83	
Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe)													
A	0-13	1,09	0,22	0,14	1,120	1,48	136	0,60	3,11	15	9	76	
AB	13-24	0,56	0,08	0,02	0,222	0,31	56	0,22	2,40	24	5	71	
Bt1	24-52	0,57	0,07	0,01	0,204	0,28	49	0,12	2,72	24	3	73	
Bt2	52-82	0,57	0,03	0,02	0,177	0,22	39	0,54	3,81	13	7	79	
BCf1	82-106	0,50	0,04	0,00	0,186	0,23	46	0,07	4,08	18	1	80	
BCf2	106-125+	0,52	0,05	0,01	0,213	0,27	52	0,30	3,61	17	5	78	
Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plintico (PVAal)													
A1	0-5	1,61	0,27	0,21	0,50	0,98	61	0,78	1,05	27	21	51	
A2	5-17	1,02	0,12	0,12	0,30	0,54	53	1,05	1,23	22	23	55	
Bt1	17-35	0,81	0,08	0,11	0,23	0,41	51	1,42	1,26	18	26	56	
Bt2	35-48	0,83	0,07	0,09	0,23	0,39	47	1,18	1,46	19	22	59	
BC	48-70	0,79	0,04	0,05	0,17	0,26	33	1,34	1,81	15	20	64	
C1	70-100	0,79	0,04	0,05	0,22	0,31	40	1,24	2,51	13	16	72	
C2	130-150	0,64	0,02	0,00	0,15	0,17	26	0,03	9,52	9	0	90	
C3	170-200	0,63	0,01	0,00	0,16	0,17	28	0,25	10,41	7	2	91	
Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd)													
A1	0-7	2,04	0,28	0,37	0,47	1,13	55	1,29	0,73	25	33	42	
A2	7-19	1,03	0,17	0,11	0,40	0,68	65	0,65	1,45	25	16	59	
AB	19-27	0,79	0,12	0,07	0,29	0,48	61	0,54	1,49	26	14	60	
BA	27-38	0,69	0,07	0,06	0,25	0,38	56	0,92	1,86	18	17	65	
BCf	38-64	0,49	0,10	0,02	0,29	0,41	83	0,22	2,33	25	6	70	
C1	64-89	0,28	0,05	0,00	0,26	0,31	112	0,06	4,72	16	1	83	
C2	89-100	0,33	0,04	0,01	0,23	0,27	83	0,16	5,24	14	2	84	
C3	130-150	0,41	0,02	0,01	0,21	0,25	60	0,41	6,20	10	4	86	
C4	170-200	0,36	0,01	0,01	0,20	0,22	62	1,54	13,12	3	4	93	
Latossolo Vermelho- Amarelo distrófico (LVAd)													
A	0-5	1,74	0,28	0,23	0,40	0,90	52	0,83	0,79	30	25	44	
AB	5-18	1,24	0,26	0,10	0,30	0,66	53	0,38	0,83	40	15	45	
BA	18-32	1,16	0,22	0,05	0,25	0,52	45	0,23	0,91	43	10	48	
Bw1	32-81	0,90	0,13	0,02	0,18	0,33	37	0,15	1,15	40	6	53	
Bw2	81-127	0,77	0,09	0,01	0,23	0,33	43	0,14	2,30	27	4	70	
Bw3	127-185+	0,53	0,08	0,01	0,18	0,26	50	0,06	2,03	31	2	67	

Simbologia: C = C orgânico; FAF, FAH, HUM = frações ácido fúlvico; ácido húmico; e humina; Σ SH = somatório das frações húmicas (FAF+FAH+HUM); AH/AF = razão fração ácido húmico/ácido fúlvico; CE = coeficiente de extração (Σ SH/C).

De acordo com Cunha et al. (2005), valores normais do CE situam-se entre 65 e 92%, enquanto valores inferiores podem indicar a presença de resíduos orgânicos adicionados recentemente ao solo e que não tiveram tempo de evoluir. Por outro lado, valores superiores caracterizam solos empobrecidos sem aporte de matéria orgânica.

A relação HUM/AH+AF variou em média 3,03, com valores médios de 0,81 a 2,75 para o horizonte A e 1,36 a 3,81 para o horizonte B. Isso sugere que a estabilidade estrutural da matéria orgânica ocorre de forma mais pronunciada em subsuperfície. Esse fato ocorre devido maior interação da fração mineral do solo em subsuperfície ocorrendo uma ciclagem mais lenta (VOLKOFF & CERRI, 1981).

3.3.5. Ferro e alumínio solúveis em citrato-ditionito e em oxalato

Os óxidos de ferro livre (Fe_d) variaram de 1,54 a 5,51 $dagkg^{-1}$, com tendência de acréscimo em profundidade. Para os solos estudados as formas de ferro livre (Fe_d) predominaram sobre as formas amorfas (Fe_o) em todos os horizontes, e tendem a aumentar em profundidade (Quadro 7). No entanto, para o alumínio, esse comportamento foi observado somente no PVd e LVAd, nos demais (PVAe, PVAal e FTd), predominam as formas amorfas de alumínio (Al_o) sobre as formas cristalinas (Al_d). Esse comportamento pode estar relacionado à natureza restrita da drenagem desses solos, que favorece o acúmulo de matéria orgânica e inibe a cristalização desses óxidos. Outra hipótese seria que esse material pode ter sido originado de cinzas vulcânicas depositadas no passado devido à proximidade da cordilheira dos Andes (GAMA et al., 1992).

Considerando os resultados obtidos para o Fe_c ($Fe_d - Fe_o$) no horizonte diagnóstico dos solos amostrados (Bt e Bw), podem-se hierarquizar os solos em ordem decrescente de evolução pedogenética da seguinte maneira: PVd > FTd > LVAd > PVAal > PVAe.

Quadro 7 – Teores ferro e alumínio solúveis em citrato-ditionito (Fe_d e Al_d) e em oxalato (Fe_o e Al_o), relação Fe_o/Fe_d , e teor de ferro cristalino (Fe_c)

Horizonte	Prof.	Ditionito ¹		Oxalato ²		Fe_o/Fe_d	Fe_c^3
		Fe_d	Al_d	Fe_o	Al_o		
	--- cm ---	----- dag kg ⁻¹ -----					dag kg ⁻¹
Argissolo Vermelho distrófico (PVd)							
A1	0-9	1,73	0,25	0,36	0,22	0,21	1,37
A2	9-20	2,02	0,30	0,44	0,20	0,22	1,58
Bt1	20-38	3,41	0,56	0,80	0,32	0,23	2,61
Bt2	38-64	4,74	0,71	1,02	0,45	0,21	3,72
Bt3	64-95	5,10	0,64	0,91	0,39	0,18	4,19
Bt4	95-110+	5,14	0,56	0,80	0,40	0,16	4,34
Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe)							
A	0-13	1,54	0,17	0,24	0,27	0,15	1,30
AB	13-24	2,04	0,23	0,32	0,23	0,16	1,72
Bt1	24-52	2,74	0,34	0,49	0,57	0,18	2,25
Bt2	52-82	2,69	0,37	0,53	0,60	0,20	2,15
Bcf	82-106	3,49	0,51	0,72	1,08	0,21	2,76
Bcf2	106-125+	4,40	0,63	0,90	0,95	0,21	3,50
Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plintico (PVAal)							
A1	0-5	2,75	0,41	0,58	0,52	0,21	2,17
A2	5-17	2,56	0,42	0,61	0,66	0,24	1,95
Bt1	17-35	2,59	0,47	0,68	0,95	0,26	1,92
Bt2	35-48	2,88	0,60	0,85	0,76	0,30	2,03
BC	48-70	3,21	0,70	1,00	1,25	0,31	2,21
C1	70-100	4,19	0,83	1,19	1,29	0,29	2,99
C2	130-150	4,42	0,79	1,14	1,60	0,26	3,29
C3	170-200	5,51	0,90	1,28	1,69	0,23	4,23
Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd)							
A1	0-7	2,12	0,45	0,65	0,73	0,31	1,47
A2	7-19	2,09	0,38	0,55	0,54	0,26	1,54
AB	19-27	2,14	0,40	0,57	0,61	0,27	1,57
BA	27-38	2,38	0,47	0,67	0,67	0,28	1,71
Bcf	38-64	3,53	0,64	0,91	0,67	0,26	2,62
C1	64-81	3,88	0,73	1,04	0,80	0,27	2,84
C2	89-100	3,63	0,67	0,96	1,03	0,26	2,67
C3	130-150	4,74	0,66	0,94	1,03	0,20	3,79
C4	170-200	4,93	0,82	1,17	1,29	0,24	3,77
Latossolo Vermelho- Amarelo distrófico (LVAd)							
A	0-5	2,38	0,46	0,66	0,31	0,28	1,72
AB	5-18	3,15	0,69	0,99	0,50	0,31	2,16
BA	18-32	3,30	0,74	1,06	0,57	0,32	2,24
Bw1	32-81	3,71	0,84	1,21	0,60	0,33	2,50
Bw2	81-127	3,50	0,75	1,08	0,55	0,31	2,42
Bw3	127-185+	4,22	0,88	1,25	0,58	0,30	2,96

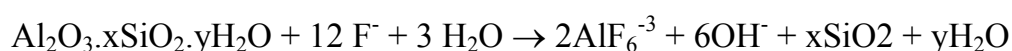
¹ Total de três extrações sucessivas; ² Extração única; ³ $Fe_c = Fe_d - Fe_o$.

Em ambientes de melhor aeração (PVd e LVAd), constata-se distribuição mais uniforme dos óxidos de ferro a partir dos horizontes diagnósticos Bt e Bw, resultando na coloração mais uniforme para esses solos, conforme discutido anteriormente.

Por outro lado, em ambientes com restrição de drenagem (PVAe, PVAal e FTd), os óxidos de ferro podem ter sido reduzidos e redissolvidos, levando à distribuição heterogênea dos óxidos de ferro e das cores do solo. Os baixos valores da razão Fe_o/Fe_d ($\leq 0,33$) indicam que esses óxidos são predominantemente cristalinos.

3.4. pH em NaF

A metodologia para detectar a presença de amorfos, desenvolvida por Fieldes e Perrot (1966), baseia-se no princípio de que soluções aquosas de NaF com pH acima de 7 reage com aluminossilicatos ($Al_2O_3 \cdot xSiO_2 \cdot yH_2O$) em locais contendo hidróxidos de alumínio, liberando hidroxilas (OH^-). Essa reação ocasiona a elevação do pH da solução proporcionalmente à concentração de alofana e simultaneamente ocorre a formação de fluoreto de alumínio. Esta reação pode ser representada por (HENSLEY; BARNEY, 1958):



O incremento de pH pode ser mensurado, ou a quantidade de hidroxilas pode ser determinada por titulação.

Admite-se pH em NaF com valores maiores ou iguais a 9,4, como indicativo da presença significativa de aproximadamente 10% ou mais de amorfos (FIELDES; PERROT, 1966). Sendo assim, de acordo com os valores de pH em NaF analisados neste trabalho, sugerem-se quantidades superiores a 10%, principalmente em subsuperfície (Quadro 8).

Quadro 8 – Resultados do pH em NaF obtidos na fração TFSA após decorridos 2, 30 e 60 minutos

Horizontes	Prof. (cm)	pH (TFSA)		
		2'	30'	60'
Argissolo Vermelho distrófico (PVd)				
A1	0-9	9,5	9,41	9,33
A2	9-20	9,74	9,69	9,64
Bt1	20-38	9,79	9,81	9,78
Bt2	38-64	9,92	9,94	9,94
Bt3	64-95	10,06	10,07	9,94
Bt4	95-110+	10,11	10,1	10,06
Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe)				
A	0-13	9,21	8,93	8,78
AB	13-24	9,47	9,38	9,31
Bt1	24-52	9,67	9,68	9,69
Bt2	52-82	9,71	9,81	9,84
BCf1	82-106	9,87	10,02	10,04
BCf2	106-125+	9,94	10,12	10,15
Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plintico (PVAal)				
A1	0-5	8,96	8,80	8,76
A2	5-17	9,22	9,23	9,21
Bt1	17-35	9,42	9,52	9,51
Bt2	35-48	9,69	9,83	9,83
BC	48-70	9,91	10,03	10,08
C1	70-100	10,04	10,30	10,36
C2	130-150	10,27	10,43	10,49
C3	170-200	10,17	10,38	10,40
Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd)				
A1	0-7	9,21	9,25	9,17
A2	7-19	9,43	9,36	9,32
AB	19-27	9,67	9,71	9,71
BA	27-38	9,81	9,9	9,87
BCf	38-64	9,91	9,81	9,87
C1	64-81	10,03	10,1	10,04
C2	81-100	9,91	10,1	10,05
C3	130-150	9,47	9,77	9,85
C4	170-200	10,1	10,19	10,21
Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd)				
A	0-5	9,09	8,84	8,7
AB	5-18	9,34	9,23	9,18
BA	18-32	9,63	9,61	9,42
Bw1	32-81	9,89	9,94	9,96
Bw2	81-127	10,03	10,07	10,7
Bw3	127-185+	10,13	10,17	10,17

O pH em NaF oscilou de 8,96 a 10,27, 8,8 a 10,43 e 8,7 a 10,7, com leitura realizada após transcorrido 2, 30 e 60 minutos de contato solo/solução. Em geral, esses valores tenderam a um acréscimo em profundidade, com amplitude geral de 1,31 a 2 unidades de pH.

Para o horizonte superficial, quando se comparam os intervalos após cada medição de pH, percebe-se um ligeiro incremento com o aumento do tempo decorrido no contato do solo/solução. Para o horizonte subsuperficial, essa tendência se inverte na maioria dos horizontes.

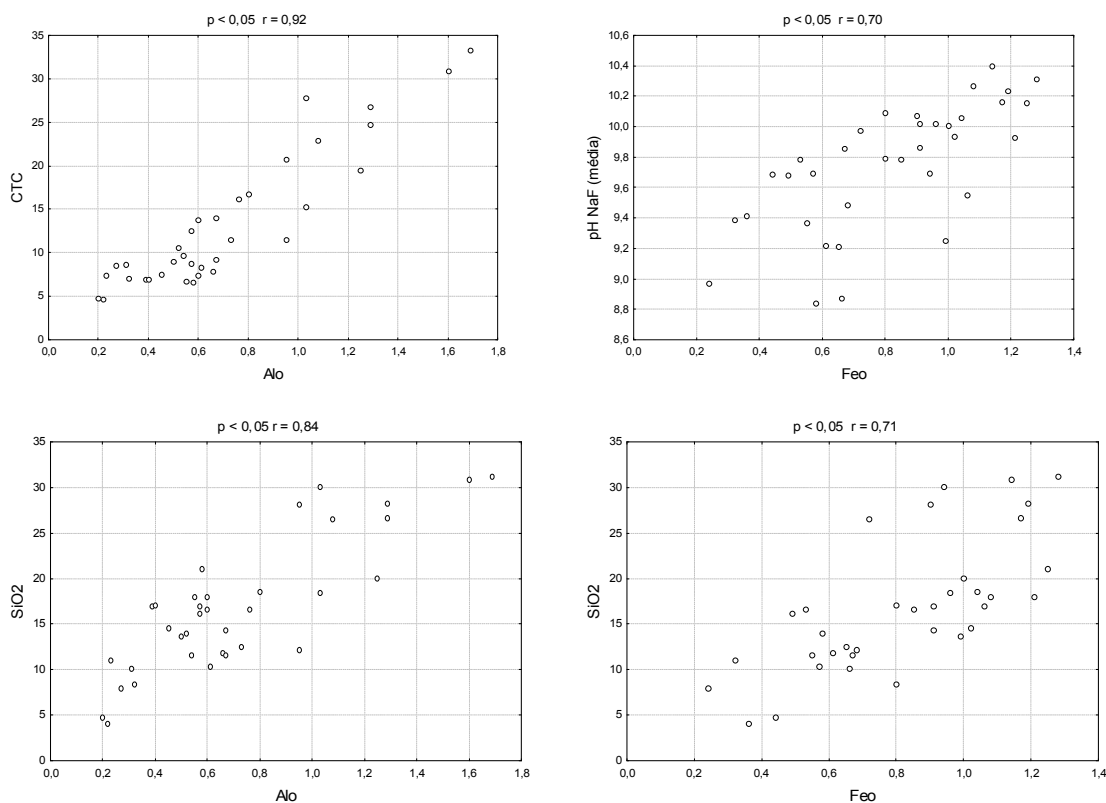
Em trabalho de identificação de amorfos utilizando diferentes metodologias, entre elas a do pH em NaF, Johas et al. (1997) identificaram a presença de amorfos em horizontes selecionados de superfície e subsuperfície de Podzólicos Vermelho-Amarelos do trecho entre Rio Branco e Sena Madureira. Os autores encontraram valores de $\text{pH} \geq 9,4$, que variaram de 9,4 a 9,75 em seis horizontes, sendo uma com 30 minutos de imersão e os demais com 60 minutos.

A influência de material vulcânico em alguns solos do Acre foi avaliado por Gama et al. (1992), que constataram mais de 10% de vidros vulcânicos na fração areia fina. Os autores também extraíram material amorfo da TFSA pelo método do oxalato de amônio pH 3,0 (McKEAGUE; DAY, 1966) e constataram que os óxidos de SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 obtidos foram baixos na superfície, mas altos em subsuperfície, principalmente a maiores profundidades. Esse comportamento de certa forma corrobora com os resultados obtidos no presente trabalho para os materiais amorfos obtidos pelo oxalato (Quadro 7) e pelo pH em NaF (Quadro 8).

Materiais amorfos no solo (sílica, óxidos de alumínio, óxidos de ferro e alofanos) imprimem ao solo comportamento diferenciado em relação à adsorção de fosfato, à capacidade de troca catiônica (relacionada à superfície específica), à matéria orgânica (complexação Al-humus), entre outras (MITCHELL et al., 1964; WADA; HARWARD, 1974).

Para os perfis estudados neste trabalho, observa-se uma forte correlação entre algumas variáveis selecionadas e indicativas da presença de amorfos (Al_o,

Feo e pH em NaF) e características do solo relacionadas à adsorção de P (P-rem), à CTC e à presença de alofanos (Alo-SiO₂) (Figura 13).



Notação: Alo, Feo = ferro e alumínio solúvel em oxalato; p-rem = fósforo remanescente; SiO₂ = sílica; CTC = capacidade de troca catiônica (soma).

Figura 13 – Correlação entre variáveis indicativas da presença de amorfos (Alo, Feo e pH em NaF) e características de solo.

3.5. Características mineralógicas

A difratometria de raios-x evidencia semelhanças para a fração silte de horizontes selecionados, nos quais se confirma a presença dominante de quartzo nas distâncias interplanares de 0,33 e 0,42 nm (Figura 16). O mesmo comportamento foi observado para a fração areia.

Na fração argila, em amostras desferrificadas o predomínio foi de mica, caulinita e quartzo (Figuras 14 a 19). Observou-se para alguns solos de Rio Branco a presença de uma ombreira na região até menos que 1,4 nm,

principalmente depois de saturada com Mg-glicerol, o que sugere a presença de material expansivo.

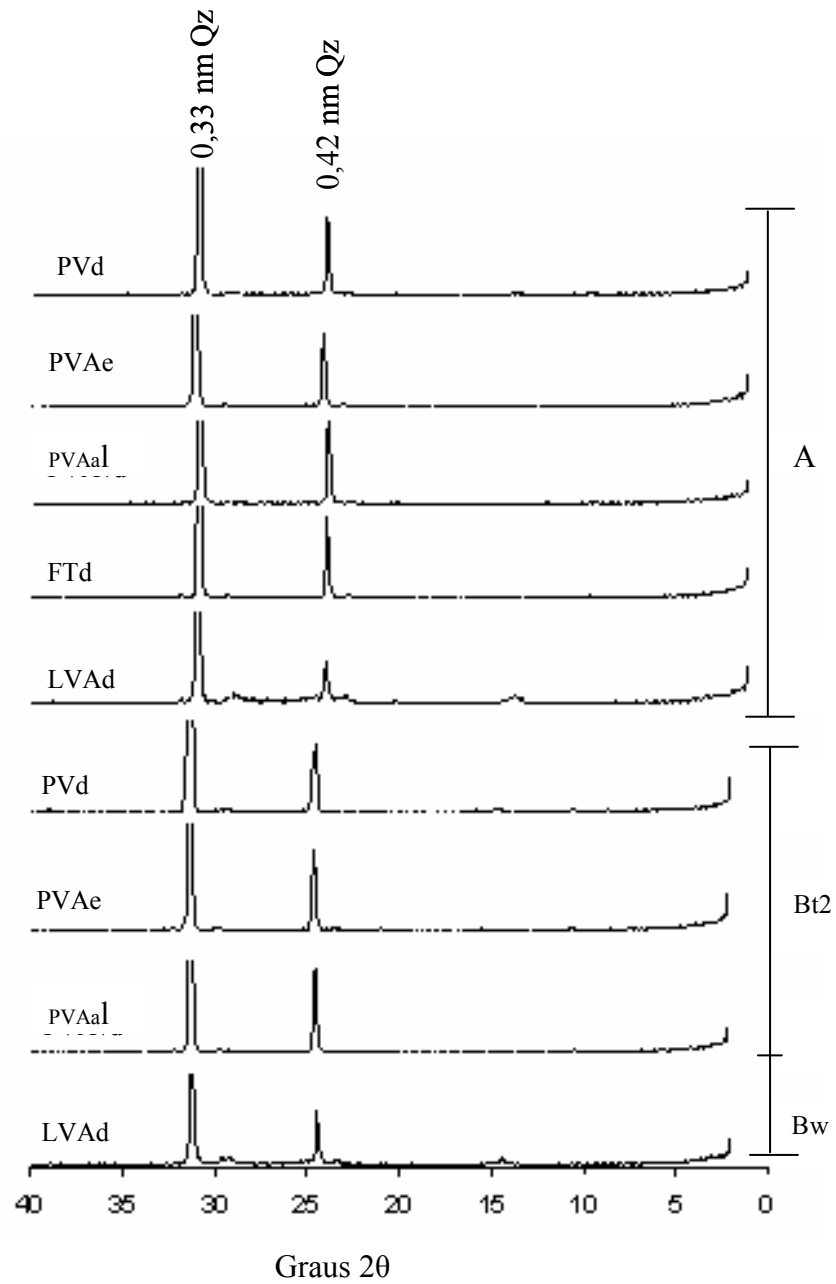
De acordo com Resende et al. (2005), solos originados de rochas pelíticas tendem a apresentar material 2:1, geralmente mica (ilita) que parece se transformar num material expansivo até menos de 1,4 nm, cujo material micáceo é herdado da rocha pelítica. Os referidos autores evidenciam que no Acre as condições de impedimento de drenagem, a reduzida precipitação efetiva e a presença de sílica e bases favorecem a formação de minerais expansivos 2:1.

Ribeiro Neto (2001), em estudo de topossequência de solos entre Rio Branco e Sena Madureira, também encontrou minerais de argila semelhantes ao deste trabalho e classificou-os como vermiculita com hidroxil entre camadas (VHE) e traços de esmectita, embora os picos nos difratogramas não sejam destacados.

A presença de minerais expansivos 2:1 explica a elevada atividade da argila (CTCr), principalmente para os horizontes subsuperficiais dos Argissolos (PVAe, PVAal) e o Plintossolo (FTd) descritos no município de Rio Branco. Isso se reflete na manutenção de ramais (estradas vicinais), e em especial as rodovias pavimentadas com asfalto na região, que frequentemente apresentam rachaduras, em decorrência da atividade dos argilominerais.

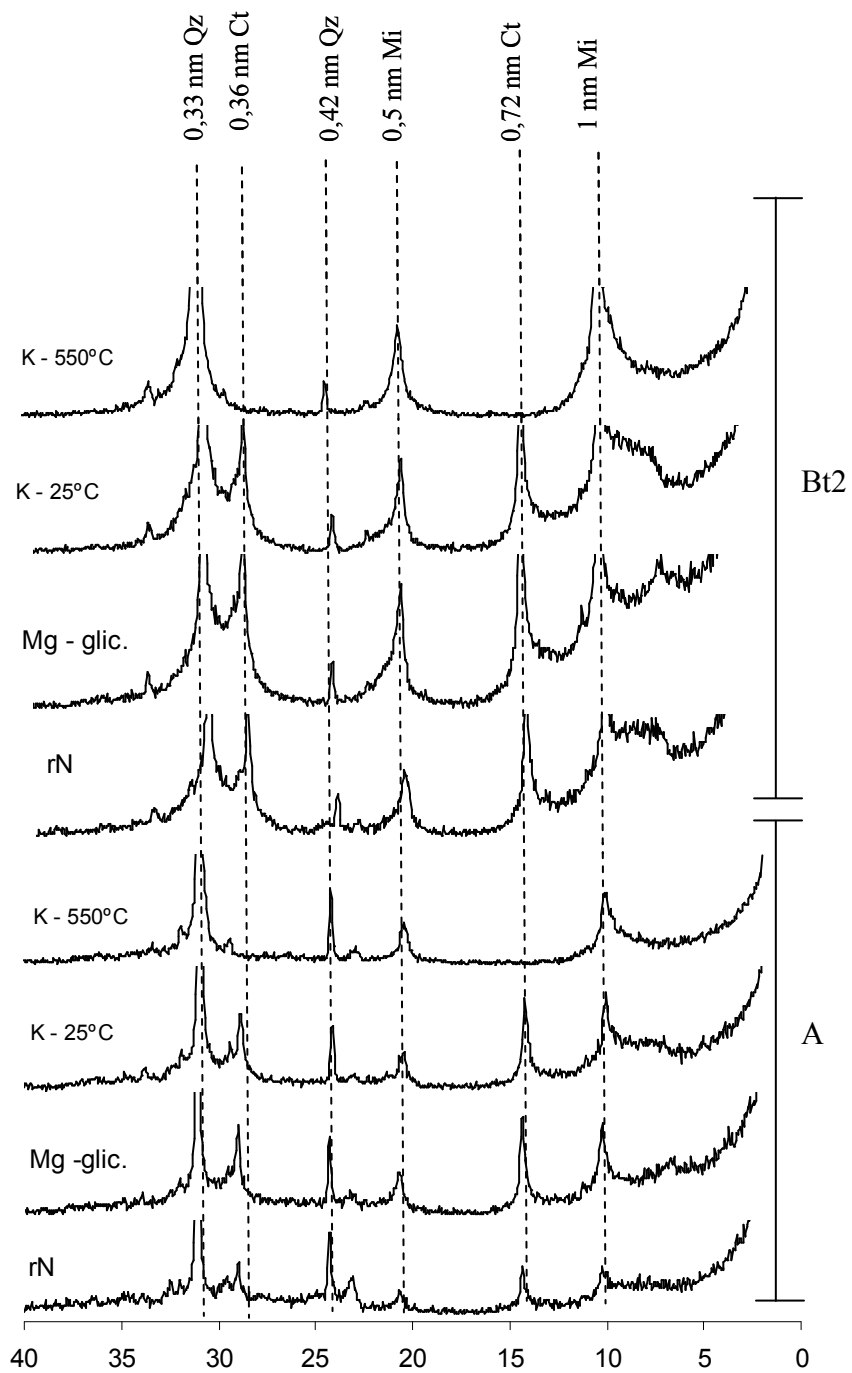
Os difratogramas de raios-x indicam material micáceo muito semelhante à muscovita nos picos de 2.^a ordem com distância interplanar de 0,5 nm e indicam material micáceo, semelhante à muscovita, mineral mais resistente que a biotita.

Além disso, a presença de mineral micáceo representa uma fonte de reserva de K, embora sua presença não se reflita no K disponível avaliado, uma vez que se enquadrou nas classes baixa à média ($\leq 0,23 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (item 3.3.2 – Quadro 3).



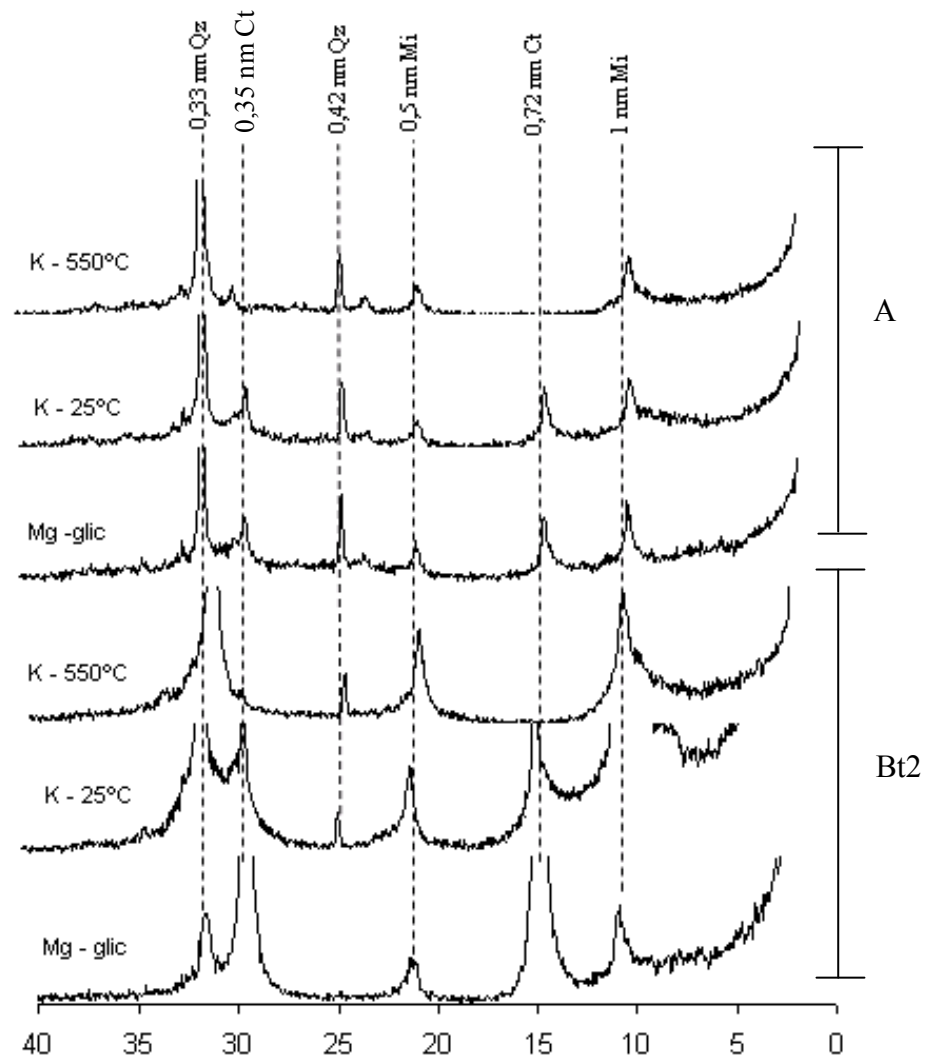
Qz = quartzo.

Figura 14 – Difratoograma de raios-X da fração silte dos horizontes A e B (Bt e Bw) dos solos estudados.



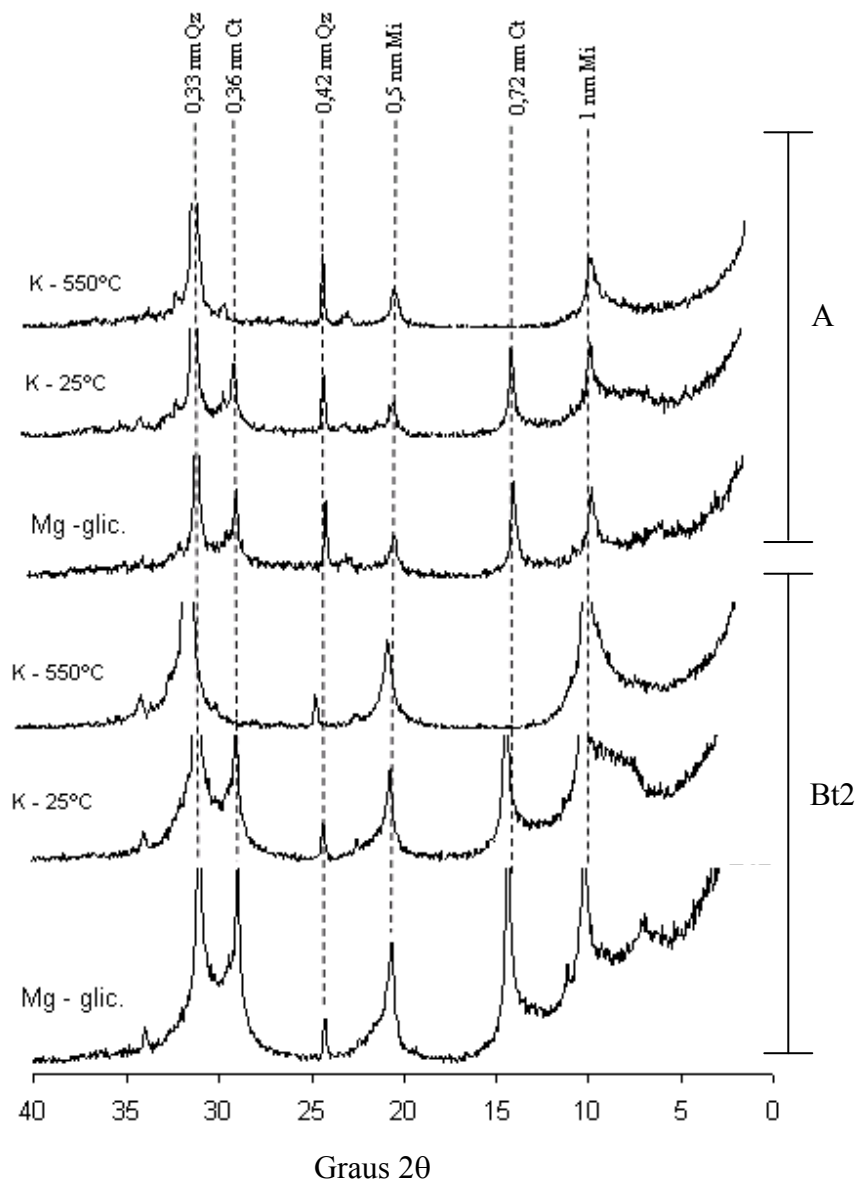
Qz = quartzo; Ct = caulinite; Mi = mica.

Figura 15 – Difratomogramas de raios-X da fração argila dos horizontes A e B do Argissolo Vermelho distrófico (PVd) em amostras de argila natural (rN) e desferrificadas (demais tratamentos).



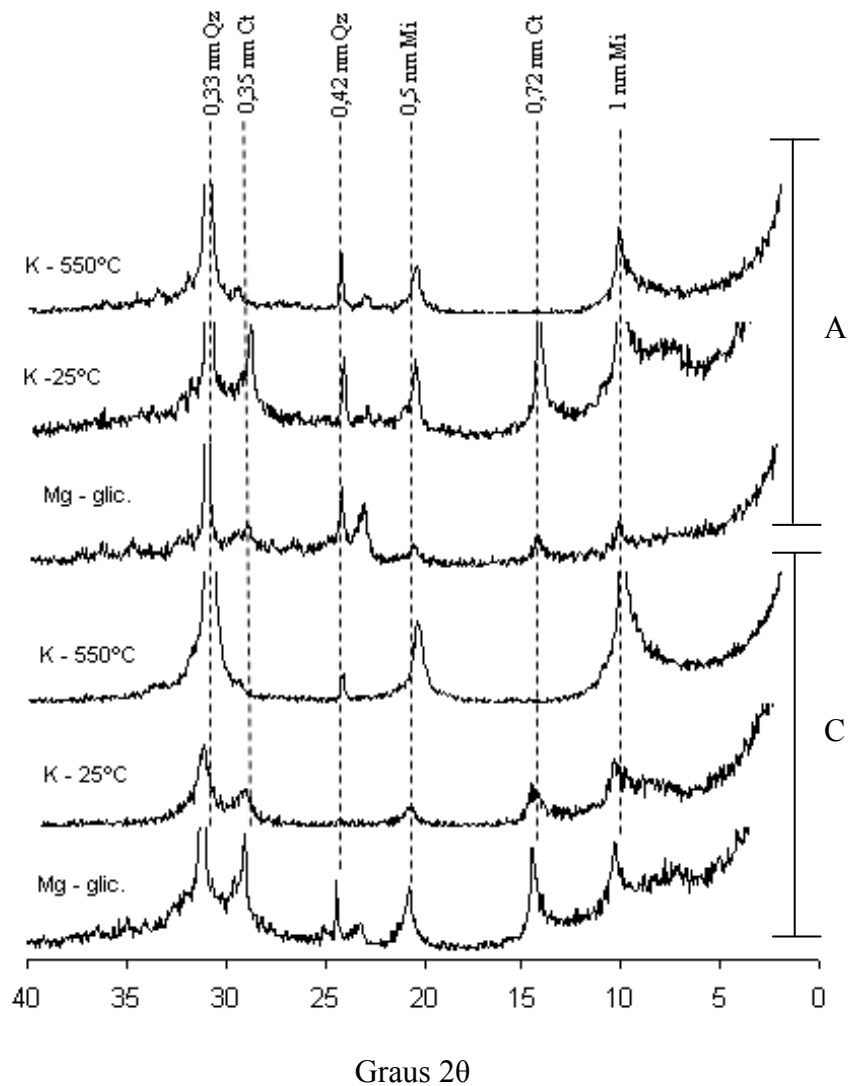
Qz = quartzo; Ct = caulinita; Mi = mica.

Figura 16 – Difratoogramas de raios-X da fração argila dos horizontes A e Bt2 do Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe) em amostras de argila desferrificadas.



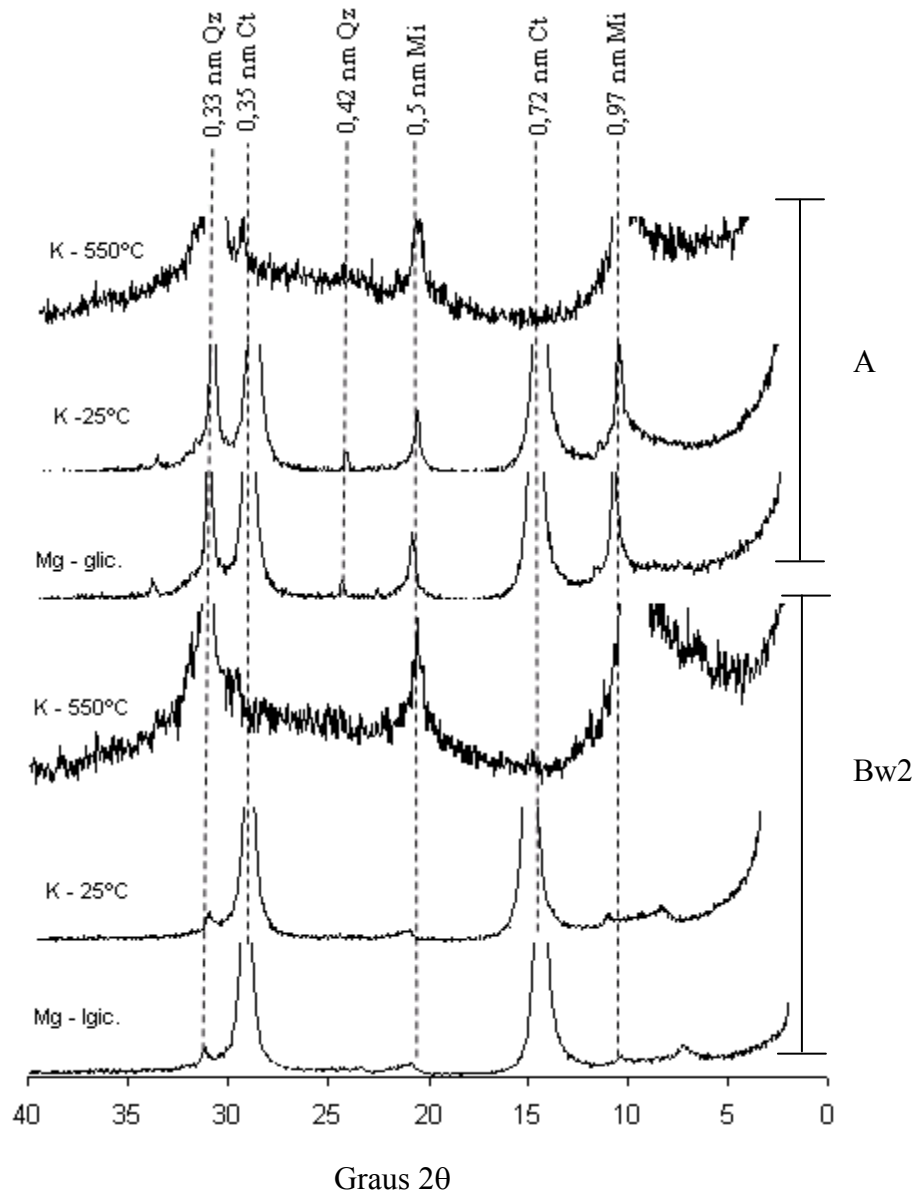
Qz = quartzo; Ct = caulinita; Mi = mica.

Figura 17 – Difratoogramas de raios-X da fração argila dos horizontes A e Bt2 do Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico (PVAal) em amostras de argila desferrificadas.



Qz = quartzo; Ct = caulinita; Mi = mica.

Figura 18 – Difractogramas de raios-X da fração argila dos horizontes A e C do Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd) em amostras de argila desferrificadas.



Qz = quartzo; Ct = caulinita; Mi = mica.

Figura 19 – Difratoograma de raios-X da fração argila dos horizontes A e Bw do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) em amostras de argila desferrificadas.

Os picos de caulinita com distância basal de 0,72 e 0,36 nm desaparecem quando saturada com K e seca a 550°C, o que descarta a hipótese de ser clorita.

Não se constatou a presença de gibbsita em nenhuma classe de solo amostrada, o que denota que os solos estudados não atingiram esse estágio do intemperismo. Isso sugere que a lixiviação de sílica pode estar sendo compensada pela erosão, expondo novo material principalmente nos pedoambientes de Rio Branco (UFV, 1979).

4. Conclusões

O caráter de drenagem mais restrita constatados no Argissolo Vermelho-Amarelo epieutrófico (PVAe), Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico (PVAal) e Plintossolo Argilúvico distrófico (FTd) do município de Rio Branco, a partir de 50 cm da superfície do solo, condicionaram baixo desenvolvimento pedogenético e, por conseguinte, originaram solos de fertilidade natural e atividade da fração argila mais elevados que o Latossolo do município de Senador Guimard. Entretanto, a utilização desses solos em termos agrícolas requer o manejo diferenciado.

Assim, os ambientes de Rio Branco com drenagem mais restrita requerem a utilização de culturas adaptadas a condições de anoxia/hipoxia e flutuações do lençol freático. Além disso, deve-se redobrar a atenção para a propensão ao selamento e à formação de crostas à superfície do solo, quando desnudo, em razão da exposição às intempéries climáticas (sol, chuva) e do elevado conteúdo de silte. O adensamento (coesão) só não se manifesta significativamente devido às chuvas relativamente bem distribuídas na região.

A matéria orgânica, as bases trocáveis e o fósforo disponível encontram-se mais destacados no horizonte superficial e em proporções variáveis em razão da reciclagem efetuada pela mata nativa.

Entre as frações húmicas, a humina predomina em ambos os ambientes, com a FAF mais destacada em relação ao AH, o que sugere uma rápida mineralização da matéria orgânica em superfície em ambiente amazônico.

A mineralogia da fração argila revelou a predominância de mica, caulinita e quartzo, além de indícios de materiais expansivos.

5. Literatura citada

ABREU, M.F.; ANDRADE, J.C. Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3. In: ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. São Paulo: IAC, 2001. p. 240-250.

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico: recursos naturais e meio ambiente – 1.^a fase**. Rio Branco: SECTMA, 2000. 3 v.

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do Acre Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA, 2006. 356 p.

ALMEIDA, V.J. Geomorfologia do Estado do Acre. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 43, n. 1, p. 87-97, 1981.

ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E.; OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 25, p. 27-32, 2000.

ALVAREZ V., V.H.; DIAS, L.E.; RIBEIRO JR., E.S.; SOUZA, R.B.; FONSECA, C.A. **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. Viçosa: UFV, 2001. 131 p.

AMARAL, E.F.; SOUZA, A.N.S. **Avaliação da fertilidade do solo no sudeste acreano: o caso do PED/MMA no município de Senador Guiomard**. Rio Branco: Embrapa-CPAF/AC, 1997. 32 p.

ANDREUX, F.; BECERRA, S.P. Fraccionamiento y caracterización del material húmico de algunos suelos de sabana de la orinoquia colombiana. **Turrialba**, v. 25, n. 2, p. 191-198, 1975.

ARAÚJO, E.A. **Caracterização de solos e modificação provocada pelo uso agrícola no assentamento Favo de Mel, na região do Purus - Acre**. 2000. 122 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

ARAÚJO, E.A.; LANI, J.L.; AMARAL, E.F.; GUERA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 307-315, 2004.

BALDOCK, J.A. Composition and cycling of organic carbon in soil. In: MARSCHNER, P.; RENGEL, Z. (Eds.). **Nutrient cycling in terrestrial ecosystems**. Germany: Springer-Verlag, 2007. p. 1-36.

BALDOCK, J.A.; MASIELLO, C.A.; GÉLINAS, Y.; HEDGES, J.I. Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. **Marine Chemistry**, v. 92, n. 1, p. 39-64, 2004.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Alterações da matéria orgânica associada a frações minerais induzidas pelo manejo do solo no sul do Brasil. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3, 1999, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: IHSS, 1999. p. 125-134.

BECKER, B.K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 71-86, 2005.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto RADAMBRASIL. Folha SC. 19 Rio Branco; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: 1976. 458 p. (Levantamento de Recursos Naturais, 12).

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Grupo permanente de trabalho interministerial para a redução dos índices de desmatamento da Amazônia Legal. **Plano de ação para a prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal**. Brasília, 2004. 156 p.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. Total nitrogen. PAGE, A.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

BRINDLEY, G.W.; BROWN, G. **Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification**. London: Mineralogical Society, 1980. 495 p.

BRINKMAN, R. Ferrollysis, a hydromorphic soil forming process. **Geoderma**, v. 3, n. 3, p. 199-206, 1970.

CARMO, L.F.Z. **Agricultura urbana na cidade de Rio Branco, Acre: caracterização, espacialização e subsídios ao planejamento urbano**. 2006. 116 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

CHEN, P.Y. **Table of key lines in x-ray powder diffraction patterns of mineral in clays and associated rocks**. Indiana: Bloomington, 1977. 65 p. (Department of Natural Resources Geological Survey Occasional Paper, 21).

COFFIN, D.E. A method for the determination of free iron in soils and clays. **Canadian Journal Soil Science**, v. 43, n. 1, p. 7-17, 1963.

CONSTANTINO, R. The pest termites of South America: taxonomy, distribution and status. **Journal of Applied Entomology**, v. 126, n. 7-8, p. 355-365, 2002.

COSTA, I.B. Esplendor e decadência dos seringais acreanos. In: VALVERDE, O. (Coord.). **A organização do espaço na faixa da Transamazônica**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. p. 49-71.

COSTA, M.L. Aspectos geológicos dos lateritos da Amazônia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 21, n. 2, p. 146-160, 1991.

CUNHA, T.J.F.; CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RIBEIRO, L.P. Fracionamento da matéria orgânica humificada de solos brasileiros. In: CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A. (Eds.). **Humosfera**: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes: L.P. Canellas, G.A. Santos, 2005. 309 p.

DELHAIZE, E.; RYAN, P.R. Aluminum toxicity and tolerance in plants. **Plant Physiology**, v. 107, n. 2, p. 315-321, 1995.

DEMATTÊ, J.L.I.; DEMATTÊ, J.A.M. Fertilidade e sustentabilidade de solos amazônicos. In: _____. **Amazônia**: agricultura sustentável. Manaus: UA/SBCS/FCA/Embrapa/INPA, 1996. p. 145-214.

DUARTE, E.G. **Conflitos pela terra no Acre**: a resistência dos seringueiros de Xapuri. Rio Branco: Casa da Amazônia, 1987. 134 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

FADINI, M.A.M.; MOINO JÚNIOR, A.; SOUZA, O.F.F. **Ecologia e manejo de cupins de montículo em pastagens**: indicações técnicas. Belo Horizonte: EPAMIG, 2002. 28 p. (EPAMIG, Boletim Técnico, 66).

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.

FERNANDES, P.M.; CZEPAK, C.; VELOSO, R.S. Cupins de montículos em pastagens: prejuízo real ou praga estética? In: FONTES, L.R.; BERTI-FILHO, E. **Cupins: o desafio do conhecimento**. Piracicaba: FEALQ, 1998. p. 187-210.

FIELDER, M.; PERROT, K.W. The nature of allophane in soils – part 3 – rapid field and laboratory test for allophane. **New Zealand Journal of Science**, v. 9, n. 5, p. 623-629, 1966.

FOY, C.D.; CHANEY, R.L.; WHITE, M.C. The physiology of metal toxicity in plants. **Annual Review Plant Physiology**, v. 29, n. 5, p. 511-661, 1978.

FRANKE, I.L. **Principais usos e serviços de árvores e arbustos promissores que ocorrem em pastagens no Estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa/CPAF-AC, 1999. 6 p. (Comunicado Técnico, 106).

GALVÃO, A.S. **Evolução dos impactos ambientais causados pela agropecuária na microrregião de Rio Branco – Acre**. 1997. 241 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

GAMA, J.R.N.F. **Caracterização e formação de solos com argila de atividade alta do estado do Acre**. 1986. 150 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, RJ.

GAMA, J.R.N.F.; KUSBA, T.; OTA, T.; AMANO, Y. Influência de material vulcânico em alguns solos do Estado do Acre. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, n. 1, p. 103-106, 1992.

GAMA, J.R.N.F.; KIEHL, J.C. Influência do alumínio de um Podzólico Vermelho-Amarelo do Acre sobre o crescimento das plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 475-482, 1999.

GOLDBERG, S.; GLAUBIG, R.A. Effect on saturating cation, pH, and aluminum and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. **Clays and Clay Minerals**, v. 35, n. 3, p. 220-227, 1987.

GOLDBERG, S. Interaction of aluminum and iron oxides and clay minerals and their effect on soil physical properties: a review. **Communications in. Soil Science and Plant Analyses**, v. 20, n. 6, p. 1181-1207, 1989.

GREENLAND, D.J. Interactions between clay and organic compounds in soils. Part 2. Adsorption of soil organic compounds and its effects on soil properties. **Soil Fertility**, v. 28, n. 4, p. 415-425, 1965.

GUERRA, A.T. Alguns aspectos geográficos da cidade de Rio Branco e do núcleo colonial seringal Empresa (Território do Acre). **Revista Brasileira de Geografia**, v. 13, n. 4, p. 33-64, 1951.

GUERRA, A.T. A rodovia Plácido de Castro e sua importância no povoamento e colonização da Região (Território Federal do Acre). **Revista Brasileira de Geografia**, v. 16, n. 4, p. 495-510, 1954.

GUERRA, A.T. **Estudo geográfico do território do Acre**. Rio de Janeiro: IBGE, 1955a. 294 p.

GUERRA, A.T. Ocorrência de lateritos na bacia do Alto Purus. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 1, n. 1, p. 107-114, 1955b.

GUERRA, A.T. Formação de lateritos na bacia do alto Purus (Estado do Acre). **Boletim Geográfico**, v. 24, n. 188, p. 750-757, 1965.

HENSLEY, A.L.; BARNEY, J.E. Reaction of silica-alumina cracking catalysts with sodium fluoride. **The Journal of Physical Chemistry**, v. 62, n. 6, p. 1560-1563, 1958.

OADES, J.M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry**, v. 5, n. 1, p. 35-70, 1988.

HUE, N.V. Effects of organic acids/anions on phosphorus sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. **Soil Science**, v. 152, n. 6, p. 463-471, 1991.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **PMACI I**: Projeto de proteção do meio ambiente e das comunidades indígenas: diagnóstico geoambiental e sócio econômico. Área de influência da BR-364 trecho Porto Velho/Rio Branco. Rio de Janeiro: IBGE/IPEAN, 1990. 144 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – IBGE/EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solo. **Mapa de Solos do Brasil; 1:5.000.000**. Rio de Janeiro, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cidades/Contagem da população 2007**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>>. Acesso em: 16 jan. 2008.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Projeto de estimativa do desflorestamento bruto da Amazônia**: desflorestamento nos municípios da Amazônia Legal: relatório 1998-2006. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal>>. Acesso em: 1.º jun. 2007.

JOHAS, R.A.L.; CLAESSEN, M.E.C.; DURIEZ, M.A.M. **Amorfos**: identificação por diferentes metodologias em alguns solos do Acre. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. 17 p.

KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos e geoquímicos. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 107-138.

KIRK, G. **The biogeochemistry of submerged soils**. England: John Wiley & Sons, 2004. 289 p.

KOUTIKA, L.S.; CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; BURTIN, G.; CERRI, C.C. Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. **Biology and Fertility of Soils**, v. 28, n. 4, p. 436-438, 1999.

KOUTIKA, L.S.; CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CERRI, C.C. Carbon decomposition of the topsoils fractions under forest and pasture in the Western Brazilian Amazon Basin, Rondônia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, n. 4, p. 284-287, 2000.

KRONBERG, B.I.; BENCHIMOL, R.E.; BIRD, M.I. Geochemistry of Acre subbasin sediments: window on ice-age. **Interciência**, v. 16, p. 138-141, 1991.

KRONBERG, B.I.; BENCHIMOL, R.E. Geochemistry and geochronology of surficial Acre basin sediments (Western Amazônia): key information for climate reconstruction. **Acta Amazônica**, v. 22, n. 1, p. 51-69, 1992.

KRONBERG, B.I.; BENCHIMOL, R.E. Aridez no Acre: a história climática de uma região. **Ciência Hoje**, v. 16, n. 93, p. 44-47, 1993.

KRONBERG, B.I.; FRALICK, P.W.; BENCHIMOL, R.E. Late quaternary sedimentation and palaeohydrology in the Acre foreland basin, SW Amazonia. **Basin Research**, v. 10, n. 3, p. 311-323, 1998.

KRONBERG, B.I.; FYFE, W.S. Geochemical controls in Amazônia on weathering rates. **Mitteilungen aus dem Geologisch-palaontologischen Institut der Universität Hamburg**, v. 55, n. 1, p. 215-222, 2003.

LATRUBESSE, E.M.; BOCQUENTIN, J.; SANTOS, J.C.R.; RAMONELL, C.G. Paleoeviromental model for the late Cenozoic of Southwestern Amazonia: paleontology and geology. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 2, p. 103-118, 1997.

LATRUBESSE, E.M.; SILVA, S.A.; COZZUOL, M.; ABSY, M.L. Late miocene continental sedimentation in Southwestern Amazon and its regional significance: biotic and geological evidences. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 23, n. 1, p. 61-80, 2007.

LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFFER, C.E.G.R.; KER, J.C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 3, p. 317-330, 2005.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W. A development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, n. 2, p. 421-428, 1978.

LIRA, E.M.; WADT, P.G.S.; GALVÃO, A.S.; RODRIGUES, S.G. Avaliação da capacidade de uso da terra e dos impactos ambientais em áreas de assentamento na Amazônia ocidental. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 316-326, 2006.

LONGO, J.V. **Fracionamento e caracterização de substâncias húmicas em materiais de solo**. 1982. 66 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LUIZAO, F.J. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. **Ciência e Cultura**, v. 9, n. 3, 2007.

MARTINS, J.S. **Pedogênese de podzólicos vermelho-amarelos do estado do Acre, Brasil**. 1993. 101 f. Dissertação (Mestrado em Agropecuária Tropical) – Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, PA.

McKEAGUE, J.A.; DAY, J.H. Dithionite and oxalate extractible Fe and Al as aid in differentiating various classes of soils. **Canadian Journal Soil Science**, v. 46, n. 1, p. 13-22, 1966.

MENDONÇA, E.S.M.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005.107 p.

MILL, A.E. Populações de térmitas (Insecta: Isoptera) em quatro habitats no baixo rio Negro. **Acta Amazônica**, v. 1, n. 1, p. 53-60, 1982.

MITCHELL, B.D.; FARMER, V.C.; McHARDY, W.J. Amorphous inorganic materials in soils. **Advances in Agronomy**, v. 16, p.327-383, 1964.

MOSSOR-PIETRASZEWSKA, T. Effect of aluminium on plant growth and metabolism. **Acta Biochimica Polonica**, v. 48, n. 3, p. 673-686, 2001.

NASCIMENTO, R.R. **Utilização de agregados de argila em pavimentação: uma alternativa para o Estado do Acre**. 2005. 171 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

OLIVEIRA, L.C.; VALENTIM, N.W.; FIGUEIREDO, E.O.; FRANKE, I.L. Impactos da exploração seletiva de madeira em áreas em processo de fragmentação florestal na Amazônia Ocidental. **Cerne**, v. 9, n. 2, p. 213-220, 2003.

OLIVEIRA, H.; BARDALES, N.G.; AMARAL, E.F.; AMARAL, E.F.; LANI, J.L.; ARAÚJO, E.A. **Relatório da aptidão natural de uso da terra no estado do Acre**. 2006. 59 p. (Relatório II Fase ZEE/AC).

OADES, J.M.; GILLMAN, G.P.; UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Eds.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems: NifTAL project**. Honolulu: University of Hawaii, 1989. p. 69-96.

PARDO, M. **Estrutura genética de *Bertholletia excelsa* em floresta e em pastagens**. 2001. 72 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais e Engenharia Florestal) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2001.

PHILLIPS, J.D. Geogenesis, pedogenesis, and multiple causality in the formation of texture-contrast soils. **Catena**, v. 58, n. 3, p. 275-295, 2004.

PONNAMPERUMA, F.N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, v. 24, n. 4, p. 29-96, 1972.

RANST, E.V.; CONINCK, F. Evaluation of ferrolysis in soil formation. **European Journal of Soil Science**, v. 53, n. 4, p. 513-519, 2002.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D.P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações**. Brasília: MEC/ESALQ/Potafos, 1988. 81 p.

RESENDE, M.; MACHADO, R.P. Cotas fluviométricas do rio Acre, suas causas e implicações na política da colonização. **Acta Amazônica**, v. 18, n. 3/4, p. 85-92, 1988.

RESENDE, M.; CURI, N.; KER, J.C.; REZENDE, S.B. **Mineralogia de solos brasileiros**: interpretações e aplicações. Lavras: UFLA, 2005. 192 p.

RIBEIRO NETO, M.A. **Caracterização e gênese de uma toposseqüência de solos do município de Sena Madureira**. 2001. 131 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

RODRIGUES, T.E. Solos da Amazônia. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.; FONTES, M.P. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS/UFV/DPS, 1996. p. 19-60.

RODRIGUES, M.R.L.; MALAVOLTA, E.; MOREIRA, A. Comparação de soluções extratoras de ferro e manganês em solos da Amazônia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 1, p. 143-149, 2001.

SANCHEZ, P.A. **Properties and management of soils in the tropics**. New York: Wiley, 1976. 619 p.

SANCHEZ, P.A.; BANDY, D.E.; VILLACHICA, J.H.; NICHOLAIDES, J.J. Amazon basin soils: management for continuous crop production. **Science**, v. 216, n. 4548, p. 821-827, 1982.

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**. 5.ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 100 p.

SASSAGAWA, H.S.Y.; BROWN, I.F. Desflorestamento e queimadas no Acre: análise de tendências recentes. In: Programa Estadual de Zoneamento Ecológico e Econômico do Acre. Zoneamento Ecológico-Econômico. **Aspectos Sócio-Econômicos e Ocupação Territorial**, v. 2, n. 1, p. 152-162, 2000.

SCHULZE, E.D.; BECK, E.; MULLER-HOHENSTEIN, K. **Plant ecology**. Germany: Springer-Verlag, 2005. 692 p.

SILVA, J.R.T. **Solos do Acre: caracterização física, química e mineralógica e adsorção de fosfato**. 1999. 117 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

SILVA, R.G.; RIBEIRO, C.G. Análise da degradação ambiental na Amazônia Ocidental: um estudo de caso dos municípios do Acre. **Revista de Economia & Sociologia Rural**, v. 42, n. 1, p. 91-110, 2004.

SILVEIRA, M. **A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas**. Rio Branco: EDUFAC, 2005. 157 p.

SOUZA, J.L.R.; SANTOS, R.D. **Caracterização de dois solos para pavimentação de estradas e ruas de Rio Branco, Acre**. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. 25 p. (Embrapa-CNPS. Boletim de Pesquisa, 4).

SOUZA, R.F.; FAQUINI, V.; TORRES, P.R.F.; BALIZA, D.P. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p. 975-983, 2006.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L. et al. (Eds.). **Methods of soil analysis: chemical methods**. Madison, WI, 1996. p. 1018-1020. (Soil Science Society American Book Series, 5).

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros minerais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 21 p. (Embrapa Acre. Documentos, 57).

TOGNON, A.A.; DEMATTÊ, J.L.I.; DEMATTÊ, J.A.M. Teor e distribuição da matéria orgânica em latossolos das regiões da Floresta Amazônica e dos Cerrados do Brasil Central. **Scientia Agrícola**, v. 55, n. 3, 1998.

TRICART, J. Evidence of upper pleistocene dry climates in Northern South America. In: DOUGLAS, I.; SPENCER, T. (Ed.). **Environmental change and tropical geomorphology**. London; Boston: Allen & Unwin, 1985. p. 197-217.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV. **Levantamento exploratório com intensidade, de solos do Centro-Oeste do Pará**. Viçosa: DPS-UFV, 1979. 266 p.

VALENTIM, J.F.; AMARAL, E.F.; MELO, A.W.F. **Zoneamento de risco edáfico atual e potencial de morte de pastagens de *Brachiaria brizantha* no Acre**. Rio Branco: Embrapa-Acre, 2000. 28 p. (Embrapa-Acre. Boletim de Pesquisa, 29).

VALVERDE, O. Unidade e dualidade acreana. In: VALVERDE, O. (Org.). **A organização do espaço na faixa da Transamazônica: Acre e regiões vizinhas**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. p. 13-39.

VANCE, G.F.; STEVENSON, F.J.; SIKORA, F.J. Environmental chemistry of aluminum-organic complexes. In: SPOSITO, G. (Ed.). **The environmental chemistry of aluminum**. Boca Raton: Lewis, 1995. p. 169-220.

VIDALENC, D. **Distribuição das florestas dominadas pelo bambu *Guadua weberbaueri* Pilger em escala de paisagem no sudoeste da Amazônia e fatores edáficos que afetam sua densidade**. 102 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Amazonas, Manaus, AM.

VIEIRA, I.C.G.; SILVA, J.M.C.; TOLEDO, P.M. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 153-164, 2005.

VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Comparação de húmus de um solonchak, uma redzina e um solo litólico da região semi-árida do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 4, n. 1, p. 49-56, 1980.

VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Húmus em solos da floresta amazônica na região do rio Madeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 5, n. 1, p. 15-21, 1981.

VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. L'humus des sols du Brésil: nature et relation avec l'environnement. **Cahiers ORSTOM, série Pédologie**, v. 24, n. 2, p. 83-95, 1988.

YEOMANS, A.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

WADA, K.; HARWARD, M.E. Amorphous clay constituents of soils. **Advances in Agronomy**, v. 26, p. 211-255, 1974.

WADT, P.G.S.; CRAVO, M.S. Interpretação de resultados de análises de solos. In: WADT, P.G.S. (Ed.). **Manejo do solo e recomendação de adubação para o Estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2005. p. 245-252.

WADT, P.G.S. **Manejo de solos ácidos do Estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2002. 28 p. (Embrapa Acre. Documentos, 79).

WESTAWAY, R. Late cenozoic sedimentary sequences in Acre state, southwestern Amazônia: fluvial or tidal? Deduction from the IGCP 449 field trip. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 21, n. 1, p. 120-134, 2006.

WHITING, L.D.; ALLARDICE, W.R. X-ray diffraction techniques. In: KLUTER, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**: physical and mineralogical properties. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 331-362. (Agronomy Series, 9).

YEOMANS, A.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

Anexo 1 - Perfis descritos

Descrição geral

Perfil – P3

Data – 16/08/2004

Classificação – Argissolo Vermelho distrófico típico, A moderado, textura média/argilosa, fase floresta equatorial subperenifólia, relevo suave ondulado

Simbologia – PVd

Localização, município, estado e coordenadas – Estrada AC 90 km 28, município de Rio Branco, AC . Coordenadas UTM: Zona 19 L, N 602.665, E 8.897.694

Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil – Descrito e coletado em trincheira em topo plano, em área de floresta, com aproximadamente 3% de declividade

Altitude – 217 m

Litologia – Sedimentos argilo-arenosos

Formação geológica – Formação Solimões

Período – Terciário. Plioceno. Pleistoceno

Material originário – Produto da alteração de argilitos, siltitos e arenitos

Pedregosidade – Não pedregoso

Rochosidade – Não rochoso

Relevo local – Plano

Relevo regional – Suave ondulado

Erosão – Não aparente

Drenagem – Bem drenado

Vegetação primária – Floresta Aberta com palmeiras, com baixa incidência de bambu

Uso atual – Floresta (Reserva legal)

Clima – Am da classificação de Köppen

Descrito e coletado por João Carlos Ker e Edson Alves de Araújo

Descrição morfológica

- A1** 0-9 cm, bruno forte (7,5 YR 4/6, úmida); franca; fraca pequena e média em blocos subangulares (aspecto de maciça); friável; ligeiramente plástico a plástico e ligeiramente pegajoso a pegajoso; transição plana e gradual.
- A2** 9-20 cm, vermelho-amarelado (6 YR 4/6, úmida); franco-argilosa; fraca pequena e média em blocos subangulares (aspecto de maciça); firme; plástico e pegajoso; transição plana e gradual.
- Bt1** 20-38 cm, vermelho (2,5 YR 5/6, úmida); franco-argilo-siltosa; moderada pequena e média em blocos subangulares; cerosidade comum e fraca; firme; plástico e pegajoso; transição plana e clara.
- Bt2** 38-64 cm, vermelho (3,5 YR 4/8, úmida); franco-argilosa; moderada pequena e média em blocos subangulares; cerosidade comum e fraca; firme; plástico e pegajoso; transição plana e gradual.
- Bt3** 64-95 cm, vermelho (2,5 YR 5/6, úmida); franco-argilosa; moderada a forte pequena e média em blocos subangulares; firme; muito plástico e muito pegajoso; transição plana e gradual.
- Bt4** 95-110 cm, vermelho (2,5 YR 5/8 úmida); franco-argilosa; moderada a forte pequena e média em blocos subangulares; firme; muito plástico e muito pegajoso.

Raízes: sistema radicular se concentra nos primeiros 2 cm coletados, poucas e finas A₁ e A₂, raras e finas Bt₁ e Bt₂ e praticamente ausentes nos demais horizontes.

Observações: floresta aberta com menor incidência de bambu em relação a TP1 e TP2. Presença de palmeira do tipo Patauá ou Patoá (*Oenocarpus bataua*); os horizontes A₁ e A₂ apresentaram aspecto coeso (adensado).

Descrição geral

Perfil – MTPV 74

Data – 08/09/2004

Classificação – ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Ta () Eutrófico plíntico, textura média/argilosa, fase floresta equatorial subperenifólia, relevo suave ondulado a ondulado

Simbologia – PVAe

Localização, município, estado e coordenadas – Estrada Transacreana km 52, Fazenda Batista, Município de Rio Branco-AC

Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil – Extrativismo de castanha/reserva legal, coletado em trincheira, declividade de 3-8%

Altitude – 190 m

Litologia – Argilitos e sedimentos argilosos

Formação geológica – Formação Solimões

Período – Terciário. Plioceno. Pleistoceno

Material originário – Produto de alteração de sedimentos da Formação Solimões

Pedregosidade – Não pedregosa

Rochosidade – Não rochosa

Relevo local – Suave ondulado

Relevo regional - Suave ondulado a ondulado

Erosão – Não aparente

Drenagem – Moderadamente drenado

Vegetação primária – Floresta Aberta com palmeiras e bambus

Uso atual – Extrativismo de castanha/reserva legal

Clima – Am da classificação de Köppen

Descrito e coletado por Edson Araújo

Descrição morfológica

- A** 0-13 cm, bruno-escuro (7,5 YR 4/2, úmida) e amarelo-avermelhado (7,5 YR 6/4, seca); franco-siltosa; fraca pequena e média em blocos subangulares; ligeiramente duro e friável; ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição plana e clara.
- AB** 13-24 cm, vermelho-amarelado (5 YR 5/6, úmida) e amarelo-avermelhado (5 YR 6/6, seca); franca; fraca a moderada pequena e média em blocos subangulares; duro e friável; ligeiramente plástico a plástico e ligeiramente pegajoso a pegajoso; transição plana e clara.
- Bt1** 24-52 cm, vermelho (2,5 YR 4/6, úmida) e vermelho (2,5 YR 5/6, seca); franco-argilosa; moderada pequena e média em blocos subangulares; duro e friável; plástico e pegajoso; cerosidade fraca a moderada; transição plana e clara.
- Bt2** 52-82 cm, vermelho-amarelado (5 YR 5/6, úmida); franco-argilo-siltosa moderada pequena e média em blocos subangulares; duro e friável; plástico e pegajoso; cerosidade fraca a moderada; transição plana e clara.
- BCf1** 82-106 cm, vermelho-amarelado (5 YR 4/6, úmida) e (5 YR 4/8, seca); franco-argilo-siltosa; moderada a forte pequena e média em blocos subangulares; duro e friável; plástico e pegajoso; cerosidade fraca; transição plana e clara.
- BCf2** 106-125+ cm, vermelho-amarelado (5 YR 4/6, úmida) e (5 YR 4/8); argila; moderada a forte pequena e média em blocos subangulares; duro e friável; plástico e pegajoso.

Raízes – No horizonte A comuns finas, médias e grossas, no AB comuns finas, médias e grossas, Bt₁ poucas finas e médias, Bt₂ raras finas, BCf₁ raras médias e BCf₂ raras finas.

Observação: O horizonte A poderia ser dividido de 0-2 cm e 2-13 cm. Presença de concreções de Mn com maior frequência no Bt₂ e BCf₁, mosqueado no Bt₁

Descrição geral

Perfil – TP1

Data – 15/08/2004

Classificação – Argissolo Vermelho-Amarelo Ta distrófico A moderado textura média/argilosa, fase floresta equatorial subperenifólia, relevo plano a suave ondulado a ondulado

Simbologia – PVAal

Localização, município, estado e coordenadas – AC – 090 (Transacreeana) km 50, Fazenda Batista, Município de Rio Branco – AC. Coordenadas UTM: Zona 19 L, N 583.706, E 8.896.190

Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil – Vegetação natural com declividade de aproximadamente 3%

Altitude – 200 m

Litologia – Argilitos e sedimentos argilosos

Formação geológica – Formação Solimões

Período – Terciário. Plioceno

Material originário – Produto de alteração de sedimentos da Formação Solimões

Pedregosidade – Não pedregosa

Rochosidade – Não pedregosa

Relevo local – Plano

Relevo regional – Suave ondulado a ondulado

Erosão – Não aparente

Drenagem – Moderadamente a imperfeitamente drenado

Vegetação primária – Floresta aberta com palmeiras e bambus

Uso atual – Floresta (Reserva legal)

Clima – Am da classificação de Köppen

Descrito e coletado por João Carlos Ker e Edson Alves Araújo

Descrição morfológica

- A1** 0-5 cm, bruno-escuro (7,5 YR 4/3, úmida); franco-siltosa; fraca a moderada pequena em blocos subangulares; friável; plástico e pegajoso; transição plana e gradual
- A2** 5-17 cm, bruno (7,5 YR 4/5, úmida); franco-argilo-siltosa; fraca a moderada pequena a média em blocos subangulares; friável; plástico e pegajoso; transição plana e gradual
- Btf1** 17-35 cm, vermelho-amarelado (5YR 4/6, úmida), mosqueado bruno-amarelado-claro (10 YR 6/4); franco-argilo-siltosa; moderada pequena a média em blocos subangulares; friável; plástico e pegajoso; transição plana e gradual
- Btf2** 35-48 cm, vermelho-amarelado (5 YR 4/6, úmida) mosqueado bruno-amarelado-claro (10 YR 6/4); argilo-siltosa; moderada pequena a média em blocos subangulares; friável; plástico e pegajoso; transição plana e clara
- BC** 48-70 cm, coloração variegada constituída de bruno-amarelado-claro (10 YR 6/4, úmida) e (6 YR 4/8); argilo-siltosa; moderada a forte pequena em blocos subangulares; friável a firme; muito plástico e muito pegajoso; transição plana e clara
- C1** 70-100 cm, coloração variegada constituída de vermelho (2,5 YR 4/8, úmida) e cinzento-claro (10 YR 7/2); argila; moderada pequena a média em blocos subangulares; friável a firme; muito plástico e muito pegajoso; transição plana e clara
- C2** 130-150 cm, argilo-siltosa
- C3** 170-200 cm, argilo-siltosa

Raízes – Grande emaranhado de raízes nos primeiros 5 cm, dificultando a escavação e retirada do material. A₁ muitas finas, comuns médias e poucas grossas; A₂ poucas finas e comum finas e médias; B₁ poucas finas e médias; B₂ poucas e finas; BC poucas e finas; C ausentes

Observações: A₁ estrutura moderada pequena e média granular, estrutura pequena tipo chumbinho de caça no horizonte B₁, B₂ e BC, que já começa a esboroar (desmanchar) no horizonte B não há nenhuma evidência de argila de alta atividade ou cerosidade (o gradiente textural talvez não seja suficiente para classificação como Bt; BC com maior concentração de concreções de Mn, facilmente cortáveis com a faca; horizonte C presença de superfície de compressão pequenas nos blocos de agregados, indicando argila de alta atividade. Tanto o horizonte BC como C₁ poderiam ter sido subdividido, porém, ficando muito estreitos. Presença de castanheiras com mais de 1 m de diâmetro de caule. Os horizontes C2 e C3 foram coletados com auxílio de trado

Descrição geral

Perfil – TP2

Data - 15/08/2004

Classificação - Plintossolo Argilúvico distrófico, A moderado textura siltosa/argilosa, fase floresta equatorial subperenifólia, relevo suave ondulado

Simbologia – FTd

Localização, município, estado e coordenadas – Transcreana (AC 090) km 50, Fazenda Batista, Município de Rio Branco, AC. Coordenadas UTM: Zona 19L, N583.439 E8.896.172

Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil – Descrito e coletado em trincheira no terço inferior de encosta com aproximadamente 2% de declive.

Altitude – 190 m

Litologia – Argilitos e sedimentos argiloso-siltosos

Formação geológica – Formação Solimões

Período – Terciário. Plioceno

Material originário – Produto da alteração de sedimentos da Formação Solimões

Pedregosidade – Não pedregosa

Rochosidade – Não pedregosa

Relevo local – Plano

Relevo regional – Suave ondulado

Erosão – Não aparente

Drenagem – Imperfeitamente drenado a mal drenado

Vegetação primária – Floresta aberta com bambu (tabocal)

Uso atual – Floresta (Reserva legal)

Clima – Am da classificação de Koppen

Descrito e coletado por João Carlos Ker e Edson Araújo

Descrição morfológica

- A1** 0-7 cm, bruno-escuro (10 YR 4/3, úmida); franco-argilosa; moderada pequena e média granular e moderada pequena a blocos subangulares; friável, plástico, pegajoso; transição plana e gradual
- A2** 7-19 cm, bruno-oliváceo (2,5 Y 4/3,5, úmida); franca; fraca pequena e média em blocos subangulares; friável, plástico, pegajoso; transição plana e gradual
- AB** 19-27 cm, bruno-oliváceo-claro (2,5 Y 5/4, úmida); franco-siltoso; fraca pequena e média em blocos subangulares; friável, plástico, pegajoso; transição plana e clara
- BA** 27-38 cm, amarelo-oliváceo (1 Y 6/6, úmida) com mosqueado amarelo-claro-acinzentado (1 Y 7/4); franco-siltoso; fraca a moderada pequena e média em blocos subangulares; friável, plástico, pegajoso; transição plana e gradual
- BCf₁** 38-64 cm, bruno-claro-acinzentado (10 YR 6/2,5, úmida) com mosqueado vermelho (2,5 YR 4/6); franco-argilo-siltoso; moderada e pequena e média em blocos subangulares; friável a firme, plástico a muito plástico e pegajoso a muito pegajoso; transição
- C1** 64-81 (73-89), coloração variegada composta de cinzento-brunado-claro (10 YR 6/2, úmida) e cinzento-claro (10 YR 7/2, úmida) e vermelho (2YR 4/6, úmida) e vermelho-amarelado (5 YR 4/8, úmida); argila; moderada pequena e média em blocos subangulares; friável a firme, plástico a muito plástico e pegajoso a muito pegajoso; transição
- C2** 81-100, coloração variegada composta de cinzento-brunado-claro (10 YR 6/2, úmida) e cinzento-claro (10 YR 7/2, úmida) e vermelho (2YR 4/6, úmida) e vermelho-amarelado (5 YR 4/8, úmida); argila; moderada pequena e média em blocos subangulares; friável a firme, plástico a muito plástico e pegajoso a muito pegajoso
- C3** 130-150; argila
- C4** 170-200; argilo-siltosa

Raízes - No horizonte A₁ são muitas finas e poucas médias, A₂ comuns finas, AB comuns finas BCf₁ poucas finas e no C praticamente ausentes

Observação: Presença de concreções Mn/ Fe ou apenas de Mn a partir o horizonte AB e a medida que se aprofunda no perfil o tamanho das concreções aumenta sensivelmente; o horizonte BCf₁ é muito parecido com o C₁, mas ligeiramente mais cromado; o horizonte C₂ apresentou maior concentração de concreções de Mn e essas se destacavam da coloração variegada

Descrição geral

Perfil – MTLVA 78

Data – 14/09/2004

Classificação – Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico argissólico A moderado textura argilosa fase floresta equatorial subperenifólia relevo plano

Simbologia – LVAd

Localização, município, estado e coordenadas – Fazenda Ouro Verde a 10 km de Senador Guimard BR 317, Município de Senador Guimard-AC. Coordenadas UTM: N

Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil – Área de floresta (antigamente utilizada com extrativismo de madeira) em trincheira, declividade de aproximadamente 3%

Altitude – 211 m

Litologia – Sedimentos areno-argilosos

Formação geológica – Formação Solimões

Período – Terciário. Plioceno

Material originário – Produto da alteração de sedimentos areno-argilosos

Pedregosidade – Não pedregosa

Rochosidade – Não rochosa

Relevo local – Plano

Relevo regional - Plano a suave ondulado

Erosão – Não aparente

Drenagem – Bem drenado

Vegetação primária – Floresta densa

Uso Atual – Reserva legal

Clima – Am da classificação de Köppen

Descrito e coletado por Edson Alves de Araújo

Descrição morfológica

- A** 0-5 cm; bruno forte (7,5 YR 5/6, úmida); franco-argilo-arenosa; fraca pequena granular; ligeiramente duro e friável; ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição plana e clara
- AB** 5-18 cm; bruno (7,5 YR 5/4, úmida); argilo-arenosa; fraca pequena a muito pequena granular; macio a ligeiramente duro e muito friável; ligeiramente plástico a plástico e ligeiramente pegajoso a pegajoso; transição plana e clara
- BA** 18-32 cm; amarelo-avermelhado (5 YR 6/6); franco-argilosa; muito pequena e pequena granular (aspecto de maciça porosa); macia, friável, plástica e pegajosa; transição plana e difusa
- Bw₁** 32-81 cm; amarelo-avermelhado (5 YR 6/6, úmida) e vermelho-amarelado (5 YR 4/6, seca); argila; muito pequena e pequena granular (aspecto de maciça porosa); macio a ligeiramente duro e muito friável; plástico e pegajoso; transição plana e difusa
- Bw₂** 81-127 cm; cor (5 YR 6/8 e 5 YR 4/6); argila; muito pequena e pequena granular (aspecto de maciça porosa); macio e friável; plástico e pegajoso; transição plana e difusa
- Bw₃** 127-185+ cm; cor (5 YR 5/6 e 5 YR 5/8); argila; muito pequena e pequena granular (aspecto de maciça porosa); macio e friável; plástico e pegajoso

Raízes – No horizonte A são comuns finas, no AB comuns finas, médias e grossas, no Bw₁ comuns finas e médias, Bw₂ poucas finas e médias, Bw₃ poucas finas e raras médias

Observação – Presença de concreções endurecidas tipo petroplintita em maior quantidade no Bw₃,e em menores quantidades no Bw₁ e Bw₂

CAPÍTULO 4

IMPACTO DA CONVERSÃO DE FLORESTA EM PASTAGEM NOS ESTOQUES E NA DINÂMICA DO CARBONO E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS DO SOLO NA REGIÃO LESTE DO ACRE

Resumo

Este estudo objetivou avaliar as conseqüências do desmatamento e a subsequente utilização do solo com *Brachiaria brizantha* em relação ao estoque e dinâmica de C e frações húmicas (MOL, AF, AH e HUM) em diferentes ambientes do Acre. Duas sucessões floresta-pastagem situadas na região leste do Acre foram selecionadas. A primeira localizada no município de Rio Branco, em área de Floresta Aberta com bambu e palmeira e duas pastagens de *B. brizantha* de 3 e 10 anos de uso, em área de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico. A segunda localiza-se no município de Senador Guiomard, em uma área de Floresta Densa e pastagem de *B. brizantha* de 20 anos, em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. Em cada local, coletaram-se amostras de solos em quatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm) e em triplicata. Avaliaram-se as características físico-químicas das amostras; o C das substâncias húmicas (AF, AH e HUM) e da matéria orgânica leve (MOL). Determinaram-se a composição isotópica do solo e frações até 1 m de profundidade, e estimou-se o percentual de C derivado da pastagem e da floresta. Constatou-se incremento nos estoques de C do solo e nos

valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo com o tempo de utilização da pastagem em ambas as sucessões. A porcentagem de C derivado de pastagem (Cp) foi mais destacada na camada superficial da pastagem de 20 anos, com proporções que chegaram a 70%. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para a FAH, em média, variaram de -12,19 a 17,57%, e indicam maior proporção de C derivado de plantas de ciclo fotossintético C4. A matéria orgânica do solo tende a diminuir sua estabilidade estrutural com a utilização de pastagens.

Palavras-chave: Amazônia Ocidental, dinâmica da matéria orgânica do solo, substâncias húmicas; mudanças de uso da terra; abundância natural do ^{13}C .

1. Introdução

O Acre, com área territorial de aproximadamente 164.220 km², apresenta cerca de 11,7% (19.200 km²) de sua área total desflorestada (INPE, 2007). O desmatamento tem se concentrado principalmente nos municípios da região leste do Estado. Do total desmatado, até 2004, em torno de 81% (13.352 km²) eram utilizados com pastagens (OLIVEIRA et al., 2006). A gramínea forrageira mais utilizada tem sido a *Brachiaria brizantha* cv Marandu (DIAS-FILHO; ANDRADE, 2006).

A conversão de áreas de floresta em pastagem resulta em mudanças na quantidade e qualidade da biomassa aérea (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998), nas características físicas e químicas do solo (PEREIRA et al., 2000; LONGO; ESPÍNDOLA, 2000; MAKEWITZ et al., 2004) e na emissão de gases de efeito estufa durante as operações de queima da floresta e, ou das pastagens (FEARNSIDE, 2002). Com a introdução da pastagem, os estoques de C no solo podem decrescer nos primeiros anos da implantação e aumentar nos anos seguintes, até atingir valores muito próximos ou superiores aos de antes da conversão (CHONÉ et al., 1991; FEIGL et al., 1995; MORAES, 1995; MELO, 2003; SALIMON et al., 2004). Em menor proporção, outros trabalhos têm constatado decréscimo com o tempo de uso no conteúdo de matéria orgânica do solo (DETWILER, 1986; DESJARDINS et al., 1994; GARCÍA-OLIVA et al.,

1994; VELDKAMP, 1994; CAMARGO et al., 1999). Esse fenômeno pode estar associado às condições ambientais, edáficas e de manejo adotado em cada localidade.

A diferenciação das fontes de C derivada da floresta e da pastagem pode ser efetuada com o emprego de técnicas isotópicas baseadas na abundância natural do ^{13}C (BERNOUX et al., 1998a). Grande parte das espécies de plantas em florestas tropicais possui ciclo fotossintético do tipo C3. As gramíneas de regiões tropicais possuem ciclo fotossintético do tipo C4. As plantas do tipo C4 discriminam menos e são mais enriquecidas em ^{13}C , e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ situam-se entre -6% e -19% (em média -13%); as de tipo C3 discriminam mais e são mais empobrecidas em ^{13}C cujos valores oscilam entre -20% e -34% (em média -27%) (SMITH; EPSTEIN, 1971). Esta diferença tem sido utilizada para estudar as modificações na relação isotópica do C do solo em função da alteração da cobertura florestal (VELDKAMP, 1994; MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1996; KOUTIKA et al., 1997; BERNOUX et al., 1999; DESJARDINS et al., 2004).

A substituição de sistemas florestais naturais por ecossistemas de pastagens na Amazônia altera também a distribuição das frações humificadas do solo (FERNANDES et al., 1999). Apesar disso, na Amazônia, poucos são os trabalhos que evidenciam as alterações da composição isotópica do C nas substâncias húmicas do solo decorrentes de mudanças de uso da terra. Investigações dessa natureza têm sido realizadas em solos de origem vulcânica (HIRADATE et al., 2004), em solos do continente africano (PICCOLO et al., 2005; SPACCINI et al., 2006), em sedimentos de rio (OTERO et al., 2003; BERNARDES et al., 2004) e como auxiliar na datação da MOS e da fração humina (GOUVEIA; PESSEDA, 1999).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto da conversão de floresta em pastagem no conteúdo e na dinâmica das frações da matéria orgânica do solo (MOS) para distintos pedoambientes da região leste do Acre.

2. Material e métodos

2.1. Locais de estudo

A área de estudo localiza-se na região leste do Acre, nos municípios de Rio Branco e Senador Guiomard (Figura 1). No município de Rio Branco, o estudo foi realizado na Fazenda Batista, na altura do km 50 da rodovia Transacreama (AC-090). No local, predominam Argissolos Vermelho-Amarelos plínticos e Plintossolos. Em geral, apresentam *solum* raso a pouco profundo, imperfeitamente drenados a mal drenados e, por vezes, com argila de atividade alta e fertilidade natural variável (eutróficos, epieutróficos e distróficos) (BRASIL, 1976; IBGE, 2001; ACRE, 2006). A vegetação dominante é do tipo Floresta Tropical Aberta, com ocorrência freqüente de bambus (ACRE, 2000; SILVEIRA, 1999). O relevo varia de suave ondulado a ondulado. A média anual da precipitação pluviométrica varia de 1.877 a 1.982 mm e a temperatura média anual é de 25°C (ACRE, 2000).

A sucessão estudada inclui a floresta original (FA) e duas pastagens de *B. brizantha*, implantadas há 3 e 10 anos (P3A e P10A, respectivamente). A primeira foi implantada em 2001 após derrubada e queima da floresta; não foi utilizado corretivo ou adubo. A segunda em 1994; não foi utilizado corretivo ou adubo; a área foi queimada após o desmate (1994) e novamente em 1999 (cinco anos depois). O braquiarião (*B. brizantha*) foi semeado simultaneamente com a puerária (*Pueraria phaseoloides*). Observou-se a ocorrência de plantas invasoras como o assa-peixe (*Vernonia spp.*), jurubeba (*Solanum crinitum*), malva (*Sida spp.*) e tiririca (*Cyperus spp.*).

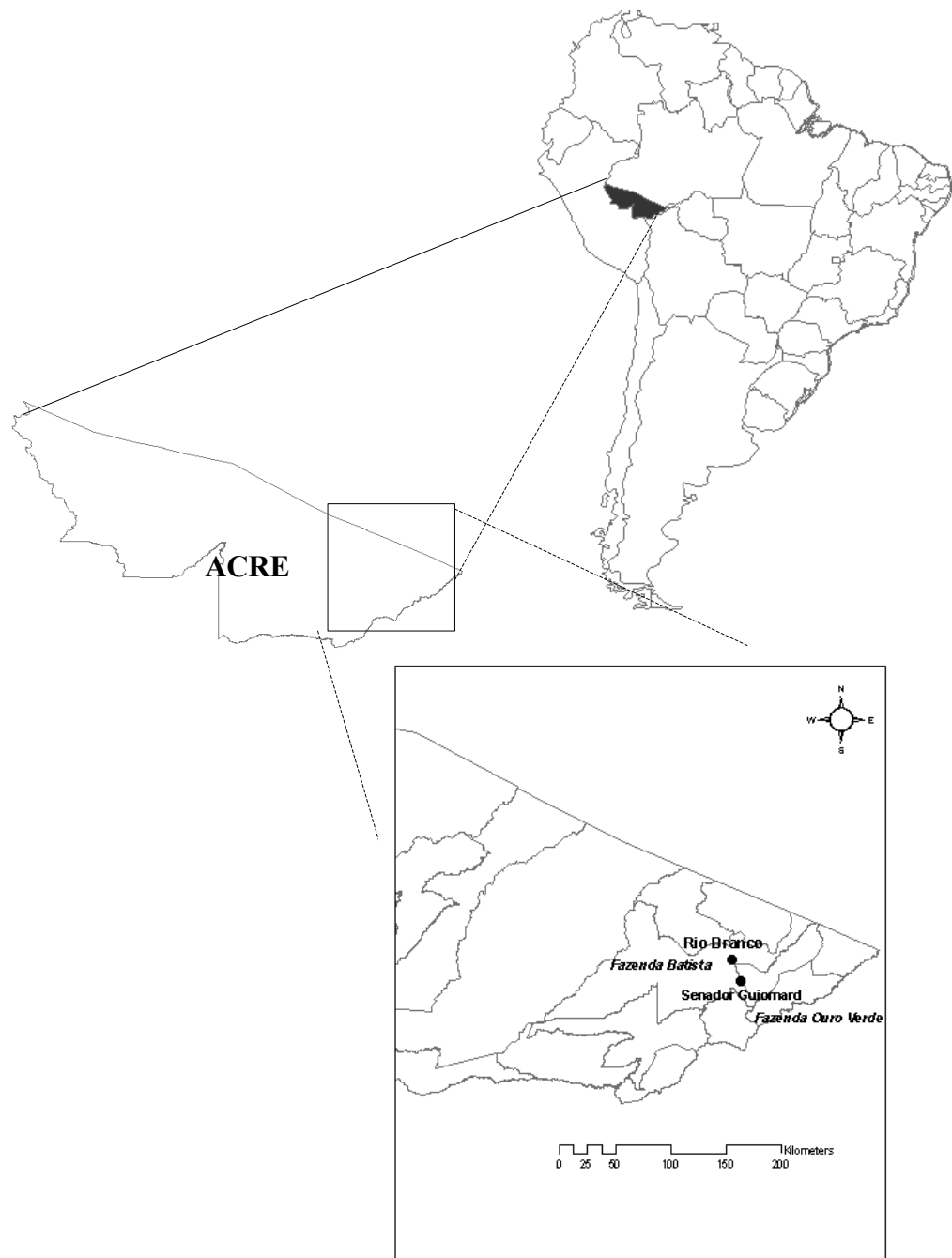


Figura 1 – Localização das áreas de estudo em relação à América do Sul, ao estado do Acre e à sede municipal de Rio Branco e Senador Guiomard, Acre.

No município de Senador Guimard, o estudo foi conduzido na Fazenda Ouro Verde, distante 10 km da sede do município. No local, predominam Latossolos Vermelho-Amarelos, em geral caulíníticos, profundos, bem drenados em ambientes de relevo plano a suave ondulado (BRASIL, 1976; IBGE, 2001; ACRE, 2006). A floresta nativa predominante é a do tipo Floresta Tropical Densa (ACRE, 2000 e 2006). A precipitação pluviométrica e a temperatura média anual são similares às da região de Rio Branco. As áreas estudadas incluem a floresta original (FB) e uma pastagem de *B. brizantha* de 20 anos (P20B), implantada em 1984, em que não foi realizada queima nos últimos 10 anos; não foi gradeada e não se utilizou corretivo, nem fertilizante; apresenta pouca ou nenhuma infestação de invasoras.

2.2. Amostragem do solo e métodos analíticos

Em cada ambiente (FA, P3A, P10A, FB e P20B) foram abertas três minitrincheiras de 1 m de profundidade, distanciadas aproximadamente 500 m uma da outra, e retiradas amostras de aproximadamente 1 kg de solo nas profundidades de 0-5; 5-10; 10-20 e 20-40 cm da superfície. As amostras foram secas ao ar e peneiradas. A fração inferior a 2 mm foi submetida às seguintes análises físicas e químicas (EMBRAPA, 1997): pH em água (relação solo: solução 1:2,5); teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com solução de KCl 1 mol L⁻¹, sendo quantificados por espectrofotometria de absorção atômica, e o Al³⁺ por titulação com solução NaOH 0,025 mol L⁻¹; potássio trocável extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e quantificado por fotometria de chama; fósforo disponível, extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ (Mehlich-1) e determinado por colorimetria. A densidade do solo foi determinada por meio do método do anel de Kopeck (EMBRAPA, 1997) com três repetições para cada profundidade. Para a camada de 20–40 cm a densidade foi estimada por meio de equações lineares múltiplas que relacionam teor de argila, C e pH (BERNOUX et al., 1998b; MELO, 2003).

A extração e fracionamento químico das frações ácidos húmicos (FAH), ácidos fúlvicos (FAF) e humina (HUM) foi realizada conforme metodologia preconizada pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas – IHSS (SWIFT, 1996). Na determinação do C orgânico contido no solo e nas frações húmicas (FAF, FAH e HUM), utilizou-se o método da dicromatometria, com aquecimento externo, conforme Yeomans e Bremner (1988). O nitrogênio das frações FAF e FAH foi obtido segundo Swift (1996), com adaptações utilizadas por Mendonça e Matos (2005). O N da fração HUM foi determinado de acordo com Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995), conforme adaptações efetuadas por Mendonça e Matos (2005). A fração leve da matéria orgânica (MOL) foi extraída por densimetria em água (ANDERSON; INGRAM, 1993). A quantificação de C foi realizada por combustão a seco em analisador elementar (CHNS, Perkin Elmer, Optima 2400).

Os estoques de C para cada profundidade foram obtidos multiplicando-se o teor de C (g kg^{-1}), pela densidade do solo (kg m^{-3}) e pela espessura h (m) e os resultados expressos em t ha^{-1} .

Para análise isotópica, subamostras de solo até 1 m de profundidade (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-10 cm) e das frações da MOS foram maceradas em almofariz de ágata até granulometria de pó. A razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ das amostras foi determinada em espectrômetro de massas de razão isotópica (ANCA-GSL, Sercon, UK), no Laboratório de Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

A abundância natural de C foi expressa em $\delta^{13}\text{C}$ em partes por mil (‰), usando como referência o padrão internacional PDB (Pee Dee Belemnita), de acordo com a seguinte equação:

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) \times 1000$$

em que R_{amostra} é razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra; e $R_{\text{padrão}}$, razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão certificado internacional.

A participação do C remanescente da floresta (C_f) e o introduzido pela pastagem (C_p) na MOS e nas substâncias húmicas foram calculados conforme as equações abaixo:

$$C_p(\%) = \frac{\delta - \delta_0}{\delta_c - \delta_0} \times 100$$

$$C_f(\%) = 100 - C_p$$

em que δ é $\delta^{13}\text{C}$ da amostra de solo sob pastagem; δ_c , valor de $\delta^{13}\text{C}$ da planta *C4 B. brizantha* (- 3‰); δ_0 , valor de $\delta^{13}\text{C}$ do solo sob floresta.

3. Resultados e discussão

3.1. Características físicas e químicas dos ambientes estudados

Os solos dos ambientes de floresta (FA e FB) diferem entre si principalmente quanto ao teor de C orgânico, quanto à textura e em termos de fertilidade (Quadro 1). Tanto o ambiente de floresta (FA) como as pastagens (P3A e P10A) pertencentes à primeira sucessão apresentam maiores proporções da fração silte.

Esta característica é marcante em alguns solos do Acre que tiveram os processos de pedogênese diminuídos em virtude da natureza pelítica do material de origem sedimentar (argilitos e siltitos) (BRASIL, 1976) e de evidências atuais de clima árido no passado, como a ocorrência de veios de gipsita (gesso) e material carbonático da Formação Solimões (KRONBERG; BENCHIMOL, 1992; LATRUBESSE; IRIONDO, 1994).

Quadro 1 – Principais características físicas e químicas dos solos dos ecossistemas estudados

Prof.	Areia	Silte	Argila	pH	SB	Al ³⁺	C	V	P	Ds
--- cm ---	----- g kg ⁻¹ -----			H ₂ O	----- cmolc.kg ⁻¹ -----		g kg ⁻¹	%	mg dm ⁻³	kg dm ⁻³
----- Seqüência 1 – município de Rio Branco -----										
Floresta (FA) – Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico										
0-5	270	510	210	5,4	5,1	0,5	17,00	52	5	1,09
5-10	250	550	200	5,4	2,7	0,4	9,93	40	2	1,22
10-20	260	530	210	5,3	2,2	0,4	7,97	32	2	1,35
20-40	230	500	280	5,0	2,9	1,4	7,18	29	6	1,20
Valor médio	253	523	225	5,3	3,2	0,7	10,52	38	4	1,22
Pastagem de 3 anos (P3A)										
0-5	140	610	250	6,0	8,2	0,3	15,34	68	4	1,17
5-10	130	640	230	5,7	5,4	0,4	9,04	54	2	1,37
10-20	150	570	280	5,4	4,3	0,9	6,71	46	1	1,38
20-40	150	540	310	5,1	3,1	1,9	4,96	29	1	1,25
Valor médio	143	590	268	5,6	5,3	0,9	9,01	49	2	1,29
Pastagem de 10 anos (P10A)										
0-5	310	500	200	7,1	11,8	0,2	32,05	89	13	1,31
5-10	320	510	180	7,2	8,9	0,1	16,52	86	6	1,42
10-20	300	490	210	6,6	8,3	0,5	6,76	75	3	1,44
20-40	180	350	470	6,0	13,6	3,3	6,64	66	2	1,18
Valor médio	278	463	265	6,7	10,7	1,0	15,49	79	6	1,34
----- Seqüência 2 – município de Senador Guimard -----										
Floresta (FB) – Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico										
0-5	590	170	240	4,6	1,4	0,6	30,98	18	2	1,21
5-10	520	170	310	4,2	0,8	1,3	17,77	10	2	1,17
10-20	440	170	390	4,2	0,5	1,6	12,98	6	1	1,33
20-40	430	180	390	4,3	0,3	1,8	9,51	4	1	1,18
Valor médio	495	173	333	4,3	0,8	1,3	17,81	10	2	1,22
Pastagem de 20 anos (P20B)										
0-5	560	150	290	4,6	1,5	0,9	33,19	16	3	1,4
5-10	500	150	350	4,4	0,8	1,2	14,23	9	1	1,43
10-20	450	150	400	4,4	0,5	1,4	11,57	5	1	1,3
20-40	420	130	440	4,4	0,1	1,2	9,52	1	0	1,22
Valor médio	483	145	370	4,5	0,7	1,2	17,13	8	1	1,34

Notação: SB = soma de bases; Al³⁺ = alumínio trocável; C = carbono orgânico; V = saturação de bases (SB + H+Al); P = fósforo; Ds = densidade do solo.

Os teores de P disponível e C orgânico foram baixos e concentram-se principalmente nos primeiros centímetros da superfície (0-5 cm). Isso sugere que os maiores valores de somas de bases (SB) e P disponível são devidos ao processo de ciclagem de nutrientes favorecidos pela serapilheira e raízes. Esse fato é corroborado pela correlação positiva e significativa encontrada entre o C e SB ($r = 0,76$, $p < 0,05$, $n = 20$) e C e P ($r = 0,80$, $p < 0,05$, $n = 20$). Isso sugere que a MOS é a principal variável que controla os teores de P e bases trocáveis nesses ecossistemas.

Chama atenção o teor mais elevado de P no ambiente P10A (13 mgdm^{-3}). Como essa pastagem encontra-se em ambiente de solos que ficam encharcados boa parte do ano, além do processo de compactação, isso cria uma zona de redução (com cores acinzentadas) em superfície, podendo favorecer o acúmulo de matéria orgânica e a liberação de P ligado ao ferro (PONNAMPERUMA, 1972; LIMA et al., 2005).

Os solos são mais ácidos na floresta primária do que nas áreas de pastagens, provavelmente pelo efeito da adição de cinzas ao solo no processo de conversão (derruba e queima) da floresta em pastagem. Alguns estudos evidenciam que, durante o processo de queima antropogênica da floresta, são disponibilizados (para o solo e atmosfera) quantidades consideráveis de C e nutrientes provenientes da queima da biomassa acima e abaixo do solo (KAUFFMAN et al., 1995; MARKEWITZ et al., 2004).

Além disso, durante o processo de encharcamento do solo, nos ecossistemas da sucessão FA-P3A-P10A possivelmente ocorrem mudanças substanciais, como: a depleção de O_2 , NO_3^- ; formação de Fe^{2+} , Mn^{2+} e H_2S , dentre outros, os quais requerem H^+ durante estes processos, fazendo com que ocorra incremento nos valores de pH (PONNAMPERUMA, 1972; STEVENSON; COLE, 1999).

As maiores proporções de C orgânico para o ecossistema de mata FB em profundidade pode estar associado à maior interação da MOS com minerais de argila, com a pobreza química e teores de alumínio trocável, considerado tóxico à

planta, fatores que favorecem o acúmulo de matéria orgânica no solo (VOLKOFF; CERRI, 1981).

As menores proporções de argila da primeira sucessão (FA-P3A-P10A) em relação à segunda sucessão (FB-P20B) devem favorecer as perdas de MOS nos processos de oxidação microbiana, lixiviação e erosão do solo, em decorrência da menor proteção física dos agregados e, portanto, menor tempo de residência da MOS no solo (KOUTIKA et al., 1999 e 2000). Além disso, os ambientes de pastagem P3A e P10A, pertencentes à primeira sucessão, quando desnudos, pelo fato de apresentarem as maiores proporções da fração silte, tendem a tornarem-se também suscetíveis ao encrostamento e selamento do solo da camada superficial do solo (LADO; BEN-HUR, 2004). Esse fenômeno pode ser sinergizado com o incremento da densidade da camada superficial do solo que tende a reduzir a permeabilidade do solo.

A densidade do solo variou de 1,09 a 1,43 kg dm⁻³, com amplitude de 1,09 a 1,35 kg dm⁻³ nos ecossistemas de mata (FA e FB) e 1,17 a 1,43 kg dm⁻³ nas pastagens (P3A, P10A e P20B). A densidade do solo de ambas as sucessões tende a aumentar com a idade da pastagem, principalmente nos 20 primeiros centímetros da superfície, sendo mais acentuado na sucessão FB-P20B, com percentuais de aumento na pastagem de 20 e 26% para as camadas de 0-5 e 5-10 cm, respectivamente. Esse incremento deve estar relacionado ao pisoteio do gado (MULLER et al., 2001 e 2004), a exposição do solo a ciclos de umedecimento e secagem (PACHECO et al., 2001; ARAÚJO et al., 2004), a formação de camada selante e o encrostamento do solo em superfície devido ao impacto direto das gotas de chuva e do pisoteio do gado (ASSOULINE, 2004; LADO; BEN-HUR, 2004).

3.2. Estoques de carbono no solo

Os estoques de C no solo variaram de 4,77 a 22,86 t ha⁻¹ até 40 cm da superfície (Figura 2). Os maiores estoques totais encontram-se em ambiente de pastagem mais antiga (P10A e P20B), devido ao acúmulo de matéria orgânica à

superfície e em profundidade. O ecossistema de pastagem P3A teve decréscimo nos estoques totais de C equivalente a $6,5 \text{ t ha}^{-1}$. Esse fato pode estar relacionado ao cessar do aporte de C proveniente da floresta, além do aumento das perdas de C por intermédio das queimadas e do incipiente aporte pela gramínea nos primeiros anos da implantação da pastagem.

Outros fatores podem estar contribuindo para a diferenciação dos estoques de C nos pedoambientes, dentre eles destacam-se as diferenças em termos de conteúdo de argila do sistema (em função da gênese do solo), drenagem, fertilidade natural, aporte de material vegetal (quantitativamente e qualitativamente), relevo, e outros fatores.

Em Latossolos da Amazônia Central, Desjardins et al. (2004) encontraram estoques de C superiores aos deste estudo; em camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, o conteúdo de C foi de 4,9, 2,7 e $1,9 \text{ kg m}^{-2}$ respectivamente, em pastagem de *Brachiaria humidicola*. A tendência de incremento da densidade do solo e do conteúdo de C também ocorreu no estudo de Bernoux et al. (1999) em área de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico com pastagem de quatro anos no Pará.

Devido às condições de restrição de drenagem interna dos solos da seqüência do município de Rio Branco, a expectativa era a de que o conteúdo de C contido no solo fosse mais elevado. Melo (2003) sugere que a principal razão para este fenômeno seja em razão dos ciclos de umedecimento e secagem do solo, comuns nos solos do Acre que favoreceriam a mineralização do carbono e nitrogênio. Outro fator que poderia estar associado é a baixa precipitação efetiva, devido ao caráter de semi-impedimento de algumas argilas do Acre e aos processos erosivos (TRICART, 1985; RESENDE; MACHADO, 1988; RESENDE et al., 2005).

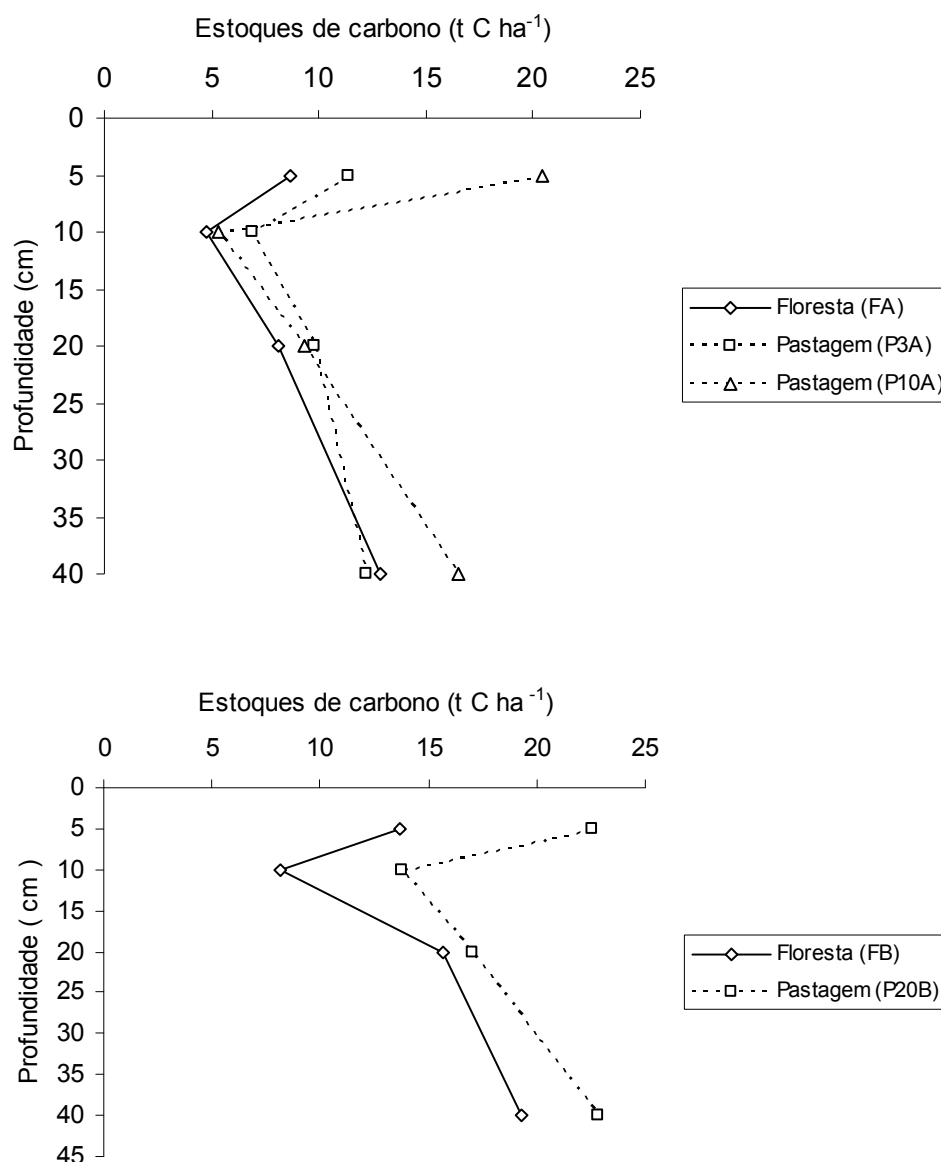


Figura 2 – Estoques de carbono do solo em duas seqüências Floresta-Pastagem na Amazônia Ocidental, leste do Acre.

Outro fator que pode estar contribuindo para esse fenômeno é a expressiva ocorrência de espécies de bambus (*Guadua spp*) no Acre, cuja biomassa atinge 13 t ha⁻¹ (TOREZAN; SILVEIRA, 2000). Essa biomassa é inferior à maioria das florestas encontradas na Amazônia brasileira, que podem variar de 108 a 607 t ha⁻¹ (UHL et al., 1988; FEARNSSIDE et al., 1993; KAUFFMAN et al., 1995). Isso sugere que em ambientes onde predomina o

bambu, os estoques de C tenderão a ser mais baixos em virtude da reduzida produtividade primária (aporte) e de condições climáticas que não favorecem o acúmulo de C no solo.

3.3. Substâncias húmicas

O C contido nas substâncias húmicas variou de 0,36 a 20,38 g kg⁻¹ (Quadro 2). A exemplo do conteúdo de C, em todos os ecossistemas as maiores proporções de C e N concentram-se na camada de 0-5 cm da superfície. De maneira geral, a maior parte do C das frações húmicas se encontra alocado na fração humina, considerada a mais recalcitrante e com maior interação com a matriz mineral coloidal do solo (STEVENSON, 1994). Entretanto, na pastagem de três anos, essa proporção se altera nas camadas de 5-10 e 10-20 cm onde as frações AF e AH possuem entre 41 e 52%, respectivamente, do somatório de C das frações húmicas (FAF, FAH e HUM) e a relação HM/(FAF+FAH) atinge os menores valores (Quadro 2).

Isso pode estar relacionado aos maiores teores de silte nesse solo (Quadro 1), uma vez que esse local foi também submetido à queima há cinco anos, o que pode ter favorecido a maior “disponibilização” de frações do C considerada mais lábil, como é o caso da FAF. A relação C/N menor para as FAF e FAH demonstra a maior facilidade de oxidação dessas estruturas. A relação C/N mais elevada em área de floresta do que nas áreas de pastagem é atribuído ao incremento no conteúdo de folhas, ramos e galhos, que são de difícil decomposição (TOGNON et al., 1998; MOREIRA; COSTA, 2004; MOREIRA; MALAVOLTA, 2004). Os valores da relação C/N foram mais elevados para o ambiente de mata FB, fato que deve estar associado à intensidade da associação de minerais de argila com a MOS.

Quadro 2 – Substâncias húmicas em solos de duas sucessões floresta-pastagem da Amazônia Ocidental, Acre

Profundidade	FAF			FAH			HUM			AH/AF	HUM/ (AF+AH)
	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N		
cm	----- g kg ⁻¹ -----			----- g kg ⁻¹ -----			---- g kg ⁻¹ ----				
Seqüência 1 – município de Rio Branco											
Floresta (FA)											
0-5	2,73	0,54	5,05	2,33	0,41	5,68	11,26	0,99	11,37	0,86	2,23
5-10	1,63	0,35	4,65	0,74	0,2	3,7	9,18	0,63	14,57	0,46	3,87
10-20	1,13	0,23	4,91	0,7	0,2	3,5	8,49	0,55	15,43	0,62	4,66
20-40	0,84	0,16	5,25	0,5	0,16	3,12	6,7	0,56	11,96	0,6	5,01
Pastagem 3 anos (P3A)											
0-5	2,48	0,56	4,42	2,38	0,56	4,25	10,15	1,11	9,14	0,96	2,09
5-10	1,79	0,36	4,97	1,62	0,48	3,37	1,96	0,7	2,8	0,91	0,57
10-20	1,24	0,27	4,59	1,25	0,26	4,8	0,34	0,56	0,6	1,02	0,14
20-40	0,81	0,18	4,5	0,95	0,19	5	2,28	0,49	4,65	1,17	1,3
Pastagem 10 anos (P10A)											
0-5	2,57	0,38	6,76	4,05	0,93	4,35	20,38	2,03	10,03	1,58	3,08
5-10	0,79	0,18	4,38	0,51	0,13	3,92	2,13	0,45	4,73	0,65	1,63
10-20	0,91	0,19	4,78	0,8	0,08	10	3,36	0,58	5,79	0,88	1,97
20-40	1,09	0,2	5,45	0,82	0,16	5,12	3,04	0,87	3,49	0,76	1,59
Seqüência 2 – município de Senador Guiomard											
Floresta (FB)											
0-5	2,93	0,47	6,23	3,72	0,43	8,64	8,53	0,55	15,5	1,27	1,28
5-10	2,22	0,35	6,34	1,28	0,24	5,33	9,18	0,41	22,39	0,58	2,62
10-20	2,15	0,32	6,71	0,66	0,17	3,88	7,88	0,38	20,73	0,31	2,81
20-40	1,71	0,25	6,84	0,36	0,08	4,5	4,65	0,33	14,09	0,21	2,24
Pastagem 20 anos (P20B)											
0-5	3,34	0,36	9,27	5,24	1,14	4,59	11,87	0,96	12,39	1,57	1,38
5-10	2,4	0,29	8,27	2,08	0,49	4,24	5,62	0,64	8,78	0,87	1,26
10-20	2,18	0,3	7,26	1,4	0,35	4	4,44	0,57	7,78	0,64	1,24
20-40	1,89	0,23	8,21	1,01	0,24	4,2	2,18	0,45	4,84	0,53	0,75

Os solos de mata possuem valores mais elevados da relação HUM/(AF+AH) que os ecossistemas de pastagem, com valores mais destacados a partir dos 5 cm da superfície (Quadro 2). Isso significa que a matéria orgânica proveniente de ecossistemas de mata nativa é, a princípio, de maior estabilidade estrutural, principalmente em subsuperfície.

3.4. Distribuição do carbono derivado de solos sob floresta e pastagem

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram utilizados para calcular a contribuição relativa do C derivado da floresta (C_f) e do C proveniente da pastagem (C_p). A porcentagem de C derivado de pastagem (C_p) até 1 m de profundidade variou de

0,0 a aproximadamente 70%, com as maiores proporções mais freqüentes até 20 cm da superfície. O Cp foi mais expressivo no solo de ecossistema de pastagem de 20 anos (P20B), em que a contribuição do C chegou a 70% na camada superficial (Figura 3). O C oriundo da pastagem decresce com a profundidade. Para a pastagem de três anos (P3A), essa contribuição foi pequena e só se refletiu nas profundidades de 10-20 e 40-60 cm. Isso se deve ao fato de ainda conter predominantemente C disponibilizado na queima da biomassa florestal remanescente. As contribuições de cerca de 12% e 7% de C proveniente da pastagem (P3A), nas camadas de 10-20 e 40-60 cm, podem estar relacionadas com a contribuição de raízes de *B. brizantha*. Valores de 4 a 38% foram constatados para a pastagem de 10 anos (P10A) até 1 m da superfície. Os resultados demonstram que com o tempo o C proveniente da pastagem tende a superar o C oriundo da mata, principalmente em superfície. Essa tendência de incremento de C derivado da pastagem com o tempo de utilização também tem sido constatada em outros estudos dessa natureza no Acre (MELO, 2003; SALIMON et al., 2004 e 2007), Amazonas e Pará (DESJARDINS, et al., 2004) e Pará (BERNOUX et al., 1999).

3.5. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ na MOS e nas frações húmicas

Em ambientes de floresta, os dois solos tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ da MOS similares e variaram de -25,97% a -21,31%, com enriquecimento em ^{13}C com a profundidade (Figura 4). Esse enriquecimento em ^{13}C é atribuído ao efeito do fracionamento durante a decomposição da matéria orgânica ao longo do perfil (MARTINELLI, 1996). Os resultados demonstram o efeito da mudança da cobertura florestal (plantas do tipo C3) para pastagem de *B. brizantha* (planta C4). Porém, na pastagem de três anos (P3A), o enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ não foi detectado, sugerindo a predominância de C remanescente da floresta nativa.

Para os ecossistemas de pastagem P10A e P20B o enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ pode ser percebido, sendo mais acentuado na pastagem de 20 anos. Esses

resultados indicam que a diferença deve estar relacionada ao maior tempo de utilização e a menor infestação de plantas invasoras.

Na pastagem mais antiga (P20B), há também maior proporção de C derivado da gramínea em profundidade, o que pode contribuir substancialmente para o seqüestro de CO₂ em formas mais estáveis da MOS em longo prazo. Houve incremento em $\delta^{13}\text{C}$ no ambiente de mata das duas sucessões (FA e FB), sendo mais acentuado em profundidade para a FB. A hipótese mais provável é que esse carbono pode ser remanescente de matéria orgânica antiga e estável, proveniente de uma vegetação anterior mais rica em ^{13}C que a atual (MARTINELLI et al., 1996; LUCAS et al., 1993). Em razão do clima seco pretérito (KRONBERG; BENCHIMOL, 1992 e 1993; LATRUBESSE; IRIONDO, 1994), provavelmente a região foi coberta por vegetação do tipo gramíneas de ciclo C4 (DESJARDINS et al., 1991 e 1996; LUCAS et al., 1993; SCHAAN et al., 2007). Estudos realizados na região não corroboram este resultado (MELO, 2003; SALIMON et al., 2004). Contudo, estudos realizados na Amazônia brasileira utilizando a abundância natural do ^{13}C têm constatado enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ com a profundidade em áreas atualmente ocupadas por florestas, denotando que esses locais passaram por mudanças climáticas pretéritas e, por conseguinte, na tipologia florestal dominante (LUCAS et al., 1993; DESJARDINS et al., 1996; PESSENDA et al., 1998; FREITAS et al., 2001).

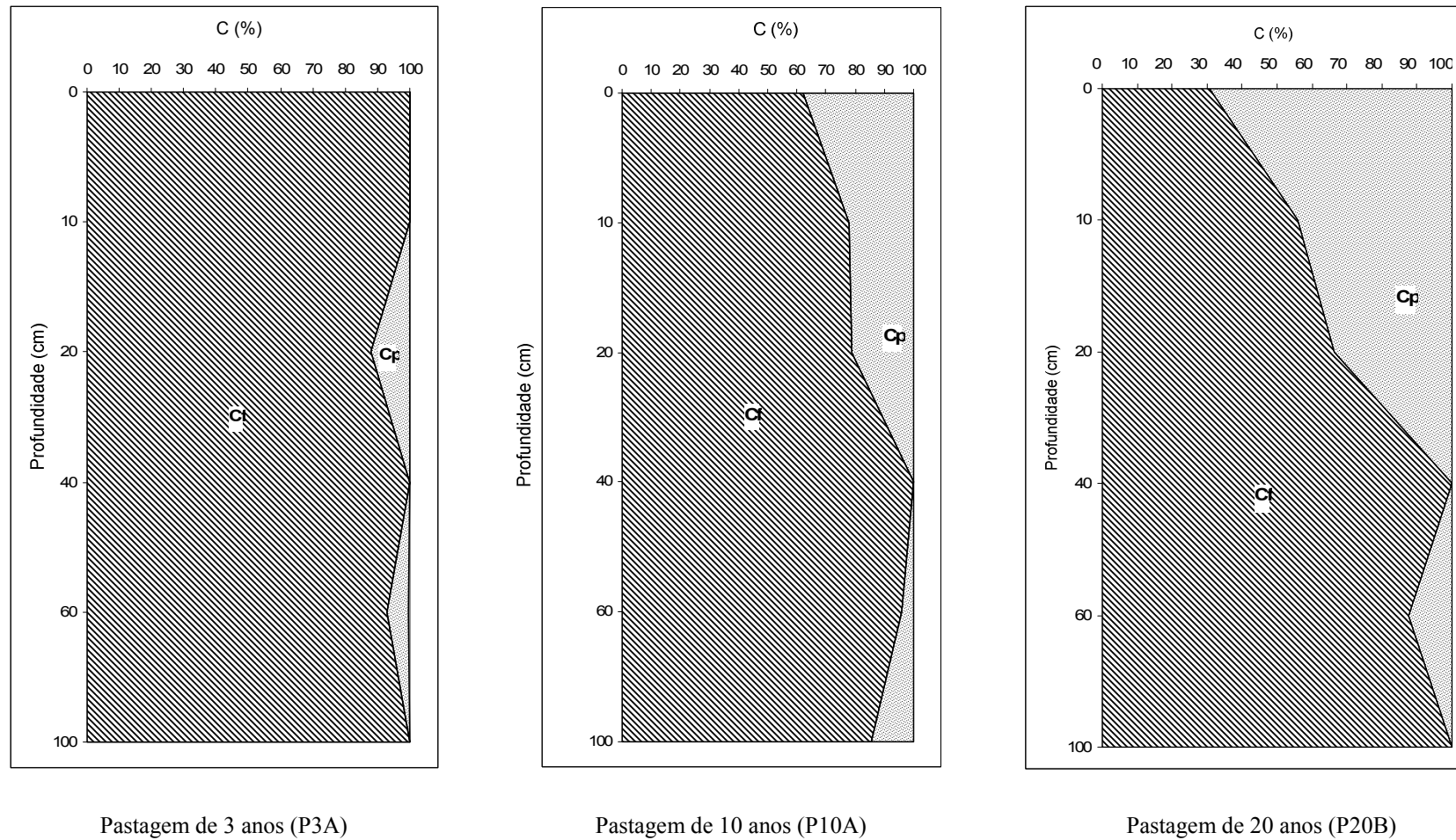


Figura 3 – Distribuição percentual do carbono originário da floresta (Cf) e do carbono originário da pastagem (Cp) até 100 cm (1m) de profundidade em pastagens de *B. brizantha* de 3, 10 e 20 anos no Estado do Acre, Amazônia Ocidental.

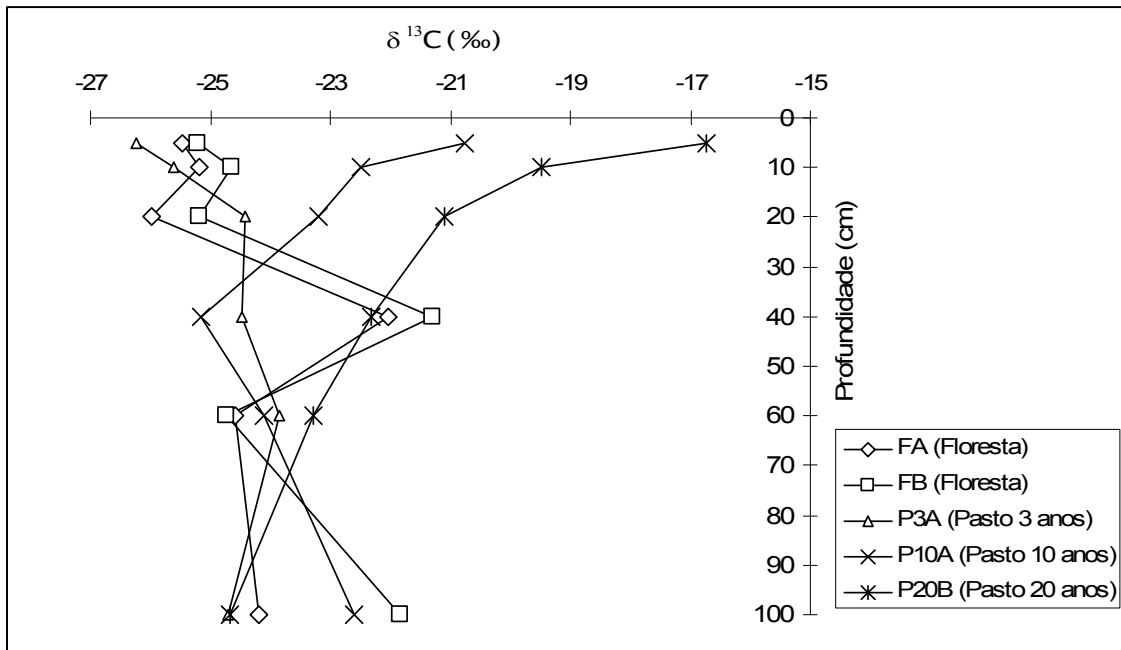


Figura 4 – Variação de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo até 1 m de profundidade em duas seqüências floresta-pastagem da Amazônia Ocidental, Acre.

A matéria orgânica leve (MOL), por conter restos de vegetais ainda em decomposição, reflete a cobertura vegetal de ambiente de mata e de pastagem (Quadro 3). O maior enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ foi constatado para o C da MOL, e os menores para o C da fração HUM. Esse enriquecimento foi mais evidente nas pastagens mais antigas, com pouco material da braquiária na pastagem mais nova (P3A). O maior enriquecimento do C da MOL ocorre em decorrência do grande aporte de C via sistema radicular ramificado e com rápida ciclagem da braquiária (FERNANDES et al., 1999; XAVIER et al., 2006). A baixa proporção de C derivado da gramínea na MOL da pastagem mais jovem (P03A) provavelmente se deve ao grande aporte de material vegetal particulado em vários estádios de carbonização após a queima dos resíduos da floresta, além da incorporação de raízes mortas das plantas da floresta até camadas mais profundas (Quadro 3).

Quadro 3 – Variação do $\delta^{13}\text{C}$ na MOL e frações húmicas com a profundidade em ecossistemas de mata e pastagem do Acre

Profundidade	Seqüência 1			Seqüência 2	
	Floresta (FA)	Pastagem (P03A)	Pastagem (P10A)	Floresta (FB)	Pastagem (P20B)
cm	----- $\delta^{13}\text{C}$ (%) -----				
	Matéria Orgânica Leve (MOL)				
0-5	-28,48	-26,25	-18,22	-27,34	-13,61
5-10	-27,8	-25,74	-17,24	-26,84	-14,85
10-20	-28,24	-25,17	-18,15	-27,42	-14,08
20-40	-27,69	-25,74	-17,14	-27,29	-18,17
Valor médio	-28,05	-25,73	-17,69	-27,22	-15,18
	Fração Ácido Fúlvico (FAF)				
0-5	-23,58	-24,84	-17,92	-25,28	-18,85
5-10	-20,55	-25,28	-25,69	-24,13	-18,88
10-20	-24,09	-25,68	-20,51	-23,16	-21,55
20-40	-23,95	-29,21	-25,17	-25,31	-22,75
40-60	-19,51	-28,82	-25,27	-24,96	-22,59
60-100	-20,69	-28,45	-22,54	-21,01	-24,00
Valor médio	-22,06	-27,05	-22,85	-23,98	-21,44
	Fração Ácido Húmico (FAH)				
0-5	-18,49	-11,75	-15,73	-18,06	-16,05
5-10	-17,59	-11,15	-10,26	-16,6	-15,84
10-20	-15,65	-11,19	-13,89	-16,19	-15,37
20-40	-16,05	-8,83	-13,86	-17,87	-13,52
40-60	-15,12	-15,01	-14,62	-17,57	-17,71
60-100	-16,21	-15,20	-15,54	-19,15	-16,96
Valor médio	-16,52	-12,19	-13,98	-17,57	-15,91
	Fração Humina (HUM)				
0-5	-26,54	-26,04	-20,64	-23,68	-17,00
5-10	-22,61	-24,45	-21,01	-26,48	-17,61
10-20	-24,13	-23,75	-22,93	-23,81	-20,76
20-40	-20,59	-17,09	-23,24	-23,37	-21,80
40-60	-24,15	-20,73	-20,11	-23,81	-21,04
60-100	-18,17	-19,60	-18,71	-25,03	-25,74
Valor médio	-22,70	-21,94	-21,11	-24,36	-20,66

Quadro 4 – Distribuição das frações húmicas do carbono provenientes de ambientes de floresta (FAFf, FAHf, HUMf) e da pastagem (FAFp, FAHp, HUMp)

Prof.	FAFp	FAFf	FAHp	FAHf	HUMp	HUMf
--- cm ---	-----%-----					
Pastagem de 3 anos (P03A)						
0-5	0	100	100	0	4	96
5-10	0	100	100	0	0	100
10-20	0	100	100	0	3	97
20-40	0	100	100	0	46	54
40-60	0	100	5	95	31	69
60-100	0	100	31	69	0	100
Pastagem de 10 anos (P10A)						
0-5	53	47	50	50	44	56
5-10	0	100	100	0	17	83
10-20	32	68	66	34	11	89
20-40	0	100	72	28	0	100
40-60	0	100	24	76	36	64
60-100	0	100	21	79	0	100
Pastagem de 20 anos (P20B)						
0-5	52	48	40	60	63	37
5-10	47	53	21	79	66	34
10-20	16	84	26	74	28	72
20-40	21	79	89	11	15	85
40-60	20	80	0	100	26	74
60-100	0	100	36	64	0	100

Para as substâncias húmicas (SH) até 1m de profundidade, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de -8,83% a -29,21%, indicando que as SH originaram-se tanto de plantas do tipo C3 como de C4. Dentre as frações húmicas ocorreu maior enriquecimento de C derivado da pastagem nos AH, seguido pelos AF e HUM (Quadro 3). A menor proporção de C derivado da pastagem na fração HUM era esperada, devido à forte interação dessa fração com os compostos minerais do solo (CANELLAS et al., 2000; CORRÊA et al., 2003), resultando em menor taxa de ciclagem e, conseqüentemente, menor substituição do C antigo da floresta pelo mais recente derivado da pastagem (Quadro 4). A maior proporção de C derivado da gramínea nos AH (valores médios variaram de -12,19 a 17,57%) em relação aos AF (em média -21,40 a -27,05%) indica que as rotas de humificação tradicionais (STEVENSON, 1994) não são contempladas plenamente. Nelas, os produtos da quebra de resíduos vegetais (principalmente polifenóis) são transformados inicialmente em AF, que por vezes são polimerizados e condensados para originar os AH e, então, a fração HUM. Isso sugere que a FAH pode estar sendo formada independentemente da passagem dos compostos orgânicos pela FAF, numa rota alternativa de humificação.

4. Conclusões

A conversão de florestas nativas em pastagens de *B. brizantha* alterou de maneira distinta os estoques e a dinâmica de C nos pedoambientes estudados, ou seja, em Argissolo (moderadamente a imperfeitamente drenado) e Latossolo (bem drenado). Nos dois ambientes, a transformação de áreas sob mata nativa em pastagens favoreceu o aumento nos estoques de C do solo e acréscimo de C de origem C4, sendo mais expressivo no Latossolo, indicando que esse solo está armazenando mais C do que o Argissolo. Os estoques de C encontrados foram inferiores aos encontrados em outros ecossistemas de floresta e pastagem da Amazônia brasileira.

Constatou-se incremento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo com o tempo de utilização da pastagem, em ambas as sucessões, sendo mais expressivo para

pastagem de 20 anos. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as substâncias húmicas indicaram que a fração ácido húmico (FAH) apresentou maior participação de C derivado de plantas C4.

O uso do solo com pastagem alterou a proporção relativa das frações húmicas do C orgânico, com tendência de diminuição da estabilidade estrutural do carbono.

5. Literatura citada

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico econômico: recursos naturais e meio ambiente; documento final – 1.^a fase.** Rio Branco: SECTMA, 2000. v. 1, 116 p.

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do Acre Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000.** Rio Branco: SEMA, 2006. 356 p.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods.** Wallingford: CAB International, 1993. 221 p.

ARAÚJO, E.A.; LANI, J.L.; AMARAL, E.F.; GUERA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 307-315, 2004.

ASSOULINE, S. Rainfall-induced soil surface sealing: a critical review of observations, conceptual models, and solutions. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 2, p. 570-591, 2004.

BERNARDES, M.C.; MARTINELLI, L.A.; KRUSCHE, A.V.; GUDEMAN, J.; MOREIRA, M.M.; VICTORIA, R.L.; OMETTO, J.P.H.B.; BALLESTER, M.V.R.; AUDENKAMPE, A.K.; RICHEY, J.E.; HEDGES, J.I. Riverine organic matter composition as a function of land use changes, Southwest Amazon. **Ecological Applications**, v. 14, p. S263-S279, 2004.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEIL, C.; MORAES, J.F.L. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, v. 82, n. 1, p. 43-58, 1998a.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.; VOLKOFF, B.; JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 3, p. 743-749, 1998b.

BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A.; FERNANDES, S.A.P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosseqüência de floresta tropical-pastagem de Paragominas. **Scientia Agrícola**, v. 56, n. 1, p. 1-11, 1999.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radambrasil**. Folha SC. 19 Rio Branco; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1976. v. 12, 458 p.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S.. Total nitrogen. In: PAGE, A.L. (Eds.). **Methods of soil analysis**. American Society of Agronomy, Madison, 1982. p. 595-624.

CANELLAS, L.P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; BARROS, M.B.S.; SANTOS, G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma toposseqüência no estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 133-143, 2000.

CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; VICTORIA, R.L. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 5, n. 6, p. 693-702, 1999.

CORRÊA, M.M.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; RUIZ, H.A.; BASTOS, R.S. Atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos da região das Várzeas de Sousa (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 2, p. 311-324, 2003.

CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J.C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by ^{13}C isotopic composition. In: BERGHEIM, J. (Ed.). **Diversity of environmental biogeochemistry**. Amsterdam: Elsevier, 1991. p. 397-405.

DESJARDINS, T.; VOLKOFF, B.; ANREUX, F.; CERRI, C.C. Distribution du carbone total et de l'isotope ^{13}C dans des sols ferrallitiques du Brésil. **Science du Sol**, v. 29, n. 4, p. 343-348, 1991.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soil size- fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. **Geoderma**, v. 61, n. 1, p. 103-118, 1994.

DESJARDINS, T.; CARNEIRO FILHO, A.; MARIOTTI, A.; CHAUVEL, A.; GIRARDIN, A. Changes of the forest-savanna boundary in Brazilian Amazônia during the Holocene revealed by stable isotope ratios of soil organic carbon. **Oecologia**, v. 108, n. 4, p. 749-756, 1996.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonian. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 365-373, 2004.

DETWILER, R.P. Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. **Biogeochemistry**, v. 2, n. 1, p. 67-93, 1986.

DIAS-FILHO, M.B.; ANDRADE, C.M.S. **Pastagens no trópico úmido**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 30 p. (Embrapa Amazônia Oriental – Documentos, 241).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos.. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212 p.

FEARNSIDE, P.M.; LEAL, N.; FERNANDES, F.M. Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v. 16, n. 5, p. 733-743, 1993.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 108, n. 1, p. 147-166, 1998.

FEARNSIDE, P.M. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 1, p. 99-123, 2002.

FEIGL, B.J.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, v. 175, n. 1, p. 21-29, 1995.

FERNANDES, F.A.; CERRI, C.C.; FERNANDES, A.H.B.M. Alterações na matéria orgânica de um Podzol Hidromórfico pelo uso com pastagens cultivadas no Pantanal Mato-Grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 10, p. 1943-1951, 1999.

FREITAS, H.A.; PESSENDA, L.C.R.; ARAVENA, R.; GOUVEIA, S.E.M.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R. Late quaternary vegetation dynamics in Southern Amazon Basin inferred from carbon isotopes in soil organic matter. **Quaternary Research**, v. 55, n. 1, p. 39-46, 2001.

GARCÍA-OLIVA, F.; CASAR, I.; MORALES, P.; MAASS, J.M. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. **Oecologia**, v. 99, p. 392-396, 1994.

GOUVEIA, S.E.M.; PESSENDA, L.C.R. Datação da fração húmica da matéria orgânica do solo e sua comparação com idades ^{14}C de carvões fósseis. **Química Nova**, v. 22, n. 6, p. 810-814, 1999.

HIRADATE, S.; NAKADAI, T.; SHINDO, H.; YONEYAMA, T. Carbon source of humic substances in some Japanese volcanic ash soils determined by carbon stable isotopic ratio $\delta^{13}\text{C}$. **Geoderma**, v. 119, n. 1, p. 133-141, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – IBGE/EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solo. **Mapa de Solos do Brasil**: 1:5.000.000. Rio de Janeiro, 2001.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPECIAIS – INPE. Projeto de Estimativa do Desflorestamento Bruto da Amazônia. **Desflorestamento nos municípios da Amazônia Legal**: relatório 1998-2007. Disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal>>. Acesso em: 12 fev. 2008.

KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E.; BABBIT, R. Fire in the Brazilian Amazon: 1. biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. **Oecologia**, v. 104, p. 397-408, 1995.

KOUTIKA, L.S.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; CERRI, C.C. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. **Geoderma**, v. 76, n. 1, p. 87-112, 1997.

KOUTIKA, L.S.; CHONÉ, T.H.; ANDREUX, F.; BURTIN, G.; CERRI, C.C. Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. **Biology and Fertility of Soils**, v. 28, n. 4, p. 436-438, 1999.

KOUTIKA, L.S.; CHONÉ, T.H.; ANDREUX, F.; CERRI, C.C. Carbon decomposition of the topsoils and soil fractions under forest and pasture in the western Brazilian Amazon basin, Rondônia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, n. 4, p. 284-287, 2000.

KRONBERG, B.I.; BENCHIMOL, R.E. Geochemistry and geochronology of surficial Acre Basin sediments (Western Amazonia): key information for climate reconstruction. **Acta Amazônica**, v. 22, n. 1, p. 51-69, 1992.

KRONBERG, B.; BENCHIMOL, R. Aridez no Acre: a história climática de uma região. **Ciência Hoje**, v. 16, n. 1, p. 44-47, 1993.

LADO, M.; BEN-HUR, M. Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. **Applied Clay Science**, v. 24, p. 209-224, 2004.

LATRUBESSE, E.M.; IRIONDO, M. A probable scenario for a dry climate in Central Amazonia during the Late Quaternary. **Quaternary International**, v. 21, p. 121-128, 1994.

LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFFER, C.E.G.R.; KER, J.C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 3, p. 317-330, 2005.

LONGO, R.M.; ESPÍNDOLA, C.R. Alterações em características químicas de solos da região Amazônica pela introdução de pastagens. **Acta Amazônica**, v. 30, n. 1, p. 71-80, 2000.

LUCAS, Y.; SOUBIÉS, F.; CHAUVEL, A.; DESJARDINS, T. Estudos do solo revelam alterações climáticas da Amazônia. **Ciência Hoje**, v. 16, n. 93, p. 36-39, 1993.

MAKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. S177-S199, 2004.

MARTINELLI, L.A.; PESSEDA, L.C.R.; ESPINOZA, E.; CAMARGO, P.B.; TELLES, E.C.; CERRI, C.C.; VICTORIA, R.L.; ARAVENA, R.; RICHEY, J.; TRUMBORE, S. Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the quaternary. **Oecologia**, v. 106, n. 3, p. 376-381, 1996.

MELO, A.W.F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo do Acre**. 2003. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

MENDONÇA, E.S.M.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005.107 p.

MORAES, J.F.L.D. **Propriedades do solo e dinâmica da matéria orgânica associadas às mudanças do uso da terra em Rondônia (RO)/Brasil**. 1995. 69 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, SP.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MOREIRA, A.; COSTA, D.G. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 10, p. 1013-1019, 2004.

MULLER, M.M.L.; GUIMARAES, M.D.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P.F.D. Pasture degradation in the Amazon region: soil physical properties and root growth. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1409-1418, 2001.

MULLER, M.M.L.; GIMARÃES, M.F.; DESJARDINS, T.; MITJA, D. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 279-288, 2004.

NEILL, C.; FRY, B.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.S.; MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C. Forest and pasture-derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration of tropical pasture soils. **Oecologia**, v. 107, n. 1, p. 113-119, 1996.

OLIVEIRA, H.; BARDALES, N.G.; AMARAL, E.F.; AMARAL, E.F.; LANI, J.L.; ARAÚJO, E.A. **Relatório da aptidão natural de uso da terra no estado do Acre**. 2006. 59 p. (Relatório II Fase ZEE/AC).

OTERO, E.; CULP, R.; NOAKES, J.E.; HODSON, R.E. The distribution and $\delta^{13}\text{C}$ of dissolved organic carbon and its humic fraction in estuaries of southeastern USA. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, n. 5-6, p. 1187-1194, 2003.

PACHECO, E.P.; ARAÚJO, E.A.; AMARAL, E.F.; PINHEIRO, C.L.S.; PARIZZI NETTO, A. **Aptidão natural para a mecanização dos solos do Estado do Acre**. Rio Branco: SECTMA/Embrapa, 2001. 8 p.

PEREIRA, W.L.M.; VELOSO, C.A.C.; GAMA, J.R.N.F. Propriedades químicas de um Latossolo Amarelo cultivado com pastagens na Amazônia Oriental. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 5-6, p. 531-537, 2000.

PESSENDA, L.C.R.; GOMES, B.M.; ARAVENA, R.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R.; GOUVEIA, S.E.M. The carbon isotope record in soils along a forest-cerrado ecosystems transect: implications for vegetation changes in the Rondônia state, Southwestern Brazilian Amazon region. **The Holocene**, v. 8, n. 5, p. 599-603, 1998.

PONNAMPERUMA, F.N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, v. 24, n. 1, p. 29-96, 1972.

PICCOLO, A.; CONTE, P.; SPACCINI, R.; MBAGWU, J.S.C. Influence of land use on the characteristics of humic substances in some tropical soils of Nigeria. **European Journal of Soil Science**, v. 56, n. 3, p. 343-352, 2005.

RESENDE, M.; MACHADO, R.P. Cotas fluviométricas do rio Acre, suas causas e implicações na política da colonização. **Acta Amazônica**, v. 18, n. 3/4, p. 85-92, 1988.

RESENDE, M.; CURI, N.; KER, J.C.; REZENDE, S.B. **Mineralogia de solos brasileiros: interpretações e aplicações**. Lavras: UFLA, 2005. 192 p.

SALIMON, C.I.; DAVIDSON, E.A.; VICTORIA, R.L.; MELO, A.W.F. CO₂ flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 833-843, 2004.

SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S.; MELO, A.W.F. Dinâmica do carbono na conversão de florestas para pastagens em Argissolos da Formação Geológica Solimões, no Sudoeste da Amazônia. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 1, p. 29-38, 2007.

SCHAAN, D.; PÄRSSINEN, M.; RANZI, A.; PICCOLI, J.C. Geoglifos da Amazônia ocidental: evidência de complexidade social entre povos da terra firme. **Revista de Arqueologia**, v. 20, n. 1, p. 67-82, 2007.

SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. Two categories of ¹³C/¹²C ratios for higher plants. **Plant Physiology**, v. 47, n. 3, p. 380-384, 1971.

SILVEIRA, M. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in Southwestern Amazonia: an ethnosciences perspective. **Ecotropica**, v. 5, n. 2, p. 213-216, 1999.

SPACCINI, R.; MBAGWU, J.S.C.; CONTE, P.; PICCOLO, A. Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia. **Geoderma**, v. 132, n. 1, p. 9-19, 2006.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**: genesis, composition, reactions. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

STEVENSON, F.J.; COLE, M. **Cycles of soil**: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley, 1999. 427 p.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison, WI, 1996. p.1018-1020. (Part 3 - Chemical methods). (Soil Science Society American Book Series, 5).

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros minerais**. Porto Alegre: Departamento de Solos (UFRGS), 1995. 174 p.

TOGNON, A.A.; DEMATTÊ, J.L.I.; DEMATTÊ, J.A.M. Teor e distribuição da matéria orgânica em latossolos das regiões da Floresta Amazônica e dos Cerrados do Brasil Central. **Scientia Agrícola**, v. 55, n. 3, 1998.

TOREZAN, J.M.; SILVEIRA, M. The biomass of bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) in open forest of the Southwestern Amazon. **Ecotropica**, v. 6, n. 1, p. 1-76, 2000.

TRICART, J. Evidence of upper pleistocene dry climates in Northern South America. In: DOUGLAS, I.; SPENCER, T. (Ed.). **Environmental change and tropical geomorphology**. London; Boston: Allen & Unwin, 1985. p. 197-217.

UHL, C.; KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.. Fire in the Venezuelan Amazon. 2. Environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. **Oikos**, v. 53, n. 2, p. 176-184, 1988.

VELDKAMP, E.. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society American Journal**, v. 58, n. 1, p. 175-180, 1994.

VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Húmus em solos da floresta amazônica na região do rio Madeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 5, n. 1, p. 15-21, 1981.

XAVIER, F.A.S.; MAIA, S.M.F.; OLIVEIRA, T.S.; MENDONÇA, E.S. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba – CE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 247-258, 2006.

YEOMANS, A.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 6, p. 1467-1476, 1988.

CAPÍTULO 5

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM DUAS SUCESSÕES FLORESTA-PASTAGEM NA REGIÃO LESTE DO ACRE, AMAZÔNIA OCIDENTAL

Resumo

Neste estudo foram selecionados solos de duas sucessões floresta e pastagem de *B. brizantha*, cv. Marandu, localizadas na região leste do Acre, de modo a se estimar a magnitude dessa alteração em atributos do solo. A primeira sucessão localiza-se no município de Rio Branco, em área de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plúntico, Floresta Aberta com bambu e palmeira, relevo suave ondulado a ondulado e pastagens de 3 e 10 anos. A segunda localiza-se no município de Senador Guiomard, em área de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob Floresta Densa, com relevo plano e pastagem de 20 anos. Em cada local, abriram-se trincheiras nas quais foram coletadas amostras de solo (deformadas e indeformadas) nas profundidades de 0-5, 5-10, e 10-20 cm da superfície. Nas amostras, determinaram-se características físicas (análise textural, argila dispersa em água, densidade do solo (Ds), condutividade hidráulica e macro e microporosidade do solo), químicas (pH, bases trocáveis, Al^{3+} , P disponível e remanescente, C orgânico, N total, matéria orgânica leve e substâncias húmicas) e biológicas do solo. Estimou-se a qualidade do solo, para a

profundidade de 0-20 cm, por meio do Índice de Degradação do Solo (IDS) nos ecossistemas de pastagem, com a floresta como referência. Para o cálculo do IDS, integraram-se atributos físicos e químicos do solo relacionados aos aspectos de funcionalidade. As pastagens da primeira sucessão foram as mais alteradas, com IDS que alcançaram -26 e -27%. A degradação das pastagens esteve associada, em sua maioria, à deterioração de propriedades físicas do solo, como a Ds a porosidade (macro e micro) e a condutividade hidráulica. Houve melhora em características químicas, como o pH e bases trocáveis, em decorrência da incorporação de cinzas ao solo. A relação HUM/AF+AH e a MOL mostraram-se bastante suscetíveis às alterações de uso do solo, podendo ser utilizada em conjunto com outros indicadores (C, Ds e etc.) no monitoramento da qualidade do solo.

Palavras-chave: Uso da terra, solos do Acre, degradação do solo, indicadores de qualidade do solo e *B. brizantha* cv. Marandu.

1. Introdução

No Acre, nas últimas décadas, alguns trabalhos têm reportado os impactos que a conversão de ecossistemas de floresta em pastagens causa ao meio ambiente e à biodiversidade (VALENTIM, 1989; GALVÃO, 1997; VOSTI et al., 2001). No entanto, vale ressaltar que o enfoque desses trabalhos tem sido generalista, sem subsídios de estudos aplicados no sentido de estimar a magnitude dessas alterações e monitorá-las ao longo do tempo, principalmente no compartimento solo.

Outros estudos têm abordado o risco de morte de pastagens em solos de baixa permeabilidade (VALENTIM et al., 2000; ANDRADE et al., 2003; ARAÚJO et al., 2006a; ANDRADE; VALENTIM, 2007), alterações físico-químicas com o tempo de utilização (SILVA et al., 1995; AMARAL et al., 1995; ARAÚJO et al., 2004), estoques de carbono no solo (SILVA et al., 1995; ARAÚJO et al., 2000; WADT, 2004; ARAÚJO et al., 2006b), dinâmica do carbono no solo (MELO, 2003; SALIMON et al., 2007; ARAÚJO et al., 2007) e respiração microbiana (SALIMON, 2003). Entretanto, não têm sido realizados

trabalhos no sentido de integrar atributos físicos, químicos e biológicos do solo de modo a possibilitar a avaliação da sua qualidade por intermédio de um índice quantitativo.

Na tentativa de incorporar características, propriedades e processos, têm sido utilizados indicadores de qualidade do solo que, de forma integrada, podem gerar índices quantitativos (KARLEN; STOTT, 1994; KARLEN et al., 1994; SNAKIN et al., 1996; ADEJUWON; EKANADE, 1988; ISLAM; WEIL, 2000; ANDREWS et al., 2004), que permitam avaliar o estado geral do solo e identificar práticas de manejo mais adequadas, constituindo-se em uma ferramenta auxiliar na busca de soluções técnicas direcionadas aos atributos do solo que estejam sendo impactados negativamente.

Islam e Weil (2000) propuseram a avaliação direta da qualidade do solo por meio do índice de degradação do solo (IDS). A metodologia proposta por esses autores parte do pressuposto de que as propriedades físicas e químicas iniciais dos solos, sob pastagem, foram as mesmas dos solos adjacentes, sob floresta. As diferenças entre as propriedades dos solos sob pastagem, comparadas à linha-base das propriedades do solo sob vegetação nativa são então mensuradas e expressas como a percentagem da média dos valores individuais de cada propriedade. Por fim essas percentagens são agrupadas (em uma média geral), a fim de compor o índice de degradação do solo.

Portanto, este trabalho foi realizado com o propósito de avaliar a qualidade do solo de distintos ecossistemas de pecuária extensiva do Acre, tendo a floresta nativa como referência, por intermédio de indicadores físicos e químicos dos solos relacionados a seus aspectos de funcionalidade.

2. Metodologia

2.1. Locais de estudo e amostragem de solos

Foram estudados solos de duas seqüências floresta-pastagem localizadas nos municípios de Rio Branco e Senador Guiomard, região leste do Acre

(Quadro 1 e Figura 1). A caracterização física, química e mineralógica de perfis desses solos em ecossistemas de floresta (FA e FB), representados, neste trabalho, pelo Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico (PVAal) e o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), constam no capítulo 3.

Dos ecossistemas de floresta e pastagem estudados, levantaram-se algumas informações relevantes com relação à cobertura florestal e histórico de uso e manejo do solo (Quadro 1). As áreas de pastagem, anterior ao processo de amostragem, foram selecionadas em locais próximos a área de floresta e em condições similares de relevo, posição na paisagem, drenagem e classe de solo.

Coletaram-se amostras de solo de aproximadamente 1 kg para as profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm a partir da superfície, para os ecossistemas de floresta e pastagem, respectivamente (Quadro 1). Foram efetuadas três repetições de campo para cada ecossistema de pastagem, com distância aproximada de 200 m uma da outra, perfazendo um total de 9 minitrincheiras.

As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, obtendo-se terra fina seca ao ar (TFSA) para posteriores análises físicas e químicas (EMBRAPA, 1997).

Foram retiradas com o auxílio do anel de Kopecky e em triplicata amostras indeformadas das profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm dos perfis e minitrincheiras estudados. Nessas amostras, foram determinadas a densidade do solo, a densidade de partículas, a condutividade hidráulica e a macro e microporosidade do solo.

Quadro 1 – Descrição e localização das sucessões floresta-pastagem estudadas na região leste do Acre

Local	Descrição
----- Sucessão 1 - município de Rio Branco -----	
Floresta (FA)	Situada em área de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico (PVAal) A moderado textura média/argilosa, fase floresta equatorial subperenifóla, relevo suave ondulado a ondulado; área utilizada como reserva legal com ocorrência de Floresta Aberta com palmeira e bambu. (Coordenadas UTM: 19L, N 583653 E 8896150).
Pastagem 3 anos (P3A)	Pastagem de <i>B. brizantha</i> implantada em 2001; não foi utilizado corretivo ou adubo; o método empregado no desbravamento foi o de derruba e queima; alta incidência de taboca (bambu); utilizada com menos de 1 cabeça de gado por ha; tem 100 ha formados, de um total de 300 ha; não se observou a presença de cupins de montículos; presença de algumas áreas com solo exposto em virtude da pouca cobertura oferecida pela pastagem. (Coordenadas das minitrincheiras em UTM:19L, N 8895319, E 583104; 19L, N 8896085, E 582658; 19L, N 8896081, E 582650).
Pastagem 10 anos (P10A)	Pastagem de <i>B. brizantha</i> implantada em 1994; não foi utilizado corretivo ou adubo; a área foi queimada no ato do desbravamento (1994) e novamente em 1999 (cinco anos depois). O braquiarião foi semeado simultaneamente com a puerária; é freqüente a ocorrência de invasoras como o assa-peixe (<i>Vernonia spp</i>) e a jurubeba (<i>Solanum crinitum</i>); vem sendo utilizada com uma cabeça de gado em cada ha; usada extensivamente sem controle do tempo de pastejo; tem um total de 100 ha formados de um total de 300 ha; solo com rachaduras; não se observou a presença de cupins de montículos, (Coordenadas UTM das minitrincheiras: 19L, N 8896723, E 578880; 19L, N 8896419, E 578581; 19L, N 8896444, E 578597).
----- Sucessão 2 - município de Senador Guiomard -----	
Floresta (FB)	Situada em área de Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico argissólico (LVAd) A moderado, textura argilosa, fase floresta equatorial subperenifóla, relevo plano, (Coordenadas UTM: 19L, N 8871114, E 641824), área de ocorrência de Floresta Densa.
Pastagem 20 anos (P20B)	Pastagem de <i>B. brizantha</i> implantada em 1984; não foi realizada queima nos últimos 10 anos; não foi utilizado corretivo nem adubo; o piquete amostrado possui 56 ha; é utilizada com 2,5 cabeças de gado em cada ha; não foi gradeada; não foi empregado corretivo ou adubo; o gado é deixado por 30 dias para pastejo e 30 dias fica em descanso; atualmente usam de 150 a 200 cabeças por piquete; a limpeza é efetuada com foice, não se utilizou herbicida; uso com gado de corte Nelore; observou-se a incidência esporádica de cupinzeiros de montículos. (Coordenadas em UTM das minitrincheiras: 19L, N 8870895, E 641946; 19L, N 8870868, E 642052; 19L, N 8870807, E 642115).

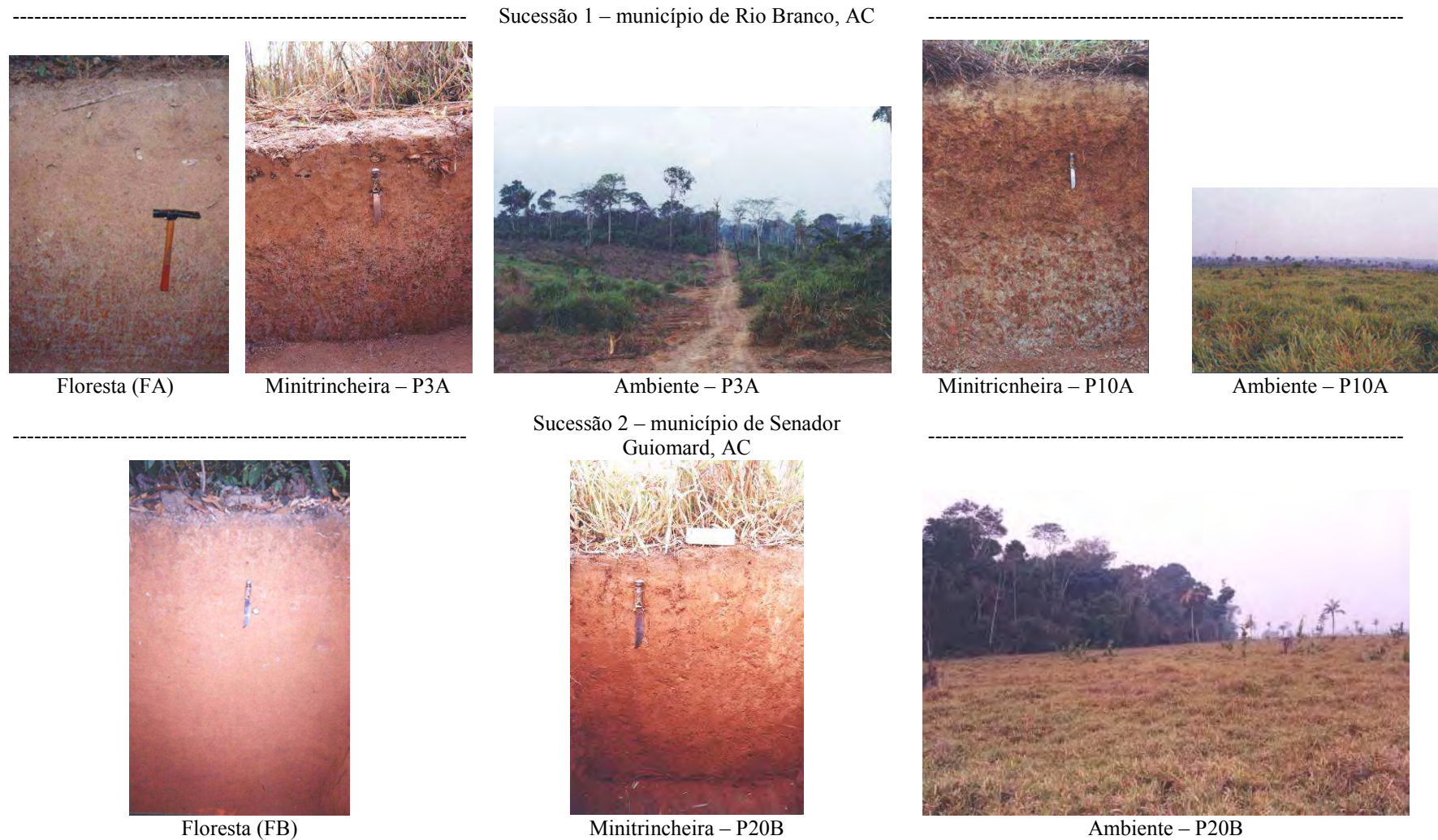


Figura 1 – Aspectos das minitrincheiras e das respectivas pastagens de *B. brizantha* de diferentes idades na região leste do Acre.

2.2. Procedimentos analíticos

As determinações físicas consistiram de: análise textural, argila dispersa em água, densidade do solo (método do anel volumétrico), densidade de partículas, condutividade hidráulica e macro e microporosidade do solo (EMBRAPA, 1997).

As análises químicas incluíram: pH em água e em KCl 1 mol L⁻¹ (1:2,5); teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com solução de KCl 1 mol L⁻¹ e quantificados, no caso de Ca e Mg, por espectrofotometria de absorção atômica e, no caso do Al, por titulação com solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹; teores de potássio trocável extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e quantificados por fotometria de chama; fósforo disponível extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ e determinado por colorimetria (EMBRAPA, 1997); fósforo remanescente (P-rem) foi determinado com solução de CaCl₂ 10 mmol L⁻¹, contendo 60 mg L⁻¹ de P na forma de KH₂PO₄ (ALVAREZ V. et al., 2001).

A extração e o fracionamento das frações ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (HUM) foram realizados conforme metodologia preconizada pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas - IHSS (Swift, 1996). Na determinação do carbono orgânico nas substâncias húmicas (AF, AH e HUM) e no solo, utilizou-se o método da dicromatometria com aquecimento proposto por Yeomans e Bremner (1988) e ajustes sugeridos por Mendonça e Matos (2005).

O nitrogênio total do solo foi determinado de acordo com Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995), conforme adequações efetuadas por Mendonça e Matos (2005). A fração leve da matéria orgânica (MOL) foi extraída por densimetria em água (ANDERSON; INGRAM, 1993) e a quantificação de C por combustão a seco em analisador elementar (CHNS, Perkin Elmer, Optima 2400).

As análises biológicas foram realizadas em amostras de solo coletadas no intervalo de 0-20 cm da superfície e consistiu na determinação do carbono

biomassa microbiana do solo, do nitrogênio mineralizável, da respiração microbiana do solo, da atividade enzimática (fosfatase ácida, fosfatase alcalina e β -glucosidase) e do quociente microbiano ($qMIC$). Cada amostra analisada foi coletada em triplicata e resultou da combinação de cinco amostras simples, coletadas de forma aleatória para a primeira sucessão (FA-P3A-P10A).

A biomassa microbiana do solo foi determinada pelo método da fumigação com clorofórmio, seguida de extração do carbono liberado das células microbianas com K_2SO_4 0,5M e dosagem, segundo Vance et al. (1987). O carbono orgânico total foi determinado pelo método Walkley-Black (JACKSON, 1958). O quociente microbiano ($qMIC$) foi calculado a partir da relação entre o carbono da biomassa microbiana (CBM) e o carbono orgânico total (COT).

A atividade das fosfomonoesterases ácida e alcalina foi determinada com base na liberação do p-nitrofenol após a incubação do solo com uma solução tamponada de p-nitrofenil fosfato (substrato das FME) e tolueno a 37°C, por 1 h (TABATABAI, 1994). A atividade da β -glicosidase nas amostras de solo baseou-se na determinação colorimétrica do p-nitrofenol liberado após incubação do solo com uma solução tamponada de p-nitrofenil- β -D-glicosídeo (substrato da β -glicosidase) e tolueno a 5% (v:v), a 37°C, por 1 h (EIVAZI; TABATABAI, 1988).

A respiração microbiana foi avaliada em um respirômetro Sable Systems (*Sable Systems International*, Las Vegas, NE, USA - www.sablesys.com), dotado de um leitor de CO_2 a infravermelho.

A nitrificação potencial foi determinada em incubação a 25°C, com solução de NH_4^+ , sob agitação, durante 24h. A variação da concentração de NO_3^- foi determinada nos tempos 2, 4, 22 e 24 horas (HART et al., 1994).

2.3. Avaliação da qualidade do solo

Para o cálculo da qualidade do solo, utilizou-se a média global das características físicas e químicas das amostras coletadas nas profundidades de 0-5; 5-10 e 10-20 cm, agrupando, portanto, os primeiros 20 cm a partir da

superfície do solo, considerando que uma parcela expressiva do sistema radicular de plantas explora esse intervalo de profundidade.

Para a aplicação da metodologia proposta por Islam e Weil (2000), inicialmente adaptaram-se alguns dos procedimentos seqüenciais descritos por Carter (2006) para a avaliação da qualidade do solo.

A avaliação da qualidade do solo destina-se a estimar através de índices quantitativos a magnitude da degradação do solo de pastagens de *B. brizantha* de 3,10 e 20 anos, tendo a floresta como referência. Objetiva também avaliar a suscetibilidade dos indicadores ao uso e manejo no processo de conversão floresta-pastagem. Para isso, inicialmente selecionaram-se atributos do solo relacionados aos aspectos de funcionalidade do solo, sustentabilidade de pastagens e suscetibilidade ao uso e manejo do solo. Nesse sentido, estabeleceram-se quatro funções básicas do solo responsáveis pela produtividade de cultivos agrícolas, e, por extensão, aplicáveis em ecossistemas de pastagens, quais sejam: a) receber, armazenar e suprir água; b) resistir à degradação estrutural da superfície; c) sustentar a qualidade e produtividade das pastagens; d) promover o desenvolvimento radicular. Em seguida, foram elencados indicadores físicos e químicos de qualidade do solo relacionados às funções constituídas (Quadro 2).

Quadro 2 – Funções do solo e indicadores físicos e químicos de qualidade do solo relacionados à sustentabilidade e à suscetibilidade ao uso e ao manejo do solo em pastagens

Funções	Indicadores	
	Físicos	Químicos
Receber, armazenar e suprir água (RASA)	Densidade do solo, porosidade (microporosidade e macroporosidade), condutividade hidráulica e conteúdo de argila	Carbono orgânico
Resistir à degradação estrutural em superfície (RDE)	Argila dispersa em água, grau de flocculação, conteúdo de argila	Carbono orgânico, estabilidade estrutural da MOS ($C_{HUM}/C_{AH} + C_{AF}$)
Sustentar a qualidade e produtividade das pastagens (SQPP)	Densidade do solo, porosidade	Capacidade de troca catiônica (CTC), carbono orgânico, nitrogênio total, pH em H ₂ O, fósforo disponível, saturação de bases, fósforo remanescente (P-rem), matéria orgânica leve (MOL)
Promover o desenvolvimento radicular (PDSR)	Densidade do solo, porosidade	Carbono orgânico, saturação por alumínio (m), pH em água, saturação de bases (V)

A qualidade do solo foi mensurada para a profundidade de 0 a 20 cm da superfície por meio do Índice de Degradação do Solo (IDS), conforme metodologia preconizada por Islam e Weil (2000). Essa metodologia parte do pressuposto de que as propriedades físicas e químicas das pastagens foram as mesmas dos solos adjacentes, sob floresta nativa. As diferenças entre as propriedades dos solos sob pastagens, comparadas à linha base das propriedades do solo sob vegetação nativa, são então calculadas e expressas como a percentagem da média dos valores individuais de cada propriedade. Essas percentagens foram agrupadas (em uma média geral), a fim de compor o IDS. Para algumas características do solo, tais como a densidade, Al^{3+} , a argila dispersa em água, entre outras, considerou-se que o critério “mais é melhor” não é verdadeiro e efetuou-se a multiplicação pelo número um com sinal negativo (-1), de modo a corrigir a interpretação da variável.

De modo a auxiliar na seleção de indicadores que contribuíssem efetivamente para a variância total dos dados, utilizou-se também a Estatística Multivariada através da técnica exploratória de sintetização da estrutura de variabilidade dos dados denominada Análise de Componentes Principais (ACP). O software utilizado para essa análise foi o Statistica 7,0 (Copyright® Stasoft, Inc., 1984-2004),

O procedimento utilizado para a seleção do número de componentes principais (CPs), baseou-se no percentual cumulativo que explicasse 70% ou mais da variância dos dados (REGAZZI, 2006). Nesses componentes principais selecionados, detectaram-se as variáveis mais informativas, ou seja, aquelas que mais se correlacionassem com os CPs, utilizando como critério de escolha de cargas das variáveis ou “loadings”, valores (em módulo) maiores ou iguais a 0,70.

Preliminarmente à utilização da ACP, efetuou-se análise de correlação linear simples entre as variáveis de maneira a permitir o descarte de variáveis redundantes, conforme recomendado por Manly (1998) (Anexo 1).

Após o descarte de variáveis que apresentavam redundância mútua, chegou-se a um total de 21 indicadores, sendo 13 de natureza química e 8 de natureza física, e que foram utilizados para o cálculo do IDS. São eles: físicos – conteúdo de argila, argila dispersa em água, grau de floculação, densidade e porosidade (macro, micro e total) e condutividade hidráulica do solo; químicos – pH em água, capacidade de troca catiônica, saturação de bases, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo disponível, fósforo remanescente, saturação por alumínio, matéria orgânica leve, substâncias húmicas (AF, AH, HUM) e relação HUM/AF+AH.

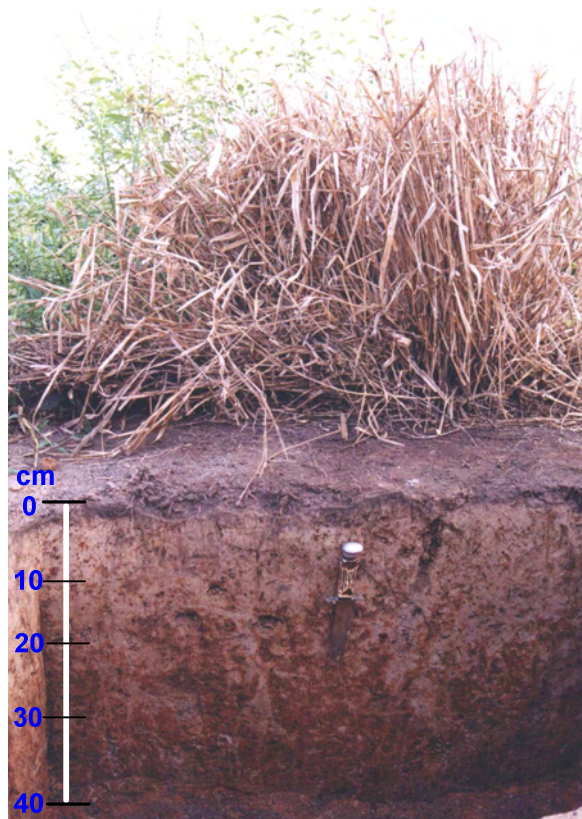
3. Resultados e discussão

3.1. Efeitos da conversão floresta-pastagem sobre as características físicas do solo

Os pedossistemas estudados diferem-se, a princípio, em termos de características granulométricas (Quadro 3). Na sucessão 1 predomina a fração silte sobre a argila. Prevaecem as frações mais finas do solo, em que o somatório do conteúdo de silte mais argila variaram de 68 a 87 dag kg⁻¹. Esse fato é denotado também pela relação silte/argila que em média variou de 2,4 a 2,6. O grupamento textural predominante foi o franco-siltoso. A fração areia fina destaca-se da areia grossa.

Em termos de manejo e uso do solo, *a priori*, os solos da sucessão 1, em razão do menor conteúdo de argila (18 a 28 dag kg⁻¹) em relação ao de silte (48 a 63 dag kg⁻¹), parecem mais suscetíveis a processos erosivos, de encrostamento e selamento do solo, especialmente em terreno desprovido de cobertura florestal (ASSOULINE, 2004; LADO; BEN-HUR, 2004). Em algumas áreas de pastagens de *B. brizantha* cv. Marandu no município de Rio Branco, por exemplo, constatou-se *in loco* a nítida formação de crostas endurecidas em superfície, geralmente de coloração acinzentada (zona de redução), em local de ocorrência dessa síndrome (Figura 2).

Andrade e Valentim (2006) elencaram algumas características químicas e físicas de solos típicas de pastagens em que há maior propensão à manifestação da síndrome de morte do capim-marandu, dentre elas destaca-se o conteúdo de silte, cujo valor médio observado foi de 56 dag kg⁻¹, muito próximo dos valores obtidos neste estudo para a sucessão 1, e que ultrapassam esse limite no caso da pastagem de 3 anos (P3A), cujo valor médio foi de 60 dag kg⁻¹ (Quadro 3).



Fonte: Fotografia de Edson Araújo, outubro de 2004.

Figura 2 – Minitrincheira em área de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plúntico com pastagem apresentando síndrome da morte de *B. brizantha* cv. Marandu (coordenadas UTM: 19L, N 8895811 E 581145).

Quadro 3 – Características físicas do solo selecionadas para duas sucessões floresta-pastagem nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, leste do Acre

Local	Prof.	Ag	Af	s	r	s+r	CT	rN	GF	s/r	Ds
-- cm --		----- dag kg ⁻¹ -----					----- % -----			kg dm ⁻³	
----- Sucessão 1 -----											
Floresta (FA)	0-5	1	26	52	21	73	fs	13	39	2,4	1,09
	5-10	1	24	55	20	75	fs	16	18	2,7	1,22
	10-20	1	25	53	21	74	fs	18	14	2,5	1,35
	Média (0-20)	1	25	53	21	74	-	16	24	2,6	1,22
Pastagem (P3A)	0-5	1	13	60	25	86	fs	18	29	2,4	1,17
	5-10	2	12	63	23	87	fs	19	16	2,8	1,37
	10-20	1	14	57	28	85	frs	22	24	2,0	1,38
	Média (0-20)	1	13	60	25	86	-	20	23	2,4	1,30
Pastagem (P10A)	0-5	1	30	49	20	69	f	12	37	2,5	1,31
	5-10	1	31	50	18	68	fs	12	32	2,8	1,42
	10-20	1	30	48	21	70	f	18	15	2,3	1,44
	Média (0-20)	1	30	50	19	69	-	14	28	2,6	1,39
----- Sucessão 2 -----											
Floresta (FB)	0-5	14	46	16	24	41	fra	19	23	0,7	1,21
	5-10	11	41	17	31	48	fra	23	24	0,5	1,17
	10-20	10	34	17	39	56	fr	32	18	0,4	1,33
	Média (0-20)	11	40	17	31	48	-	25	22	0,6	1,24
Pastagem (P20B)	0-5	13	43	15	29	44	fra	18	38	0,5	1,40
	5-10	11	39	15	35	50	ra	27	23	0,4	1,43
	10-20	9	36	15	40	55	r	20	50	0,4	1,30
	Média (0-20)	11	40	15	35	50	-	21	37	0,4	1,38

Notação: Ag = areia grossa; Af = areia fina; s = silte; r = argila; CT = classe textural; f = franco; fs = franco-siltoso; fr = franco-argiloso; fra = franco argilo arenoso; r = argiloso; ra = argilo-arenoso; rN = argila dispersa em água; GF = grau de floculação; s/r = relação silte/argila Ds = densidade do solo e PT = porosidade total do solo.

O conteúdo de argila dos solos da sucessão 2 tende a ser mais elevado, no entanto a fração areia fina destaca-se sobre as demais. Essa inversão no conteúdo de argila e silte em relação à sucessão anterior resultou em valores da relação silte/argila $\leq 0,7$, característica diagnóstica marcante para a classe dos Latossolos (EMBRAPA, 2006).

A densidade do solo variou de 1,22 a 1,43 kg dm⁻³, com tendência de incremento após a conversão da floresta em pastagem nas sucessões estudadas. Os solos da sucessão 1 apresentaram densidade média de 1,22 kg dm⁻³ sob floresta e 1,30 e 1,39 kg dm⁻³ e nas pastagens de 3 e 10 anos, um acréscimo de 6 e 14 %, respectivamente, em relação a floresta. Para os solos da sucessão 2 a densidade média do solo na floresta foi de 1,24 kg dm⁻³ e de 1,38 kg dm⁻³ para a pastagem, o correspondente a 11 % de acréscimo em relação a floresta.

De início, torna-se difícil afirmar em qual seqüência o aumento de densidade do solo tenderia a ser deletéria a outras funções do solo em razão das diferenças na composição granulométrica, da natureza química e mineralógica do solo, do tempo de uso da pastagem, da natureza morfofisiológica da gramínea forrageira, e da resiliência e resistência inerente a cada classe de solo, dentre outros fatores.

O sistema poroso e a condutividade hidráulica do solo, em sua totalidade, tenderam a se reduzir após o uso com pastagem nas duas seqüências, com maior reflexo nos ecossistemas de pastagem pertencentes à primeira sucessão (Figuras 3 e 4). Verifica-se que houve diminuição dos microporos em razão do aumento dos macroporos, quando se comparam os ambientes de pastagem com a respectiva floresta de referência. Esse comportamento também foi constatado por outros autores (MACHADO; BRUM, 1978; NEVES JÚNIOR, 2005).

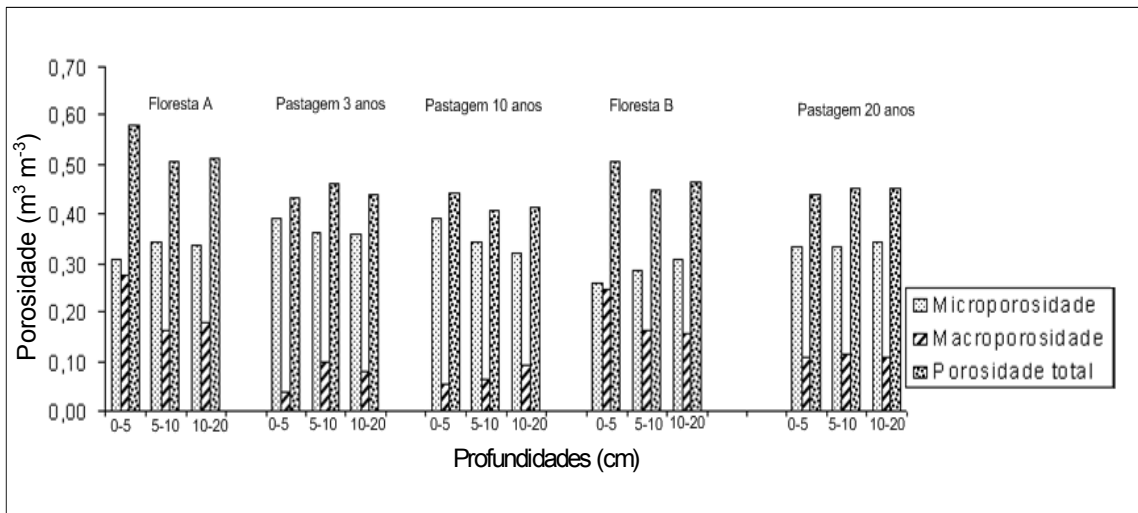


Figura 3 – Porosidade do solo em duas sucessões floresta-pastagem nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm da superfície.

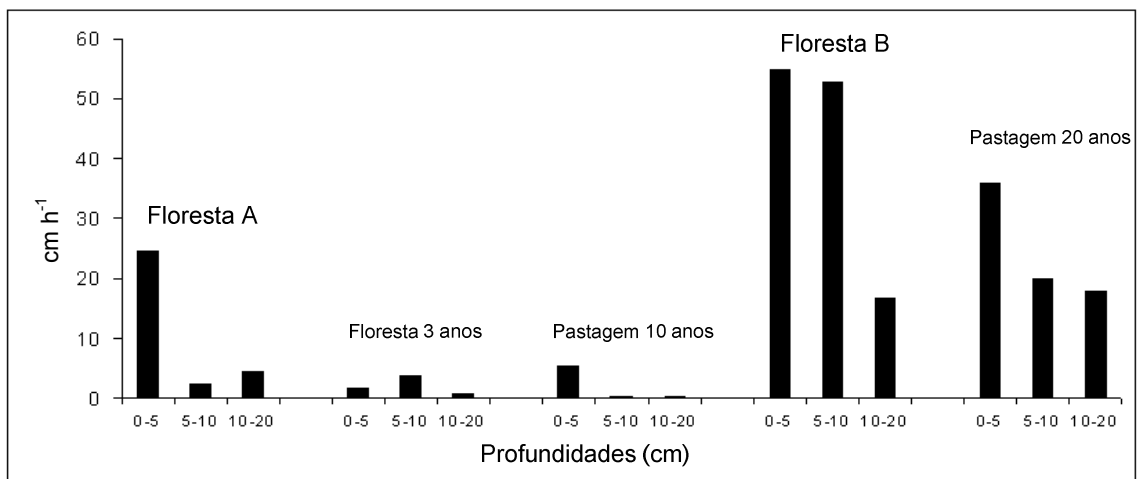


Figura 4 – Condutividade hidráulica em duas sucessões floresta-pastagem nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm da superfície.

Nos solos da sucessão 2, a porosidade total foi alterada, sobretudo na profundidade de 0-5 cm, cuja variação foi de $0,51 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ na floresta e $0,44 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ na pastagem.

A redução da porosidade e o acréscimo da densidade do solo parece refletir mais intensamente em solos com baixa permeabilidade, que se tornam encharcados durante o período chuvoso. Nessa situação tem se constatada a ocorrência da síndrome de morte de pastagem de *B. brizantha* cv. Marandu na região, especialmente na área de inserção do município de Rio Branco (VALENTIM et al., 2000; ARAÚJO et al., 2006a).

O incremento na densidade e o decréscimo da porosidade do solo com a introdução da pastagem é atribuído ao pisoteio do gado e a ação conjugada de outros fatores como a maior exposição do solo às intempéries climáticas (insolação, chuvas torrenciais e aos ciclos de umedecimento e secagem) e processos erosivos, conforme reportado em outros trabalhos dessa natureza em ambiente amazônico (MULLER et al., 2001 e 2004; ARAÚJO et al., 2004; SALIMON et al., 2007).

3.2. Efeitos da conversão floresta-pastagem sobre as características químicas e biológicas do solo

Após a conversão da floresta em pastagem, observa-se um incremento gradativo no valor de pH com o tempo de utilização da pastagem na sucessão 1 (Quadro 4). Esse fenômeno está associado à incorporação de cinzas ao solo durante o processo de queima efetuado após o desbravamento da área ou nas operações de limpeza e renovação da pastagem. Esse processo, embora temporário, pode ter retornado quantidades de bases trocáveis suficientes para o incremento de pH, uma vez que não se adicionou nenhum corretivo ao solo. Comportamento similar em ecossistema amazônico também foi observado por Smyth e Bastos (1984) e Araújo et al. (2004).

Quadro 4 – Características químicas dos solos nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm em duas sucessões floresta-pastagem, leste do Acre

Ecosistema	Prof.	pH	Ca ²⁺	Mg ⁺²	K ⁺	SB	Al ³⁺	m	H+Al	CTC	V	C	N	P	P-rem
	--- cm ---	H ₂ O	----- coml _c kg ⁻¹ -----					%	----- coml _c kg ⁻¹ -----		%	----- dag kg ⁻¹ -----		-----mg dm ⁻³ -----	
----- Sucessão 1 -----															
Floresta (FA)	0-5	5,4	3,5	1,5	0,11	5,1	0,5	8,9	4,8	10,0	52	1,70	0,23	5	40
	5-10	5,4	1,4	1,2	0,06	2,7	0,4	12,0	4,3	7,0	40	0,99	0,13	2	27
	10-20	5,3	0,9	1,3	0,06	2,2	0,4	16,3	5,0	7,3	32	0,79	0,10	2	13
	Média (0-20)	5,4	1,9	1,3	0,08	3,3	0,4	12,4	4,7	8,1	41	1,16	0,09	3	27
Pastagem (P3A)	0-5	6,0	6,1	1,8	0,27	8,2	0,3	3,5	3,7	11,9	68	1,53	0,20	4	35
	5-10	5,7	3,7	1,5	0,14	5,4	0,4	6,9	4,7	10,0	54	0,90	0,13	2	28
	10-20	5,4	2,6	1,6	0,14	4,3	0,9	17,8	5,5	9,8	46	0,67	0,09	1	20
	Média (0-20)	5,7	4,1	1,6	0,18	6,0	0,5	9,4	4,6	10,6	56	1,03	0,08	2	28
Pastagem (P10A)	0-5	7,1	9,9	1,7	0,30	11,8	0,2	1,4	1,7	13,1	89	3,21	0,25	13	36
	5-10	7,2	7,0	1,5	0,36	8,9	0,1	1,5	1,5	10,3	86	1,65	0,10	6	25
	10-20	6,6	3,5	2,1	2,62	8,3	0,5	6,1	3,6	11,8	75	0,68	0,09	3	39
	Média (0-20)	7,0	6,8	1,8	1,10	9,6	0,3	3,0	2,3	11,8	83	1,84	0,10	8	33
----- Sucessão 2 -----															
Floresta (FB)	0-5	4,6	0,9	0,5	0,08	1,5	0,6	29,1	6,5	7,9	18	3,10	0,19	2	48
	5-10	4,2	0,4	0,4	0,06	0,9	1,3	60,3	8,1	8,9	10	1,78	0,12	2	31
	10-20	4,2	0,5	0,0	0,05	0,5	1,6	75,2	8,5	9,0	6	1,30	0,10	1	18
	Média (0-20)	4,3	0,6	0,3	0,06	0,9	1,2	54,8	7,7	8,6	11	2,06	0,07	2	32
Pastagem (P20B)	0-5	4,6	1,0	0,5	0,10	1,5	0,9	37,1	8,3	9,8	16	3,32	0,19	3	27
	5-10	4,4	0,6	0,2	0,04	0,8	1,2	58,6	8,3	9,1	9	1,42	0,13	1	29
	10-20	4,4	0,3	0,1	0,03	0,5	1,4	75,5	8,3	8,7	5	1,16	0,11	1	29
	Média (0-20)	4,5	0,6	0,3	0,06	0,9	1,2	57,1	8,3	9,2	10	1,97	0,08	2	28

De maneira geral, verifica-se também melhora em características químicas do solo refletidas no complexo sortivo e atributos relacionados no carbono orgânico e fósforo disponível.

O incremento de pH com o tempo de uso parece não ter tido reflexo na sucessão 2. Isso sugere que a pastagem de *B. brizantha* de 20 anos (P20B) de estar retornando ao estado original da floresta tomada como referência (FB). Outra hipótese pode estar relacionada ao tamponamento de propriedades físicas e químicas do solo desse ecossistema, em razão da sua natureza latossólica. Essa observação é válida para grande parte dos demais atributos químicos do solo, em que não se constatou um desvio pronunciado dos valores médios mensurados na floresta e na pastagem (Quadro 4).

Em ambas as sucessões, o conteúdo de carbono, fósforo (P) e bases trocáveis concentra-se nos primeiros cinco centímetros da superfície do solo, ligeiramente mais elevados nas pastagens. Os valores de P encontrados, em geral, são considerados baixos e restritivos à nutrição mineral de plantas (AMARAL; SOUZA, 1997; WADT; CRAVO, 2005).

Os valores da saturação de bases (V%) indicam que os solos pertencentes à sucessão 1 são mais enriquecidos em bases trocáveis em detrimento dos amostrados na sucessão 2.

Os valores de P-rem são mais elevados nos primeiros 5 cm de profundidade, declinando progressivamente para maiores profundidades. Esse comportamento está associado ao bloqueio dos sítios de adsorção de P pela matéria orgânica do solo, sugerindo menor adsorção de P em superfície (ANDRADE et al., 2003).

Com relação às características biológicas do solo analisadas para a primeira sucessão floresta-pastagem, constatou-se, com algumas variações, a melhoria dessas características com o tempo de uso da pastagem (Quadro 5).

Quadro 5 – Características biológicas avaliadas para a sucessão floresta-pastagem no município de Rio Branco, no intervalo de 0-20 cm da superfície

Características biológicas	Unidades	Ambientes		
		Floresta	Pastagem	
		A	3 anos	10 anos
Carbono da biomassa microbiana (CBM)	$\mu\text{g/g solo seco}$	147,42	101,88	216,957
Carbono orgânico total (COT)	dag kg^{-1}	1,293	1,58	2,083
$q\text{MIC}$	%	1,147	0,63	1,006
Teor de umidade	%	21,16	24,99	28,14
Respiração microbiana	$\mu\text{molCO}_2/\text{h/ g solo seco}$	0,03	0,09	0,18
$q\text{CO}_2$	$\mu\text{gC-CO}_2/\mu\text{gCTBM}/\text{dia}$	0,06	0,28	0,22
Fosfatase ácida	$\mu\text{p-nitrofenol/g solo seco}$	298,95	251,20	442,22
Fosfatase alcalina	$\mu\text{p-nitrofenol/g solo seco}$	6,01	34,92	279,95
β -Glicosidase	$\mu\text{p-nitrofenol/g solo seco}$	20,99	24,58	104,05
Nitrificação potencial	$\mu\text{gNO}_3/\text{g solo seco}/\text{hora}$	0,43	0,27	0,53

O CBM tendeu a declinar na pastagem de 3 anos e, em seguida, alcançou valores superiores ao da mata de referência na pastagem de 10 anos. Na pastagem de 3 anos, a perda de material orgânico, em razão do manejo exercido nesses solos (solo exposto), pode ter limitado o substrato para a atividade microbiana, tendo como consequência redução expressiva em seus valores.

O quociente microbiano ($q\text{MIC}$) mostra que a quantidade de C imobilizado como biomassa microbiana foi menor no ambiente P3A, que indica redução na dinâmica da matéria orgânica no solo, com entradas bem menores de material orgânico, tanto via serrapilheira como pelo “turnover” do sistema

radicular (NUNES, 2003). Esse comportamento também pode estar associado ao menor teor de umidade no ambiente P3A em relação ao P10A.

Os maiores valores de atividade respiratória em laboratório foram encontrados nos solos sob pastagem de 10 anos. O valor de $q\text{CO}_2$ (relação entre a quantidade de CO_2 produzido por unidade de C da biomassa microbiana e por unidade de tempo) obtido para o solo de floresta foi sensivelmente menor e mostra um ambiente com menor grau de distúrbio ou de estresse (ODUM, 1969; INSAM; HASELWANDTED, 1989), ao passo que as pastagens tendem a ter valores de $q\text{CO}_2$ mais elevados, em função de maior gasto energético (BRELAND; ELTUN, 1999).

A atividade das enzimas fosfatases e β -glicosidases analisadas apresentaram o mesmo padrão de atividade, mostrando-se, em geral, maiores nos solos sob pastagem. Isso demonstra uma tendência de maiores valores em solos com maiores teores de C orgânico e P disponível.

3.3. Índice de degradação do solo

A utilização da Análise de Componentes Principais (ACP) como ferramenta auxiliar na seleção de variáveis responsáveis pela variância dos dados mostrou-se bastante útil para tal finalidade. Quando se efetuou o processamento dos dados utilizando a maioria das propriedades e atributos físicos e químicos do solo estudados (Anexo 2), constatou-se que os três primeiros componentes principais (CP_1, CP_2 e CP_3) conseguiram explicar cerca de 75% da variância total das variáveis (Figura 5), sendo as duas primeiras componentes responsáveis por cerca de 65% da variância dos dados originais. Do total de 32 variáveis analisadas inicialmente, 23 se correlacionaram com os CPs. As cargas das variáveis foram maiores ou iguais a 0,70 em módulo (Anexo 2).

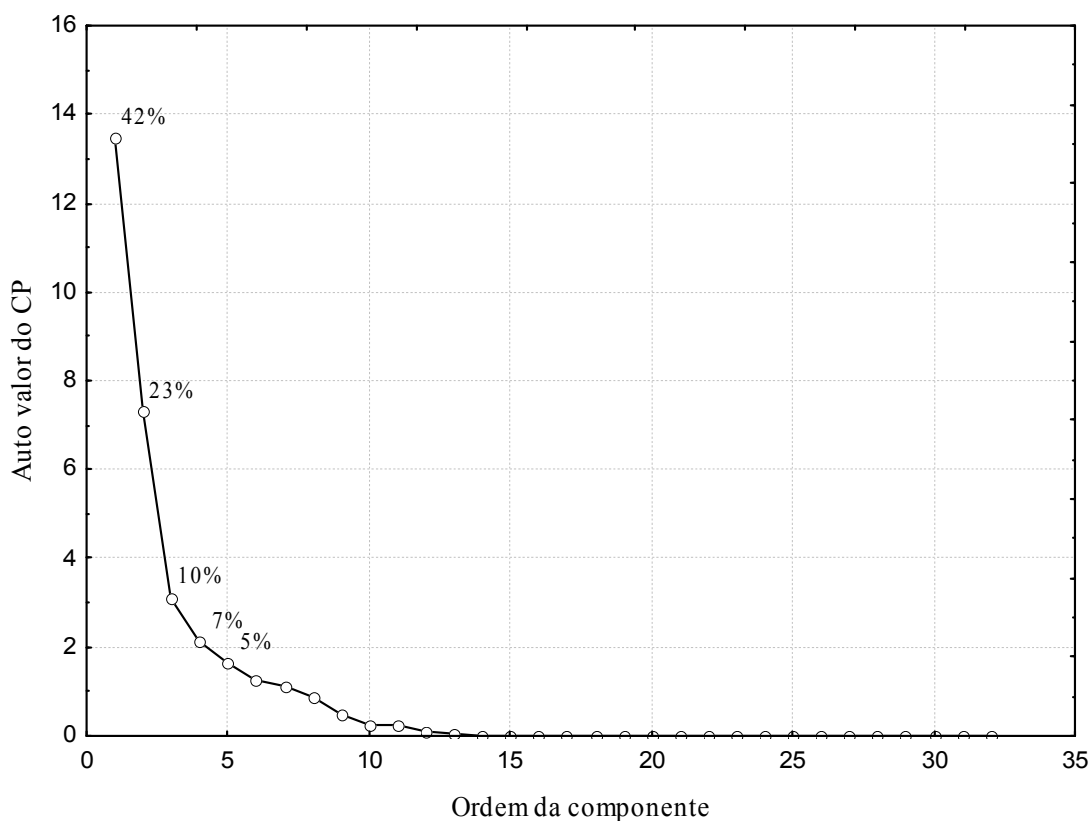


Figura 5 – *Scree-plot* para a ordem dos CPs em função dos autovalores de acordo com o Anexo 1.

Alguns dos indicadores físicos do solo, como a densidade, o grau de floculação e a porosidade, apresentaram correlação com os CPs inferiores a 0,7. No entanto, mantiveram-se os referidos indicadores, por serem propriedades que possuem aspectos relevantes relacionados à funcionalidade do solo.

O índice de degradação do solo nas pastagens reflete as mudanças percentuais nas propriedades e atributos do solo em relação aos valores de referência da floresta (Quadro 6). Em muitas situações, constata-se melhoria nas condições químicas dos solos sob pastagem com o tempo de utilização. Isso ocorre de forma mais expressiva na pastagem de 10 anos, com incremento nos valores de pH, CTC e V%. O fósforo disponível, entretanto, teve redução de aproximadamente 46% e 10% nas pastagens de 3 e 20 anos, respectivamente, e um incremento substancial na pastagem de 10 anos.

Quadro 6 – Índice de degradação do solo para alguns indicadores físicos e químicos de solos sob pastagens de *B. brizantha* cv. Marandu de 3, 10 e 20 anos, leste do Acre

Natureza	Indicador	P3A	P10A	P20B
		----- % -----		
Química	pH em água	8,2	31,4	3,1
	Capacidade de troca catiônica (CTC)	23,0	36,5	7,1
	Saturação de bases (V%)	47,5	118,2	-11,4
	Carbono orgânico (C)	8,6	24,5	-5,0
	Nitrogênio total (N)	0,7	7,3	6,3
	Fósforo disponível (P)	-40,3	98,6	-9,6
	Fósforo remanescente (P-rem)	-3,75	-25	12,4
	Saturação por alumínio	46,4	83,0	-4,0
	Matéria orgânica leve (MOL)	16,1	22,1	-38,3
	Fração ácido fúlvico (FAF)	19,0	0,7	8,5
	Fração ácido húmico (FAH)	71,2	82,9	53,9
	Humina (HUM)	-52,7	2,4	-14,3
	Relação HUM/AF+AH	-88,2	-65,7	-57,3
	Física	Argila total (r)	22,2	-6,3
Argila dispersa em água (rN)		-23,0	11,1	12,7
Grau de floculação (GF)		23,0	76,2	72,0
Densidade do solo (Ds)		-5,8	-13,9	-11,2
Microporosidade do solo		12,5	7,0	18,6
Macroporosidade do solo		-64,7	-66,1	-41,5
Porosidade total (PT)		1,7	-6,7	-11,7
Condutividade hidráulica		-79,4	-80	-40,3

As frações AF e AH estão sendo favorecidas em todos os solos. No entanto, a fração HUM experimenta um decréscimo expressivo na pastagem de três anos e em menor extensão em solos sob pastagem de 20 anos (14%).

Chama a atenção os valores negativos encontrados para a relação HUM/AF+AH em todas as pastagens, o que denota a baixa estabilidade estrutural da matéria orgânica (LABRADOR MORENO, 1996). Isso demonstra que os ecossistemas de pastagem podem estar tendo um ganho líquido de C, em razão do maior aporte de matéria orgânica proveniente da parte aérea da gramínea forrageira e das raízes mais próximas da superfície, mas ocorre um decaimento em sua estabilidade estrutural.

Entre as propriedades físicas do solo, as mais alteradas foram a densidade e a porosidade. A densidade declinou em índices que variaram de -5,8 a -11,2. É possível que, embora os índices de degradação para a densidade do solo não ultrapassem pouco mais de 10%, a magnitude dessa alteração não deve ser proporcional à degradação de outras propriedades físicas do solo associadas. Neste caso, o solo tenderia a apresentar dificuldade na penetração de raízes, redução na infiltração de água e trocas gasosas, fatores que podem sinergizar as perdas de minerais de argila, matéria orgânica e nutrientes no solo.

Entre os componentes da porosidade, observa-se que a porosidade total não reflete as alterações ocorridas no sistema poroso do solo. Neste caso, a macro e mioporosidade do solo são mais informativas. Assim, os ecossistemas de pastagem tiveram os macroporos bastante alterados, o que refletiu em seus índices de degradação.

Os ecossistemas de pastagem da primeira sucessão tiveram um declínio na condutividade hidráulica de cerca de 80%, o dobro que ocorreu na pastagem de 20 anos.

Para a pastagem de 20 anos, verificou-se pouca degradação nos valores de V%, P e C. A melhora no pH, CTC, N e FAF não se distancia tanto da linha de base da floresta e isso sugere que a pastagem estaria caminhando para um estado de equilíbrio (clímax) semelhante ao da floresta e, ou apresenta maior resiliência a atividade antrópica.

Os solos sob pastagem da sucessão 1 tiveram ganhos em matéria orgânica leve, muito provavelmente pelo maior aporte de biomassa aérea e da contribuição de raízes finas que costumam ocorrer de forma mais expressiva nos primeiros centímetros do solo. A pastagem de 20 anos teve reduzida a MOL em cerca de 40%.

Quando se visualiza o IDS global para as propriedades físicas e químicas, verifica-se que os solos das duas sucessões tiveram comportamento diferenciado em relação à degradação (Figura 6).

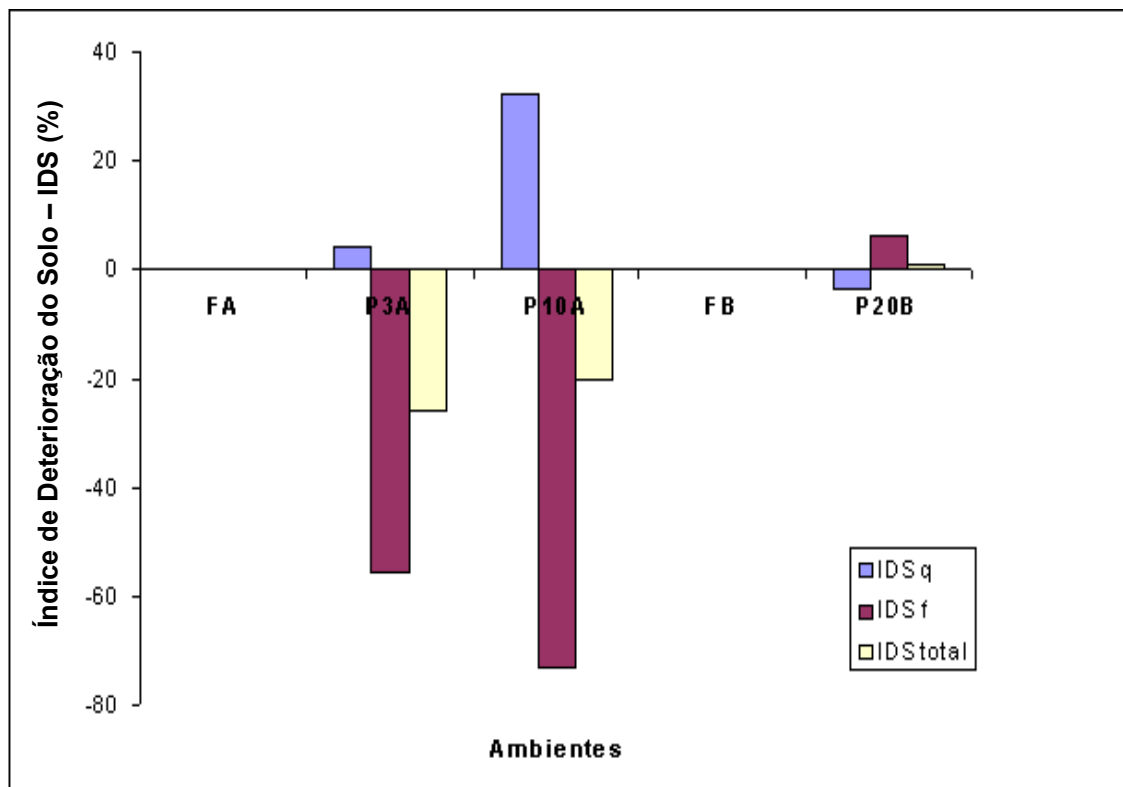


Figura 6 – Índice de degradação físico (IDSf), químico (IDSq) e total (IDStotal) do solo para pastagens de *B. brizantha*, cv. Marandu de 3, 10 e 20 anos (P3A, P10A, P20B) em relação à linha-base de ecossistemas de floresta de referência (FA e FB).

As pastagens de 3 e 10 anos tiveram suas propriedades físicas alteradas em mais 50%, o que refletiu no índice negativo de deterioração do solo. Essas alterações são devidas, em sua maioria, à redução na macroporosidade e condutividade hidráulica do solo.

A pastagem de 10 anos foi a que teve suas características de solo mais alteradas e de forma positiva, principalmente as relacionadas com atributos químicos. Numa posição intermediária, a pastagem de 20 anos apresenta deterioração das propriedades químicas do solo, refletido, como visto anteriormente (Quadro 6), na diminuição do C orgânico, saturação de bases e P disponível. Isso demonstra que, apesar do aspecto transitório de melhoria da fertilidade do solo, os ecossistemas de pastagem, como qualquer outro, também exportam nutrientes essenciais à nutrição mineral de plantas.

Quando se analisam os índices de degradação do solo (IDS) do ponto de vista da funcionalidade do solo, verifica-se que todas as pastagens tiveram um ou mais conjunto de funções afetadas (Figura 7).

A mais impactada foi a pastagem de 20 anos (P20B), onde se destaca apenas a função resistir a degradação estrutural, que se deve principalmente pela melhoria de indicadores físicos do solo como o grau de flocculação e argila dispersa em água (Quadro 5). O inverso ocorreu com a pastagem de 3 anos (P3A) em função do incremento da argila dispersa em água, daí a maior propensão a perdas de solo por erosão,

A pastagem de 10 anos praticamente não teve deterioradas suas funções, pelo contrário suas funções foram impactadas positivamente e de forma expressiva, uma vez que IDS variou de -2,5 a 271%.

Em razão da deterioração do sistema poroso do solo (macro e microporosidade do solo) e de sua capacidade de conduzir água no solo, por meio de sua condutividade hidráulica, todos os ecossistemas de pastagem foram impactados negativamente no tocante à função de receber, armazenar e suprir água.

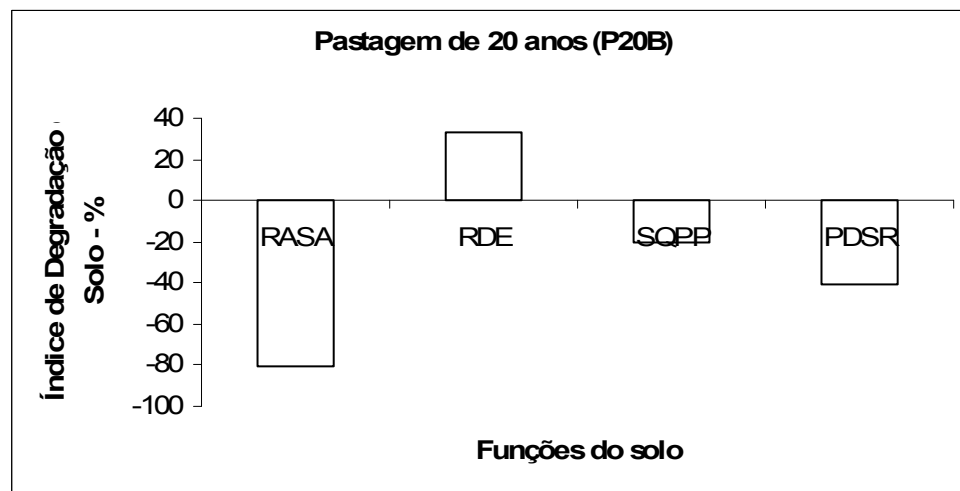
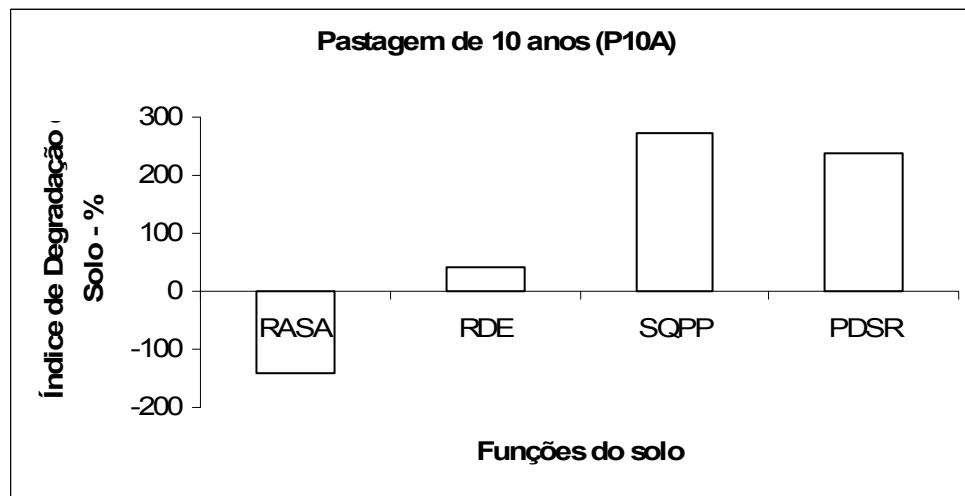
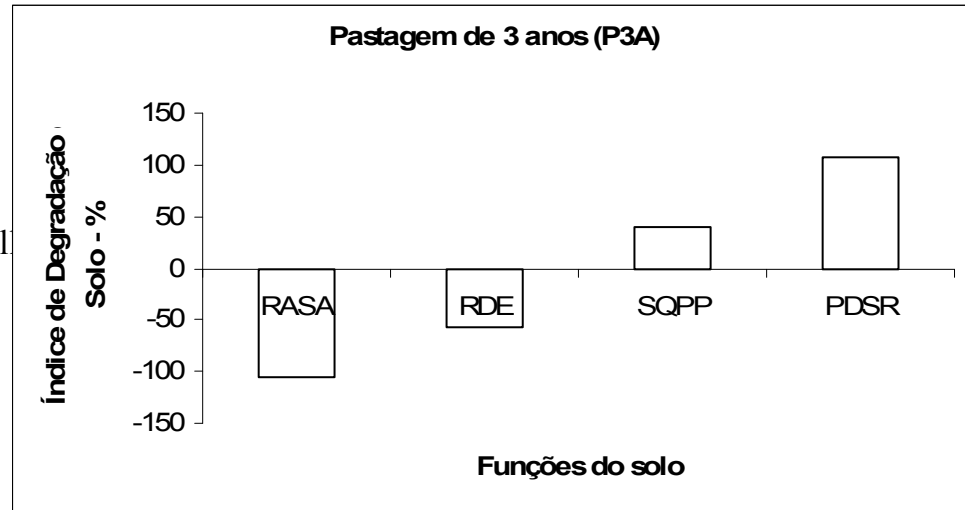


Figura 7 – Índice de degradação do solo em pastagens de *B. brizantha* de 3, 10 e anos em relação a aspectos de funcionalidade do solo: RASA – receber, armazenar e suprir água; RDE – resistir à degradação estrutural em superfície; SQPP – sustentar a qualidade e produtividade das pastagens; e PDSR – promover o desenvolvimento radicular.

4. Conclusões

A conversão de floresta em ecossistemas de pastagens alterou de maneira distinta as propriedades físicas e químicas do solo. Em muitas situações, ocorreu melhora nas propriedades químicas, como o pH e bases trocáveis, em decorrência da incorporação de cinzas ao solo. Além disso, pode ocorrer incremento de C com o tempo de uso da pastagem, conforme observado para solos da sucessão 1 (P3A e P10A), no entanto a estabilidade estrutural da matéria orgânica tende a declinar.

A estabilidade estrutural da matéria orgânica (representada pela relação HUM/AF+AH), a densidade do solo e a porosidade mostraram-se bastante suscetíveis no processo de conversão floresta-pastagem. Essas e outras propriedades e atributos do solo discutidos neste trabalho, *a priori*, poderiam ser utilizadas como indicadores-chave no monitoramento da qualidade do solo/degradação do solo.

5. Literatura citada

ADEJUWON, J.O.; EKANADE, O. A comparison of soil properties under different land use types in a part of the Nigerian cocoa belt. **Catena**, v. 15, n. 3, p. 319–331, 1988.

ALVAREZ V., V.H.; DIAS, L.E.; RIBEIRO JÚNIOR, E.S.; SOUZA, R.B.; FONSECA, C.A. **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. Viçosa: UFV, 2001. 131 p.

AMARAL, E.F.; SOUZA, A.N.S. **Avaliação da fertilidade do solo no sudeste acreano: o caso do PED/MMA no município de Senador Guimard**. Rio Branco: Embrapa-CPAF/AC, 1997. 32 p.

AMARAL, E.F.; SILVA, J.R.T.; TAVARES, A.T. Influência da cobertura vegetal na fertilidade do solo em diferentes ecossistemas de pastagens. **Cadernos UFAC**, v. 3, n. 3, p. 109-127, 1995.

ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1993. 221 p.

ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 6, p. 1003-1011, 2003.

ANDRADE, C.M.S.; VALENTIN, J.F. Soluções tecnológicas para a síndrome da morte do capim-marandu. In: BARBOSA, R.A. (Org.). **Morte de pastos de braquiárias**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2006. p. 175-198.

ANDRADE, C.M.S.; VALENTIM, J.F.; CARNEIRO, J.C. Desempenho de nove acessos e duas cultivares de *Brachiaria* spp, em solos de baixa permeabilidade. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 40, 2003, Santa Maria. **CD-ROM...** Santa Maria: SBZ, 2003.

ANDRADE, C.M.S.; VALENTIN, J.F. **Síndrome da morte do capim-brizanthão no Acre**: características, causas e soluções tecnológicas. Rio Branco: Embrapa/CPAF-AC, 2007. 41 p. (Embrapa Acre, Documentos, 105).

ANDREWS, S.A.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society American Journal**, v. 68, n. 6, p. 1945-1962, 2004.

ARAÚJO, E.A.; LANI, J.L.; AMARAL, E.F. Efeitos da dinâmica de uso da terra sobre os estoques de carbono e nutrientes em Argissolo-Amarelo na Amazônia Ocidental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 3, 2000, Manaus. **Anais...** Manaus: CPAA, 2000. p. 162-164.

ARAÚJO, E.A.; LANI, J.L.; AMARAL, E.F.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de um Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 307-315, 2004.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; WADT, P.G.S.; BEIRIGO, R.M.; OLIVEIRA, E.K.; RIBEIRO, M.F. Propriedades físicas e químicas de solos associadas à morte de pastagens no estado do Acre. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS (FERTBIO), 27, 2006, Bonito-MS. **CD-ROM...** Bonito: SBCS, 2006a.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; BEIRIGO, R.M.; OLIVEIRA, E.K.; RIBEIRO, M.F. Estoque de carbono em diferentes pedoambientes do Acre. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS (FERTBIO), 27, 2006b, Bonito-MS. **CD-ROM...** Bonito: SBCS, 2006b.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; NEVES, J.C.L.; LANI, J.L.; OLIVEIRA, E.K.; RIBEIRO, M.F. Impacto da conversão de floresta em pastagem nos estoques e na composição isotópica do carbono e de frações da matéria orgânica do solo na Amazônia Ocidental, Acre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31, 2007, Gramado. **CD-ROM...** Gramado: SBCS, 2007.

ASSOULINE, S. Rainfall-induced soil surface sealing: a critical review of observations, conceptual models, and solutions. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 2, p. 570-591, 2004.

BRELAND, T.A.; ELTUN, R. Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. **Biology and Fertility of Soil**, v. 30, n. 2, p. 193-201, 1999.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. Total nitrogen: In: PAGE, A.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

CARTER, M.R. Quality: critical limits standardization. In: LAL, R. **Encyclopedia of soil science**. 2.ed. England and Wales: Taylor & Francis, 2006. p. 1412-1415.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, n. 5, p. 601-606, 1988.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (Documentos, 1).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

GALVÃO, A.S. **Evolução dos impactos ambientais causados pela agropecuária na microrregião de Rio Branco-Acre**. 1997. 241 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

HART, S.C.; STARK, J.M.; DAVIDSON, E.A.; FIRESTONE, M.K. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. In: WEAVER, R.W.; AUGLE, S.; BOTTOMLY, P.J.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Eds.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Microbiological and biochemical properties. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 985-1018.

INSAM, H.; HASELWANDTED, K. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. **Oecologia**, v. 79, p. 174-178, 1989.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

JACKSON, M.L. **Soil chemical analysis**. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall, 1958. 498 p.

KARLEN, D.L.; STOTT, D. A framework for evaluating physical and chemical indicators. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1994. cap. 4, p. 53-72. (Special Publication, 35).

KARLEN, D.L.; WOLENHAUPT, N.C.; ERBACH, D.C.; BERRY, E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S.; JORDAHL, J.L. Crop residue effects on soil quality following 10 years of no-till corn. **Soil Tillage Research**, v. 31, n. 1, p. 149-167, 1994.

LABRADOR MORENO, J. **La materia orgánica en los agrosistemas**. Madrid: Mundi-Prensa, 1996. 174 p.

LADO, M.; BEN-HUR, M. Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. **Applied Clay Science**, v. 24, n. 2, p. 209-224, 2004.

MACHADO, J.A.; BRUM, A.C.R. Efeitos de sistemas de cultivo em algumas propriedades físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 2, n. 2, p. 81-84, 1978.

MANLY, B.F.J. **Multivariate statistical methods: a primer**. 2.ed. New York: Chapman & Hall, 1998. 215 p.

MELO, A.W.F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo do Acre**. 2003. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP.

MENDONÇA, E.S.M.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

MULLER, M.M.L.; GUIMARAES, M.D.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P.F.D. Pasture degradation in the Amazon region: soil physical properties and

root growth. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1409-1418, 2001.

MULLER, M.M.L.; GIMARÃES, M.F.; DESJARDINS, T.; MITJA, D. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: a case study. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 279-288, 2004.

NEVES JÚNIOR, A.F. **Avaliação da qualidade física de solos em pastagens degradadas da Amazônia**. 2005. 65 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

NUNES, L.A.P.L. **Qualidade de um solo cultivado com café e sob mata secundária no município de Viçosa-MG**. 2003. 106 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystems development. **Science**, v. 164, n. 262, p. 262-270, 1969.

REGAZZI, A.J. **Análise de componentes principais**. Viçosa: DPI/UFV, 2006. 58 p. (Parte de material apostilado da disciplina INF 766 – Análise Multivariada).

SALIMON, C.I. **Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia sul-ocidental, Acre**. 2003. 97 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP.

SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S.; MELO, A.W.F. Dinâmica do carbono na conversão de floresta para pastagens em argissolos da formação Solimões. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 1, p. 29-38, 2007.

SILVA, A.F.; CARVALHO, E.F.; ARAÚJO, A.A.; MENEZES, R.S. Efeito do uso do solo com pastagem e da regeneração natural da vegetação sobre características químicas de um Podzólico Vermelho-Amarelo da Amazônia ocidental. **Cadernos UFAC**, v. 3, n. 3, p. 128-139, 1995.

SMYTH, T.J.; BASTOS, J.B. Alterações na fertilidade de um Latossolo Vermelho Amarelo álico pela queima da vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, n. 1, p. 127-132, 1984.

SNAKIN, V.V.; KRECHETOV, P.P.; KUZOVNIKOVA, T.A.; ALYABINA, I.O.; GUROV, A.F.; STEPICHEV, A.V. The system of assessment of soil degradation. **Soil Technology**, v. 8, n. 4, p. 331-343, 1996.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization, In: SPARKS, D.L. et al. (Eds.). **Methods of soil analysis**. Part 3 - Chemical methods. Madison, WI: Soil Science Society American, 1996. p. 1018-1020. chapter 35. (Book Series, 5).

TABATABAI, M.A. Soil enzymes. In: WEAVER, R.W.; AUGLE, S.; BOTTOMLY, P.J.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Eds.). **Methods of soil analysis**. Part 2 - Microbiological and biochemical properties. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 775-833.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros minerais**. Porto Alegre: Departamento de Solos (UFRGS), 1995. 174 p.

VALENTIM, J.F. **Impacto ambiental da pecuária no Acre**. Rio Branco: EMBRAPA-UEPAE, 1989. 32 p. (Documento Base do Curso de Avaliação do Impacto Ambiental da Pecuária no Acre).

VALENTIM, J.F.; AMARAL, E.F.; MELO, A.W.F. **Zoneamento de risco edáfico atual e potencial de morte de pastagens de *Brachiaria brizantha* no Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 28 p. (Boletim de Pesquisa, 29).

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

VOSTI, S.A.; CARPENTIER, C.L.; WITCOVER, J.; VALENTIM, J.F. Intensified small-scale livestock systems in the western Brazilian Amazon. In: ANGELSEN, A.; KAIMOWITZ, D. (Eds.). **Agricultural technologies and tropical deforestation**. Wallingford, UK: CAB International, 2001. Cap. 7, p. 113-133.

WADT, P.G.S. **Estoque de carbono em um plintossolo argilúvico da Formação Solimões, Amazônia, Brasil**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2004. 22 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 41).

WADT, P.G.S.; CRAVO, M.S. Interpretação de resultados de análises de solos. In: WADT, P.G.S. (Ed.). **Manejo do solo e recomendação de adubação para o Estado do Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2005. p. 245-252.

YEOMANS, A.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 3, p. 1467-1476, 1988.

Anexo 1 – Matriz de correlação linear simples de algumas variáveis selecionadas (indicadores) deste estudo

	AG	AF	s	r	rN	s/r	GF	Ds	PT	pHH2O	Ca ²⁺	Mg ⁺²	K ⁺	SB	Al ³⁺	H+Al	CTC	V	m	C	N	P	P-rem	MOL	FAF	FAH	HUM	HUM/AH+AF
AG	1.00	0.82	-0.96	0.69	0.57	-0.95	0.18	-0.01	0.52	-0.81	-0.65	-0.90	-0.32	-0.74	0.72	0.85	-0.38	-0.83	0.80	0.01	0.00	-0.40	0.13	0.03	0.62	0.39	0.06	-0.24
AF	0.82	1.00	-0.89	0.36	0.21	-0.75	0.26	0.03	0.33	-0.48	-0.40	-0.71	-0.06	-0.47	0.45	0.53	-0.26	-0.55	0.59	0.09	0.09	-0.04	0.27	0.07	0.48	0.37	0.27	0.03
s	-0.96	-0.89	1.00	-0.73	-0.55	0.96	-0.27	-0.04	-0.37	0.75	0.60	0.91	0.22	0.69	-0.77	-0.82	0.33	0.80	-0.87	-0.03	0.05	0.32	-0.09	0.06	-0.54	-0.29	-0.10	0.14
r	0.69	0.36	-0.73	1.00	0.81	-0.85	0.24	0.08	0.16	-0.77	-0.60	-0.80	-0.29	-0.68	0.94	0.86	-0.24	-0.78	0.94	-0.06	-0.28	-0.53	-0.25	-0.31	0.30	-0.05	-0.19	-0.28
rN	0.57	0.21	-0.55	0.81	1.00	-0.68	-0.35	0.19	0.15	-0.73	-0.65	-0.67	-0.16	-0.67	0.85	0.76	-0.33	-0.72	0.78	-0.26	-0.49	-0.64	-0.37	-0.14	0.05	-0.27	-0.30	-0.12
s/r	-0.95	-0.75	0.96	-0.85	-0.68	1.00	-0.24	-0.02	-0.41	0.84	0.66	0.91	0.26	0.75	-0.87	-0.90	0.31	0.86	-0.91	-0.01	0.09	0.44	-0.04	0.13	-0.54	-0.26	-0.01	0.25
GF	0.18	0.26	-0.27	0.24	-0.35	-0.24	1.00	-0.23	-0.03	0.00	0.22	-0.18	-0.26	0.09	0.10	0.08	0.28	-0.01	0.18	0.50	0.49	0.33	0.25	-0.33	0.52	0.47	0.33	-0.26
Ds	-0.01	0.03	-0.04	0.08	0.19	-0.02	-0.23	1.00	-0.52	0.19	0.02	0.00	0.35	0.07	0.08	-0.02	0.14	0.09	0.03	-0.47	-0.52	-0.07	-0.44	0.08	-0.42	-0.11	-0.43	-0.27
PT	0.52	0.33	-0.37	0.16	0.15	-0.41	-0.03	-0.52	1.00	-0.46	-0.33	-0.36	-0.35	-0.39	0.14	0.32	-0.37	-0.42	0.24	0.13	0.20	-0.24	0.38	0.37	0.42	0.25	0.14	0.00
pHH2O	-0.81	-0.48	0.75	-0.77	-0.73	0.84	0.00	0.19	-0.46	1.00	0.90	0.86	0.46	0.96	-0.83	-0.97	0.65	0.98	-0.84	0.17	0.18	0.72	0.15	0.04	-0.42	-0.05	0.10	0.08
pH KCl	-0.62	-0.33	0.59	-0.70	-0.73	0.72	0.18	-0.17	-0.23	0.80	0.86	0.59	0.03	0.80	-0.82	-0.84	0.49	0.80	-0.70	0.48	0.49	0.77	0.21	0.04	-0.03	0.12	0.43	0.28
DpH	0.35	0.26	-0.29	0.17	0.04	-0.23	0.28	-0.58	0.39	-0.37	-0.11	-0.46	-0.70	-0.30	0.07	0.25	-0.30	-0.35	0.27	0.47	0.47	0.04	0.08	-0.01	0.63	0.26	0.50	0.32
Ca ₂₊	-0.65	-0.40	0.60	-0.60	-0.65	0.66	0.22	0.02	-0.33	0.90	1.00	0.71	0.21	0.96	-0.72	-0.86	0.80	0.91	-0.71	0.54	0.46	0.87	0.25	-0.08	-0.08	0.20	0.36	0.00
Mg ²⁺	-0.90	-0.71	0.91	-0.80	-0.67	0.91	-0.18	0.00	-0.36	0.86	0.71	1.00	0.51	0.84	-0.82	-0.87	0.55	0.91	-0.93	0.05	0.17	0.47	0.18	0.02	-0.46	-0.11	-0.01	0.06
K ⁺	-0.32	-0.06	0.22	-0.29	-0.16	0.26	-0.26	0.35	-0.35	0.46	0.21	0.51	1.00	0.45	-0.21	-0.35	0.46	0.45	-0.32	-0.27	-0.23	0.13	0.31	-0.09	-0.45	-0.20	-0.21	-0.04
SB	-0.74	-0.47	0.69	-0.68	-0.67	0.75	0.09	0.07	-0.39	0.96	0.96	0.84	0.45	1.00	-0.76	-0.91	0.82	0.98	-0.79	0.38	0.35	0.80	0.28	-0.07	-0.23	0.10	0.24	0.01
Al ³⁺	0.72	0.45	-0.77	0.94	0.85	-0.87	0.10	0.08	0.14	-0.83	-0.72	-0.82	-0.21	-0.76	1.00	0.90	-0.34	-0.84	0.95	-0.16	-0.38	-0.59	-0.27	-0.21	0.22	-0.13	-0.22	-0.21
H+Al	0.85	0.53	-0.82	0.86	0.76	-0.90	0.08	-0.02	0.32	-0.97	-0.86	-0.87	-0.35	-0.91	0.90	1.00	-0.51	-0.96	0.90	-0.18	-0.22	-0.69	-0.17	-0.11	0.42	0.10	-0.14	-0.20
CTC	-0.38	-0.26	0.33	-0.24	-0.33	0.31	0.28	0.14	-0.37	0.65	0.80	0.55	0.46	0.82	-0.34	-0.51	1.00	0.70	-0.42	0.52	0.41	0.68	0.35	-0.31	0.08	0.31	0.26	-0.28
V	-0.83	-0.55	0.80	-0.78	-0.72	0.86	-0.01	0.09	-0.42	0.98	0.91	0.91	0.45	0.98	-0.84	-0.96	0.70	1.00	-0.88	0.22	0.25	0.71	0.22	0.00	-0.37	-0.02	0.12	0.04
m	0.80	0.59	-0.87	0.94	0.78	-0.91	0.18	0.03	0.24	-0.84	-0.71	-0.93	-0.32	-0.79	0.95	0.90	-0.42	-0.88	1.00	-0.09	-0.31	-0.53	-0.23	-0.15	0.30	-0.08	-0.11	-0.10
C	0.01	0.09	-0.03	-0.06	-0.26	-0.01	0.50	-0.47	0.13	0.17	0.54	0.05	-0.27	0.38	-0.16	-0.18	0.52	0.22	-0.09	1.00	0.84	0.74	0.39	-0.30	0.64	0.60	0.87	0.17
N	0.00	0.09	0.05	-0.28	-0.49	0.09	0.49	-0.52	0.20	0.18	0.46	0.17	-0.23	0.35	-0.38	-0.22	0.41	0.25	-0.31	0.84	1.00	0.66	0.59	-0.20	0.75	0.79	0.80	0.05
P	-0.40	-0.04	0.32	-0.53	-0.64	0.44	0.33	-0.07	-0.24	0.72	0.87	0.47	0.13	0.80	-0.59	-0.69	0.68	0.71	-0.53	0.74	0.66	1.00	0.34	-0.07	0.17	0.42	0.68	0.20
P-rem	0.13	0.27	-0.09	-0.25	-0.37	-0.04	0.25	-0.44	0.38	0.15	0.25	0.18	0.31	0.28	-0.27	-0.17	0.35	0.22	-0.23	0.39	0.59	0.34	1.00	-0.07	0.47	0.48	0.30	-0.25
MOL	0.03	0.07	0.06	-0.31	-0.14	0.13	-0.33	0.08	0.37	0.04	-0.08	0.02	-0.09	-0.07	-0.21	-0.11	-0.31	0.00	-0.15	-0.30	-0.20	-0.07	-0.07	1.00	-0.25	-0.12	-0.23	0.02
FAF	0.62	0.48	-0.54	0.30	0.05	-0.54	0.52	-0.42	0.42	-0.42	-0.08	-0.46	-0.45	-0.23	0.22	0.42	0.08	-0.37	0.30	0.64	0.75	0.17	0.47	-0.25	1.00	0.83	0.60	-0.18
FAH	0.39	0.37	-0.29	-0.05	-0.27	-0.26	0.47	-0.11	0.25	-0.05	0.20	-0.11	-0.20	0.10	-0.13	0.10	0.31	-0.02	-0.08	0.60	0.79	0.42	0.48	-0.12	0.83	1.00	0.61	-0.24
HUM	0.06	0.27	-0.10	-0.19	-0.30	-0.01	0.33	-0.43	0.14	0.10	0.36	-0.01	-0.21	0.24	-0.22	-0.14	0.26	0.12	-0.11	0.87	0.80	0.68	0.30	-0.23	0.60	0.61	1.00	0.52
HUM/AF+AH	-0.24	0.03	0.14	-0.28	-0.12	0.25	-0.26	-0.27	0.00	0.08	0.00	0.06	-0.04	0.01	-0.21	-0.20	-0.28	0.04	-0.10	0.17	0.05	0.20	-0.25	0.02	-0.18	-0.24	0.52	1.00

Anexo 2 – Coeficientes de carga (“loadings”) das variáveis nos componentes principais (CP_1 a CP_10) respectivos autovalores, percentagem da variância total do CP e cumulativa

	CP_1	CP_2	CP_3	CP_4	CP_5	CP_6	CP_7	CP_8	CP_9	CP_10
AG	-0.866	-0.367	-0.158	-0.216	-0.069	0.055	0.119	0.056	-0.100	-0.038
AF	-0.584	-0.440	-0.128	-0.270	-0.447	-0.010	0.352	-0.167	-0.040	0.007
s	0.849	0.335	0.219	0.070	0.224	-0.001	-0.240	0.048	0.032	0.030
r	-0.846	0.007	-0.302	0.377	0.110	-0.021	0.046	0.079	0.045	-0.068
rN	-0.780	0.283	-0.128	0.226	-0.034	-0.132	-0.078	0.439	-0.141	0.000
s/r	0.908	0.271	0.278	0.016	0.068	0.039	-0.106	-0.045	-0.022	0.054
GF	-0.020	-0.586	-0.302	0.308	0.221	0.199	0.204	-0.512	0.242	-0.043
Ds	0.008	0.470	-0.539	-0.093	-0.454	0.460	-0.069	0.080	-0.142	-0.092
PT	-0.392	-0.357	0.336	-0.475	0.336	-0.173	0.200	0.277	0.140	-0.304
pHH2O	0.962	0.081	-0.128	0.014	-0.111	0.069	0.158	-0.019	-0.035	-0.082
pH KCl	0.821	-0.292	0.236	0.178	-0.020	0.152	0.249	-0.027	-0.246	-0.044
DpH	-0.276	-0.587	0.576	0.255	0.148	0.125	0.133	-0.012	-0.326	0.064
Ca2+	0.886	-0.246	-0.184	0.197	0.022	0.105	0.192	0.160	-0.035	-0.072
Mg +2	0.930	0.201	-0.026	-0.099	0.101	-0.171	-0.175	0.006	0.084	0.035
K +	0.380	0.330	-0.459	-0.261	-0.367	-0.526	0.064	-0.083	-0.032	0.078
SB	0.946	-0.093	-0.231	0.088	-0.026	-0.045	0.129	0.110	-0.020	-0.036
Al 3+	-0.899	0.093	-0.255	0.269	-0.003	-0.094	0.054	0.073	0.120	0.105
H+Al	-0.972	-0.067	-0.094	0.029	0.038	-0.022	-0.149	0.002	0.018	0.103
CTC	0.626	-0.259	-0.617	0.214	0.015	-0.134	0.059	0.217	-0.035	0.067
V	0.983	0.047	-0.125	0.018	-0.006	-0.018	0.095	0.025	-0.041	-0.026
m	-0.929	-0.034	-0.129	0.259	-0.069	-0.020	0.196	0.030	0.043	0.011
C	0.255	-0.840	-0.011	0.361	0.034	-0.076	0.060	0.246	0.132	0.028
N	0.321	-0.907	0.047	0.008	0.136	-0.044	-0.157	0.005	-0.008	0.108
P	0.716	-0.536	-0.115	0.152	-0.244	0.089	0.199	0.119	0.113	0.066
P-rem	0.206	-0.559	-0.209	-0.430	0.225	-0.512	0.202	-0.108	-0.147	0.043
MOL	0.026	0.197	0.332	-0.613	0.041	0.387	0.383	0.258	0.167	0.257
FAF	-0.335	-0.896	-0.081	-0.008	0.162	0.023	-0.137	0.010	-0.158	0.062
FAH	0.015	-0.854	-0.277	-0.267	-0.012	0.204	-0.277	0.030	-0.012	-0.019
HUM	0.194	-0.836	0.234	0.202	-0.338	-0.098	-0.079	0.132	0.134	0.016
CHUM/CAH+CAF	0.129	-0.056	0.723	0.224	-0.576	-0.206	-0.005	0.030	0.148	-0.050
CAH/CAF	0.290	-0.639	-0.457	-0.367	-0.003	0.212	-0.297	0.106	0.119	-0.038
SH/C	-0.186	-0.693	0.343	-0.216	-0.449	-0.020	-0.294	-0.102	-0.056	-0.036
Autovalor do CP	13.46	7.31	3.12	2.11	1.63	1.26	1.10	0.87	0.49	0.26
Variância total do CP (%)	42	23	10	7	5	4	3	3	2	1
Variância total cumulativa (%)	42	65	75	81	86	90	94	96	98	99

2. CONCLUSÕES GERAIS

Os pedoambientes estudados no município de Rio Branco e Senador Guiomard mostraram-se bastante distintos (Figura 1). As classes de solos descritas em Rio Branco (PVAe, PVvd e FTd), excetuando o Argissolo Vermelho distrófico (PVd), apresentaram diferentes classes de drenagem, que variaram de moderadamente a mal drenados, detectando-se a presença de minerais de argila expansivos. Diante dessas características, esses ambientes necessitam de cuidados referentes a seu uso e manejo, principalmente com relação ao processo de mecanização (época do ano e profundidade de aração e gradagem), assim como a utilização de plantas adaptadas a condições de hipoxia/anoxia e práticas de contenção à erosão, em virtude do relevo ser mais movimentado e da elevada pluviosidade da região (2.000 mm anuais). Além disso, deve-se redobrar a atenção no sentido de evitar deixar o solo sem cobertura vegetal (viva ou morta), em razão de maior propensão ao encrostamento e ao selamento da camada arável do solo e das perdas da matéria orgânica via mineralização, uma vez que se encontraram maiores proporções da fração silte (até 64%) em relação ao conteúdo de argila, e que pode resultar ao mesmo tempo em menor proteção física dos agregados do solo.

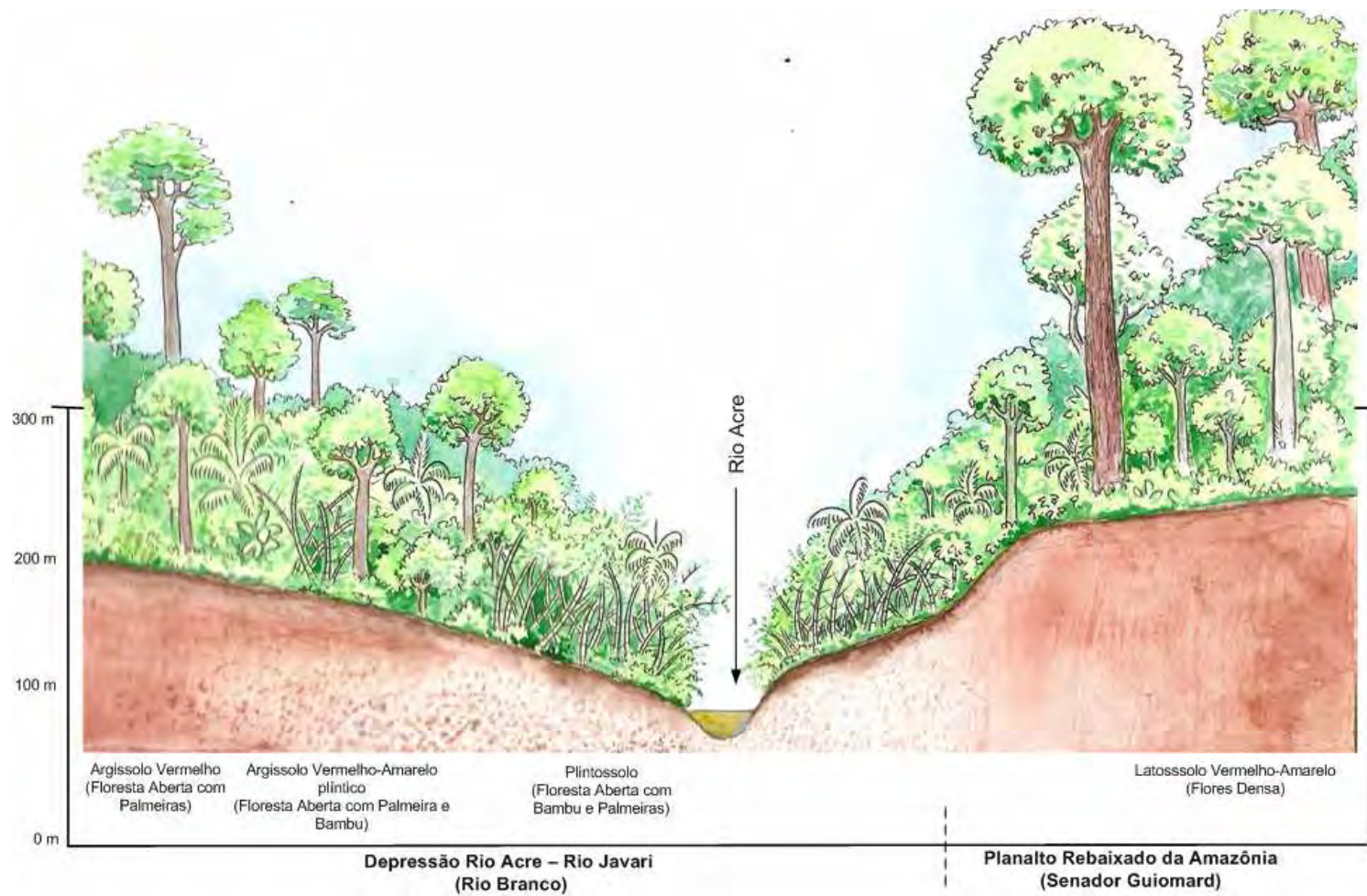


Figura 1 – Corte esquemático entre os municípios de Rio Branco e Senador Guimard evidenciando os contrastes de solo e tipologias florestais.

O LVAd descrito em Senador Guiomard, textura média, é distrófico, ocorre em relevo plano a suave ondulado, é profundo, bem estruturado e apresenta minerais de argila não expansivos. Embora apresente condições físicas e morfológicas favoráveis à mecanização, deve-se atentar para o fato de serem hipoférricos (conteúdo de ferro total no solo inferior a 8%). Portanto, em razão de sua natureza caolinítica, quando mecanizados, devem favorecer o ajuste face a face das argilas, e com isso os processos de compactação e encrostamento do solo. Além disso, em razão da baixa fertilidade natural, necessitam de correção e adubação para produzirem a contento.

A sucessão floresta-pastagem nos pedoambientes de Rio Branco e Senador Guiomard favoreceram o acúmulo de C no solo conforme o tempo de uso da pastagem. Assim, os maiores estoques de C acumularam-se na pastagem de Senador Guiomard com 20 anos de uso (P20B). Esse comportamento está associado também à melhor agregação, às condições de relevo mais estáveis (plano a suave ondulado) e também à baixa fertilidade natural, fatores que favorecem o acúmulo de C no solo. Verificou-se também aumento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo com o tempo de utilização da pastagem, em ambas as sucessões, sendo mais expressivo para pastagem de 20 anos. A porcentagem de C derivado de pastagem (C_p) acompanhou o mesmo comportamento da camada superficial da pastagem de 20 anos, com proporções que chegaram a 70%. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para a fração ácido húmico (FAH) variou de -8,83% a 18,49% e denotam que houve maior participação de C derivado de plantas C4. Esse fato sugere que a FAH possa estar sendo formada independentemente da passagem dos compostos orgânicos pela FAF, numa rota alternativa de humificação e que merece estudo mais aprofundado em estudos posteriores.

Na Amazônia, o processo de conversão floresta-pastagem e sua posterior degradação com o tempo de utilização são bastante disseminados, no entanto trabalhos práticos acerca da quantificação dessa degradação ainda são incipientes e não se tem tentado buscar agregar simultaneamente características de solo e ambiente para tal finalidade.

Neste sentido, a metodologia utilizada neste estudo procurou integrar indicadores físicos e químicos de qualidade do solo que refletissem em aspectos de sua funcionalidade. Constatou-se que o índice de degradação mensurado para as pastagens de 3, 10 e 20 anos (P3A, P10A e P20B, respectivamente) incidiu negativamente em maior escala em Rio Branco (IDSt = -26 e -20%). As propriedades físicas do solo para as pastagens de Rio Branco chegaram a atingir valores de IDSf de -56 e -73% (P3A e P10A, respectivamente) de desvio em relação à floresta de referência. As propriedades químicas das pastagens de Rio Branco tiveram uma melhora em características químicas, que refletiram nos valores de IDSq (4 e 32%), ao passo que em Senador Guionard suas propriedades químicas tenderam a declinar em comparação com a floresta e cujo IDSq atingiu -4%.

Dentre os indicadores de qualidade do solo utilizados na quantificação da degradação no processo de conversão floresta-pastagem e que se mostraram bastante sensíveis, destacam-se a relação HUM/AF+AH, a densidade do solo, a porosidade (representado pela microporosidade do solo) e a condutividade hidráulica. Isso denota que a qualidade das pastagens está fortemente relacionada com as propriedades físicas do solo atribuídas às funções de receber, armazenar e suprir água na pedosfera. Em menor escala, evidenciam-se também a MOL, o P disponível e o P-rem.

No entanto, uma das limitações nesses procedimentos reside em considerar a floresta como referência, uma vez que a floresta não necessariamente representa o estágio ideal para o cultivo da pastagem ou cultivo agrícola. Porém, representa uma condição em que a floresta, a princípio, estaria em equilíbrio termodinâmico. Assim, em algumas situações, tornará necessário estabelecer limites críticos para os indicadores utilizados. Nesse caso, o processo utilizado para o cálculo dos desvios poderia resultar em índices de deterioração de suas propriedades inferiores aos obtidos neste estudo e, por conseguinte, na avaliação global da degradação do solo. Além disso, seria aconselhável utilizar outros procedimentos (framework), conforme discussão efetuada no capítulo 1

(item 3), de forma a comparar essas metodologias entre si, possibilitando escolher a que se adeque melhor ao modelo de utilização da terra.

Os resultados promissores obtidos apontam para a necessidade de avançar nas pesquisas através da utilização de um número maior de indicadores e da avaliação de metodologias na geração do índice de degradação de pastagens e, ou, usos do solo. Sendo assim, recomendam-se estudos adicionais, conforme elencados a seguir:

- a) necessidade de estudos referente à recuperação de áreas de pastos degradados e roçados abandonados e, por conseguinte, o impacto que essas ações poderiam trazer ao solo e suas propriedades morfológicas, físicas, químicas e biológicas;
- b) seleção de espécies forrageiras adaptadas a solos de drenagem mais restrita, com o intuito de adaptar a planta ao meio e não tentar alterá-lo mais ainda;
- c) estudo do comportamento da macrofauna do solo, com ênfase em térmitas em áreas de pastagens e floresta na região leste do Acre;
- d) necessidade de extrapolar este estudo para a região central e extremo oeste do Acre, de forma a testar a susceptibilidade dos indicadores e a utilização de métodos e procedimentos utilizados na mensuração da qualidade do solo em agroecossistemas;
- e) geração de indicadores de qualidade do solo e ambiente que não foram utilizados nesta pesquisa, mas que foram sugeridos no capítulo 2, e que pudessem ser aproveitados, como a macrofauna edáfica (quantidade e diversidade de espécies), o percentual de plantas invasoras na pastagem, o C da biomassa microbiana do solo, o $qMIC$ e o qCO_2 , a atividade de enzimas, entre outros.