

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Fauna do Solo como Bioindicador no Processo de
Revegetação de Áreas de Mineração de Bauxita em
Porto Trombetas-PA**

Joventino Fernandes Moreira

2010



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**FAUNA DO SOLO COMO BIOINDICADOR NO PROCESSO DE
REVEGETAÇÃO DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM
PORTO TROMBETAS-PA**

JOVENTINO FERNANDES MOREIRA

Sob a orientação do Professor
Alexander Silva de Resende

e Co-orientação dos pesquisadores
Maria Elizabeth Fernandes Correia e
Eduardo Francia Carneiro Campello

Tese submetida como requisito
parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciências do Curso de
Pós-Graduação em Agronomia,
Área de Concentração em Ciência
do Solo

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2010

631.460981

5

M839f

T

Moreira, Joventino Fernandes, 1978-.
Fauna do solo como bioindicador
no processo de revegetação de áreas
de mineração de bauxita em Porto
Trombetas-PA/Joventino Fernandes
Moreira - 2010.
96 f.: il.

Orientador: Alexander Silva de
Resende.

Tese (Doutorado) - Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro,
Curso de Pós-Graduação em
Agronomia-Ciência do Solo.

Bibliografia: f. 79-94.

1. Fauna do solo - Pará - Teses.
2. Qualidade do solo - Pará -
Teses. 3. Solos - degradação - Pará
- Teses. I. Resende, Alexander
Silva de, 1975-. II. Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro.
Curso de Pós-Graduação em
Agronomia-Ciência do Solo. III.
Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO**

JOVENTINO FERNANDES MOREIRA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências** no curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 26/02/2010

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dra. Embrapa Agrobiologia
(Co-Orientador)

Lúcia Helena Cunha dos Anjos. Ph.D. UFRRJ

Guilherme Montandon Chaer. Dr. Embrapa Agrobiologia

Emanuela Forestieri Gama Rodrigues. Dra. UENF

Avílio Antônio Franco. Dr. FINEP/MCT

*Dedico esta Tese ao meu
querido irmão Josino que agora faz
grande parte de mim, à minha esposa
Marcela e a minha maravilhosa família,
pelo enorme amor e carinho que
compartilhamos.*

AGRADECIMENTOS

A Deus que me concedeu o maravilhoso Dom da Vida, que Ele o conserve.

Agradeço carinhosamente à toda a minha família, pelo amor incondicional, pela dedicação, pelo apoio e pela doação total em todos os momentos. Ao meu irmão Josino, pela coragem e amor demonstrado para se doar em um momento fundamental da minha vida, aos meus Pais e aos outros, que fariam o mesmo. E em especial a minha querida esposa Marcela por todo o seu amor, carinho e dedicação e por ser uma grande guerreira para lutar nos momentos de que mais precisei... “É uma grande mulher”...

Aos meus sogros D. Lourdes e Sr. Romão, minha cunhada Michele e Fernando pela acolhida e por toda dedicação e apoio ao meu tratamento.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, ao Curso de Pós Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, a Embrapa Agrobiologia, à Mineração Rio do Norte e a Capes pela oportunidade concedida, os conhecimentos passados, à área e as condições oferecidas para o trabalho e a bolsa de estudos.

Ao meu Orientador final Dr. Alexander Resende pelos ensinamentos, acompanhamento durante todo esse trabalho e principalmente por toda a preocupação, a bondade e sensibilidade e pela enorme dedicação na busca de alternativas para facilitar meu tratamento. Sei que “correu muito atrás das coisas”...

A Dra. Maria Elisabeth por disponibilizar os dados da fauna do solo e equipes para trígem sem os quais o trabalho não teria saído, mas também pela enorme bondade, amizade e carinho com que conduziu essa “Co-Orientação”.

À Coordenação do Curso de Pós Graduação em Ciência do Solo, em especial à Prof. Lúcia e Prof. Nelson Moura pela sensibilidade, compreensão e bondade em flexibilizar datas e calendários possibilitando a minha continuidade no Curso e pelo apoio no transporte ao meu tratamento.

Ao Roberto do Solos pela grande bondade, amizade.... sem palavras... para expressar a gratidão pelo período que me levou para tratamento. Sei que se enrolou todo no Curso com a grande quantidade de compromissos que já tinha lá, mas mesmo assim, estava sempre disponível quando precisei! Muito Obrigado...

Ao Paulinho (*in memorian*) pelos ensinamentos, pela amizade, dedicação e por toda preocupação e apoio ao meu tratamento. “Um grande amigo”....

Ao meu Orientador de início do Doutorado Drs. Avílio Franco pelos ensinamentos, pelo apoio, pelas valiosas correções e principalmente pela preocupação, sensibilidade e apoio nas questões de saúde.

Ao Dr. Eduardo Campello, pela co-orientação e pela bondade e sensibilidade em disponibilizar veículos e motoristas da Embrapa para o meu tratamento, pela ajuda nas amostragens e por disponibilizar materiais para o trabalho.

Aos funcionários Neide e Paulo e aos motoristas Moacir, Seu Joãzinho, Nélio e Oséias pela boa vontade e colaboração em estar à serviço altas horas para apoio ao meu transporte para tratamento.

A um grande amigo: “O Roriz” por ter sido um grande porta voz junto ao Curso e a Embrapa, e também pelo companheirismo, pela sensibilidade e amizade e por todo apoio.

À Janaína pela preocupação, sensibilidade e busca de alternativas para facilitar meu tratamento e todos da Embrapa Agrobiologia e UFRRJ que estiveram dedicados nessa causa.

Ao Khalil pela sua grande bondade e apoio nas coletas das amostras em Porto Trombetas, na triagem e em todas as informações prestadas para visualizar a área do trabalho e à Fernanda pela triagem do material.

Ao Guilherme Chaer pelos ensinamentos e por ter me ajudado a achar um rumo para o processamento dos dados da Tese.

À Profa Emanuella Forestieri da UENF pelas correções e valiosas sugestões na defesa.

À Coordenação atual do Curso, Prof. Marcos Gervásio e todos os envolvidos na secretaria do Curso pelo empenho, atendimento e todo trabalho desenvolvido.

Ao Dr. Sérgio Miana pelo apoio nas amostragens.

À Cláudia Jantália e ao João Marcelo pelo ajuda nas amostragens.

Ao Roberto, Élder, Ísis do Laboratório de fauna do solo pelo ajuda na triagem do material.

Ao Grupo de Pesquisa em RAD e aos funcionários do Laboratório de Leguminosas: Adriana, Telmo e Fernando pelo apoio sempre que necessário, pela amizade e pela convivência por longos anos.

A todos os amigos do Laboratório de Leguminosas: Andréia, Elisabeth, Gabriela, Lusimar, Oduvaldo, Joel, Nicele, Keila, Wardsson, Melina, Kaio, André, Alessandro, Fernando etc... pelo apoio no trabalho, companheirismo e pela convivência, etc. A todos os funcionários da Embrapa que muito contribuíram para este. No apoio no trabalho, laboratórios e pelas análises químicas.

A todos os moradores e amigos do Alojamento da Embrapa, em especial, Antônio, Elias, Cris, Marinete, Dalvanir e Vera pelo apoio e amizade e pelos bons momentos de convivência, descontração e alegria.

A todos aqueles que estiveram presentes para que esse trabalho se concretizasse com êxito e que faltou colocar o nome aqui e mesmo que indiretamente deram uma grande força, o meu eterno muito obrigado.

Essa Tese tem uma base muito forte para mim.... de todos aqueles que participaram dos meus momentos difíceis e da minha recuperação... Descobri muita coisa com ela, muito além do apoio em amostragens ou análises, etc...mas sim sentimentos verdadeiros de humanidade, sensibilidades e espírito de bondades até inimagináveis em um trabalho em uma outra situação... sentimentos que vão muito mais além do que está no papel, assim como é o tamanho da minha gratidão e emoção em relação a tudo isso. O meu muito obrigado a todos vocês e a minha eterna gratidão...

BIOGRAFIA

Joventino Fernandes Moreira, nasceu em Candiba-BA no dia 10 de abril de 1978. Ingressou no Instituto Federal do Norte de Minas- Campus de Januária-MG em 1995 para o curso Técnico em Agropecuária e concluiu em 1997. De 1998 a 1999 prestou serviços ao Conselho Indigenista Missionário como Técnico em Agropecuária e Assistente de atividades de subsistência na Reserva Indígena Xakriabá em São João das Missões-MG e Manga-MG (Norte de Minas). Em 1999 entrou para a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro para cursar Agronomia. Foi bolsista de Pré-iniciação científica dessa mesma Universidade em 2000 e de iniciação científica da EMBRAPA Agrobiologia de 2001 a 2004, ano em que concluiu a graduação e ingressou no mestrado em Fitotecnia na mesma universidade como bolsista da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), concluído em 2006. Nesse mesmo ano entrou para o Doutorado em Agronomia-Ciência do Solo, mais uma vez com bolsa da CAPES concluindo em 2010.

RESUMO

MOREIRA, Joventino Fernandes. **Fauna do solo como bioindicador no processo de revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA.** 2010. 96f. Tese (Doutorado em Agronomia-Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

Bioindicadores são frequentemente utilizados para estudos de avaliação da qualidade ambiental, como no monitoramento de áreas degradadas e de processos de recuperação, uma vez que estão intimamente associados a características específicas da paisagem e respondem às mudanças ambientais por meio de alterações na composição e estrutura das comunidades. Neste sentido, o estudo do comportamento de organismos edáficos pode contribuir significativamente para a avaliação da qualidade ambiental assim como de estratégias e processos destinados à recuperação e reabilitação de áreas que sofreram algum tipo de degradação. Este trabalho teve por objetivo acompanhar a colonização da comunidade da fauna edáfica em áreas degradadas pela mineração de bauxita e revegetadas com a mistura de espécies nativas e leguminosas arbóreas e arbustivas em Porto Trombetas-PA. As amostragens foram feitas nos anos 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008 em reflorestamentos de diferentes idades plantados sobre material estéril com e sem cobertura de solo superficial e em plantios em tanque de rejeito da lavagem da bauxita. Os indivíduos foram capturados em armadilhas do tipo “pitfall” e triados no Laboratório de Fauna de Solo da Embrapa Agrobiologia. Os parâmetros usados para avaliação foram: a abundância, a riqueza, o índice de diversidade Shannon, o índice de Equabilidade de Pielou e o padrão de colonização dos indivíduos da fauna do solo. Os perfis da fauna do solo foram obtidos pelo ordenamento multivariado através da técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) e a resposta da comunidade de fauna edáfica às variações ambientais foram avaliadas por meio de curvas de respostas principais (PRC). Os resultados mostraram que a idade do plantio e a disponibilidade de nutrientes foram fatores determinantes na recomposição da comunidade de fauna de solo, a qual foi maior nos reflorestamentos de 1984, 1992 e 1994 no estéril e nas áreas do tanque de rejeito que receberam maiores quantidades de fertilizantes. Nessas áreas, o desenvolvimento da vegetação levou à maior colonização e a melhor estruturação da comunidade de fauna edáfica, aumentando a sua diversidade e o restabelecimento de processos ecológicos.

Palavras chave: Leguminosas. Recuperação de áreas degradadas. Ordenação multivariada. Indicadores biológicos.

ABSTRACT

MOREIRA, Joventino Fernandes. **Soil fauna as bioindicator during the process of revegetation of bauxite mining areas in Porto Trombetas-PA**. 2010. 96p. Thesis (Doctor Science in Agronomy, Soil Science) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

Bio-indicators are frequently used for environmental quality studies, monitoring of degraded areas and recovery processes, because they are intimately associated to specific landscape characteristics and respond to environmental changes by alterations in vital functions. In this sense, the study of the behaviour of edaphic organisms can contribute significantly to the evaluation of the environmental quality and to strategies and processes aiming the recovery and rehabilitation of areas affected by some type of degradation. This study aimed monitoring the colonisation by the soil fauna community of areas degraded by bauxite mining activities and revegetated with a mixture of native and leguminous species in the municipality of Porto Trombetas-PA, Brazil. Material was sampled in the years 2000, 2002, 2003, 2004 and 2008, in a chronosequence of regenerated areas of bauxite waste covered or not with topsoil, and in plantings in former bauxite tailing ponds. The individuals were captured in pitfall traps and separated in the Laboratory of Soil Fauna of the Embrapa Agrobiologia Research Centre. The evaluated parameters were abundance, richness, Shannon index, Pielou's equitability index and the colonization patterns of fauna groups. The soil fauna profiles were obtained by non-metric multidimensional scaling (NMS) ordination, and the response of soil fauna community was evaluated using principal response curves (PRC). The results showed that the time from planting and the nutrient availability were determining factors during the environmental recovery of the system, especially in the bauxite waste areas revegetated in 1984, 1992 and 1994, and in the tailing pond areas that received higher amounts of fertilizers. In these areas, the vegetation development caused a better colonization and structuring of the soil fauna community, increasing its diversity and reestablishing the ecological processes.

Key words: Legume plants. Recovery of degraded areas. Multivariate ordination. Biological indicators.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização regional da Floresta Nacional de Saracá-Taquera onde fica a área da Mineração Rio do Norte.(Extraído de SALOMÃO, 2009)..... 11
- Figura 2.** Perfil característico de ocorrência da bauxita em Porto Trombetas (PA) (LAPA, 2000). 13
- Figura 3.** Sequência de operações para extração de bauxita e a geração do estéril e do rejeito de mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). 14
- Figura 4.** Vista geral da mina e das áreas amostradas e localização dos reflorestamentos. . 15
- Figura 5.** Plantios amostrados nas áreas de estéril, em 2008..... 16
- Figura 6.** Tanque de rejeito de lavagem de bauxita, e localização dos tratamentos amostrados..20
- Figura 7.** Plantios avaliados no tanque de rejeito de lavagem de bauxita, em 2008. 21
- Figura 8.** Armadilha “Pitfall” usada para amostragem da fauna do solo epígea em Porto Trombetas..... 22
- Figura 9.** Pluviometria registrada nos três meses anteriores e no mês da amostragem, o total acumulado nos quatro meses de cada ano avaliado, a média mensal com série histórica de 1970 a 2008, nas áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA. As setas indicam em que mês as amostras foram coletadas..... 23
- Figura 10.** Temperatura média mensal nos anos de amostragem nas áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA, com setas indicando o mês de coleta em cada ano.. 24
- Figura 11.** Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica de NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em reflorestamentos sobre estéril de mineração de bauxita e mata nativa de 2000 a 2008. 48
- Figura 12.** Mudanças no perfil da fauna do solo entre os anos de 2000 e 2008 em plantios sobre estéril de mineração de bauxita. Os perfis foram representados pelo eixo 1 do ordenamento multidimensional não métrico (NMS), correspondente as diferenças em relação à mata nativa em cada ponto. A fração de variância total explicada pelo eixo 1 foi 66%. As barras verticais correspondem ao erro padrão e os asteriscos indicam que não ocorreu diferença estatística entre o plantio e a mata em cada época de amostragem..49
- Figura 13.** Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica de NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em plantios sobre tanque de rejeito de bauxita e mata nativa de 2000 a 2008..... 55
- Figura 14.** Mudanças no perfil da fauna do solo entre os anos de 2000 e 2008 em plantios em tanque de bauxita. Os perfis foram representados pelo eixo 1 do ordenamento multidimensional não métrico (NMS), correspondente as diferenças em relação à mata nativa em cada ponto A fração de variância total explicada pelo eixo 1 foi 53%. As barras verticais correspondem ao erro padrão e o asterisco indica que não houve diferença estatística entre o plantio e a mata em cada ponto. 56
- Figura 15.** Curvas de respostas principais dos tratamentos em função da comunidade de fauna do solo amostrados em reflorestamentos plantados em 1984, 1992, 1994, 1994 sem solo superficial e 1999 em áreas da Mineração Rio do Norte, em Porto Trombetas PA, comparados com a floresta nativa. 60
- Figura 16.** Curvas de respostas principais dos tratamentos em função da comunidade de fauna do solo amostrados em tanque de deposição de rejeito de lavagem de bauxita em áreas da Mineração Rio do Norte em Porto Trombetas PA, comparados com a floresta nativa. .62

- Figura 17.** Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em reflorestamentos plantados em 1984, 1992, 1994, 1994 sem solo superficial e 1999 e mata nativa em 2008..... 64
- Figura 18.** Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica de NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em tanque de deposição de rejeito de lavagem de bauxita e mata nativa em 2008..... 68

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Caracterização química média do estéril da mineração de bauxita de Porto Trombetas (PA). Extraído de FRANCO et al. (1996)..... 14
- Tabela 2.** Mineralogia, valores de pH em água, teores de P e K disponíveis Al, Ca + Mg trocáveis, acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e total, teor de matéria orgânica (M.O.), fósforo remanescente (P rem), teores disponíveis de Zn⁺², Fe⁺², Mn⁺², Cu⁺² e análise granulométrica do rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA). 17
- Tabela 3.** Níveis de adubação utilizados no experimento de revegetação do tanque de rejeito de bauxita SP-1, em Porto Trombetas (PA). 19
- Tabela 4.** Tratamentos avaliados para a composição da fauna de solo epígea em reflorestamentos sobre estéril, em tanques de rejeito da lavagem de bauxita e em mata nativa da Amazônia nos anos: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008. 20
- Tabela 5.** Época de coleta dos dados de fauna do solo em reflorestamentos sobre estéril, no tanque de rejeito da lavagem de bauxita e na mata nativa da Amazônia nos anos: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008. 23
- Tabela 6.** Época de coleta dos dados de fauna do solo em reflorestamentos sobre estéril, em tanques de rejeito da lavagem de bauxita, e em mata nativa da Amazônia nos anos: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008. Extraído de IBAMA, (2001). 24
- Tabela 7.** Categorias de inibição e estimulação dos grupos da fauna de solo em resposta ao processo de intervenção, com base no índice V (modificado de WARDLE, 1995 e CORREIA et al., 2003). 26
- Tabela 8.** Número de indivíduos de fauna do solo coletados por armadilha por dia (\pm erro padrão) em reflorestamentos com diferentes idades em áreas de mineração revegetadas na MRN em Porto Trombetas-PA por ano de amostragem. 30
- Tabela 9.** Abundância dos principais grupos fauna do solo nos reflorestamentos nos cinco anos amostrados em Porto Trombetas-PA. 32
- Tabela 10.** Riqueza total (RT) e Riqueza média (RM), Índice de diversidade de Shannon (H) (log com base 2) e Índice de Equabilidade de Pielou (U) das comunidades de fauna do solo em reflorestamentos com diferentes idades, na MRN em Porto Trombetas-PA, por ano de amostragem..... 34
- Tabela 11.** Grupos de fauna do solo amostrados nos reflorestamentos. Os pontos marcados com x indicam a ocorrência do grupo no referido ano..... 36
- Tabela 12.** Índice V para os grupos taxonômicos da fauna do solo em reflorestamentos plantados nos anos de 1984, 1992, 1994, 1994SS e 1999 com espécies nativas mais leguminosas na MRN em Porto Trombetas-PA nos 2000 e 2008. 38
- Tabela 13.** Progressão de classificação da fauna do solo de 2000 para 2008 com base no Índice V nos reflorestamentos..... 39
- Tabela 14.** Número de indivíduos de fauna do solo coletados por armadilha por dia (\pm erro padrão) em tanque de mineração revegetadas com diferentes espécies nativas e mistura de leguminosas na MRN em Porto Trombetas PA por ano de amostragem..... 40
- Tabela 15.** Abundância dos principais grupos fauna do solo nos plantios do tanque nos cinco anos amostrados em Porto Trombetas-PA. 41
- Tabela 16.** Distribuição percentual dos principais grupos da fauna do solo superior a 2 %, amostrados de 2000 a 2008 em áreas reflorestadas da MRN em Porto Trombetas PA e na mata nativa. 42

Tabela 17. Riqueza total (RT) e Riqueza média (RM), Índice de diversidade de Shannon (S) (log com base 2) e Índice de Equabilidade de Pielou (U) das comunidades de fauna do solo em Tanque de bauxita revegetados com espécies nativas mais leguminosas na MRN em Porto Trombetas-PA por ano de amostragem.	43
Tabela 18. Grupos de fauna do solo amostrados no tanque. Os pontos marcados com x indicam a ocorrência do grupo no referido ano.	44
Tabela 19. Índice V para os grupos taxonômicos da fauna do solo em plantios sobre tanque de rejeito de lavagem de bauxita com espécies nativas mais leguminosas na MRN em Porto Trombetas-PA nos 2000 e 2008.	46
Tabela 20. Progressão de classificação da fauna do solo de 2000 para 2008 com base no Índice V nos tratamentos do tanque de rejeito de bauxita.	48
Tabela 21. Coeficientes de correlação de Pearson (r) (n=189) dos índices avaliados em relação aos escores do eixo 1 do NMS.....	52
Tabela 22. Coeficientes de correlação de Pearson (r) (n=189) das variáveis com os eixos 1, obtidos a partir do ordenamento por NMS e percentual de indicação com os grupos de fauna do solo amostrados em reflorestamentos de diferentes idades plantados sobre estéril de mineração de bauxita e mata nativa.....	53
Tabela 23. Coeficientes de correlação de Pearson (r) dos índices avaliados, obtidos a partir do ordenamento multivariado com a técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) com os grupos de fauna do solo amostrados em tanque de rejeito de lavagem de mineração de bauxita, comparados com a mata nativa.....	57
Tabela 24. Coeficientes de correlação de Pearson (r) (n=191) das variáveis com os eixos 1, obtidos a partir do ordenamento por NMS e percentual de indicação com os grupos de fauna do solo amostrados em tanque de rejeito de lavagem de mineração de bauxita e mata nativa de 2000 a 2008.....	58
Tabela 25. Coeficientes de correlação de Pearson (r) dos atributos sobrepostos à ordenação, correspondentes aos índices e grupos de fauna, características químicas do solo, serapilheira e estoque de nutrientes na serapilheira resultantes do ordenamento multivariado pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMS) em reflorestamentos plantados em 1984, 1992, 1994, 1994 sem solo superficial e 1999 em estéril de mineração de bauxita em 2008.	64
Tabela 26. Análise química do solo em diferentes sistemas de cobertura vegetal em áreas de reflorestamentos em estéril de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA em 2008.	66
Tabela 27. Estoque de serapilheira no solo e de nutrientes na serapilheira em reflorestamentos de várias idades desenvolvidos em áreas de mineração de bauxita, em Porto Trombetas-PA, em 2008.....	67
Tabela 28. Coeficientes de correlação de Pearson (r) dos atributos sobrepostos à ordenação, correspondentes aos índices de fauna, características químicas do solo, serapilheira e estoque de nutrientes na serapilheira, resultantes do ordenamento multivariado através de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) em tanque de deposição de rejeito de lavagem de bauxita em 2008.....	69
Tabela 29. Disponibilidade de nutrientes do solo em diferentes sistemas de cobertura vegetal, plantados no Tanque SP1 em Porto Trombetas-PA em 2008.....	69
Tabela 30. Estoque de serapilheira no solo e de nutrientes nos plantios desenvolvidos no Tanque de bauxita, em Porto Trombetas-PA, em 2008.	70

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 A Extração de Bauxita no Brasil e a Degradação Causada pela Atividade de Mineração. 2	
2.2 Revegetação com Leguminosas Arbóreas no Processo de Recuperação de Áreas Degradadas	3
2.3 O Processo de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração de Bauxita em Porto Trombetas-PA.....	4
2.4 Indicadores de Qualidade do Solo	5
2.5 A Fauna do Solo como Bioindicador	6
2.5.1 Aspectos relativos à colonização pela fauna edáfica e sua influência na ciclagem de nutrientes	7
2.5.2 Efeito da fauna do solo nos processos de sucessão ecológica e nas características químicas e físicas do solo em áreas degradadas	8
3 MATERIAL E MÉTODOS	10
3.1 Caracterização da Área de Estudo, Substratos e Tratamentos Avaliados	10
3.1.1 Área de estudo	10
3.1.2 Descrição dos substratos e tratamentos avaliados	12
3.2 Fauna do Solo	22
3.2.1 Metodologia usada para amostragem da fauna do solo.....	22
3.2.2 Épocas de amostragem.	22
3.2.3 Descrição dos índices avaliados	25
3.2.4 Análises estatísticas	26
3.3 Avaliação do Solo e da Serrapilheira nas Áreas de Revegetação de Porto Trombetas em 2008	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
4.1 Indicadores de Abundância e Diversidade da Fauna Edáfica em Porto Trombetas de 2000 a 2008	30
4.1.1 Abundância da fauna do solo nos reflorestamentos	30
4.1.2 Riqueza, diversidade e uniformidade da fauna de solo: índice de diversidade de Shannon (H) e índice de Equabilidade de Pielou (U) nos reflorestamentos.	33
4.1.2 Índice de Mudança (V) nos reflorestamentos.....	37
4.1.4 Abundância da fauna do solo no Tanque.....	39
4.1.5 Riqueza, diversidade e uniformidade da fauna de solo: índice de diversidade de Shannon (H) e índice de Equabilidade de Pielou (U) no Tanque.....	42
4.1.6 Índice de mudança (V) no tanque.....	45
4.2 Análises Multivariadas da Fauna do Solo em Porto Trombetas.....	48
4.2.1 Ordenamento multivariado pela técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMS).....	48
4.2.2 Curvas de respostas principais (Principal Responses Curves-PRC) da comunidade da fauna nos diferentes anos de amostragem.	59
4.2.3 Relação entre os perfis da fauna do solo e as características químicas do solo e estoque de nutrientes da serapilheira	62
5 CONCLUSÕES	72
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
8 ANEXOS	89

1 INTRODUÇÃO

As atividades de extração mineral são de grande importância para o desenvolvimento econômico brasileiro, produzindo matéria prima básica para as áreas de construção civil, transportes e logística (embalagens), entre outras. Porém tem o inconveniente de serem grandes causadoras de impactos ambientais nos ecossistemas onde é feita a extração e o processamento do mineral, sendo necessário a utilização de diferentes estratégias para recuperação e reabilitação das áreas que sofreram a degradação. Uma vez implantados os sistemas de recuperação, é importante se proceder ao monitoramento ambiental destas áreas que podem ser feitos pela avaliação de indicadores químicos, físicos e biológicos.

Indicadores biológicos ou bioindicadores são intimamente associados a características específicas da paisagem e respondem prontamente às mudanças ambientais, por meio de alterações na composição e estrutura das comunidades. Neste sentido, o estudo do padrão de colonização de organismos edáficos pode contribuir significativamente para a avaliação da qualidade ambiental, assim como de estratégias e processos destinados à recuperação e reabilitação de áreas que sofreram alguma espécie de degradação.

Este trabalho foi desenvolvido nas áreas de mineração de bauxita das reservas da Mineração Rio do Norte, em Porto Trombetas, Pará, onde este minério é explorado desde a década de 70. O processo de extração, nas áreas de lavra é a céu aberto e envolve a derrubada da floresta, a remoção da camada superficial do solo, subsolo e abertura de cavas profundas, levando a forte alteração ambiental.

O monitoramento da fauna do solo nestas áreas poderá fornecer informações do funcionamento dos novos ecossistemas criados a partir da intervenção, e seu processo de sucessão em função do desenvolvimento da vegetação. Com isso, foram estabelecidas as seguintes hipóteses:

- i- Com o desenvolvimento vegetal nos sistemas em processo de reabilitação, ocorre a estruturação da comunidade de fauna edáfica, aumentando a sua diversidade.
- ii- A fauna é um indicador capaz de detectar mudanças na cobertura vegetal assim como na superfície do solo, podendo ser usada para diagnóstico e monitoramento do processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita.

O objetivo geral deste estudo foi, portanto acompanhar a colonização da comunidade de fauna edáfica em reflorestamentos de diferentes idades, sobre dois tipos de substrato: estéril com cobertura de solo superficial e o rejeito proveniente da lavagem da bauxita; revegetados com leguminosas arbóreas e arbustivas associadas a microrganismos e submetidas a diferentes níveis de adubação.

Destacam-se ainda como objetivos específicos:

- a- Avaliar a abundância, a densidade e a riqueza da fauna do solo como indicadores de qualidade do solo dos sistemas ao longo de oito anos;
- b- Identificar os sistemas de maior e menor qualidade ambiental, em função da composição de grupos da fauna nos tratamentos aplicados;
- c- Avaliar como a cobertura vegetal, bem como o aporte de serapilheira e os tratamentos de adubação afetam a dinâmica da comunidade de organismos da fauna edáfica e a ciclagem de nutrientes;
- d- Correlacionar a evolução dos diferentes grupos de fauna do solo com a evolução das características químicas do solo nesse período;
- e- Estabelecer a melhor ferramenta estatística para identificação dos indicadores de qualidade dos sistemas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A Extração de Bauxita no Brasil e a Degradação Causada pela Atividade de Mineração

As atividades de extração mineral são de grande importância para o desenvolvimento econômico, sendo um dos setores básicos da economia do país, participando das áreas de construção civil, transportes e logística (embalagens), entre outras. No entanto, essas operações são responsáveis por impactos muitas vezes irreversíveis sobre o meio ambiente (BRANDT, 1998). Estes se tornam mais visíveis com o aumento do processo de industrialização, o avanço das tecnologias e o crescimento de cidades e da população que aceleram os conflitos existentes entre a necessidade de buscar matérias-primas e a conservação do meio ambiente (POPP, 1992).

Em geral, a mineração não abrange grandes extensões territoriais, principalmente quando comparada com a agricultura e pecuária, porém pode ser considerada uma das mais impactantes, em termos dos efeitos sobre o local afetado. Quando não conduzida de forma adequada pode levar à destruição de toda a vegetação, alterar radicalmente a paisagem, perturbando o ecossistema, além de causar consequências importantes fora de sua área de abrangência, sobretudo pela descarga de resíduos contaminados com produtos químicos, metais e/ou acidez elevada (GARDNER, 2001).

É uma das atividades humanas que mais contribui para alteração da superfície terrestre, afetando o local de mineração e adjacências, provocando impactos sobre a água, o ar, o solo, o subsolo e a paisagem como um todo, os quais são sentidos por toda população (GRIFFITH, 1980). Ocasionalmente também profundas alterações nas propriedades físicas, químicas e principalmente biológicas do solo (FOX, 1984; FRANCO et al., 1994; DIAS et al., 2007).

A mineração de bauxita para produção de alumínio é uma das grandes operações de extração mineral no Brasil. O país é o terceiro maior produtor de minério de bauxita, com produção em 2008, de 26,6 milhões de toneladas o que significa 13% da produção mundial, que foi de 205 milhões. A Austrália é líder em produção, com 64 milhões em 2007, que corresponde a 33% da produção global, seguida da China com 17%. As principais empresas produtoras no Brasil são a Mineração Rio do Norte com 70% e a Companhia Brasileira do Alumínio e Vale com 12%. As maiores do mundo são: a Comalco, Alcan, Alcoa, Rio Tinto e BHP Billiton na Austrália, Aluminum Corporation of China Limited (Chalco) na China, CVG alumínio na Guiné e Mineração Rio do Norte no Brasil. No caso do Brasil os principais Estados produtores são o Pará (85%) e Minas Gerais (14%). As reservas medidas e indicadas de Minério de Bauxita no Brasil alcançam 3,5 bilhões de toneladas, situando o País em terceiro lugar em relação às reservas mundiais de 32 bilhões, sendo que as maiores reservas mundiais estão na Austrália e na Guiné. A quantidade de minério de bauxita exportada em 2008 alcançou 5,8 milhões de toneladas e o consumo doméstico de Bauxita para uso metálico foi de 21 milhões de toneladas, aproximadamente. O aumento no consumo interno, com o objetivo de abastecer a demanda das refinarias de alumina da Região Norte, fez com que as exportações não apresentassem elevação significativa em 2008 (IBRAM, 2009).

A exploração deste minério na MRN nas áreas de lavra é a céu aberto e envolve a derrubada da floresta, a remoção da camada superficial do solo, subsolo e abertura de cavas profundas, levando a forte alteração e à degradação das áreas. Com a remoção da camada superficial do solo, ocorre a eliminação da comunidade de fauna edáfica, a qual representa 80% dos invertebrados terrestres (OLIVEIRA, 1983; BANDEIRA e TORRES, 1985).

Dessa forma, considerando a importância dos organismos do solo no sistema, estes são potenciais para utilização como bioindicadores no processo de recomposição ambiental.

2.2 Revegetação com Leguminosas Arbóreas no Processo de Recuperação de Áreas Degradadas

As principais fontes de nutrientes para o estabelecimento das plantas estão associadas aos produtos da intemperização dos minerais, à adição de fertilizantes e à ciclagem de nutrientes através da decomposição dos tecidos das plantas. Em substratos destituídos de matéria orgânica, essas fontes acabam não sendo muito efetivas, havendo a necessidade de se buscar plantas que apresentem maior capacidade de se estabelecer nessas condições (POLGLASE & ATTIWILL, 1992).

Nessas situações, o uso de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio inoculadas com estirpes de rizóbio e fungos micorrízicos arbusculares (FMA) têm se mostrado eficientes, possibilitando a melhoria do solo através da adição de matéria orgânica ao sistema com um reduzido investimento financeiro (FRANCO et al., 2008). Para a recuperação de áreas degradadas, onde a camada superficial do solo já não existe, é imprescindível a utilização de plantas que possuam crescimento rápido, cobrindo a superfície do solo em menor tempo, evitando que este fique exposto à ação direta do sol e da chuva. Com a deposição de material orgânico, folhas, galhos e outros resíduos provenientes destas plantas, há um acréscimo no teor de matéria orgânica no solo pela ativação dos processos de ciclagem de nutrientes criando, assim, condições favoráveis à atividade biológica (FRANCO et al., 1992; RESENDE et al., 2005).

Estas plantas cumprem não só o papel de interromper o processo de degradação, como também ajuda a reativar os mecanismos de regeneração natural (SILVA et al., 2000; FRANCO et al., 2003; RESENDE et al., 2005). Além disso, algumas espécies de leguminosas apresentam boa produção de biomassa, com relação carbono-nitrogênio favorável à mineralização, o que proporciona rápido incremento de carbono ao substrato. O uso de leguminosas possibilita a menor intensidade de intervenção futura no sistema, e, devido ao melhor condicionamento do substrato, facilita o estabelecimento de outras plantas no processo sucessional (GRIFFITH et al., 2000).

Para otimizar essa simbiose natural, a busca por estirpes de bactérias mais eficientes, tem sido fundamental, principalmente em função da alta diversidade de bactérias que nodulam leguminosas (MOREIRA, 2008). Esses estudos indicam a importância dessa etapa para o processo de recuperação de áreas degradadas (FARIA et al., 1998; LASTE et al., 2008 e FRANCO et al., 2008).

Espécies de leguminosas crescem em variados substratos, desde que micorrizadas e noduladas juntamente com correção de fertilidade, exceto N, possibilitando assim o estabelecimento de espécies nativas por regeneração natural a partir da serapilheira depositada (FRANCO et al., 2008). De acordo com estes autores, a revegetação destas áreas é possível com algumas espécies fixadoras de nitrogênio sem a necessidade de adicionar camada superficial orgânica do solo proveniente da floresta primária. Neste estudo, a *Acacia mangium*, apresentou melhor desenvolvimento, tanto em áreas com subsolo exposto (material estéril), como nos tanques de resíduos oriundos da lavagem da bauxita.

FORTES (2000) observou grande deposição de serapilheira no solo oriundo de *Acacia mangium*, *Mimosa caesalpinifolia* e *Prosopis juliflora* em tanque de deposição de resíduo alcalino do refino de bauxita, apresentando valores próximos aos observados em diversas florestas tropicais. Isso mostra que essas plantas apresentam potencial para recuperar a estrutura do solo com o incremento de matéria orgânica, aumentando a atividade biológica, a disponibilidade de água e o suprimento de nutrientes para as plantas (FRANCO et al., 1995; FRANCO et al., 1997). É importante se considerar também que apesar dos bons resultados de

crescimento vegetal, poucas são as informações sistematizadas sobre o avanço de indicadores biológicos ao longo do tempo em áreas de mineração de bauxita reflorestadas com espécies dessa característica.

2.3 O Processo de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração de Bauxita em Porto Trombetas-PA

O processo de mineração de bauxita promove modificações extremas no ecossistema. A retirada da floresta, a exposição do sub-solo e a produção de rejeito da lavagem da bauxita dão origem a substratos de difícil colonização pelas plantas, dificultando o reflorestamento (FRANCO et al., 2000).

Nessas áreas, além da perda da vegetação natural, a perda de matéria orgânica é a pior consequência, pois, torna insuficiente a atividade biológica, a disponibilidade de água e o suprimento de nutrientes às plantas, entre outros fatores (FRANCO et al., 1995).

A Mineração Rio do Norte foi constituída em 1967 com o objetivo de explorar, beneficiar e comercializar a bauxita de Porto Trombetas, sendo que o primeiro carregamento foi destinado ao Canadá em 1979 (LAPA, 2000). Segundo FRANCO (1996), o processo de lavra de bauxita a céu aberto na Mineração Rio do Norte, consiste na remoção da vegetação, empilhamento do solo superficial, retirada da camada de substrato até 8 m de profundidade e finalmente a retirada da bauxita de 8 a 13 m abaixo da superfície do solo. A partir de 1981 foi iniciado o processo de reflorestamento das áreas de extração, à medida que se encerrava a exploração da bauxita, com um coquetel de espécies nativas e leguminosas.

O processo de lavagem da bauxita dá origem a um material mineral, com ausência de matéria orgânica, baixos níveis de potássio e fósforo e pH ácido, denominado rejeito. Esse é constituído por um conjunto de partículas finas, deixando vazios entre si que são preenchidos por água (LAPA, 2000). Durante o período de 1979 a 1984 todo rejeito produzido foi lançado no Igarapé Caranã, cuja drenagem segue para o lago Batata, e de 1984 a 1989 esse material foi lançado diretamente no Lago Batata, com cerca de 24 milhões de toneladas de sólidos depositados, quantidade suficiente para impactar algo em torno de 30% da superfície do lago, correspondendo a cerca de 630 ha (LAPA, 2000). Só a partir desse período que se começou a construção de tanques para armazenamento do material em áreas previamente mineradas. Nesse reservatório, o material é adensado até atingir uma concentração de sólidos próxima de 60 % e permitir o tráfego na superfície, quando são liberadas para a revegetação.

Atualmente, os reservatórios para a disposição final do rejeito são construídos nos locais anteriormente minerados. Em função das características do material e seu método de deposição, sua consolidação ocorre somente a partir de 1,5 anos após o término da deposição. Nesse sentido, vários testes precisaram ser feitos visando acelerar os processos de revegetação dos tanques. A reabilitação de tais áreas depende do restabelecimento de processos ecológicos vitais aos ecossistemas como o fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes. Pesquisas realizadas no período de 1994 a 1998 levaram ao estabelecimento de uma metodologia onde se considerava o uso de sementes com uma mistura contendo espécies leguminosas arbustivas e arbóreas inoculadas com estirpes selecionadas de bactérias do gênero *Rhizobium* e fungos micorrízicos e posteriormente aplicadas ao solo por hidrossemeadura, tendo como base do processo as espécies como *Sesbania virgata*, *S. exasperata*, *Senna reticulata* (mata-pasto), *Chaemacrista flexuosa* (paricazinho), *Acacia holosericea*, *Cecropia sp*, *Leucaena leucocephala* e *Sclerolobium paniculatum* (taxi dos campos) para formação de uma cobertura vegetal sobre o rejeito (FRANCO et al., 1996).

Sendo assim, o plantio de leguminosas arbóreas atendeu às necessidades de rápido estabelecimento de uma cobertura vegetal, conjugada com efeitos de maior duração como a oferta contínua de nitrogênio, aumento da população microbiana, elevada deposição de

material orgânico de rápida decomposição, além de mudanças micro-ambientais, tais como: sombra, retenção de umidade e redução de temperatura, atuando como ativadoras e reguladoras dos recursos disponíveis, e passando a permitir o surgimento de espécies mais exigentes (FRANCO et al., 1996 e DIAS et al., 2007).

Segundo esses autores, uma vez estabelecida a vegetação inicial, o processo de consolidação do substrato ocorre de maneira mais acelerada. Considerando que grande parte das espécies utilizadas são arbustivas anuais ou bianuais, ocorre naturalmente um processo de morte dos indivíduos à medida que o substrato vai secando. A partir disso, o acesso aos tanques foi facilitado, permitindo o início do enriquecimento com espécies nativas da região, para dar sequência ao processo sucessional. Nesta fase, o plantio era realizado aproveitando-se as rachaduras que surgiam na medida em que o substrato secava, para transformá-las em covas onde foi colocado o solo superficial e plantadas com um coquetel de espécies nativas mais algumas leguminosas.

O monitoramento do restabelecimento da biodiversidade é fundamental para aferir a eficiência das técnicas empregadas na recuperação, sendo assim, a avaliação da colonização desses substratos restritivos, pela biota e microrganismos do solo, permite uma análise do funcionamento do sistema em recuperação.

2.4 Indicadores de Qualidade do Solo

A necessidade de conservação e manutenção dos recursos naturais, bem como bens e serviços disponibilizados pelos ecossistemas, têm levado a busca de manejos mais adequados e sustentáveis. Para isso, é importante buscar indicadores que orientem as avaliações das formas de produção e conseqüentemente que levam à degradação do solo. A avaliação das propriedades do solo parece ser a forma mais adequada de medir ou monitorar sua conservação ou qualquer processo de degradação (BURGUER, 1996). Contudo, considerando que o solo é um ambiente complexo onde interagem fatores químicos, físicos e biológicos (LAVELLE, 1997; GONZALEZ et al., 2001).

TÓTOLA & CHAER (2002), descrevem que nenhum indicador individualmente irá representar e quantificar todos os aspectos da qualidade do solo. Nem mesmo uma única função do solo poderia ser avaliada, visto que todos os atributos do solo têm que ser colocados em relação um com o outro. Esses autores sintetizaram em cinco os critérios para a seleção de indicadores para monitorar a qualidade do solo: (1) devem integrar propriedades e processos químicos, físicos e biológicos e representar as propriedades ou funções do solo que são mais difíceis de medir diretamente; (2) a relevância ecológica e variação natural dos indicadores devem ser bem conhecidas; (3) devem ser sensíveis a variações em longo prazo no manejo e no clima, mas resistentes a flutuações em curto prazo devido a mudanças climáticas ou ao desenvolvimento da cultura; (4) devem possibilitar sua medição acurada e precisa por meio de ampla variação de tipos e condições de solo; (5) devem ser de determinação simples e de baixo custo, para permitir que grande número de análises possa ser realizado. Isto faz com que dificilmente o uso de um único indicador seja adequado para avaliar a qualidade do solo (GLOVER et al., 2000).

Os bioindicadores têm se mostrado promissores para avaliação da qualidade ambiental, uma vez que estão intimamente associados a características específicas da paisagem e/ou respondem a mudanças ambientais por meio da alteração nas suas funções vitais, atividade, sobrevivência ou acúmulo de poluentes (OLIVEIRA, 1983).

MAJER (1984) definiu bioindicadores como organismos que além de indicar um ambiente particular, devido à sua presença ou ausência, são influenciados por ele, como aqueles em que a abundância pode ser alterada devido às perturbações causadas pelo homem.

Já OLIVEIRA et al. (2002) os definem como animais ou plantas capazes de indicar mudanças que afetem a saúde de um ecossistema.

Em condições práticas, os bioindicadores permitem uma confirmação de forma mais rápida de mudanças sofridas pelos ecossistemas, tanto de perda como de recuperação de biodiversidade.

2.5 A Fauna do Solo como Bioindicador

Estudos mostram que a quantificação dos organismos e/ou a atividade desses em solos ou substratos permite estimar níveis de degradação e de recuperação ambiental (LEONARDO, 2003; CHAER & TÓTOLA, 2007). Neste contexto, ao se considerar que a colonização da fauna do solo ocorre de forma gradativa, é possível associar a presença de determinada ordem, família ou espécie, a um determinado evento ou momento da recuperação da área. Nesse sentido podem ser destacados os invertebrados que exercem variadas funções na restauração de um ecossistema (GREENSLADE & GREENSLADE, 1984; DISNEY, 1986; ROSENBERG et al., 1986; MAJER, 1989; GREENSLADE, 1992; MAJER, 1992 e FOWLER, 1998). Em revisão recente, SNYDER & HENDRIX (2008) afirmaram que minhocas, diplópodes e isópodes são importantes não só como bioindicadores, mas como agentes de processos importantes para a restauração ecológica de ecossistemas degradados.

A possibilidade de utilização da fauna edáfica como indicador em processos de recuperação ambiental também é função da sua intrínseca relação com as características químicas e teor de matéria orgânica do solo e a regulação de toda a biologia do solo. CORREIA (1997) e SOUZA et al. (2008) colocam a fauna como agente de condicionamento de solo que sofre o efeito e reflete características do habitat tanto em nível macro (clima, tipo de solo e fitofisionomia), quanto micro (quantidade/ qualidade da serrapilheira e tipos de manejo), apresentando-se assim como um importante indicador biológico, uma vez que determinados grupos aparecem exclusivamente em ambientes não perturbados.

A diversidade tem uma função importante na manutenção da estrutura e do papel do ecossistema. Os ecossistemas naturais geralmente seguem o princípio de que a maior diversidade permite a maior resistência às perturbações. Assim, ecossistemas com alta diversidade tendem a ser menos vulneráveis, restaurando o equilíbrio em seus processos de ciclagem de materiais e fluxo de energia. Em ecossistemas muito impactados e com baixa diversidade, a perturbação pode provocar mais facilmente modificações permanentes no seu funcionamento, resultando na perda de recursos do ecossistema e em alterações na constituição de suas espécies (AQUINO, 2005).

Os indicadores físicos e químicos podem até ser menos complexos e mais acessíveis do que os bioindicadores, mas não refletem necessariamente a capacidade do solo de manter as suas funções ecológicas (VAN BRUGGEN & SEMENOV, 2000). FROUZ et al. (2006) observaram em estudos com microcosmos no campo, que em pilhas de rejeito de mineração revegetados, a macrofauna proporcionou significativa translocação da matéria orgânica superficial para o interior do solo, além de uma atividade de fragmentação da serapilheira pelos saprófagos, o que resultou em elevada biomassa e respiração microbianas. A colonização de diferentes grupos da fauna pode ser usada como um indicador da sucessão vegetal após a revegetação. DUNGER & VOIGTLÄNDER (2005) observaram que microartrópodes colonizam rapidamente e com altas densidades, áreas degradadas por mineração recém-revegetadas, enquanto a colonização por minhocas pode levar até 30 anos.

Avaliações simples da fauna do solo, incluindo o número de grupos taxonômicos, diversidade e estrutura das comunidades de meso e macrofauna têm se mostrado como os indicadores mais sensíveis em estudos de restauração do solo, independentemente da técnica de recuperação (PINHEIRO, 2005; ANDRÉS & MATEOS, 2006; MENEZES et al., 2009).

2.5.1 Aspectos relativos à colonização pela fauna edáfica e sua influência na ciclagem de nutrientes

O processo de monitoramento do restabelecimento da biodiversidade é muito importante para se concluir sobre a eficiência das técnicas empregadas na recuperação do sistema. Particularmente, o estudo da atividade da biota do solo permite uma avaliação do funcionamento desse sistema em recuperação.

A comunidade de organismos edáficos, composta predominantemente de microrganismos (fungos e bactérias) e invertebrados, atua através de interações sinérgicas e antagônicas (ANDERSON et al., 1983), decompondo detritos e influenciando outros processos básicos do solo tais como humificação, agregação e estruturação do solo, que operam em diferentes escalas de tempo e espaço (LAVELLE, 1996).

A entrada de detritos no sub-sistema solo acontece essencialmente a partir da deposição de material vegetal. Alguns autores afirmam que, em média, cerca de 90% da produção primária líquida anual aporta ao solo como serapilheira, enquanto que apenas 10% seria utilizada pelos herbívoros, para diferentes ecossistemas (HEAL e MACLEAN, 1974; SEASTED e CROSSLEY JR., 1984; ANDERSON, 1988). Estas estimativas demonstram que a teia trófica decompositora em geral é maior, mais complexa e possui maior biomassa que a de herbívoros (HEAL e MACLEAN, 1974).

A decomposição, considerada como um processo chave para a manutenção da fertilidade de solos florestais, é o produto de interações complexas entre uma comunidade diversa de microrganismos e invertebrados do solo (SWIFT et al., 1979). Os microrganismos são considerados os principais agentes do catabolismo dos detritos orgânicos, pois são capazes de digerir quase a totalidade dos substratos encontrados no solo (LAVELLE, 1996). Como resultado do seu metabolismo observa-se um balanço entre as taxas de imobilização de nutrientes em sua biomassa e de mineralização de compostos orgânicos e liberação de nutrientes, que podem então ser utilizados para o crescimento vegetal. Os invertebrados do solo também atuam sobre o processo de decomposição a partir de interações estabelecidas com microrganismos, que podem variar desde a predação até o mutualismo (LAVELLE, 1996). BENGTTSSON et al. (1998) observaram que, em plantios florestais, diferentes práticas de manejo dos resíduos, que terminam por disponibilizar maior ou menor quantidade de matéria orgânica e conseqüentemente de nutrientes, podem levar a alterações em toda a teia trófica decompositora, mesmo em longo prazo. Resultados similares foram obtidos por POSTLE et al. (1986) quando compararam a fauna do solo de uma floresta de eucaliptos severamente afetada por um fungo fitopatogênico com outra não afetada. Os autores verificaram menor aporte de material formador de serapilheira na floresta afetada pelo fungo. Seus efeitos sobre os processos do solo ampliaram-se à medida que tornaram-se capazes de alterar características físicas do ambiente, influenciando processos como agregação, humificação e estruturação do solo (LAVELLE, 1996).

Neste sentido, em função da estreita associação da comunidade da fauna com os processos que ocorrem no subsistema decompositor e a sua grande sensibilidade à interferências no ecossistema, sua abundância e composição reflete o padrão de funcionalidade do mesmo. Desta forma, alterações na composição de espécies e na abundância relativa dos invertebrados do solo constituem-se bons indicadores de mudanças no sistema (STORK e EGGLETON, 1992; LINDEN et al., 1994).

Os estudos de bioindicadores e sua atuação no funcionamento do ecossistema têm como objetivo usar os componentes vivos do ambiente, como elementos chave para avaliar as transformações e seus efeitos, e no caso da recuperação de áreas degradadas, monitorar os processos de remediação em diferentes partes da paisagem, com suas características intrínsecas sendo restabelecidas ao longo do tempo (PAOLETTI, 1999).

2.5.2 Efeito da fauna do solo nos processos de sucessão ecológica e nas características químicas e físicas do solo em áreas degradadas

A fauna edáfica melhora as propriedades físicas e químicas do solo em áreas submetidas a processos de recuperação, sendo que a intensidade deste processo depende do modo que esta coloniza o substrato, sua taxa de sobrevivência e sua capacidade de manter altas densidades no solo (TOPP et al., 2001). Ambientes em recuperação, através da deposição da serapilheira, aumentam a probabilidade de que saprófagos sejam capazes de encontrar alimento apropriado durante todas as estações do ano (TOPP et al., 2001; WANNER e DUNGER, 2002). Nas fases iniciais da sucessão primária são encontradas altas densidades populacionais de Collembola, Diptera e Coleoptera. Posteriormente surgem espécies de minhocas e diplópodes que são conhecidas como colonizadores de áreas em recuperação durante a segunda ou terceira fase de sucessão (SAUTER, 1991; TOPP et al., 2001; SAUTER, 2005).

Nos períodos iniciais há muita influência do ambiente físico, isso porque, os invertebrados são sensíveis a propriedades inerentes ao próprio ecossistema, tais como a sazonalidade (períodos de seca e variações de temperatura). Neste caso, algumas espécies podem até se extinguir (DEN BOER, 1981), levando ao surgimento de outras, aumentando o número de espécies mais tolerantes a temperaturas elevadas, bem como a migração para outros microhabitats ou camadas (BRIONES et al., 1997). As condições do solo, como pH, conteúdo de nutrientes e matéria orgânica assim como a estrutura da vegetação, determinam a diversidade de microhabitats e condições de vida dos invertebrados (DECAENS et al., 1998). Sendo assim, como a associação da comunidade com os processos que ocorrem no subsistema decompositor é muito estreita e os indivíduos são altamente sensíveis a interferências, os parâmetros de abundância e composição refletem o padrão de funcionamento do ecossistema (CORREIA, 1997; SILVA, 2005).

TOPP et al., (2001) afirmam que espécies típicas da primeira fase da sucessão primária são adaptadas a condições ambientais extremas e assim mantêm suas chances de sobrevivência, mesmo sob condições adversas. Já os organismos que normalmente colonizam as áreas em recuperação durante a última fase de sucessão (por exemplo, minhocas), geralmente não apresentam qualidades adaptativas necessárias para enfrentar ambientes extremos característicos da fase inicial.

Alguns trabalhos têm usado avaliações de comunidade de invertebrados para examinar o efeito de mudanças induzidas pelo homem, uma vez que a perda de espécies parece ter impacto direto na qualidade do solo (STORK & ENGGLETON, 1992). O grupo Isoptera (cupins) e Formicidae (formigas) têm um papel importantíssimo nos ecossistemas tropicais. Estes são insetos exclusivamente sociais, funcionando como consumidores primários e decompositores, auxiliando na ciclagem de nutrientes alocados nas plantas mortas. Os túneis formados nestes materiais propiciam a entrada de fungos e de outros microrganismos, acelerando o processo de decomposição. Estes, também são responsáveis pela distribuição de vários nutrientes através da construção de ninhos e/ou galerias junto ao solo (JOLY & BICUDO, 1999).

O grupo Collembola apresenta organismos que respondem sensivelmente às modificações impostas ao solo (CULIK et al., 2002 e SOUZA, et al., 2004). Além disto, este grupo faz parte da base alimentar de uma grande variedade de outros organismos. Eles atuam na fragmentação da cobertura vegetal recém morta, adicionando-a ao solo, para que seja aproveitada pelos demais organismos da cadeia alimentar. No entanto, sua população pode ser modificada drasticamente por intervenções que criam um ambiente diferente para os organismos, alterando a umidade e aeração do solo (SAUTER, 1991).

No estágio inicial de colonização, Collembola e Acari atingem populações de 5.000 a 20.000 ind. m⁻², migrando, provavelmente, pelo ar, apesar desta ocorrer de forma relativamente lenta. Após a produção primária de plantas herbáceas e arbustivas ter se iniciado, a mesofauna alcança densidades populacionais de até 130.000 indivíduos m⁻² dentro da camada orgânica (espécies pioneiras, até 3 a 7 anos depois do início da recuperação dos solos degradados), sendo que os Collembola são dominantes neste estágio com cerca de um terço da abundância e metade da biomassa da população da mesofauna edáfica (SAUTTER e SANTOS, 1994; WANNER e DUNGER, 2002). Em estágios mais avançados de colonização, camada de serapilheira é degradada pelas minhocas e, conseqüentemente, a densidade populacional da mesofauna cai a níveis de 25.000 ind. m² (DUNGER, 2002; SAUTTER e SANTOS, 1994).

Após a recuperação das condições biológicas, especialmente depois da acumulação de material orgânico, podem ocorrer os pioneiros oportunistas, mas suas populações reduzem rapidamente quando a decomposição intensiva da serrapilheira pelas minhocas se inicia. Nesse estágio, ocorrem espécies que continuam a dominar até 10 a 15 anos após o início da recuperação da área degradada. Estas espécies podem ser chamadas de pioneiras do equilíbrio (DUNGER, 2002; SAUTER, 2005).

PENEREIRO (1999) observou a predominância de espécies predadoras em área de capoeira (mais conservada) e de espécies saprófagas em área manejada, mostrando que a característica da vegetação é determinante na quantidade e qualidade da matéria orgânica e, conseqüentemente, na estrutura do habitat, influenciando no tempo de colonização de cada grupo de organismos.

As minhocas têm sido objeto de destaque em pesquisas recentes, nesse sentido, pois elas contribuem para a decomposição da serapilheira e disponibilização de nutrientes através da ingestão e mistura de resíduos de plantas com o solo. A sua atividade de descarte (produção de coprólitos) varia com a espécie e com as condições ambientais locais, particularmente com a cobertura vegetal (KANG et al., 1994), também influenciando na qualidade quanto aos parâmetros relativos à fertilidade, o que reitera as afirmações de que a biota do solo tem papel fundamental na dinamização da ciclagem de nutrientes, interferindo assim nas características do solo e causando grande mudança no crescimento das plantas (LAVELLE, 1996, LOPES et al., 1995).

Considerando sistemas de alta produção de matéria orgânica, como no caso dos agroflorestais, a qualidade do material disponibilizado para a alimentação da macrofauna, tanto proveniente de queda natural de folhas e galhos, quanto do material de poda (material fresco pode favorecer o desenvolvimento de saprófagos, desde que apresentem baixas relações C/nutrientes e alta disponibilidade desses nutrientes na matéria seca. A macrofauna do solo ao condicionar uma maior disponibilidade de nutrientes no solo, acaba por favorecer o desenvolvimento de espécies vegetais mais exigentes. Assim, elas contribuirão com material vegetal de melhor qualidade para a própria macrofauna, que também avança sucessionalmente em um processo paralelo ao da vegetação, o que leva a considerar que sempre ocorre uma sucessão conjunta de todo o sistema (PENEREIRO, 1999). O entendimento de como esses processos se comporta em áreas de mineração de bauxita é importante para o desenvolvimento de programas de recuperação por reflorestamento e/ou revegetação destas áreas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo, Substratos e Tratamentos Avaliados

A Mineração Rio do Norte foi constituída em 1967 com o objetivo de explorar, beneficiar e comercializar a bauxita de Porto Trombetas, destinando. Na primeira década de atividades, entre 1979 e 1989, foram produzidas aproximadamente 125 milhões de toneladas de minério bruto, gerando algo em torno de 90 milhões de toneladas de produto embarcado para o mercado externo e interno (LAPA, 2000). As operações de lavra nas minas de bauxita são compostas basicamente das seguintes etapas de desmatamento, decapeamento, perfuração, desmonte, escavação, carregamento, transporte e recuperação de áreas mineradas. A restauração em áreas de minas a céu aberto tem levado aos vários trabalhos de pesquisa nessa área. Inicialmente, com ênfase na necessidade da revegetação para o controle de erosão e para atender aspectos estéticos, a restauração passou, a partir dos anos 80, a visar, além da recuperação da produção primária líquida (biomassa), ao aumento do incremento da biodiversidade nestas áreas (SALOMÃO et al., 2007).

Ao longo dos anos essa metodologia para revegetação das áreas de escavação foi sendo melhorada. Posteriormente foram construídos os reservatórios para a disposição final do rejeito nos locais anteriormente minerados, sendo essa a forma de destinação aplicada atualmente. Neste período foram desenvolvidos artigos, dissertações, teses e relatórios técnicos que deram base à esse projeto. Entre os principais, podem ser destacados os relatórios técnicos (DIAS et al., 2002, DIAS et al., 2003 e DIAS et al., 2004), artigos apresentados em Congressos (CORREIA et al., 2005 e REIS et al., 2005) e a Tese de Doutorado (REIS, 2006).

Para o desenvolvimento do trabalho foram usados dados e informações de pesquisa coletados durante o período de avaliação do processo de revegetação das áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA, desde 1984 pela Embrapa Agrobiologia, em parceria com a Universidade Federal de Viçosa e a Mineração Rio do Norte e pelo monitoramento da fauna do solo a partir de 2000, realizados pelo grupo de Recuperação de Áreas Degradadas e Fauna de Solo da Embrapa Agrobiologia-RJ. As amostragens de fauna do solo usadas foram efetuadas nos anos 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008.

3.1.1 Área de estudo

Os sistemas avaliados localizam-se na mina de bauxita do Saracá, na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, a cerca de 30 km do Distrito de Porto de Trombetas no Município de Oriximiná (PA), encontrando-se sob as coordenadas 1° 40' 30" S e 56° 27' 13" W (Figura 1). De acordo com a classificação de Köppen, o clima regional é do tipo AW, bem definido e com estação seca e chuvosa (FERRAZ, 1993), com precipitação pluviométrica anual variando de 2500 a 3000 mm (SALOMÃO & MATOS, 2002). A Floresta Nacional é banhada pela bacia do rio Trombetas e rio Nhamundá, com abundância de lagos que fazem parte do grande sistema hidrográfico do rio Amazonas (IBAMA, 2001).

Essa região encontra-se na unidade morfoestrutural do Planalto Dissecado do Rio Trombetas – Rio Negro, com relevos tabulares nas proximidades da margem direita do rio Trombetas, onde ocorre a exploração de bauxita. Faz parte da planície sedimentar da Bacia Amazônica formada por terrenos terciários e em pequena proporção de depósitos quaternários e aluviões modernos (REIS, 2006).

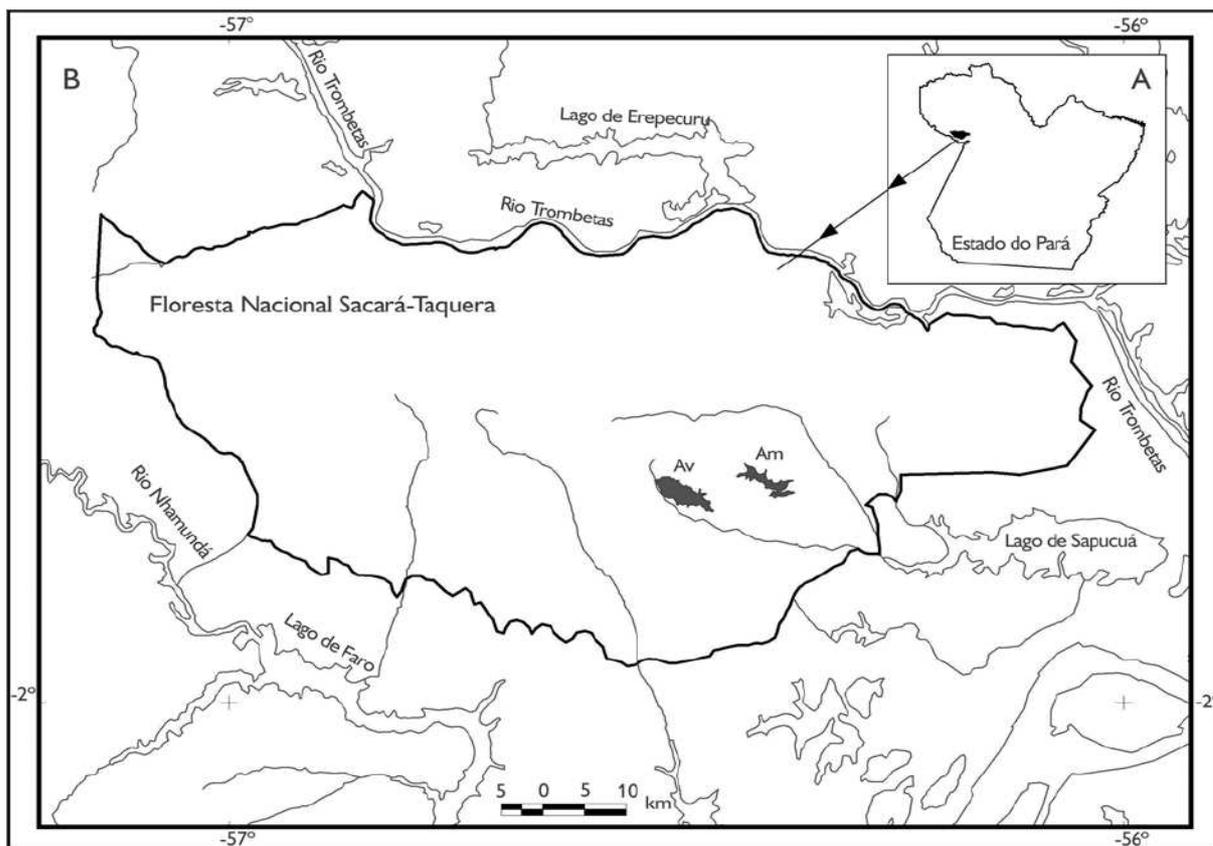


Figura 1. Localização regional da Floresta Nacional de Saracá-Taquera onde fica a área da Mineração Rio do Norte. (Extraído de SALOMÃO, 2009).

O relevo local pode ser compartimentado em quatro unidades geomorfológicas, cada qual apresentando características topográficas, morfológicas e pedológicas distintas e sujeitas às mesmas variações climáticas quais sejam: topo dos platôs, encostas, terras baixas e superfícies aluviais. A área de extração compreende geologicamente os sedimentos da Formação Barreiras (Ktb) e sedimentos quaternários recentes (Qa), que tem origem continental - fluvial, lacustre e estuarina (IBAMA, 2001).

Os depósitos de bauxita, na Bacia Amazônica são associados à Formação Barreiras do Terciário, constituídos de arenitos, siltitos e ocasionalmente, conglomerados. As lateritas são encontradas no topo dos platôs, fortemente dissecados pela erosão, sendo remanescentes do peneplano Terciário que se estende ao longo do lado NE do rio Amazonas, desde as vizinhanças de Oriximiná até Jarilândia, no rio Jari. Apresentam platôs bem definidos, com topos planos, achatados, cuja elevação varia de 70 a 120 m e altitude de 150 a 200 m em relação ao nível do mar (LAPA, 2000). As características das áreas de bauxita de Porto Trombetas são definidas por platôs de grande extensão, com altitude variando até 210 metros em relação ao nível do mar.

O perfil do solo característico de áreas com bauxita na região de Porto Trombetas apresenta uma camada superficial com teores médios a altos de carbono orgânico (horizonte A), com espessura média de 15 cm. Abaixo deste ocorre um horizonte B caulínítico com aproximadamente 200 cm de espessura e, sob esse pacote pedogenizado, ocorre um depósito argiloso caulínítico de cor amarela. Na base do depósito argiloso, encontra-se a bauxita nodular em camada com espessura de até 250 cm, constituída por pisólitos ferruginosos e nódulos de gibbsita em matriz argilosa. A camada subjacente à bauxita nodular é uma laterita

ferruginosa (couraça) com espessura máxima de 200 cm. Logo abaixo desta camada, encontra-se uma camada de bauxita compacta com espessura variando de 300 a 600 cm, que constitui o principal minério explorado na área (RUIVO et al., 2002; REIS, 2006).

No que se refere às características de solo, pode se observar a ocorrência de uma associação de Argissolos profundos que apresentam um horizonte Bt de textura argilosa, elevada acidez, com plasticidade e pegajosidade altas, além de apresentar baixa fertilidade natural, baixa capacidade de troca de cátions e baixos níveis de saturação por bases (FERRAZ, 1993).

Na Floresta Nacional de Saracá-Taquera as classes de solos predominantes são os Argissolos, Gleissolos, Latossolos e Neossolos, sendo esse último, encontrado em maior expressão geográfica na área. Os Argissolos também têm ocorrência abundante no interior da Flona (IBAMA, 2001). Já os Gleissolos aparecem mais nas áreas de baixada e sujeitas a alagamento. Os Latossolos, apesar de se apresentarem com menor proporção no interior da Flona, são de extrema importância na região, uma vez que é predominante nos platôs onde ocorre o processo de mineração, sendo portanto a classe de solo que dá origem ao material a ser revegetado posteriormente (REIS, 2006).

A Floresta Nacional de Saracá-Taquera está localizada na região Norte do Brasil, sob o domínio da Floresta Amazônica. Esta é caracterizada como a maior e mais rica formação florestal do planeta, tanto em extensão, como em variedade de espécies vegetais e animais, é condicionada pelo clima equatorial úmido e tem como predominantes as formações vegetais Floresta Ombrófila Densa, Formações Pioneiras com Influência Fluvial e Campinarana. As áreas exploradas estão inseridas na Região da Floresta Tropical Densa, sub-região dos Baixos Platôs da Amazônia, domínio da floresta densa das baixas altitudes com florestas localizadas principalmente nos platôs Terciários e terraços antigos e recentes que compõem a sua fisionomia (IBAMA, 2001; SALOMÃO & MATOS, 2002).

3.1.2 Descrição dos substratos e tratamentos avaliados

Considerando a distinção dos processos, do substrato e das características do estéril e do rejeito, foram determinados os sistemas estabelecidos em cada um deles que serão caracterizados separadamente como áreas de “Reflorestamentos” e áreas do “Tanque”. Estes materiais apresentam características bastante peculiares e em alguns aspectos distintos dos solos agrícolas convencionalmente estudados. Assim, procurou-se avaliar os sistemas de forma a possibilitar a compreensão dos efeitos da adubação e calagem sobre a disponibilidade de nutrientes no solo, a composição química da serapilheira e o desenvolvimento da vegetação e suas relações com a fauna do solo.

a) Áreas de reflorestamento em estéril de mineração de bauxita

O estéril da mineração de bauxita é um substrato composto pelos diferentes materiais que formam o perfil de um platô de bauxita e que são misturados durante o processo de lavra. Segundo LAPA (2000), um perfil típico de um platô de bauxita em Porto Trombetas (do topo para a base), é composto pela vegetação original (floresta), seguida pelo solo superficial, argila amarela, bauxita nodular, laterita, bauxita maciça e outra camada de argila que aprofunda no perfil até o material de origem (rocha ou sedimento) (LAPA, 2000; MRN, 2009) (Figura 2).

A faixa de bauxita, também denominada laterita concrecionária é subdividida em três sub-zonas: bauxita nodular, laterita e bauxita maciça (sendo esta última o material minerado). Os constituintes mineralógicos desta seqüência são essencialmente os mesmos, variando apenas a proporção. Deste modo, caulinita, gibbsita e hematita são os minerais principais e a

goethita, Anastásio e quartzo os minerais secundários. Os componentes destes minerais são predominantemente Al_2O_3 , SiO_2 , Fe_2O_3 e TiO_2 .

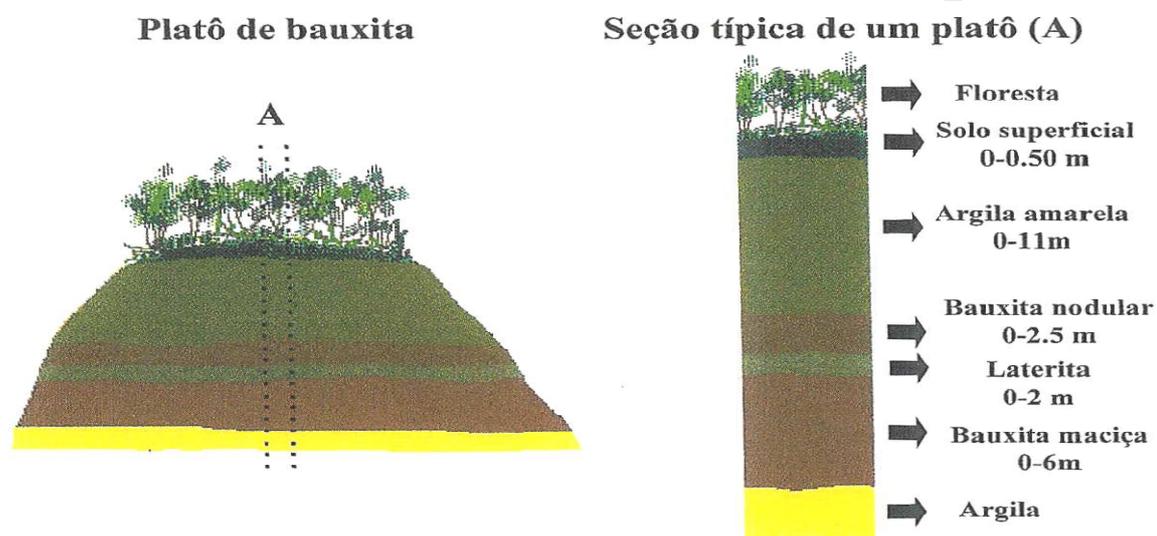


Figura 2. Perfil característico de ocorrência da bauxita em Porto Trombetas (PA) (LAPA, 2000).

De acordo com GARRIDO-FILHA (1990) o material que irá formar o estéril da mineração de bauxita, atinge de 12 a 20 m de profundidade e compõe-se de 80% de argila amarela caulínica, 10% de cascalho bauxítico em matriz argilosa e 10% de laterita ferruginosa. Sendo que esta composição pode variar entre regiões e dentro de uma mesma região, em função do processo de lavra.

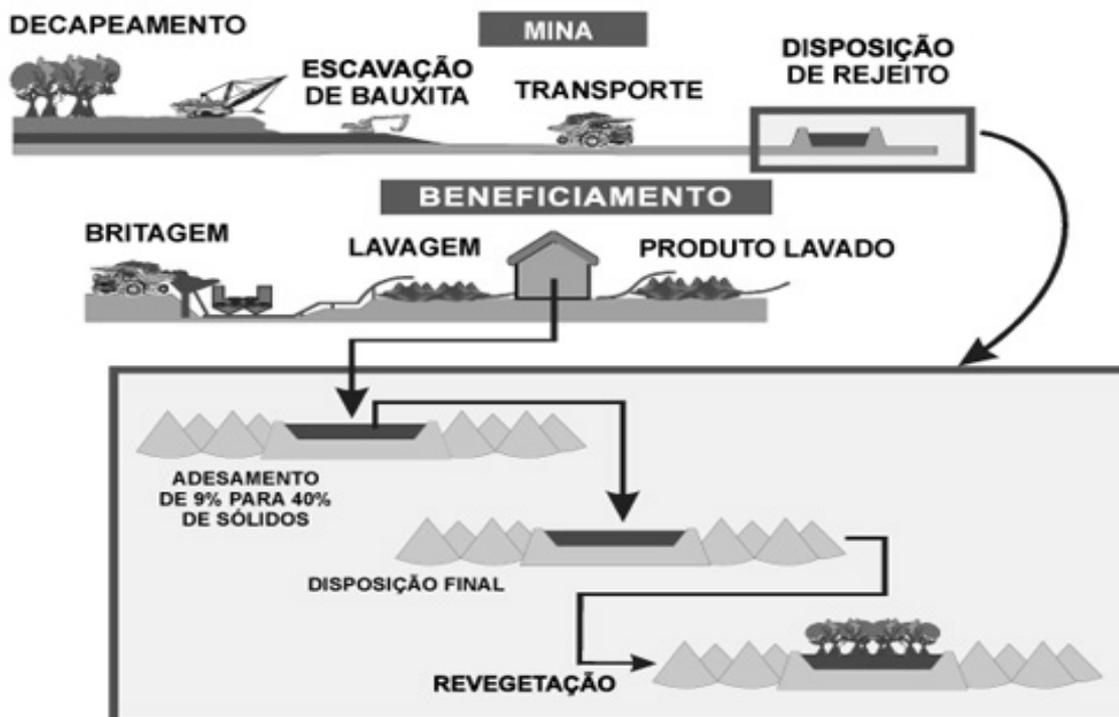
As operações de mineração bauxita a céu aberto em Porto Trombetas (PA) mostradas na Figura 3, consistem na remoção da vegetação, empilhamento das camadas superficiais do solo, retirada da camada de subsolo até 8 m de profundidade denominado estéril, e finalmente retirada da bauxita que normalmente está localizada numa faixa de 8 a 13 m de profundidade. A camada de bauxita tem espessura média em torno de 4,5 m variando localmente de 1 a 7 m. O topo da camada é formado por uma capa ferruginosa quartzosa, com 0,5 a 2 m de espessura (LAPA, 2000).

O estéril da mineração de bauxita é, portanto, um substrato composto por diferentes proporções dos materiais minerais descritos, adicionado do solo superficial e restos orgânicos remanescente da colheita florestal, de forma que se caracteriza como um substrato heterogêneo em termos de constituição química e mineralógica (REIS, 2006).

Segundo FRANCO et al. (1996) o estéril da mineração de bauxita é composto em média por 78% de argila, 16% de silte e 6% de areia, com teores de carbono orgânico variando entre 0,06 e 0,13 e normalmente faixa considerada como de baixa disponibilidade de nutrientes (Tabela 1).

Nesse sentido, áreas de reflorestamento em estéril de mineração de bauxita são as áreas de onde foi extraída a bauxita e foi retornado o solo subsuperficial. Para isso, as pilhas de terra formadas no momento da exploração foram espalhadas e regularizadas com tratores para se tornarem mais planas e facilitar as operações de revegetação. Após esse processo, essas áreas receberam camada de solo superficial de aproximadamente 15 cm de espessura, com os restos de galhada do desmatamento. O plantio foi realizado pela MRN seguindo a metodologia comumente empregada, que consiste na marcação das linhas de plantio, abertura de covas, aplicação de adubos e calcário na cova e plantio de mudas previamente preparadas

em sacolas plásticas de polietileno. Foram utilizadas espécies nativas da própria região com grande proporção de leguminosas, envolvendo aproximadamente 100 espécies diferentes, com variações nesse número entre um ano e outro.



Fonte: <http://www.mrn.com.br>

Figura 3. Seqüência de operações para extração de bauxita e a geração do estéril e do rejeito de mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

As técnicas silviculturais e ecológicas empregadas pela MRN, para a restauração florestal das áreas degradadas, são desenvolvidas desde a década de 1980. A tecnologia de restauração de áreas degradadas foi aperfeiçoada ao longo dos anos com a experiência adquirida pelo corpo técnico da empresa, assessorado por diversos especialistas das áreas de manejo, conservação e ecologia florestal, pedologia e geologia, entre outras, passando por pequenas modificações técnicas, como mudanças nos espaçamentos de plantio, nas adubações empregadas e no preparo do solo (DIAS, 2004; REIS, 2006).

Tabela 1. Caracterização química média do estéril da mineração de bauxita de Porto Trombetas (PA). Extraído de FRANCO et al. (1996).

pH em KCl	P (Mehlich)	K	Al ³⁺	Ca ²⁺ + Mg ²⁺
	----- mg dm ⁻³ -----		----- cmol _c dm ⁻³ -----	
4,6	0,1	9,0	0,3	2,0

Atualmente o plantio é feito com espaçamento de 2 x 2 m entre mudas e a adubação direta na cova, composta por 150 g de calcário dolomítico, 130 g de adubo formulado NPK (4-14-8), 40 g de termofosfato magnésiano, 10 g de micronutriente FTE BR-12. O plantio é realizado em linhas, em covas de 20 x 20 cm. Após preparo do solo e disposição do estéril da mineração de bauxita por toda a área a ser revegetada, é feito o nivelamento de forma a tornar

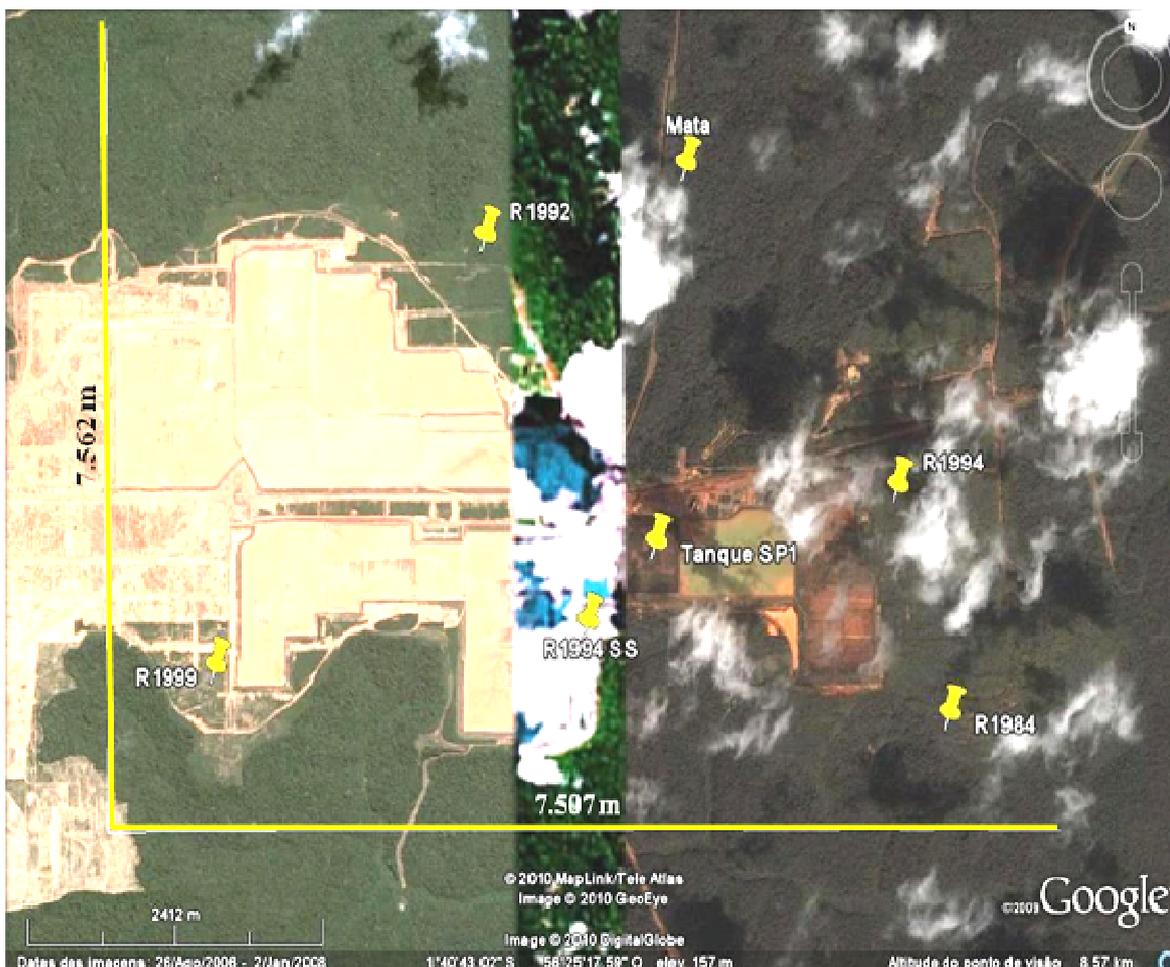
a área o menos irregular possível e reposição do solo superficial com restos orgânicos provenientes da exploração florestal, que é espalhado em superfície em toda a área.

A inoculação das leguminosas fixadoras e com fungos micorrízicos geralmente se dá ainda na fase de produção da muda, através da inoculação das sementes com inoculante contendo o rizóbio previamente selecionado para a espécie em questão, acrescido de solo rizosférico mais raízes de *Brachiaria sp.*, utilizado para multiplicação dos fungos micorrízicos que se pretende inocular. Sempre que possível acrescenta-se solo rizosférico de gramíneas locais visando garantir infecção com fungos micorrízicos locais e não apenas os introduzidos.

Neste trabalho foram considerados os reflorestamentos plantados nos anos de 1984, 1992, 1994, 1999 e mais uma área de reflorestamento feita em 1994, onde não foi aplicado solo superficial. Nas Figuras 4 e 5 foram apresentadas uma vista geral da mineradora com a localização dos reflorestamentos e dos plantios.

No plantio de 1984, quando não houve aplicação de solo superficial sobre a área por ocasião de sua preparação, assim como era feito nos reflorestamentos na época (de 1981 à 1985), levou à diferenças no desenvolvimento inicial das plantas e conseqüentemente na performance dos resultados dos estudos posteriores (SALOMÃO et al., 2007).

Para fins de definição, os reflorestamentos foram caracterizados com o mesmo nome do ano em que foi plantado e no caso do plantio de 1994, para diferenciar, foi chamado de 1994 SS (sem adição de solo superficial).



Fonte: Google Earth. Acessado em 20/08/2010

Figura 4. Vista geral da mina e das áreas amostradas e localização dos reflorestamentos.



R1992



R1994



R1999



R1994 SS



Mata

Figura 5. Plantios amostrados nas áreas de estéril, em 2008.

b) Áreas de vegetação desenvolvidas sobre tanque de rejeito da lavagem de bauxita

O rejeito é um material mineral naturalmente ácido com consistência de uma lama. Apresenta 7% de sólidos, posteriormente concentrada por decantação até atingir 39% de sólidos quando é bombeado para os tanques de depósito do rejeito (LAPA, 2000), no local da cava. Segundo FRANCO et al. (1996), a sua constituição normalmente não favorece o estabelecimento de plantas uma vez que é caracterizado pela ausência de matéria orgânica, e baixos níveis de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} e P não detectável a pH ácido, com baixo valor de capacidade de troca catiônica, conforme caracterização com dados compilados de DIAS et al, (2002) e REIS, (2006) (Tabela 2). Sua composição granulométrica foi caracterizada com maior teor de argila (53%) e a composição mineralógica predominante é formada por óxido de alumínio (30 %), óxido de ferro (22 %) e silicatos (17 %), sendo que a que a mineralogia da fração argila é formada basicamente por caulinita e gibbsita.

Tabela 2. Mineralogia, valores de pH em água, teores de P e K disponíveis Al, Ca + Mg trocáveis, acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e total, teor de matéria orgânica (M.O.), fósforo remanescente (P rem), teores disponíveis de Zn^{+2} , Fe^{+2} , Mn^{+2} , Cu^{+2} e análise granulométrica do rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Características físicas, químicas e mineralogia do rejeito da lavagem de bauxita			
Composição mineralógica		Análise química	
Variáveis	Valor (g kg⁻¹)	Variáveis	Valor
SiO ₂	173,0	pH em água	4,9
Al ₂ O ₃	300,0	Ca ⁺² +Mg ⁺² (cmol _c dm ⁻³)	0,10
Fe ₂ O ₃	215,0	H +Al (cmol _c dm ⁻³)	0,33
TiO ₂	33,0	CTC efetiva (cmol _c dm ⁻³)	0,11
Cão	1,0	CTC total (cmol _c dm ⁻³)	0,44
MgO	2,3	P (mg dm ⁻³)	nd
Na ₂ O	0,2	K ⁺ (mg dm ⁻³)	4
K ₂ O	0,1	P rem (mg dm ⁻³)	29
Caulinita	372,0	Mn ⁺² (mg dm ⁻³)	0,8
Gibbsita	233,0	Fe ⁺² (mg dm ⁻³)	29
		Zn ⁺² (mg dm ⁻³)	0,36
		Cu ⁺² (mg dm ⁻³)	0,38
		M.O. (dag kg ⁻¹)	0,20
Análise granulométrica			
Variáveis	Teores (g kg⁻¹)		
Areia grossa	90		
Areia fina	140		
Silte	250		
Argila	530		
Classe textural	Argila		

nd - não detectável pela metodologia utilizada

Os tanques de rejeito de bauxita são áreas de cava, para onde o material proveniente da lavagem da bauxita é bombeado e depositado. No reservatório, o material sofre um adensamento, inicialmente por sedimentação das partículas e posteriormente sob peso próprio, liberando água.

Além das limitações químicas já apresentadas destas, o fato de o rejeito ser despejado na forma semi-sólida, não permitindo o tráfego de pessoas ou máquinas sobre o tanque, dificulta a execução das atividades de recuperação. Após a secagem, o material adquire consistência compacta e adensada com rachaduras profundas, que dificultam o

estabelecimento das plantas. Ao atingir a concentração de sólidos próxima de 60% e permitir o tráfego na superfície, estas áreas estão aptas a serem revegetadas. (LAPA, 2000 e REIS, 2006). Os melhores resultados na revegetação destes tanques foram obtidos com plantio de espécies leguminosas noduladas e micorrizadas e que apresentam capacidade de se estabelecerem em ambientes com excesso de umidade (FRANCO et al., 2000).

O tanque de depósito de rejeito denominado na área como SP1 possui uma área total de 25 ha e foi hidrossemeado nos meses de novembro e dezembro de 1998 e deles foram definidos os tratamentos avaliados nesse trabalho, em função das características observadas no estabelecimento e desenvolvimento da vegetação.

A revegetação do tanque de rejeito teve como espécie básica a *Sesbania virgata*, selecionada em estudos anteriores e, como espécies acompanhantes, a *Acacia holosericea*, o mata-pasto (*Senna reticulata*), o mari-mari do fruto pequeno (*Cassia leiandra*), o mari-mari do fruto comprido (*Cassia* sp.) e o *Sclerolobium paniculatum* (Taxi). A adubação base da hidrossemeadura por hectare, consistiu na aplicação de 250 kg de termofosfato, 150 kg de sulfato de potássio, 50 kg de FTE BR-12 e 300 kg de calcário dolomítico, diluídos em 5000 litros de água. As observações feitas naquela ocasião, já permitiram identificar que após a hidrosemeadura, problemas na drenagem no tanque prejudicaram a germinação e o estabelecimento das plantas, gerando zonas de acúmulo acentuado de água (ausência total de plantas) e áreas para onde as sementes foram carregadas por correntes formadas pela drenagem superficial do tanque (elevada presença de plantas). Com isso foram formadas áreas onde se destacaram faixas com melhor estabelecimento de *A. holosericea* (Holo) e *Sclerolobium paniculatum* (Taxi).

Em função do estabelecimento irregular da vegetação formando faixas de vegetação e a ocorrência de falhas e devido a baixa pressão do equipamento de bombeamento usado na hidrossemeadura, próximo ao ponto de esvaziamento, o restante do coquetel era aplicado numa faixa de 20 m ao longo das bordas do tanque até esvaziar completamente o reservatório, de forma que as áreas de borda do tanque de rejeito receberam quantidades de adubos e sementes muito superiores à área do interior do tanque, definindo uma faixa de borda característica.

Além disso, para avaliação do processo de recuperação ambiental, em 2000 foi instalado um experimento de níveis de adubação no tanque, após recobrimento inicial com espécies herbáceas e arbustivas, semeadas via hidrossemeadura. O plantio das espécies arbóreas foi realizado com 5 níveis de adubação em parcelas de 50 x 50 m e espaçamento de 3 x 2 m. Um terço do adubo foi aplicado no fundo da cova no momento do plantio das mudas no início do ano de 2000 e dois terços do adubo foram aplicados a lanço sobre o substrato, distribuído em toda a parcela em novembro do mesmo ano. As mudas foram plantadas em covas de 15 x 30 cm, abertas entre os torrões e na parte úmida do rejeito ainda não completamente consolidado, com proteção de lascas de embaúba e preenchimento com solo superficial.

Em todas as parcelas foram plantadas mudas das espécies disponíveis no viveiro da Mineração Rio do Norte, consistindo de 5 leguminosas fixadoras de nitrogênio: fava tamboril (*Enterolobium maximum*), tachi (*Sclerolobium paniculatum*), ingá-de-macaco (*Zygia caractae*), jacarandá (*Dalbergia spruciana*) e palheteira (*Clitoria fairchildiana*) e 8 espécies não fixadoras de nitrogênio: jamelão (*Sizygium jambolana*), cumaru (*Dipterix odorata*), camu-camu (*Myrciaria dubia*), capitari (*Tabebuia barbata*), fava bolota (*Parkia discolor*), jenipapo (*Genipa americana*), palmeira real (*Alexandra* sp.), tatapiririca (*Tapirira guianensis*).

Para avaliação da colonização da fauna do solo foram considerados apenas o menor nível, que tinha a adubação básica de todo o tanque no momento do plantio em 1998, não acrescentando mais no início do ensaio e o tratamento que recebeu o maior nível de adubação.

Portanto os tratamentos mais contrastantes foram chamados de Adubação 1 e Adubação 2, cujas doses são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Níveis de adubação utilizados no experimento de revegetação do tanque de rejeito de bauxita SP-1, em Porto Trombetas (PA).

Tratamentos	Adubo adicionado (kg ha ⁻¹)							
	P ₂ O ₅		K ₂ O		FTE BR - 12		Calc. dolomítico	
	NF ¹	Ad. ²	NF ¹	Ad. ²	NF ¹	Ad. ²	NF ¹	Ad. ²
1*	45	0	70	0	50	0	300	0
2	450	405	170	100	150	100	1500	1200

* Adubação aplicada na hidrossemeadura em 1998 para todo o tanque de rejeito; ¹Nível final de cada adubação em cada tratamento = soma do aplicado na hidrossemeadura (1) + o ²adicionado posteriormente (1/3 no plantio das mudas + 2/3 em cobertura a lançar sobre a parcela 6 meses após).

Em função das considerações aqui abordadas sobre o estabelecimento das plantas no tanque de rejeito de bauxita foram definidos então os tratamentos detalhados a seguir:

1- Holo- Área caracterizada por uma faixa onde se destaca o maior estabelecimento de *Acacia holosericea*. Ocorreu aplicação de adubo durante a hidrossemeadura e no plantio das mudas (equivalente a 900 kg de calcário dolomítico, 1000 kg de fosfato de rocha, 250 kg de sulfato de potássio e 100 kg de FTE-BR 12 por hectare).;

2- Taxi- Área caracterizada por faixa onde se destaca maior estabelecimento de *Sclerolobium paniculatum* (Taxi) com aplicação de adubo apenas na hidrossemeadura (equivalente à dose total de 300 kg de calcário dolomítico, 250 kg de fosfato de rocha, 150 kg de sulfato de potássio e 50 kg de FTE BR 12 ha⁻¹).

3- Adub 1- Área do tanque SP1 que recebeu o menor nível de adubação e calagem (equivalente à dose total de 300 kg de calcário dolomítico, 250 kg de fosfato de rocha, 150 kg de sulfato de potássio e 50 kg de FTE BR 12 ha⁻¹), que foi a adubação básica do plantio no tanque realizada em 1998;

4- Adub 2 - Área do tanque SP1 que recebeu a maior dose de adubação (equivalente a dose total de 1500 kg de calcário dolomítico, 2500 kg de fosfato de rocha, 350 kg de sulfato de potássio e 150 kg de FTE BR 12 ha⁻¹);

5- Borda- Área revegetada no tanque SP1, caracterizada pela maior aplicação de sementes e adubos durante a hidrossemeadura mais aporte de adubação durante o plantio por mudas, criando ambiente com melhor cobertura vegetal e disponibilidade de nutrientes.

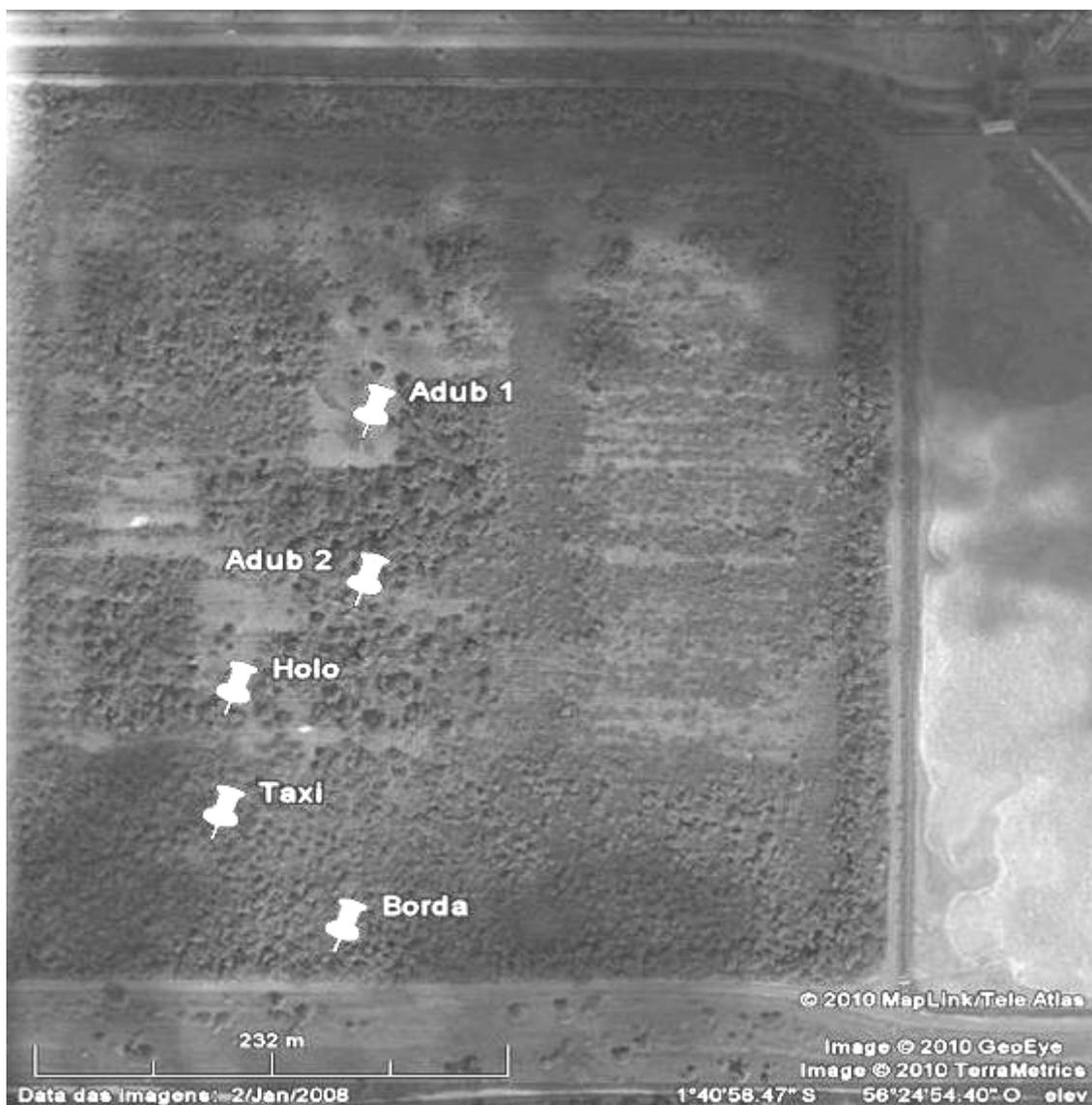
Todas as áreas foram replantadas com mistura de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999.

Para fins de comparação com as áreas dos reflorestamentos e do Tanque SP1 foram avaliadas amostras retiradas de um remanescente de floresta nativa, localizada próxima à área de Mineração no Platô Saracá denominada como Mata. A Tabela 4 apresenta um resumo dos tratamentos avaliados em cada ano de amostragem no estéril e no tanque de bauxita e as Figuras 6 e 7 apresentam o tanque de rejeito de bauxita com a localização dos plantios e as áreas de coleta.

Tabela 4. Tratamentos avaliados para a composição da fauna de solo epígea em reflorestamentos sobre estéril, em tanques de rejeito da lavagem de bauxita e em mata nativa da Amazônia nos anos: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008.

Reflorestamentos no estéril	Plantios no tanque
R1984*	Holo – <i>Acacia Holosericea</i>
R1992*	Taxi - <i>Sclerelobium paniculatum</i>
R1994*	Borda do tanque
R1999*	Adub 1- Adubação 1
R1994 SS*	Adub 2- Adubação 2
Mata nativa - remanescente de floresta nativa da Amazônia	

*Reflorestamentos plantados nos anos de 1984, 1992, 1994, 1999 e 1994 sem uso de solo superficial, respectivamente.



Fonte: Google Earth. Acessado em 20/08/2010

Figura 6. Tanque de rejeito de lavagem de bauxita, e localização dos tratamentos amostrados.



Holo



Taxi



Adub 1



Adub 1



Borda



Mata

Figura 7. Plantios avaliados no tanque de rejeito de lavagem de bauxita, em 2008.

3.2 Fauna do Solo

3.2.1 Metodologia usada para amostragem da fauna do solo

Para a coleta da fauna do solo epígea, em cada sistema avaliado foram instaladas armadilhas do tipo “pitfall” para a captura dos indivíduos, dispostas ao longo de um transecto com intervalos de 5 m (MOLDENKE, 1994), com 7 repetições por parcela. Esse modelo de armadilha apresenta 9 cm de diâmetro por 11cm de altura e foi enterrada, com a borda ao nível do solo (Figura 8). Como líquido coletor foi utilizado solução de formol a 4 %. As armadilhas permaneceram no campo durante 7 dias, quando foram recolhidas e o seu conteúdo transferido para frascos contendo álcool 70%. No Laboratório de Fauna do Solo da Embrapa Agrobiologia, as amostras foram triadas sob lupa binocular e a fauna identificada em ordens ou famílias, determinando o número de indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹.



Figura 8. Armadilha “Pitfall” usada para amostragem da fauna do solo epígea em Porto Trombetas.

3.2.2 Épocas de amostragem.

As amostragens foram realizadas em épocas que apresentavam características parecidas quanto às condições climáticas (Tabela 5). Por isso todas foram distribuídas na segunda metade do ano que é menos chuvosa por questões de logística da MRN e para evitar a primeira metade do ano que é muito chuvosa, o que poderia levar a perda de muitas armadilhas por questões de encharcamento, mesmo quando cobertas. A coleta feita em dezembro 2003 ocorreu na primeira semana e, normalmente as chuvas aumentam a partir da segunda quinzena desse mês.

Tabela 5. Época de coleta dos dados de fauna do solo em reflorestamentos sobre estéril, no tanque de rejeito da lavagem de bauxita e na mata nativa da Amazônia nos anos: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008.

Ano	Mês
2000	Novembro
2002	Setembro
2003	Dezembro
2004	Agosto
2008	Novembro

A série histórica de precipitação registrada na estação de Porto Trombetas disponível para análise vai de 1970 a 2008, totalizando 39 anos. A Figura 9 apresenta a pluviometria média mensal com série histórica de 1970 a 2008, a registrada nos três meses anteriores e no mês da amostragem de cada ano (maio a dezembro, dependendo do ano) e o total acumulado nos quatro meses em questão de cada ano avaliado.

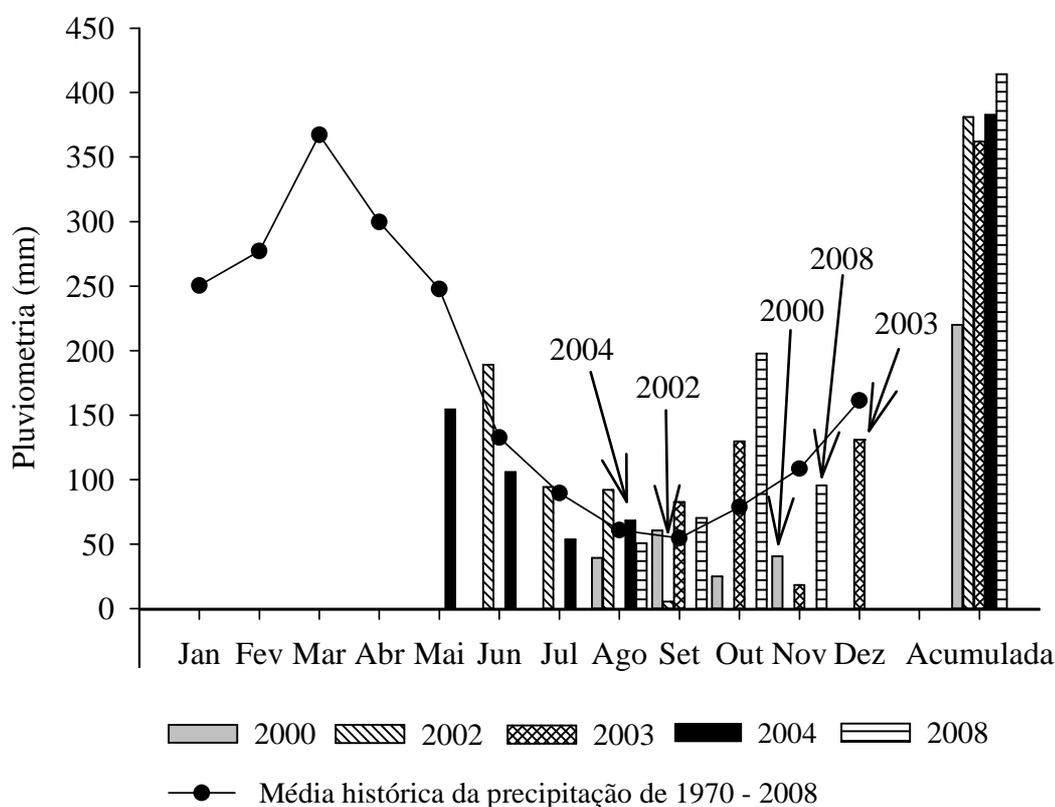


Figura 9. Pluviometria registrada nos três meses anteriores e no mês da amostragem, o total acumulado nos quatro meses de cada ano avaliado, a média mensal com série histórica de 1970 a 2008, nas áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA. As setas indicam em que mês as amostras foram coletadas.

Segundo IBAMA, (2001), a região apresenta dois períodos distintos de precipitação: a estação chuvosa que se inicia em dezembro e termina em maio, com uma média de precipitação pluviométrica mensal de 266 mm e uma estação seca que se inicia em julho, estendendo-se até outubro com média de 72 mm mês⁻¹. Os meses de maior pluviosidade são: março, abril e fevereiro, com precipitação média de 365; 300 e 250 mm, respectivamente, com grande variabilidade na distribuição da precipitação nesses meses. Os meses de junho a

novembro são os de menor pluviosidade, sendo os menores em agosto, setembro e outubro, com precipitação média de 61; 60 e 78 mm, respectivamente.

Quanto à temperatura, os dados disponíveis da estação de Porto Trombetas englobam o período de 1971 a 1994. Na Tabela 6 são apresentados para cada mês do ano, os valores médios das temperaturas mínimas, máximas e médias mensais, observadas no período considerado na estação de Porto Trombetas.

A temperatura média anual é de 25,7 °C com poucas variações nas médias mensais ao longo do ano, sendo novembro o mês mais quente com 25 °C e julho o mês mais frio com 23 °C. Esse padrão da região de Porto Trombetas difere de muitas outras regiões da Amazônia, onde a estação seca é geralmente mais quente e a chuvosa geralmente apresenta as temperaturas mais baixas. A temperatura média mensal nas épocas de amostragem da fauna do solo em todos os anos avaliados pode ser observada na Figura 10.

Tabela 6. Época de coleta dos dados de fauna do solo em reflorestamentos sobre estéril, em tanques de rejeito da lavagem de bauxita, e em mata nativa da Amazônia nos anos: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008. Extraído de IBAMA, (2001).

Temperatura °C												
Temp./Mês	meses											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Máxima	26,4	25,9	25,2	25,9	25,1	25,3	25,6	26,8	25,7	28,6	28,4	28,3
Mínima	19,2	19,1	20,0	20,2	20,1	20,3	20,3	20,6	20,8	21,2	21,2	20,3
Média	23,3	23,0	23,1	23,4	23,4	23,1	22,9	23,8	24,1	24,7	25,0	24,2

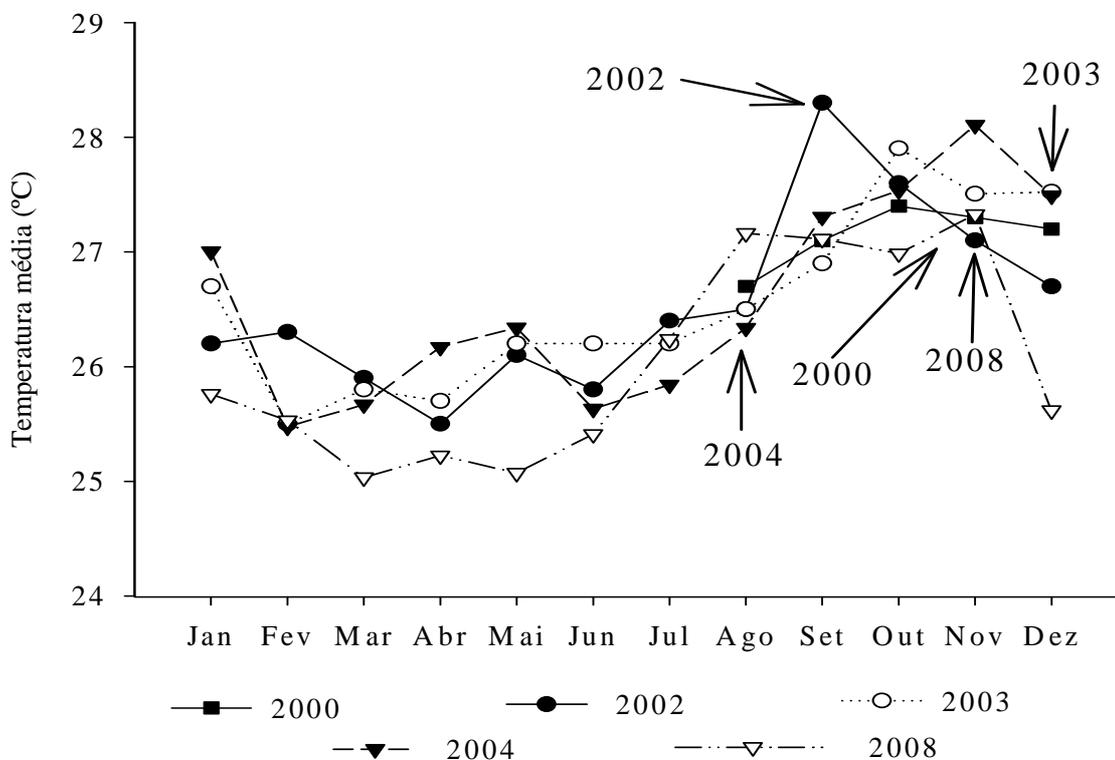


Figura 10. Temperatura média mensal nos anos de amostragem nas áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA, com setas indicando o mês de coleta em cada ano.

3.2.3 Descrição dos índices avaliados

a) Abundância

Na amostragem da fauna edáfica através de armadilhas “*Pitfall*”, a quantidade de organismos é registrada pelo comportamento dos grupos ao se movimentarem sobre o solo, sendo capturados pelas armadilhas. Este resultado é comumente denominado de atividade da fauna edáfica, uma vez que não é considerada a área e o volume de solo em que os organismos foram capturados e sim apenas a sua interceptação ao se locomoverem pelo entorno das armadilhas.

Uma das diversas formas de avaliação de uma comunidade consiste na determinação da composição dos organismos do solo em nível de grandes grupos taxonômicos, em uma determinada fração do ambiente. Para isso, é necessário compreender e associar processos que ocorrem no solo, como a decomposição e a ciclagem de nutrientes e qual o papel que os organismos podem exercer como sistemas biológicos de regulação, particularmente em sistemas tropicais, fornecendo bases para uma avaliação global da qualidade do solo. Ao se optar pela abundância como uma medida de alteração do ambiente propõe-se avaliar as modificações na densidade ou na biomassa em comunidades submetidas a diferentes condições abióticas ou diferentes sistemas de manejo em termos de comparação (CORREIA e OLIVEIRA, 2000).

Neste sentido, a abundância da fauna edáfica ou atividade foi registrada calculando a média do número de indivíduos de cada grupo taxonômico, capturados por armadilha por dia e o respectivo erro padrão GALLO et al., (1998) e DINDAL, (1990).

b) Riqueza, diversidade e uniformidade da fauna de solo: índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (U)

Neste trabalho, também foi calculado o índice de diversidade de Shannon (H) (log com base 2), associados ao número total de grupos taxonômicos (riqueza total) e riqueza média (ODUM, 1983) e a uniformidade das comunidades (Equabilidade de Pielou=U) para discriminar melhor as informações apresentadas por esses índices, sendo que $H = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$, onde “ p_i ” é a frequência relativa de indivíduos de cada grupo taxonômico identificado (MAGURRAN, 1988) e $U = H / \log_2 R$, onde R é a riqueza definida como o número de grupos taxonômicos encontrados em cada área avaliada.

O índice de Shannon é o índice que atribui maior peso a espécies raras, prevalecendo, desta forma, o componente de riqueza de espécies. Seus valores variam de 0 a 5, sendo que o declínio de seus valores é o resultado de uma maior dominância de alguns grupos em detrimento de outros (BEGON et al., 1996). No caso do Índice de Pielou, foi usada também para determinar a dominância indiretamente. É o índice de uniformidade mais amplamente usado e se constitui na razão do índice de Shannon pelo log de S (número de grupos), situando-se seus valores entre 0 e 1. O máximo valor ocorre quando apenas um indivíduo ocupa cada grupo considerado (KENNEDY e SMITH, 1995).

Para facilitar a visualização do desempenho dos plantios no estéril, bem como no tanque, foi feito um ordenamento em função da riqueza e dos índices de Shannon e Pielou, inicialmente por ano e depois calculando a média, resultando em um ordenamento final decrescente das áreas em função dos maiores índices avaliados.

Para esse ordenamento, inicialmente, em cada ano, foram atribuídos valores de 1 a 6 para os tratamentos em função do índice de fauna observado. Por exemplo, em 2000, o maior valor de riqueza foi observado no reflorestamento de 1992, recebendo com isso o valor 1,

enquanto que a menor riqueza foi do reflorestamento de 1999, sendo lhe atribuído, portanto o valor 6. Os demais ficaram entre esses dois valores.

Esse mesmo procedimento foi adotado para todos os demais anos avaliados. Após isso, foram calculadas então as médias em cada tratamento em função do valor recebido e ordenado de 1 a 6 segundo seu desempenho.

C) Índice de mudança (V)

A avaliação das alterações da comunidade da fauna do solo e o padrão de colonização nos diferentes sistemas em comparação com a floresta existente e com o tempo zero, foi feita com a aplicação do índice V (índice de mudança) de WARDLE & PARKINSON (1991), considerando o ano 2000, quando foram iniciadas as avaliações e 2008, ano da última amostragem avaliada. Este índice demonstra alterações dos grupos da fauna em função do manejo adotado através da relação entre a abundância da área sem manejo (no caso, a área da Floresta Amazônica avaliada) com a abundância das áreas manejadas (em recuperação), sendo calculado pela fórmula: $V = (2aR / aR + aM) - 1$.

Onde:

aR=abundância da área em recuperação

aM=abundância na mata nativa

A mata nativa no entorno da área de mineração foi considerada como a área “sem manejo”, enquanto todos os outros plantios foram considerados como áreas “manejadas”. O índice V varia de -1 a 1, com o valor entre -0,05 e 0,05 indicando atividade da fauna do solo similares (sem alteração) entre áreas plantadas no estéril (reflorestamentos) e no tanque de rejeito (CORREIA et al., 2003). Com os dados obtidos, cada grupo foi incluído em uma das categorias apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7. Categorias de inibição e estimulação dos grupos da fauna de solo em resposta ao processo de intervenção, com base no índice V (modificado de WARDLE, 1995 e CORREIA et al., 2003).

CATEGORIA	SÍMBOLO	ÍNDICE V
Inibição extrema	IE	$V < -0,67$
Inibição moderada	IM	$-0,33 > V < -0,67$
Inibição leve	IL	$-0,05 > V < -0,33$
Sem alteração	SA	$-0,05 > V < 0,05$
Estimulação leve	EL	$0,05 > V < 0,33$
Estimulação moderada	EM	$0,33 > V < 0,67$
Estimulação extrema	EE	$V > 0,67$

3.2.4 Análises estatísticas

A) Ordenamento multivariado por escalonamento multidimensional não métrico (NMS)

O ordenamento multivariado foi feito com base na técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMS) (KRUSKAL, 1964a, 1964b). Ordenações multivariadas têm sido usadas com grande frequência em estudos de ecologia de solos, uma vez que possibilitam avaliar similaridades entre casos (tratamentos experimentais, áreas com diferentes idades em recuperação, etc.), com base em um número elevado de variáveis (BALIEIRO et al., 2005; CHAER, et al., 2009).

Esse método de ordenação tem sido crescentemente usado como uma alternativa aos métodos tradicionais, por permitir avaliar faixas muito mais abrangentes de estrutura dos dados. O NMS é um conjunto de técnicas matemáticas que auxiliam na descoberta de “estruturas escondidas” em bases de dados, fazendo representações espaciais das relações que são representadas por pontos gráficos bi ou tridimensionais, em que os eixos denotam arranjos lineares das variáveis que representam a maior parte da variância dos dados (McCUNE e GRACE, 2002).

Neste trabalho, os dados de abundância de fauna de solo para o ordenamento foram obtidos em cinco amostragens: 2000, 2002, 2003, 2004 e 2008. Considerando a distinção dos processos de recuperação/revegetação do estéril e do rejeito de bauxita, os dados coletados nos plantios feitos sobre esses dois substratos foram ordenados separadamente. Para isso, os dados obtidos nas diferentes épocas de amostragem foram submetidos à ordenação NMS, usando-se o programa PC-ORD V.5 (MjM SOFTWARE, GLENEDEN BEACH, OR), para avaliar o padrão de evolução da comunidade de fauna edáfica ao longo dos anos.

Antes da ordenação, os dados foram relativizados pelo total de indivíduos coletados em cada armadilha, expressando a composição relativa dos grupos de fauna do solo em percentagem.

A mata nativa foi ordenada juntamente com as demais e foi usada como área de referência. Todas as ordenações foram rotacionadas de forma a posicionar a mata à direita do gráfico, de forma que o grau de similaridade do perfil da fauna do solo obtido nas áreas em recuperação fosse expresso principalmente no eixo 1 da ordenação. Dessa forma, considerou-se que os plantios com a comunidade edáfica menos desenvolvida posicionaram-se à esquerda do gráfico, enquanto que os sistemas com melhor estabelecimento da fauna do solo posicionaram-se à direita, formando assim, um gradiente de similaridade em relação à mata.

Para facilitar o entendimento do progresso da fauna do solo ao longo dos anos de amostragem, os escores do eixo 1 de cada área em estudo foram relativizados em relação aos da mata e plotados ao longo dos anos de amostragem. A relativização dos escores foi feita pela divisão do escore de uma dada área em estudo pelo escore da mata, ambos obtidos no mesmo ano de amostragem.

As diferenças estatísticas na composição da fauna entre as áreas foram avaliadas por procedimentos de permutação multi-resposta (MRPP) (BIONDINI et al., 1985). As relações entre os perfis da fauna do solo obtidos na ordenação e as características químicas do solo e o estoque de nutrientes da serapilheira foram avaliadas por meio da correlação entre essas características e os eixos da ordenação NMS.

Ainda foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras (VI) conforme (DUFRENE e LEGENDRE, 1997), como ferramenta para determinação do “valor de bioindicação”. De acordo com esses autores, é possível apontar os principais níveis de uma classificação, calculando valores indicadores para as espécies em cada habitat formado e somando esses valores para cada nível da classificação. Esta técnica aponta preferências das espécies por habitats que apresentam características ambientais específicas. O método combina informação sobre a concentração da abundância de uma espécie em um determinado grupo de unidades amostrais e da fidelidade da ocorrência desta espécie em certo grupo de amostras. Portanto, é uma combinação de abundância relativa com frequência relativa através do grau de especificidade de uma determinada espécie para um status ecológico, por exemplo, tipo de habitat e sua fidelidade dentro do status, medida através da sua percentagem de ocorrência (McGEOCH et al., 1998).

O valor indicador de uma espécie (VI) é obtido com a multiplicação de sua abundância relativa ([número médio de indivíduos da espécie na área] / [soma das médias do número de indivíduos da espécie em todas as áreas]) pela sua constância relativa (fração das amostras na área em que a espécie ocorreu). Enquanto a abundância relativa é considerada uma medida da

especificidade da espécie ao ambiente, a constância relativa é uma medida da sua fidelidade. O VI é máximo, ou atinge a perfeita indicação (100%), quando todos os indivíduos da espécie são encontrados em um único ambiente e quando a espécie ocorre em todas as amostras daquele ambiente. A significância estatística (p) do VI pode ser obtida através do teste Monte Carlo, que permite avaliar, através de permutações, em que proporção, o valor gerado com a alocação aleatória das amostras entre os ambientes é superior ao valor observado. DUFRENE e LEGENDRE (1997) sugeriram que o principal nível da classificação seria aquele com o maior valor da soma dos VI significativos, supondo que a soma aumente com a homogeneidade do ambiente (muitas áreas pequenas) e com a fidelidade da espécie (poucas áreas grandes) e que o melhor nível de agrupamento estaria entre estes dois extremos.

A análise de espécies indicadoras gera um valor indicador que vai de 0 a 100%, onde zero equivale à não-indicação da espécie como indicador para determinado ambiente e 100 indica que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente. A análise de espécies indicadoras foi determinada com o uso do PC-ORD V.5. Neste caso, cada espécie foi representada pelos grupos de fauna do solo.

b) Curvas de respostas principais (PRC) da fauna do solo, nos diferentes anos de amostragem.

A resposta da comunidade da fauna edáfica também foi avaliada utilizando a Análise de Redundância (RDA) à partir do método da Curva de Resposta Principal (Principal Response Curves - PRC), com o auxílio do programa Canoco 4.5. Esse método é baseado na Análise de Redundância Parcial (RDA), ajustada para todas as mudanças na resposta das áreas ao longo do tempo, em comparação com um tratamento de referência (Testemunha). A PRC é obtida a partir dos escores do eixo 1 com as informações da parte da análise de variância que é explicada pela interação tratamento versus tempo, nesse caso de cada sistema com o ano de amostragem, comparado à referência (LEPS e SMILAUER, 2003; HEEGAARD & VANDIVIK, 2004).

O método PRC é uma técnica de análise multivariada criada especialmente para a análise de dados com distribuição temporal. É um método relativamente novo, com poucas aplicações anteriores em ecologia de solos, embora apresente grande potencial para a avaliação da integridade do ecossistema (PARDAL et al. 2004). O método calcula as diferenças na composição de espécies entre os "tratamentos" (áreas de estudo) em cada momento. É semelhante à outras técnicas de ordenação, no entanto, a vantagem particular deste método é que possibilita detecção de efeitos de mudanças temporais no ecossistema comparando a um controle (CARDOSO, 2005). No gráfico o efeito do tratamento controle é limitado a uma linha horizontal, de modo que os desvios em relação a esse controle sejam mais facilmente percebidos. A resposta principal é expressa por um coeficiente canônico (Cdt) e reflete o comportamento das comunidades em relação ao tratamento controle ao longo dos anos, sendo que:

$$Cdt = (TAU * Regr:AX1)/SD$$

onde Cdt = coeficientes canônicos padronizados; TAU = desvio-padrão total dos dados das espécies; Regr: AX1 = coeficientes canônicos padronizados para as variáveis e SD = desvio padrão das interações variáveis ambientais em relação ao tempo.

À partir dos dados obtidos pela análise de Redundância foi então criado o diagrama de PRC plotando o tempo (época de amostragem) na linha horizontal e o padrão de resposta (Cdt-coeficiente discriminante) de cada área em relação ao controle plotando no eixo vertical (por definição as áreas controle tem sempre um Cdt zero para cada área). O método foi detalhado por VAN DEN BRINK e TER BRAAK (1999) e PARDAL et al. (2004). A PRC

pode ser interpretada de forma qualitativa (dentro de um mesmo tempo) e, ou, quantitativa, ao longo de todo o período avaliado.

Para análise, os dados de entrada foram transformados para $\log(1*x + 1)$, conforme procedimentos apresentados por CARDOSO (2005) e SOUZA (2008). A partir dos escores obtidos para cada variável analisada (no caso, grupos de fauna) foi obtido um segundo eixo no diagrama com o peso de cada uma das variáveis nas curvas de respostas (PARDAL et al., 2004; SOUZA, 2008). O peso representa o quanto a resposta individual de cada grupo corresponde à resposta da comunidade global, apresentada no diagrama de PRC.

Como referência foi usado a mata nativa, por teoricamente representar um sistema de melhor qualidade (STORCK e EGGLETON, 1992; DECAENS et al., 1994 e FRAGOSO et al., 1997).

3.3 Avaliação do Solo e da Serrapilheira nas Áreas de Revegetação de Porto Trombetas em 2008

Somente em 2008, para fins de correlação com a fauna do solo foram realizadas determinações químicas do solo e da serrapilheira dos sistemas em recuperação, no tanque de depósito do rejeito da lavagem da bauxita e áreas de reflorestamento de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas.

A amostragem do solo foi realizada nas profundidades de 0-5 e de 5-10 cm, sendo coletadas pelo menos 6 amostras simples para compor cada amostra composta com quatro repetições. Estas foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em peneiras de 2,0 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA).

As determinações químicas do solo foram realizadas de acordo com as metodologias compiladas de EMBRAPA (1997), sendo quantificado: N-total, por destilação em semi-micro Kjeldahl (BREMNER & MULVANEY, 1982); pH, em potenciômetro na relação 1:2,5; C-orgânico, pelo método volumétrico de oxidação com $K_2Cr_2O_7$ e titulação com sulfato ferroso amoniacal; Ca, Mg e Al trocáveis em extrator de KCl 1 mol L⁻¹; K trocável em solução extratora Mehlich⁻¹ e determinação por fotometria de chama; P disponível nessa mesma solução e determinado por colorimetria.

As amostras de serrapilheira foram coletadas utilizando-se um quadrado de aço nas dimensões de 50 x 50 cm, sendo realizados três lançamentos aleatórios nas parcelas para se obter uma amostra composta e foram coletadas 4 amostras compostas (repetições) por sistema estudado. O material seco em estufa a 65 °C foi pesado em balança de precisão e moído posteriormente. A porcentagem de C foi estimada através da queima de 0,4 g do material em mufla à 550°C. Foram determinados os teores de macronutrientes por digestão nitroperclórica, de acordo com BRAGA (1980) e BATAGLIA et al. (1983), exceto o N que passou por digestão sulfúrica e foi determinado por semimicro Kjeldahl (ALVES et al., 1994).

Os resultados da análise química do solo e da serrapilheira foram submetidos à análise de variância e teste de médias, quando o F foi significativo. As análises foram realizadas através do pacote estatístico SISVAR 4.6 (FERREIRA, 2000) e na comparação de médias foi aplicado o teste t de Bonferroni (1974) a 5% de significância. As correlações e associações com a fauna do solo foram feitas utilizando-se coeficiente de correlação de Pearson, obtido pelo ordenamento NMS conforme descrito no item 3.2.4.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Indicadores de Abundância e Diversidade da Fauna Edáfica em Porto Trombetas de 2000 a 2008

4.1.1 Abundância da fauna do solo nos reflorestamentos

Na avaliação dos organismos constituintes da fauna do solo, é possível notar que há uma grande variabilidade entre os anos de coleta. A Mata normalmente apresentou abundâncias elevadas na maioria dos anos avaliados e os plantios mais antigos (1984, 1992, 1994), apesar das variações, encontram-se num mesmo patamar de abundância e muitas vezes próximos ao da mata, com destaque para o plantio feito em 1992. (Tabela 8).

Tabela 8. Número de indivíduos de fauna do solo coletados por armadilha por dia (\pm erro padrão) em reflorestamentos com diferentes idades em áreas de mineração revegetadas na MRN em Porto Trombetas-PA por ano de amostragem.

Sistemas	Ano de amostragem				
	2000	2002	2003	2004	2008
	Nº de indivíduos armadilha ⁻¹ dia ⁻¹ \pm erro padrão				
1984	22,6 \pm 4,5 ab	21,5 \pm 4,2 bc	7,8 \pm 1,2 ns	7,4 \pm 1,5 b	40,0 \pm 5,7 bc
1992	30,3 \pm 4,2 a	16,7 \pm 2,9 bc	11,5 \pm 1,1 ns	9,2 \pm 2,15 b	69,8 \pm 6,7 a
1994	18,4 \pm 3,8 ab	32,9 \pm 10,5 b	10,3 \pm 1,9 ns	7,6 \pm 1,2 b	59,5 \pm 9,3 ab
1994 SS	3,8 \pm 2,7 b	5,3 \pm 1,1 c	9,3 \pm 1,4 ns	6,9 \pm 1,7 b	28,0 \pm 5,3 c
1999	17,3 \pm 7,3ab	20,3 \pm 9,0 bc	5,5 \pm 0,9 ns	7,5 \pm 1,5b	20,7 \pm 4,1 c
MATA	31,5 \pm 4,0 a	66,5 \pm 10,5 a	10,6 \pm 2,1 ns	15,5 \pm 2,5 a	31,5 \pm 4,0 c
CV (%)	54	64	40	92	39

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste t de Bonferroni ($P < 0,05$)

Em 2000 foram observadas diferenças no número de indivíduos capturados entre os sistemas estudados, sendo que os maiores valores foram encontrados para a mata e reflorestamento de 1992. No entanto, esse plantio superou estatisticamente apenas o reflorestamento de 1994 sem solo superficial. Já nos anos 2002, 2003 e 2004 houve uma tendência dos valores mais elevados de abundância estarem mais relacionados à mata e aos reflorestamentos mais antigos, sendo que a mata apresentou maior abundância que os demais nos anos 2002 e 2004 e não foram observadas diferenças estatísticas entre os sistemas em 2003. No entanto, de modo geral, pode se destacar que há uma tendência de maiores valores na mata e nos reflorestamentos mais maduros (1984, 1992 e 1994) e menores valores nos reflorestamentos de 1999 e de 1994 sem solo superficial.

Na avaliação realizada em 2008, observou-se que, entre os reflorestamentos, os maiores valores foram encontrados nos sistemas de 1992 e 1994, com cerca de 70 e 60 indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹, respectivamente. O plantio de 1984, que é mais antigo que os anteriores, teve uma abundância menor, com cerca de 40 indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹, valor que não se diferiu estatisticamente da mata. Esta foi uma tendência já observada em anos anteriores e pode se reflexo de diferenças nas práticas de reflorestamento entre 1984 e 1992.

No plantio de 1984, não houve aplicação de solo superficial sobre a área por ocasião de sua preparação, assim como era feito nos reflorestamentos na época (de 1981 à 1985), isso

levou à diferenças no desenvolvimento inicial das plantas e conseqüentemente na performance dos resultados dos estudos posteriores (SALOMÃO et al., 2007). Outra característica que pode se destacar é que no reflorestamento de 1984 utilizou-se menor quantidade de espécies arbóreas (67) no processo de revegetação, enquanto em 1992 foram usadas 91 espécies.

No caso do reflorestamento de 1994 sem adição de solo superficial (1994 SS), a abundância foi significativamente inferior a dos outros reflorestamentos e semelhante à encontrada no reflorestamento realizado em 1999, indicando que a adição de solo superficial, constitui-se numa importante estratégia para o avanço dos processos ecológicos, nos reflorestamentos implantados na região.

De modo geral, em todos os plantios sobre o estéril os grupos que apareceram em maior abundância foram Collembola, Formicidae e Coleoptera (Tabela 9).

É possível que o desenvolvimento da vegetação nos reflorestamentos tenha contribuído para o depósito de matéria orgânica no solo e possibilitou a criação de novos ambientes com condições microclimáticas favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento da fauna edáfica. Este dado confirma a importância da cobertura vegetal para estreitar a amplitude e a variação climática na formação inicial de novas áreas em estágios iniciais de desenvolvimento.

Estudando o manejo do solo e a recomposição da vegetação em áreas degradadas pela extração de bauxita em Poços de Caldas-MG, MOREIRA (2005) verificou que a regeneração natural foi mais exuberante em tratamentos onde se adicionou solo superficial devido à possível presença de banco de sementes, por possuir maior teor de matéria orgânica, como também condições físicas e químicas melhores que o fundo de mina, para receber propágulos oriundos da dispersão de sementes na área, oriundos do seu entorno. Resultados similares foram obtidos por PARROTTA & KNOWLES (2003), em estudo de recuperação de áreas após mineração em Porto Trombetas, PA, em áreas próximas as áreas deste estudo. Esses autores atribuem à recolocação do solo superficial, uma melhoria das condições de fertilidade, aumentando os teores de matéria orgânica e aspectos biológicos que são de vital importância para recuperação de áreas nessas condições facilitando o restabelecimento da microbiota do solo.

Tabela 9. Abundância dos principais grupos fauna do solo nos reflorestamentos nos cinco anos amostrados em Porto Trombetas-PA.

Grupos encontrados nos reflorestamentos											
Plantio	Aran	Blat	Coleop	Collem	Dipt	Form	Hom	Hymen	L.Dip	Orth	Out
Indivíduos armadilha ⁻¹ dia ⁻¹											
Ano 2000											
1984	0,17	0,10	1,31	3,31	1,14	15,19	0,07	0,26	0,43	0,21	0,45
1992	0,45	0,88	2,62	12,79	0,40	9,86	0,12	0,45	0,12	1,57	1,04
1994 SS	0,53	0,67	2,13	6,43	0,67	6,43	-	0,27	-	0,97	0,26
1994	-	-	0,17	0,27	-	3,33	0,07	0,07	-	0,03	0,60
1999	0,14	-	0,03	9,58	-	6,44	0,28	0,47	-	0,31	-
Mata	1,12	0,14	14,62	5,07	1,50	3,98	0,17	0,88	0,38	0,93	2,06
Ano 2002											
1984	0,31	0,69	1,24	7,24	3,07	8,48	0,05	0,33	0,10	0,19	0,47
1992	0,45	0,14	1,38	3,98	1,10	6,55	0,14	0,05	0,71	0,17	0,36
1994 SS	0,58	1,03	4,47	16,44	3,33	6,56	0,22	0,58	0,08	0,56	0,97
1994	0,07	-	-	0,24	-	4,50	-	-	0,02	0,05	0,05
1999	0,07	-	0,60	0,76	0,12	16,26	0,10	0,07	-	0,19	-
Mata	0,61	0,53	6,33	49,17	2,78	3,56	0,11	0,36	0,86	1,17	1,77
Ano 2003											
1984	0,25	0,11	0,66	1,80	0,84	3,48	0,02	0,07	0,04	0,05	0,43
1992	0,25	0,09	1,30	4,98	1,25	2,79	0,07	0,04	0,09	0,04	0,52
1994 SS	0,13	0,29	0,73	2,73	0,48	4,90	0,02	0,08	0,06	0,65	0,21
1994	0,16	0,18	0,63	1,04	0,29	5,98	0,07	0,25	-	0,38	0,30
1999	0,11	-	0,54	0,02	0,05	4,27	-	0,07	0,09	0,38	-
Mata	0,20	0,20	4,18	1,71	1,07	1,52	0,02	0,13	0,13	0,45	0,27
Ano 2004											
1984	0,14	0,02	1,02	1,55	1,02	2,33	-	0,14	0,12	0,43	0,57
1992	0,53	0,12	1,33	1,90	2,45	2,82	0,04	0,10	0,06	0,04	0,47
1994 SS	0,33	0,16	1,76	1,02	1,02	2,45	0,06	0,31	-	0,39	0,20
1994	0,02	0,02	0,61	0,06	0,10	4,82	-	0,04	0,08	0,63	-
1999	0,12	0,00	0,65	0,94	0,08	4,98	0,04	-	-	0,61	0,06
Mata	0,35	0,10	7,43	2,76	1,08	0,86	0,08	0,51	0,79	0,33	1,01
Ano 2008											
1984	0,45	0,05	2,60	19,14	1,38	7,71	4,29	0,79	0,02	0,21	3,40
1992	0,21	0,26	1,07	59,12	0,95	3,69	0,19	0,31	0,24	0,19	2,88
1994 SS	0,45	0,29	3,36	26,31	2,31	34,71	0,14	0,38	0,05	0,02	2,22
1994	0,52	0,12	3,07	13,60	0,21	6,62	0,10	0,45	0,74	0,64	1,90
1999	0,38	0,05	4,07	4,60	0,05	5,48	0,17	0,29	1,55	0,93	3,14
Mata	0,43	0,07	3,93	17,48	0,71	3,43	0,07	0,38	0,31	0,69	4,00

Aran=Araneae, Blat=Blattodea, Coleop=Coleoptera, Collem=Collembola, Dipt=Diptera, Form=Fomicidae, Hom=Homoptera, Hym=Hymenoptera, Isopt=Isoptera, L.Dip= Larvas de Diptera, Orth=Orthoptera, Out=Outros; -Não observado.

4.1.2 Riqueza, diversidade e uniformidade da fauna de solo: índice de diversidade de Shannon (H) e índice de Equabilidade de Pielou (U) nos reflorestamentos

No que se refere à riqueza total (RT) e a riqueza média (RM), de modo geral, a Mata se apresentou como bom objeto de comparação, já que mostrou maiores riquezas total e média em quase todos os tratamentos e anos, sendo que os reflorestamentos com plantios mais antigos apresentaram valores mais próximos aos observados na mata nativa (Tabela 10). Por este parâmetro fica claro que o tempo de reflorestamento é fundamental para o aumento da riqueza de grupos e que a adição de solo superficial catalisa essa evolução. Isso fica mais evidente quando se comparam no tempo os plantios de 1994, 1994 SS, 1999 e a mata.

Para a riqueza média (RM), que representa o número médio de grupos da fauna coletados por amostra em cada tratamento, a mata sempre apresentou maiores valores de riqueza de 2000 a 2004, juntamente com o reflorestamento plantado em 1992 nos anos 2000, 2002 e 2003. Em 2008, os dados de riqueza média foram muito próximos, não sendo observadas diferenças estatísticas entre as áreas. De modo geral, quase todas as áreas apresentaram valores de riqueza média na ordem de aproximadamente 50 % da riqueza total.

Já em relação aos índices de Shannon e de Pielou, de forma geral, nos sistemas com abundâncias baixas, como o 1994 SS, há um artifício do índice que aumenta a equabilidade, e consequentemente, o valor do índice de diversidade. Nos sistemas com baixo número de grupos, mas com abundância relativamente alta, com dominância de determinados grupos houve redução no valor da equabilidade, o que reduziu o valor do índice de Shannon, situação observada no reflorestamento de 1992, na amostragem de 2008, com alto número de indivíduos, alto número de grupos e baixo índice de diversidade. Isso fica mais claro quando se compara com a mata, onde foram observados maiores valores de diversidade. Os dados registrados para a Mata mostraram equabilidade relativamente alta (maior que 0,6) e também maior valor para índice de Shannon (maior que 2,6), o que é mais coerente com o esperado.

Segundo ODUM (1988), a diversidade de grupos está associada à relação entre o número de grupos (riqueza) e a distribuição do número de indivíduos entre os grupos (equitabilidade). Esta definição está explicitada nos índices de Shannon e de Pielou, que conjugam estas duas variáveis.

Os índices de diversidade são usados há muito tempo por ecólogos e existem algumas críticas em relação à confiabilidade de aplicação de cada um, considerando que, muitas vezes, o valor obtido para uma comunidade não permite saber exatamente a natureza dela. Infinitas combinações de riqueza de espécies e equabilidade poderiam gerar exatamente o mesmo valor. Como consequência, pode-se obter o mesmo valor de índice de diversidade para duas comunidades distintamente diferentes em riqueza de espécies e equabilidade (MENDES et al. 2008). Nesta mesma linha, um determinado índice de diversidade pode indicar que uma comunidade A é mais diversa que outra B, enquanto outro índice indica o oposto, dependendo se cada um deles dará mais atenção à riqueza ou à equabilidade (MELO, 2008).

A afirmação de que uma comunidade que apresenta valor mais elevado do índice de equabilidade de Pielou, seja mais biodiversa, por indiretamente apresentar menor dominância de poucas espécies ou grupos, não é sempre verdadeira em todas as situações (MENEZES et al., 2009). GOSSELIN (2006) afirma que, embora a equabilidade seja um componente da diversidade, idealizado como matematicamente independente da riqueza de espécies, ele de fato não o é. Ao contrário, essa relação é forte, principalmente quando a riqueza é inferior a 20, variando muitas vezes de maneira inversa à riqueza, em especial, quando são encontrados poucos grupos com baixa abundância, como no plantio de 1999. Neste tipo de situação, a proporção relativa dos diferentes grupos é semelhante, resultando em alta equabilidade. Em comunidades de ecossistemas mais diversos, por sua vez, a dominância de alguns grupos é freqüente, em função das diferentes estratégias de vida dos organismos da fauna do solo.

A maior diversidade de grupos apresentada pelos reflorestamentos mais antigos indica que os organismos estão encontrando nas áreas dos reflorestamentos condições biológicas favoráveis ao seu desenvolvimento. Este padrão está associado ao estoque de serapilheira, ou seja, nos sistemas mais desenvolvidos houve melhor estabelecimento da fauna do solo e de forma oposta quando houve um menor desenvolvimento da vegetação, a fauna do solo não se estabeleceu em grande quantidade. Estes resultados indicam a relação existente entre ambos os parâmetros, já ressaltado por LOPES & ASSAD (1997). PRIMAVESI (1990) já afirmava que a quantidade e a diversidade de espécies de organismos que colonizam um determinado solo são dependentes, em grande parte, da alimentação disponível e, quanto maior e de boa qualidade for o teor de matéria orgânica, mais organismos terão condições de colonização. Assim como DUCATI (2002) observou que em fragmentos florestais da Mata Atlântica em tratamentos com cobertura vegetal mais densa e solo menos perturbado foram verificadas as maiores densidades de organismos da meso e macrofauna edáfica.

Tabela 10. Riqueza total (RT) e Riqueza média (RM), Índice de diversidade de Shannon (H) (log com base 2) e Índice de Equabilidade de Pielou (U) das comunidades de fauna do solo em reflorestamentos com diferentes idades, na MRN em Porto Trombetas-PA, por ano de amostragem.

Riqueza total (RT) e média (RM) das comunidades de fauna do solo											
Ano de amostragem											
	2000		2002		2003		2004		2008		Ordem*
	RT	RM	RT	RM	RT	RM	RT	RM	RT	RM	
	Nº de grupos de fauna do solo										
1984	16	9 b	16	9 a	17	8 ab	14	8 b	23	13 ns	3
1992	17	12 a	14	9 a	20	11 a	16	9 b	23	13 ns	2
1994	14	9 b	17	11 a	16	8 ab	12	9 b	20	12 ns	4
1994 SS	9	3 c	6	2 b	17	9 ab	9	4 c	23	12 ns	5
1999	7	4 c	8	4 b	8	5 b	9	5 c	18	11 ns	6
MATA	18	12 a	24	13 a	21	11 a	21	11 a	21	13 ns	1
CV (%)		19		22		32		31		23	
Índices de diversidade de Shannon (H) e de Equabilidade de Pielou (U)											
	S	U	S	U	S	U	S	U	S	U	Ordem*
1984	1,8	0,44	2,2	0,54	2,4	0,60	2,8	0,73	2,51	0,55	3
1992	2,3	0,56	2,5	0,65	2,4	0,56	2,8	0,69	1,30	0,28	2
1994	2,4	0,62	2,4	0,59	2,3	0,57	2,7	0,75	1,98	0,44	4
1994 SS	1,4	0,45	0,6	0,23	2,0	0,50	1,3	0,41	2,42	0,54	6
1999	1,4	0,5	0,7	0,22	1,3	0,42	1,6	0,52	3,08	0,71	5
MATA	2,6	0,63	1,6	0,34	2,9	0,65	2,6	0,59	2,69	0,59	1

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste t de Bonferroni ($P < 0,05$)

* Ordem= atribuído em função da frequência da posição de cada área em cada ano.

A riqueza total (RT) apresentou como bons parâmetros de avaliação, por serem mais discriminantes em relação aos tratamentos. Enquanto a mata sempre apresentou valores próximos ou superiores a 20 grupos em todos os anos, nos reflorestamentos, valores nessa faixa só apareceram em 2008. Nos reflorestamentos de 1994 sem solo superficial e no de 1999 foram verificados sempre valores abaixo de 10 até o ano 2008. Por outro lado, os reflorestamentos 1984, 1992 e 1994 sempre se destacaram em relação aos demais, com valores de riqueza superiores a 15, em média.

Os resultados parecem indicar que a partir dos 10 anos de reflorestamento com adição de solo superficial, já se atinge o patamar de diversidade, no nível de grandes grupos da fauna do solo, ou seja, classes e ordens, relativamente similares aos da mata. É possível que em níveis taxonômicos menores, como no caso de gêneros e espécies, ainda haja diferença entre

os plantios e o ecossistema original. De qualquer forma, a utilização de uma baixa resolução taxonômica (classes e ordens) tem sido apontada como um atalho para avaliação de estresses ambientais, dentro do conceito de suficiência taxonômica (TERLIZZI et al., 2003). De acordo com este conceito proposto por ELLIS (1985), a identificação dos indivíduos deve ser feita no maior nível taxonômico, em que seja possível detectar alterações decorrentes de impactos ambientais, sendo um expediente eficiente para estimar os efeitos de uma perturbação na estrutura de uma comunidade, reduzindo custos e diminuindo o tempo de resposta.

O ordenamento com base na riqueza e nos índices de Shannon e Pielou, nos reflorestamento no estéril, mostra que depois da mata, os plantios podem ser colocados na seguinte ordem 1992 > 1984 > 1994 > 1999 > 1994SS.

Os estudos dos grupos de fauna edáfica já estabelecidos e em fase de colonização nos plantios em Porto Trombetas têm mostrado que a colonização ocorre de forma gradativa, corroborando o apresentado por vários autores (GREENSLADE & GREENSLADE, 1984; MAJER, 1989; GREENSLADE, 1992; MAJER, 1992; FOWLER, 1998 e SNYDER & HENDRIX, 2008), daí sua importância como indicadora do processo de recuperação da área.

Nos plantios mais antigos se observou padrão similar no estabelecimento dos grupos, sendo que Orthoptera, Formicidae, Collembola, Coleoptera, Araneae, Hymenoptera, Diptera, Blattodea e Heteroptera apareceram em todos os anos. Já no reflorestamento plantado em 1992, ocorreram em todos os anos os grupos Thysanoptera, Homoptera, Larvas de Diptera, e Isoptera. Os demais grupos apresentaram padrão instável, aparecendo apenas em alguns anos de amostragem (Tabela 11). No reflorestamento de 1994 SS e o de 1999 houve grande variação no estabelecimento dos grupos, aparecendo apenas em alguns anos. No primeiro, os grupos Orthoptera, Formicidae e Collembola foram registrados em todas as amostragens e no reflorestamento de 1999, isso ocorreu com os grupos Orthoptera, Coleoptera e Araneae. Os demais variaram nos anos, com os maiores números de grupos em 2003 (17) e em 2008 (20). Em 1999 foi visualizado melhor o progresso da fauna do solo com o tempo, por ser considerado mais novo e com a maioria dos grupos em fase de colonização.

Destaca-se que no momento da mineração da bauxita, devido a degradação intensa pela supressão da vegetação e revolvimento do solo, a população de organismos declinou, com o decréscimo do teor de matéria orgânica conforme PIERZYNSKI et al., (1994). As intervenções na cobertura vegetal alteram a estrutura da comunidade de fauna, com o desaparecimento de certos grupos em função da relação interdependente da fauna edáfica e da diversidade de recursos, indicando a ocorrência de problemas ambientais (BROWN, 2001). A composição da fauna do solo reflete o funcionamento do ecossistema devido sua íntima associação aos processos do sistema serapilheira-solo e sua grande sensibilidade às modificações ambientais (CORREIA e PINHEIRO, 1999). Neste sentido a simplificação ambiental faz com que os insetos edáficos sofram declínios populacionais, uma vez que a diferença estrutural dos recursos causa interrupção no seu ciclo de vida, pela alteração da qualidade do solo e dos microhabitats suportados pela paisagem (KIMBERLING et al., 2001).

A fauna do solo voltou a se estabelecer no início da recuperação da matéria orgânica. A aplicação de solo superficial e o material orgânico das partes aéreas senescentes das plantas, ao caírem sobre o solo, formaram camada compreendendo folhas, caules, flores e frutos, bem como restos de animais e material fecal, em diferentes estágios de decomposição, constituindo alimento para os organismos. O conjunto formado pelo solo e serapilheira apresenta os compartimentos onde ocorrem os processos de decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, onde se concentram os organismos que atuam na fragmentação de cadeias carbônicas. Segundo PIERZYNSKI et al., (1994), esse conjunto além de fornecer fonte de carbono e energia para os organismos do solo, é também o habitat onde todas as ações dos organismos ocorrem, garantindo sua sobrevivência e reprodução.

Tabela 11. Grupos de fauna do solo amostrados nos reflorestamentos. Os pontos marcados com x indicam a ocorrência do grupo no referido ano.

Grupos	Reflorestamentos																				Mata									
	1984					1992					1994					1994 SS					1999									
	Épocas de amostragem																													
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Orthoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Formicidae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Collembola	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Coleoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Araneae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Hymenoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Diptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Blattodea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Heteroptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Thysanoptera	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Homoptera	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Larvas de Diptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x			x		x		x		x	x	x	x	x	
Isoptera	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x			x		x			x	x	x		x	x	x	x	x	x	
Larvas de Coleoptera	x	x		x	x			x	x	x		x	x		x				x					x	x	x	x	x	x	
Psocoptera	x				x	x		x		x	x	x		x	x	x		x					x	x	x	x	x	x		
Chilopoda	x				x									x			x							x		x	x			
Diplopoda		x	x	x	x	x				x		x		x	x				x							x	x	x	x	
Lepidoptera		x	x	x			x	x	x																	x		x	x	
Isopoda			x	x	x									x										x	x	x	x	x	x	
Gastropoda			x														x													
Acari					x					x														x					x	
Diplura					x																			x					x	
Llepidoptera					x	x		x	x		x		x				x													
Pseudosponida					x			x		x															x	x	x		x	
Symphyla					x					x																				
Opiliona						x		x		x	x																x	x	x	
Archaeognata								x		x		x						x						x						
Trichoptera										x																				
Scopionida			x							x			x																	
Dermaptera											x																			

Épocas de amostragem: 1=2000; 2=2002; 3=2003; 4=2004; 5=2008

4.1.2 Índice de Mudança (V) nos reflorestamentos

Analisando os dados nos reflorestamentos, de modo geral é possível verificar que todos apresentaram inibição extrema para maioria dos organismos do solo, sendo que nos três reflorestamentos mais antigos e mais desenvolvidos 84 (48%) 92 (32%) e 94 (52%), os valores foram menores, enquanto os reflorestamentos de 1999 e o de 1994 sem solo superficial apresentaram 84 e 76 % dos grupos, respectivamente incluídos nessa classe (Tabela 12).

O sistema 1984 apresentou 48% dos seus grupos extremamente inibidos, 24 % moderadamente inibidos e 16 % levemente inibidos. Apenas os grupos Chilopoda, e Formicidae apresentaram algum tipo de estímulo e o grupo Thysanoptera foi o único incluído na categoria sem alteração.

No caso do reflorestamento plantado em 1992, foram observados os valores de 32%, 20% e 16% dos grupos com extrema, moderada e leve inibição, respectivamente, os demais grupos se apresentaram estimulados, sendo que o grupo Diplopoda mostrou-se extremamente estimulado. Sendo um reflorestamento em desenvolvimento, pode se considerar que a deposição de material, com o desenvolvimento da vegetação possibilitou que alguns grupos tenham se desenvolvido mais que os outros, porém é importante destacar que o ideal é que estes se aproximem mais da mata, ou seja que a maioria dos grupos se encontrassem na classe sem alteração.

Além do reflorestamento de 1984, também o de 1994 apresentou um grupo incluído na classe sem alteração, nesse caso, o grupo Araneae foi o que mais se aproximou da mata.

No reflorestamento 1994 sem solo superficial, apenas os grupos Psocoptera, Diplopoda e Formicidae não mostraram nenhuma inibição, apresentando-se estimulados. O grupo Homoptera apresentou inibição moderada e os demais grupos se encontraram extremamente inibidos.

Já no reflorestamento plantado em 1999, os grupos Formicidae e Homoptera se encontraram com moderada estimulação, Collembola e Hymenoptera com inibição leve e Araneae e Orthoptera com inibição moderada. Os demais se apresentaram extremamente inibidos.

Na última avaliação em 2008, foi observado que os grupos se apresentaram com menor inibição. O reflorestamento plantado em 1984 apresentou 56 % dos grupos inibidos, sendo 20 % com inibição extrema, 32 % dos grupos estimulados e 12 % dos grupos sem alteração, incluindo nesse caso os grupos Diptera, Hymenoptera e Larvas de Lepidoptera.

No reflorestamento de 1992 foi observado que 60% dos grupos tinham alguma inibição, 36% dos grupos foram estimulados e 4 % sem alteração, considerando nessa classe o grupo Pseudoscorpionida.

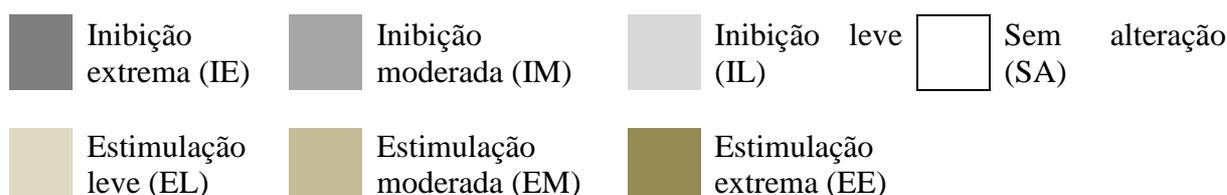
No plantio feito no ano de 1994 foram encontrados 64 % dos grupos inibidos e 28 % estimulados. Os grupos Acari e Homoptera foram os únicos que se enquadraram na mesma categoria dos organismos da mata, representado 8 % do total.

O reflorestamento plantado em 1994 sem solo superficial apresentou 68 % dos grupos inibidos, 24% estimulados e 8 % sem alteração, destacando aqui Araneae e Collembola que se inseriram nessa classe.

No reflorestamento de 1999, mesmo nessa última avaliação não foram observados grupos sem alteração, sendo que 72% dos grupos apresentaram inibição e 28% estimulação, mas nota-se que em relação ao ano de 2000, alguns grupos saíram da condição de inibição para condição de estimulação, nesse caso, destacam-se os grupos Acari, Chilopoda, Larvas de Diptera, Orthoptera e Thysanoptera.

Tabela 12. Índice V para os grupos taxonômicos da fauna do solo em reflorestamentos plantados nos anos de 1984, 1992, 1994, 1994SS e 1999 com espécies nativas mais leguminosas na MRN em Porto Trombetas-PA nos 2000 e 2008.

Grupos	Ano de amostragem									
	2000					2008				
	Reflorestamentos									
	R84	R92	R94	R94S	R99	R84	R92	R94	R94S	R99
Acari	IE	IE	IE	IE	IE	EE	EM	SA	EL	EM
Araneae	IM	IL	SA	IE	IM	IL	IM	IL	SA	IL
Archaeognata	IE	IE	IE	IE	IE	IE	EL	IE	IE	IE
Blattodea	IM	EM	EM	IE	IE	IM	EL	EL	IL	IM
Chilopoda	EM	IE	IE	IE	IE	EM	IE	EE	IE	EE
Coleoptera	IE	IM	IM	IE	IE	IM	IE	IM	IM	IL
Collembola	IM	IL	IM	IE	IL	EL	EM	EL	SA	IM
Dermaptera	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE
Diplopoda	IE	EE	IE	EL	IE	EL	EL	EM	EM	IE
Diptera	IL	IM	IM	IE	IE	SA	IL	EL	IE	IE
Formicidae	EE	EM	EM	EL	EM	EM	EL	EE	EM	EM
Heteroptera	IL	EM	IM	IE	IE	IM	IM	IM	IM	IE
Homoptera	IL	EL	IE	IL	EM	EE	EL	SA	IL	EL
Hymenoptera	IM	IL	IM	IE	IL	SA	IM	IL	IL	IM
Isopoda	IE	IE	IE	IE	IE	EE	IE	IL	EM	IL
Isoptera	IE	IM	IE	IE	IE	IM	IM	IM	IE	IE
L. Coleoptera	IE	IE	IE	IE	IE	EL	IM	EM	IL	IM
L. Diptera	IL	IM	IE	IE	IE	IE	IM	IE	EL	EM
L. Lepidoptera	IE	EM	EL	IE	IE	SA	IE	IE	IE	IE
Lepidoptera	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE
Opilionida	IE	EM	EL	IE	IE	IE	EL	IE	IE	IE
Orthoptera	IM	EM	EL	IE	IM	IM	IM	IE	IL	EL
Pseudoscorpionida	IE	IE	IE	IE	IE	IL	SA	IE	IE	IE
Psocoptera	IM	IL	IL	EE	IE	IM	EE	IM	IL	IL
Thysanoptera	SA	IM	IE	IE	IE	IL	IL	IM	EL	EL
Classes	Percentual de distribuição por classe									
IE	48	32	52	84	76	20	24	32	36	40
IM	24	20	20		8	24	28	20	8	16
IL	16	16	4	4	8	12	8	12	24	16
S A	4		4			12	4	8	8	
EL		4	12	8		12	24	12	12	12
EM	4	24	8		8	8	8	8	12	12
EE	4	4		4		12	4	8		4



O grupo isopoda que é um saprófago de grande importância no processo de ciclagem de nutrientes apareceu inibido em 2000 e passou à condição de estimulação nos reflorestamentos de 1984 e 1994 SS e menor inibição nos reflorestamentos de 1994 e 1999.

É importante destacar também o grupo Pseudoscorpionida, que é um predador que aparece em estágios mais avançados de desenvolvimento do sistema, que apareceu totalmente inibido em 2000 em todos os plantios e passou à condição sem alteração no reflorestamento de 1992 e menor inibição no reflorestamento de 1984 no ano 2008.

Na comparação entre os dois anos é possível avaliar que todos os sistemas melhoraram de classificação no que se refere ao desenvolvimento da fauna do solo (Tabela 13). Isso indica que os sistemas estão melhorando as condições para o estabelecimento e colonização pelos organismos no sentido de se aproximar das condições apresentadas pela mata. É possível observar também que onde os sistemas se apresentaram menos desenvolvidos em relação à mata em 2000 (reflorestamento de 1984, 1994 SS e de 1999), ocorreu avanço maior no desenvolvimento da comunidade de fauna do solo (32, 20, e 20 %, respectivamente aos anos). Já nos sistemas com menor inibição naquele ano, reflorestamento de 1992 e 1994, a progressão foi menor (8 e 14%), respectivamente, indicando que à medida que os plantios vão se desenvolvendo junto com a comunidade de fauna edáfica, os plantios vão se tornando mais estáveis.

Tabela 13. Progressão de classificação da fauna do solo de 2000 para 2008 com base no Índice V nos reflorestamentos.

Classes	Ano de amostragem									
	2000					2008				
	Reflorestamentos									
	R84	R92	R94	R94S	R99	R84	R92	R94	R94S	R99
	Classificação (%)									
Inibição	88	68	78	88	92	56	60	64	68	72
Sem alteração	4	-	4	-	-	12	4	8	8	-
Estimulação	8	32	20	12	8	32	36	28	24	28

Conforme TOPP et al. (2001), a fauna edáfica melhora as propriedades físicas e químicas do solo em áreas submetidas a processos de recuperação. Nesses ambientes, através da deposição da serapilheira, aumenta a probabilidade de que saprófagos possam encontrar alimento apropriado durante todas as estações do ano, quando ocorre o início do processo de sucessão. Nas fases iniciais da sucessão primária são encontradas altas densidades populacionais de Collembola, Diptera e Coleoptera. Posteriormente surgem espécies de minhocas e diplópodes que são conhecidas como colonizadores de áreas em recuperação durante a segunda ou terceira fase de sucessão (SAUTER, 1991; SAUTER, 2005).

Considerando todos os plantios avaliados, apenas o reflorestamento de 1999 era recente quando começaram as avaliações em 2000, talvez por isso não foi possível identificar claramente o momento inicial de colonização pela fauna edáfica nos reflorestamentos, porém em função da progressão da classificação dos grupos de fauna nos plantios, torna mais compreensível o avanço do processo de colonização.

4.1.4 Abundância da fauna do solo no Tanque

Nos tratamentos desenvolvidos no tanque de rejeito da lavagem de bauxita, em 2000 também foram observadas diferenças no número de indivíduos capturados entre os sistemas estudados, bem como no número de grupos coletados (Tabela 14).

A partir de 2002 se observa que as comunidades de fauna de solo apareceram com destaque nas parcelas com *A. holosericea* e “Adub 2”, sendo esses os mais similares à mata.

Tabela 14. Número de indivíduos de fauna do solo coletados por armadilha por dia (\pm erro padrão) em tanque de mineração revegetadas com diferentes espécies nativas e mistura de leguminosas na MRN em Porto Trombetas PA por ano de amostragem.

Sistemas	2000	2002	2003	2004	2008
Nº de indivíduos armadilha ⁻¹ dia ⁻¹ \pm erro padrão					
HOLO	5,4 \pm 1,4 c	29,8 \pm 4,1 b	19,4 \pm 3,1 a	10,9 \pm 2,2 bc	29,4 \pm 3,8 b
TAXI	18,1 \pm 4,2 b	7,8 \pm 1,7 c	3,3 \pm 1,1 c	3,1 \pm 0,6 c	11,5 \pm 1,8 c
ADUB 1	0,8* \pm 0,3* c	2,0 \pm 0,4 c	7,4 \pm 3,0 ab	5,5 \pm 1,0 c	8,4 \pm 2,2 c
ADUB 2	0,8* \pm 0,3* c	19,4 \pm 4,0 bc	15,8 \pm 4,0 ab	11,4 \pm 3,2 ab	21,3 \pm 2,8 bc
BORDA	19,0 \pm 2,1 b	10,9 \pm 1,5 c	7,2 \pm 0,8 ab	12,4 \pm 1,6 ab	88,7 \pm 10,2 a
MATA	31,5 \pm 4,0 a	66,5 \pm 10,5 a	10,6 \pm 2,1 ab	15,5 \pm 2,5 a	31,5 \pm 4,0 b
CV (%)	42	59	63	54	56

*Em 2000, ainda não havia sido montado o experimento de adubação e não havia colonização vegetal. Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste t de Bonferroni ($P < 0,05$)

Assim como nas áreas de reflorestamentos, no tanque, os grupos mais frequentes da comunidade de fauna do solo amostrados nas áreas foram Collembola, Formicidae e Coleoptera (Tabela 15).

Estudos mostraram que durante o estágio inicial da sucessão, ocorre um aumento nas populações de Collembola e Acari. Após a colonização vegetal inicial da área, a mesofauna alcança grandes aumentos populacionais depois do início da recuperação dos solos degradados, sendo que os Collembola são dominantes neste estágio e são caracterizados como indicadores, com cerca de um terço da abundância e metade da biomassa da população da mesofauna edáfica (WANNER e DUNGER, 2002; SAUTTER e SANTOS, 1994).

Nesse estudo o grupo Collembola representou 39,5% do total de indivíduos capturados nos reflorestamentos e 34,5% na área do tanque, enquanto que esse valor foi de 46,1% na área de mata (Tabela 16). Os grupos com abundância superior a 2 % que foram registrados em maior proporção depois de Collêmbola foram formigas, coleóteros, dípteros e orthopteros. Os demais grupos com proporção inferiores a 2 % foram somados e apresentados o valor total como “outros”. É importante destacar que o grupo Coleoptera aparece em terceiro em proporção relativa nos reflorestamentos e no tanque e já foi observado que esse grupo aumentou à medida que os plantios foram se desenvolvendo. Na mata, no entanto, o grupo coleoptera aparece em maiores proporções na maioria dos anos como é comum ocorrer em áreas de mata nativa da Amazônia.

Segundo Coleman & Crossley (1996), o grupo Coleoptera apresenta grandes variações de forma, tamanho, função, distribuição e possui variadas funções, dependendo da espécie, podendo ser predador, fitófago ou saprófago e por isso é registrado normalmente em grandes proporções em sistemas mais desenvolvidos como no caso da mata nativa. O aumento desse grupo nos plantios tanto no tanque como nos reflorestamentos também é um sinal de que os plantios tendem a se aproximar da mata nativa, onde foi registrada maior proporção de coleóteros (25%).

Tabela 15. Abundância dos principais grupos fauna do solo nos plantios do tanque nos cinco anos amostrados em Porto Trombetas-PA.

Grupos encontrados no tanque											
Trat	Aran	Blat	Coleop	Collem	Dipt	Form	Hom	Hymen	L.Dip	Orth	Out
Indivíduos armadilha ⁻¹ dia ⁻¹											
Ano 2000											
Holo	0,21	0,02	0,10	1,40	0,21	2,29	1,00	0,05	-	0,02	0,12
Taxi	0,10	0,02	0,29	15,55	0,62	1,00	0,10	0,02	-	0,38	-
Adub 1	0,05	-	0,02	0,38	-	0,24	0,02	0,02	-	0,07	0,02
Adub 2	0,05	-	0,02	0,38	-	0,24	0,02	0,02	-	0,07	0,02
Borda	0,33	-	1,74	4,21	0,31	9,71	0,21	0,55	0,05	0,33	1,55
Mata	1,12	0,14	14,62	5,07	1,50	3,98	0,17	0,88	0,38	0,93	2,06
Ano 2002											
Holo	0,02	0,19	0,26	2,26	0,07	4,19	0,07	0,02	0,02	0,12	0,59
Taxi	-	-	0,07	1,02	1,69	0,62	25,49	0,07	0,02	0,05	0,71
Adub 1	-	0,02	0,07	0,81	-	1,02	-	0,02	0,02	0,02	0,05
Adub 2	0,10	-	0,45	4,67	0,07	10,93	0,12	0,24	0,05	0,31	2,52
Borda	0,05	-	2,17	-	0,02	2,26	-	-	-	-	6,40
Mata	0,61	0,53	6,33	49,17	2,78	3,56	0,11	0,36	0,86	1,17	1,77
Ano 2003											
Holo	0,36	0,20	0,82	2,09	0,30	14,05	0,55	0,09	-	0,30	0,36
Taxi	0,05	-	0,09	0,95	0,02	1,77	0,05	0,04	0,02	0,04	0,28
Adub 1	-	0,04	0,08	1,56	0,04	5,33	0,21	0,02	-	0,10	-
Adub 2	0,09	0,04	1,02	2,04	0,45	9,91	0,43	0,27	0,02	0,77	0,73
Borda	0,29	0,04	1,48	1,36	0,23	2,55	0,14	0,16	0,02	0,14	0,77
Mata	0,20	0,20	4,18	1,71	1,07	1,52	0,02	0,13	0,13	0,45	0,27
Ano 2004											
Holo	0,59	0,06	1,57	1,78	0,51	5,27	0,04	0,24	-	0,55	0,16
Taxi	0,05	0,05	0,40	0,07	0,02	1,62	0,31	-	0,08	0,02	0,55
Adub 1	0,06	0,02	0,30	0,20	0,22	4,55	0,02	-	-	0,08	0,08
Adub 2	0,18	0,02	0,94	0,49	0,14	9,04	0,06	-	-	0,45	0,04
Borda	0,20	0,04	2,67	0,73	0,37	7,08	0,02	0,18	-	0,24	0,78
Mata	0,35	0,10	7,43	2,76	1,08	0,86	0,08	0,51	0,79	0,33	1,01
Ano 2008											
Holo	0,36	0,12	2,52	19,64	0,38	3,17	0,14	0,19	0,07	0,21	1,61
Taxi	0,14	0,02	0,98	6,12	0,10	2,40	0,21	0,07	0,19	0,45	0,52
Adub 1	0,12	-	0,05	3,69	0,02	2,38	-	0,10	0,02	0,14	0,19
Adub 2	0,74	0,24	1,02	8,31	0,19	5,21	0,12	0,40	0,24	0,19	4,64
Borda	0,55	0,31	1,31	32,83	0,31	6,02	0,07	0,55	0,43	1,76	3,44
Mata	0,43	0,07	3,93	17,48	0,71	3,43	0,07	0,38	0,31	0,69	4,00

Aran=Araneae, Blat =Blattodea, Coleop=Coleoptera, Collem=Collembola, Dipt=Diptera, Form=Fomicidae, Hom=Homoptera, Hym=Hymenoptera, L. Dip=Larva de Diptera, Orth=Orthoptera, Out=Outros; - Não observado.

Tabela 16. Distribuição percentual dos principais grupos da fauna do solo superior a 2 %, amostrados de 2000 a 2008 em áreas reflorestadas da MRN em Porto Trombetas PA e na mata nativa.

Grupos	Composição geral de grupos da fauna do solo		
	Reflorestamentos	Tanque	Mata
	%		
Collembola	39,5	34,5	46,1
Formicidae	36,0	46,0	8,9
Coleoptera	7,9	6,9	25,1
Diptera	4,8	1,7	4,8
Orthoptera	2,1	2,4	2,4
Outros	9,7	8,5	12,7

4.1.5 Riqueza, diversidade e uniformidade da fauna de solo: índice de diversidade de Shannon (H) e índice de Equabilidade de Pielou (U) no Tanque

Analisando o processo de colonização da fauna do solo no tanque de rejeito é possível observar como a extensa floresta ao redor da área de mineração funciona como uma poderosa fonte dispersora, de tal modo que mesmo na área de rejeito sem cobertura vegetal (Adub 1 e Adub 2) em 2000 já foi possível observar a presença de 8 grupos da fauna de solo (Tabela 17). Entre esses grupos pioneiros destaca-se Formicidae e Collembola que são capazes de explorar essas áreas com pouquíssimos recursos disponíveis (TOPP et al., 2001).

Assim como ocorreu nos reflorestamentos, nos plantios no tanque de rejeito, também foi observado o efeito de incremento da riqueza com o tempo, sendo que os plantios em que houve maior adição de nutrientes foram também os que apresentaram maior incremento do número de grupos da fauna (Holo, Adub 2 e Borda).

É importante destacar que mais uma vez a vegetação pareceu influenciar diretamente no desenvolvimento da fauna do solo, sendo que os menores valores de riqueza foram encontrados onde a vegetação apresentou menor desenvolvimento (Adub 1 e Taxi). Também no Tanque, a maior similaridade da riqueza dos tratamentos com riqueza da mata parece ocorrer próximo aos 10 anos após o plantio.

De acordo com ETTEMA & WARDLE (2002), os padrões espaciais da biota do solo em pequenas escalas são estruturados primeiramente pelo crescimento vegetal, refletindo a zona de influência de cada planta isoladamente. Essa heterogeneidade na distribuição da macrofauna do solo em estádios mais avançados da sucessão vegetal também foi observada por YANKELEVICH et al. (2006) em um gradiente sucessional de uma floresta tropical montana no México. Neste estudo o incremento da diversidade vegetal, que ocorreu ao longo do processo de sucessão secundária, promoveu diversidade de ambientes que combinam uma composição particular da serapilheira e da macrofauna do solo, resultando na distribuição heterogênea também das propriedades do solo. Esses autores afirmaram que as perturbações antropogênicas acima do solo promoveram homogeneização na distribuição das propriedades edáficas e da serapilheira, que estruturam a comunidade da macrofauna do solo.

MENEZES, et al. (2009), em estudo da macrofauna edáfica em floresta estacional e pastagens na Região de Pinheiral RJ, observou que a comunidade da macrofauna foi sensível ao aumento da diversidade da vegetação, com aumento progressivo das variáveis de riqueza em relação aos estádios sucessionais, com os maiores valores de riqueza total e média em floresta secundária de estágio avançado, de cobertura florestal densa, com provável sucessão iniciada após a decadência da cafeicultura na região. O que foi atribuído ao fato de o ambiente ser mais bem estruturado, constatado por levantamento florístico (MENEZES, 2008).

Tabela 17. Riqueza total (RT) e Riqueza média (RM), Índice de diversidade de Shannon (S) (log com base 2) e Índice de Equabilidade de Pielou (U) das comunidades de fauna do solo em Tanque de bauxita revegetados com espécies nativas mais leguminosas na MRN em Porto Trombetas-PA por ano de amostragem.

Riqueza total (RT) e média (RM) das comunidades de fauna do solo											
Ano de amostragem											
	2000		2002		2003		2004		2008		Ordem*
	RT	RM	RT	RM	RT	RM	RT	RM	RT	RM	
	Nº de grupos de fauna do solo										
HOLO	11	5 c	12	7 bc	16	9 a	14	8 b	20	12 bc	3
TAXI	9	5 c	9	4 c	13	5 b	12	5 c	15	10 ab	5
ADUB 1*	8	2 d	7	3 c	8	4 b	11	5 c	15	6 c	6
ADUB 2*	8	2 d	11	6 bc	19	10 a	10	6 bc	21	13 a	4
BORDA	12	8 b	17	10 b	19	12 a	18	9 b	20	16 a	2
MATA	18	12 a	24	13 a	21	11 a	21	11 a	21	13 ab	1
CV (%)	22		41		29		40		19		
Índices de diversidade de Shannon (H) e de Equabilidade de Pielou (U)											
	S	U	S	U	S	U	S	U	S	U	Ordem**
HOLO	2,2	0,64	1,0	0,28	1,7	0,41	2,4	0,62	2,3	0,57	3
TAXI	0,9	0,28	1,5	0,48	1,9	0,52	2,0	0,56	2,0	0,44	5
ADUB 1*	2,2	0,72	1,5	0,54	1,2	0,41	1,1	0,32	2,2	0,52	6
ADUB 2*	2,2	0,72	1,5	0,42	2,1	0,49	1,2	0,36	2,5	0,56	4
BORDA	2,2	0,61	2,5	0,62	2,9	0,68	2,1	0,50	2,3	0,52	2
MATA	2,6	0,63	1,6	0,34	2,9	0,65	2,6	0,59	2,7	0,59	1

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($P < 0,05$)

*Em 2000, ainda não havia sido montado o experimento de adubação e não havia colonização vegetal.

** Ordem= Atribuído em função da frequência da posição de cada área em cada ano.

De modo geral, tanto nos reflorestamentos como no Tanque observa-se aumento das riquezas total e média; sendo que para os reflorestamentos, o ano de 2008 apresenta a menor diferença entre as áreas. É interessante notar a importância de se avaliar o número total de indivíduos associados à riqueza. Uma alta abundância muitas vezes pode refletir desequilíbrio no sistema, em que alguma espécie oportunista pode atingir elevadas densidades.

No tratamento com maior adubação (Adub 2), em 2008, foi observado um grande número de indivíduos com alto domínio de ácaros, fora dos padrões observados até então. Essa dominância excessiva teve como consequência uma redução drástica dos índices de Shannon e Pielou. Considerando estes índices, mais uma vez, foram observadas grandes variações em função dos tratamentos e dos anos avaliados. Estas foram afetadas em grande parte pela dominância. Porém, quando se ordena em função do desempenho das áreas em cada ano e pela média final, assim como foi feito para os dados de riqueza, percebe-se a coerência e a relação com a riqueza e com o desempenho dos sistemas em geral.

O ordenamento com base na riqueza e nos índices de diversidade de Shannon (H) e de Equabilidade de Pielou (U), no tanque, mostra que depois da mata, os plantios podem ser colocados na seguinte ordem Borda > Holo > Adub 2 > Taxi > Adub 1.

No que se refere ao processo de colonização da fauna edáfica no tanque de rejeito, considerando as parcelas com *A. holosericea* (Holo), *S. paniculatum* (Taxi) e Borda verificou-se que os grupos Araneae, Coleoptera, Diptera, Formicidae, Homoptera, Hymenoptera, Orthoptera e Collembola apareceram em todos os anos avaliados, enquanto os demais grupos apareceram apenas em alguns anos com variações na sua distribuição (Tabela 18).

Tabela 18. Grupos de fauna do solo amostrados no tanque. Os pontos marcados com x indicam a ocorrência do grupo no referido ano.

Grupos	Tanque																													
	Holo					Taxi					Adub 1					Adub 2					Borda					Mata				
	Épocas de amostragem																													
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Orthoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Formicidae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Collembola	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Coleoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Araneae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Hymenoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Diptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Blattodea	x	x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Heteroptera		x	x	x	x				x	x					x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Thysanoptera		x			x		x	x	x	x	x				x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Homoptera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Larvas de Diptera					x			x	x	x		x			x		x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	
Isoptera		x	x	x	x			x									x		x		x	x		x		x	x	x	x	
Larvas de Coleoptera				x	x										x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Psocoptera	x		x		x			x		x				x	x		x	x	x		x	x		x	x	x	x	x		
Chilopoda				x						x					x				x					x		x	x			
Diplopoda			x	x	x			x	x					x	x			x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	
Lepidoptera				x					x									x			x		x			x		x	x	
Isopoda			x		x												x		x			x	x	x	x	x	x	x	x	
Gastropoda																					x	x	x							
Acari					x					x											x				x				x	
Diplura																													x	
Llepidoptera	x			x										x						x			x	x	x					
Pseudospionida																		x								x	x	x		x
Symphyla										x											x									
Opilionida									x														x	x		x	x	x		
Archaeognata			x						x								x						x			x				
Trichoptera					x																									
Scopionida																														
Dermaptera																													x	

Épocas de amostragem: 1=2000; 2=2002; 3=2003; 4=2004; 5=2008

Segundo BROWN (1997), os indivíduos ou espécies das ordens Orthoptera, Hemiptera, Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera e Coleoptera constituem em importantes bioindicadores, pois contêm subgrupos importantes adaptados para testar níveis de poluição, redução de predadores, aumento de plantas invasoras, inibição da decomposição e normalmente são registrados tão logo se iniciam o processo de reabilitação.

Nos tratamentos do ensaio de adubação observou-se que a colonização se estabeleceu ao longo dos anos, assim como ocorreu com a vegetação. Na parcela com Adubação 1, os grupos Coleoptera e Orthoptera apareceram em todos os anos, enquanto os grupos Heteroptera, Larvas de Coleoptera, Acari e Chilopoda só em 2008. Já na área de Adubação 2 foi verificado que a maioria dos grupos que ocorreram em 2000, também o fez nos anos seguintes. A maioria dos grupos observados na última avaliação já estava estabelecida na área a partir de 2003 e os grupos Acari, Chilopoda, Larvas de Lepidoptera e Symphyla só aparecem na amostragem do último ano.

Em casos específicos de áreas degradadas em que se faz necessário a “reconstrução” do solo, como em áreas de mineração, a sucessão de grupos da fauna ocorre com a melhoria nas características edáficas. Os recursos alimentares disponíveis, como também a estrutura de microhabitat gerado, possibilitam a colonização de várias espécies da fauna do solo com estratégias diferentes de sobrevivência. Nesse caso, quanto mais diversificada for a cobertura vegetal, maior o número de nichos a serem colonizados, resultando, portanto, em maior diversidade das comunidades da fauna do solo (CORREIA & ANDRADE, 1999). Isso também justifica as variações ocorridas tanto no aparecimento assim bem como na distribuição dos grupos da fauna do solo nas áreas de mineração em Porto Trombetas.

4.1.6 Índice de mudança (V) no tanque

Avaliando o Índice V no tanque de rejeito de bauxita em 2000, foi verificado que a grande maioria dos grupos em todos os sistemas apresentaram-se extremamente inibidos, sendo 80% nas áreas plantadas com *A. holosericea* e Taxi, 96% nos tratamentos de adubação e 60% na borda (Tabela 19). Apenas os grupos Formicidae e Larvas de Lepidoptera na área com *A. holosericea* e também Collembola e Homoptera na parcela com Taxi foram incluídos na classe sem alteração.

Os grupos estimulados foram Homoptera e Psocoptera na parcela de Holosericea e Formicidae, Homoptera e Thysanoptera na área de borda, nessa última também foi encontrada a menor proporção de grupos com inibição extrema (60%). Como já abordado anteriormente, nessa área houve uma situação privilegiada no momento do plantio com melhor disponibilidade de adubação e de água.

Em 2008 foi possível observar que a estrutura da comunidade de fauna do solo progrediu no período considerado, como alguns grupos que saíram da condição de inibição extrema para condições de menor inibição, sendo que alguns atingiram o nível da área de mata e outros passaram a ser estimulados.

No caso da parcela com *A. holosericea*, que em 2000 apresentou 84% dos grupos inibidos, em 2008 foi encontrado 60% dos grupos inibidos, 36% estimulados e 4% sem alteração, sendo Heteroptera o único grupo incluído nessa última classe. Apenas os grupos Larvas de díptera, Larvas de Lepidoptera e Opilionida permaneceram na mesma condição anterior, observada no ano 2000. Os demais grupos passaram a uma situação de menor inibição ou maior estimulação em 2008.

Na parcela com Taxi, foi possível notar que apenas o grupo Formicidae apareceu sem alteração, os grupos Homoptera e Psocoptera mantiveram a condição de estimulação anterior e 88% permaneceram inibidos, mesma proporção observada em 2000.

Nos tratamentos de adubação se observou mais claramente o desenvolvimento da comunidade de fauna edáfica, mudando das condições de inibição anterior a condições de estimulação em 2008, considerando que esses sistemas no primeiro ano de avaliação não apresentavam cobertura vegetal, e com isso poucos organismos da fauna foram encontrados nessas áreas naquele ano. No tratamento sem adubação, houve baixo desenvolvimento da vegetação e conseqüentemente menor estabelecimento da fauna, apresentando 84% dos grupos inibidos e 12 % estimulados. Apenas o grupo Formicidae se inseriu na categoria sem alteração e os grupos Acari, Chilopoda e Diplopoda passaram à condição de estimulação.

No caso do tratamento com maior adubação, os grupos Coleoptera, Diptera, Heteroptera, Isoptera e Opilionida apresentaram-se extremamente inibidos, assim como foi registrado anteriormente e os demais grupos passaram a ser menos inibidos e à condição de estimulação. Os grupos Larvas de Lepidoptera e Thysanoptera passaram à categoria similar à mata nativa.

Na borda do tanque, que também apresentou a maioria dos grupos inibidos em 2000 (88%), houve uma grande evolução, passando a 56 % dos grupos inibidos em 2008 e 40% incluídos nas categorias de estimulação. O grupo Araneae saiu da classe de leve inibição para sem alteração e os grupos Acari, Blatodea, Chilopoda, Collembola, Diplopoda, Isopoda, Larvas de Lepidoptera, Orthoptera e Thysanoptera saíram da condição de inibição para estimulação. Destaca-se que, assim como ocorreu com o sistema apresentado anteriormente, devido ao maior efeito da adubação nessas áreas, ocorreu um melhor desenvolvimento da vegetação, a deposição de serapilheira e conseqüentemente estimulação de alguns grupos de fauna.

Na comparação entre os dois anos foi possível observar que todos os plantios melhoraram de classificação no que se refere ao desenvolvimento da fauna do solo, com maior destaque para os tratamentos Adub 2 e Borda que saíram de uma condição alta de inibição dos grupos 100 e 88 % respectivamente para uma melhor condição de estimulação com uma progressão na ordem de 36 % e 32 % respectivamente. Os demais variaram na ordem de 24 % para Holo, 16 % para Adub 1 e 6% para Taxi (Tabela 20).

Tabela 19. Índice V para os grupos taxonômicos da fauna do solo em plantios sobre tanque de rejeito de lavagem de bauxita com espécies nativas mais leguminosas na MRN em Porto Trombetas-PA nos 2000 e 2008.

Grupos	Ano de amostragem									
	2000					2008				
	Tanque									
	Holo	Taxi	Adub1	Adub2	Borda	Holo	Taxi	Adub1	Adub2	Borda
Acari	IE	IE	IE	IE	IE	EL	IL	EM	EE	EE
Araneae	IM	IE	IE	IE	IL	IL	IM	IM	EL	SA
Archaeognata	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE
Blattodea	IE	IE	IE	IE	IE	IL	IE	IE	EL	EL
Chilopoda	IE	IE	IE	IE	IE	EE	IE	EM	EE	EE
Coleoptera	IE	IE	IE	IE	IM	IM	IE	IE	IE	IE
Collembola	IE	SA	IE	IE	IM	EL	IM	IM	IL	EM
Dermaptera	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE
Diplopoda	IE	IE	IE	IE	IE	EM	IE	EL	EE	EE
Diptera	IE	IM	IE	IE	IM	IM	IE	IE	IE	IM
Formicidae	SA	IM	IE	IE	EM	EL	SA	SA	EM	EM
Heteroptera	IE	IE	IE	IE	IL	SA	IM	IE	IE	IM
Homoptera	EE	SA	IM	IM	EM	EL	EM	IE	EL	IL
Hymenoptera	IE	IE	IE	IE	IL	IM	IE	IE	IL	IL
Isopoda	IE	IE	IE	IE	IE	EL	IE	IE	IL	EE
Isoptera	IE	IE	IE	IE	IE	IM	IE	IE	IE	IM
L. Coleoptera	IE	IE	IE	IE	IE	IM	IE	IE	IM	IL
L. Diptera	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IM	IE	IM	IL
L. Lepidoptera	SA	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	SA	EM
Lepidoptera	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE
Opilionida	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IL
Orthoptera	IE	IL	IE	IE	IM	IM	IL	IM	IM	EM
Pseudoscorpionida	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE	IE
Psocoptera	EL	IE	IE	IE	IE	EL	EL	IM	IM	IE
Thysanoptera	IE	IE	IE	IE	EE	EL	IL	IM	SA	EL

Classes	Percentual de distribuição por classe									
IE	80	80	96	96	60	28	60	64	36	24
IM	4	8	4	4	16	24	16	20	16	12
IL		4			12	8	12		12	20
S A	8	8				4	4	4	8	4
EL	4					28	4	4	12	8
EM					8	4	4	8	4	16
EE	4				4	4			12	16

 Inibição extrema (IE)	 Inibição moderada (IM)	 Inibição leve (IL)	 Sem alteração (SA)
 Estimulação leve (EL)	 Estimulação moderada (EM)	 Estimulação extrema (EE)	

Tabela 20. Progressão de classificação da fauna do solo de 2000 para 2008 com base no Índice V nos tratamentos do tanque de rejeito de bauxita.

Classes	Ano de amostragem									
	2000					2008				
	Tanque					Tanque				
	Holo	Taxi	Adub1	Adub2	Borda	Holo	Taxi	Adub1	Adub2	Borda
	Classificação (%)									
Inibição	84	92	100	100	88	60	88	84	64	56
Sem alteração	8	8	-	-	-	4	4	4	8	4
Estimulação	8	-	-	-	12	36	8	12	28	40

Ao comparar o resultado dos estimadores de diversidade pelo índice V se pode afirmar que, apesar de em alguns plantios o número de grupos colonizadores terem sido semelhante ao da floresta nativa, os valores de abundância da maioria dos grupos ainda foram menores do que no ambiente referência. Isto demonstra que o processo de colonização ainda está em curso e será mais bem compreendido com os dados resultantes das análises multivariadas.

4.2 Análises Multivariadas da Fauna do Solo em Porto Trombetas

4.2.1 Ordenamento multivariado pela técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMS)

a) Ordenamento nos reflorestamentos

O ordenamento dos dados de fauna do solo para as áreas dos reflorestamentos resultou em dois eixos que explicaram juntos 86 % da variância total, sendo 66 % eixo 1 e 20 % no eixo 2 (Figura 11).

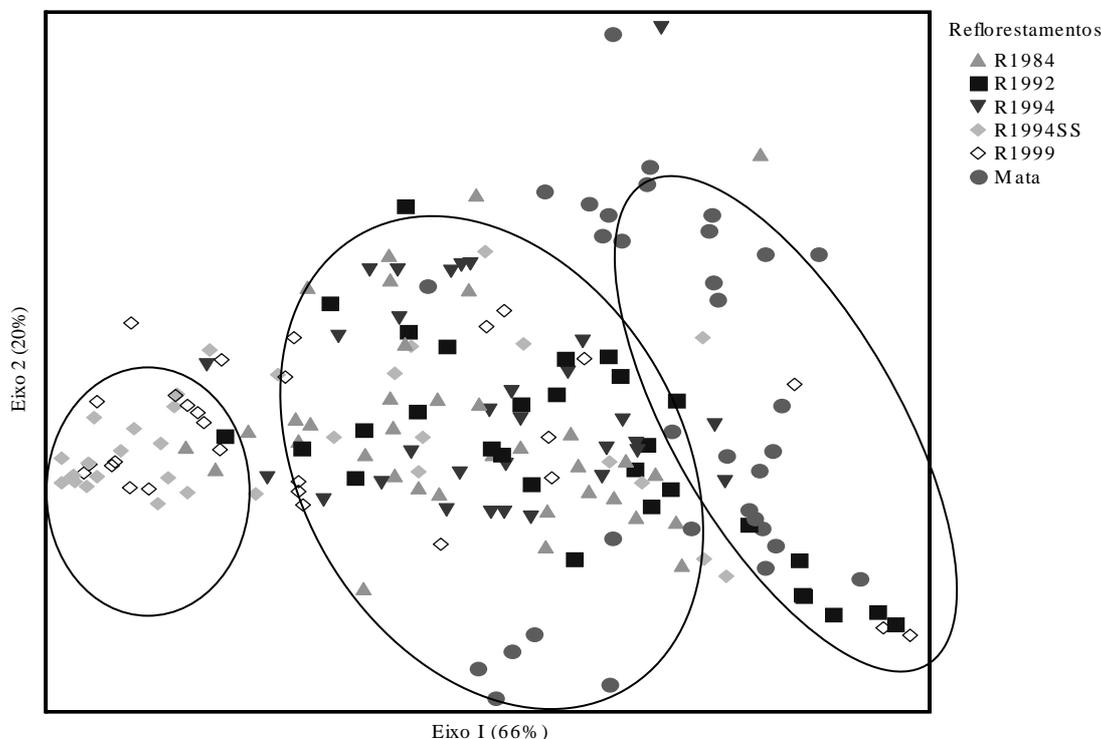


Figura 11. Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica de NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em reflorestamentos sobre estéril de mineração de bauxita e mata nativa de 2000 a 2008.

Pela quantidade de dados (n=189), houve disposição dispersa dos pontos no gráfico, mas é ainda possível observar a formação de três grupos. O primeiro é composto pela mata nativa, com a maioria dos pontos à direita, outro composto pelos reflorestamentos mais antigos (1984, 1992 e 1994) na parte intermediária e o último com o reflorestamento de 1999 e o de 1994 sem solo superficial, situados à esquerda do gráfico (Figura 11).

Analisando o perfil da fauna no solo nos reflorestamentos (Figura 12) se observa que, em geral, há diferenças no padrão de colonização dos organismos em cada reflorestamento ao longo dos anos. Os reflorestamentos mais antigos (1984, 1992 e 1994) apresentaram maior estabilidade em relação aos plantios de 1994 SS e de 1999. O perfil nos reflorestamentos mais antigos (1992 e 1994) já começa de um patamar mais elevado, em 2000, pois já estavam estabelecidos na primeira amostragem, enquanto que o reflorestamento 1999 tinha apenas 1 ano. Nesse reflorestamento os dados apresentaram padrão muito variável por se tratar de reflorestamento mais jovem, onde os processos ecológicos ainda estariam muito instáveis.

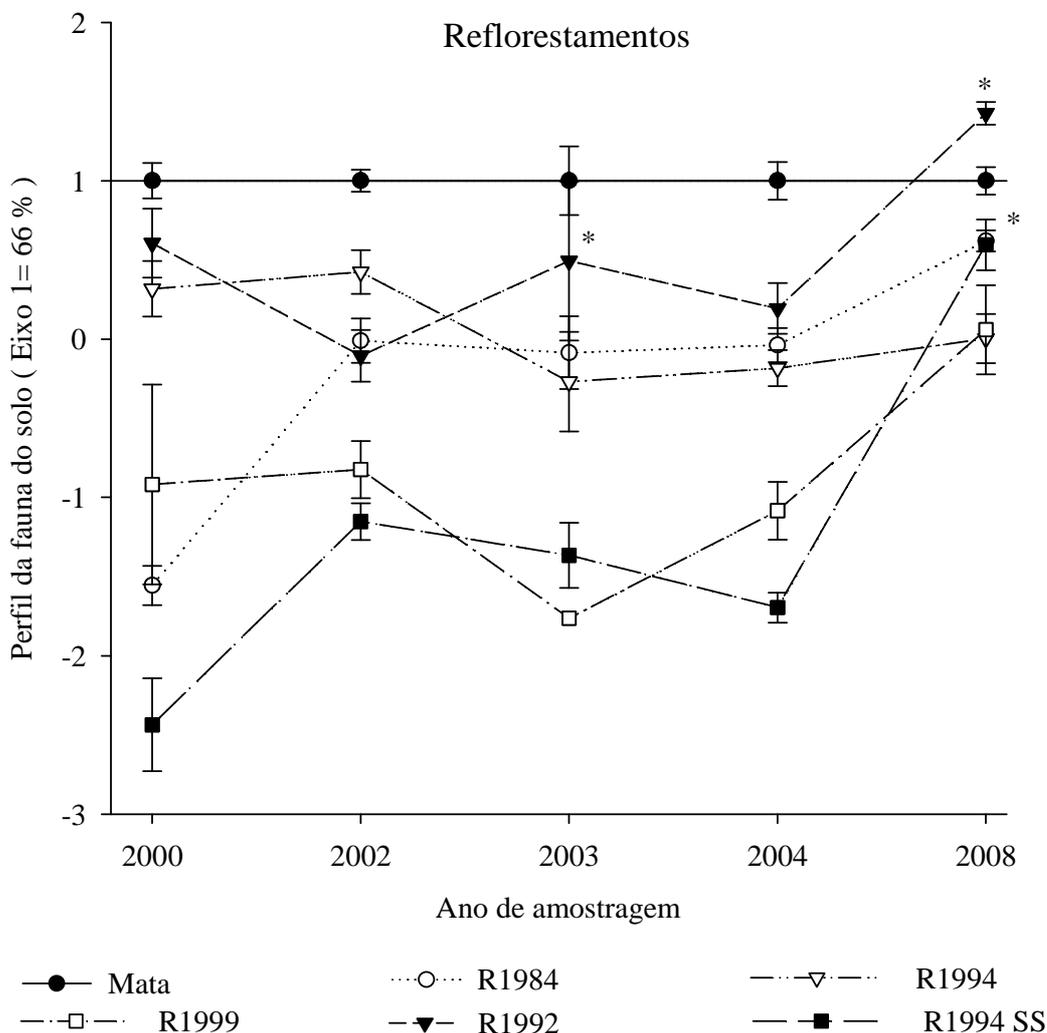


Figura 12. Mudanças no perfil da fauna do solo entre os anos de 2000 e 2008 em plantios sobre estéril de mineração de bauxita. Os perfis foram representados pelo eixo 1 do ordenamento multidimensional não métrico (NMS), correspondente as diferenças em relação à mata nativa em cada ponto. A fração de variância total explicada pelo eixo 1 foi 66%. As barras verticais correspondem ao erro padrão e os asteriscos indicam que não ocorreu diferença estatística entre o plantio e a mata em cada época de amostragem.

No reflorestamento de 1984, o perfil da fauna apresentou uma curva crescente de 2000 a 2008, com pequenas variações, caracterizando que a comunidade continuou se estabelecendo nesse sistema ao longo do período de avaliação, em função do desenvolvimento da vegetação e melhoria da qualidade do sistema. Os grupos de maior abundância nesse plantio foram Collembola e Formicidae, ocorrendo uma queda nesse último ao longo dos anos, enquanto os outros aumentaram.

Segundo Lopes Assad (1997) o grupo Formicidae pode constituir o grupo da macrofauna com maior densidade no solo, muito comum e importante tanto pela abundância quanto pela diversidade, por construírem ninhos no solo. Este grupo é responsável pela movimentação de grande quantidade de subsolo para a superfície, sendo importantes na redistribuição da fertilidade em substratos que tiveram todos os seus nutrientes removidos, como nas áreas mineradas em processo de recuperação.

Por sua vez o grupo Collembola apresenta organismos que respondem sensivelmente às modificações impressas ao solo. Além disto, os colêmbolos são a base alimentar de uma grande variedade de outros organismos (WINK et al., 2005). Seu papel é o de fragmentar a cobertura vegetal recém morta, adicionando-a ao solo, para que seja aproveitada pelos demais organismos da cadeia alimentar, formando o húmus. Sua população pode ser modificada de forma drástica por práticas culturais que criam um ambiente diferente para organismos, alterando a umidade e aeração do solo (SAUTER, 1991). Apesar de apresentarem a capacidade de se desenvolverem em áreas com poucos recursos disponíveis, a vegetação também é um fator que afeta sua população em função da densidade de cobertura do solo e da quantidade de matéria orgânica que as espécies vegetais adicionam.

O plantio de 1992 apresentou um perfil da fauna do solo mais estável em relação aos demais, sendo similar à mata em 2003 e 2008, quando não foram verificadas diferenças estatísticas entre essas duas áreas com teste de procedimentos de permutação multi-resposta (MRPP) ($P < 0,01$). Como já foi verificado esse plantio é o que mais se aproxima da mata em abundância e riqueza.

Segundo SALOMÃO et al. (2007), a área de 1992 foi identificada como a de melhor restauração quando se analisam a regeneração natural de arbóreas, com maior diâmetro médio em 2001, maior número de espécies monitoradas em 2005, e maior incremento da área basal em todo o período. Esses autores observaram que para um período de quatro anos de monitoramento que a regeneração das espécies arbóreas apresentou maior número de espécies nas áreas jovens (entre nove e 13 anos) do que as mais maduras (entre 18 e 24 anos de idade) e relataram que as áreas mais antigas apresentam maior incremento no número de espécies, talvez por serem mais estáveis ecologicamente; a abundância (número de indivíduos por unidade de área) tende a ser maior nas áreas mais jovens; o recrutamento tende a ser bem mais intenso nas áreas maduras do que nas jovens; a mortalidade anual nas áreas jovens foi maior (9,1%) do que naquelas mais maduras (7,5 %).

No caso do reflorestamento plantado em 1994 sem o uso de solo superficial, pode ser observado que houve tempo muito maior para a comunidade de fauna edáfica se estabelecer, mesmo tendo próximo à área uma grande pressão de colonização pela floresta natural que se encontra em volta.

Nesta situação, quando a degradação é muito intensa, a colonização natural de alguns grupos com baixo poder de dispersão pode ser lenta. Sendo assim, o processo de estabelecimento da fauna pode ser facilitado por algumas medidas, como o retorno do solo superficial, fornecimento de cobertura material para a estabilização dos regimes de umidade e temperatura do solo e o estabelecimento de cobertura florestal, especialmente com leguminosas, que são benéficas na fixação de N_2 na produção de matéria orgânica de melhor qualidade (CURRY & GOOD, 1992).

Já no reflorestamento plantado em 1994 foi fornecido solo superficial, com isso o sistema se desenvolveu mais rápido, sendo assim, na primeira avaliação em 2000, pode se considerar que a comunidade de fauna edáfica já estava estabelecida. Quando comparado ao reflorestamento 1994 SS (sem adição de solo superficial) as características foram diferentes das apresentadas pelo anterior. Nesse último foi possível observar que a fauna do solo demorou mais para colonizar o ambiente, ocorrendo um pico na última amostragem quando apresentou valores similares a mata apontados pelo teste de procedimentos de permutação multi-resposta (MRPP) ($P < 0,01$). Considerando que o plantio onde se adicionou solo superficial se desenvolveu muito mais rápido, fica evidente a importância do fornecimento de uma fonte de nutrientes e de propágulos no momento do plantio das espécies, de modo a acelerar o processo de colonização vegetal e consequentemente dos organismos da fauna do solo, possibilitando a recuperação mais rápida do sistema.

FARMER et al. (1976) fizeram importante estudo sobre a revegetação dos restos ácidos provenientes da mineração de cobre-cobalto. Os autores observaram que a posterior redistribuição da capa superior do solo e da camada imediatamente inferior (até aproximadamente 20,5 cm de profundidade), em conjunto com um programa de fertilização, foi mais eficiente em estimular o revestimento vegetal do local, enfatizando a importância do uso de solo superficial nesses programas de reabilitação de áreas.

Em geral, em estudos de recuperação de solos minerados são recomendados a aplicação de cobertura morta, solo superficial, fonte de propágulos para facilitar o estabelecimento da vegetação (COOK et al., 1974). O material utilizado pode ser palha, casca desfibrada de árvore, folha, cavacos de madeira ou outro material orgânico. TYSON (1979) observou que o melhor aproveitamento da cobertura morta depende do uso da própria vegetação do local em combinação com o solo original. Também verificou, em recuperação de cortes de estradas, que o uso de fertilizantes não tornou a cobertura morta mais efetiva no processo da regeneração natural.

Na avaliação do processo de reflorestamento das áreas mineradas em Porto Trombetas entre 1981 e 1987, FERRAZ (1991) fez as seguintes considerações: (I) a acidez dos solos minerados foi alta ou muito alta; (II) fertilizantes químicos apenas não supriram as deficiências minerais das plantas nos plantios sem solo superficial; (III) o solo superficial foi fundamental na reestruturação química, física e biológica do solo; (IV) as áreas com solo superficial apresentaram espécies com crescimento satisfatório no ecossistema artificialmente restaurado; (V) além de fonte de nutrientes, o solo superficial possibilitou uma maciça inoculação de micorrizas e rizóbios, vitais na regeneração e sucessão florestal; (VI) o teor médio de matéria orgânica nos solos sem solo superficial foi muito baixo (0,1%), o que fez com que a liteira produzida pelas árvores não sofram decomposição e sim secagem e fragmentação com consequente erosão pelo vento e água; (VII) a matéria orgânica permitiu o desenvolvimento da estrutura do solo melhorando a capacidade de retenção de água e de absorção de nutrientes; (VIII) a não decomposição in situ da matéria orgânica produzida refletiu em indisponibilidade de fósforo para as plantas, o que explicou a inexistência de microorganismos que realizam fermentação da matéria orgânica; e (IX) a liteira produzida, quando fixada numa área, permitiu a regeneração natural de grande número de espécies e o consequente desenvolvimento da mesofauna indicando que a ciclagem do nutriente foi iniciada.

SALOMÃO, et al. (2007) afirmam que a incorporação de solo superficial é uma prática edáfica de fundamental importância e completamente indispensável à restauração florestal de áreas degradadas. É tanto que nas áreas de reflorestamento da MRN, tem-se atualmente como diretriz da Empresa no preparo da área, a colocação de uma camada de 15 cm de solo superficial que deve ser espalhado sobre a o terreno, considerando que cada hectare deve receber um volume médio de 1.500 m³ de solo superficial.

No ordenamento por NMS, referente aos índices avaliados, a riqueza de grupos foi a que apresentou maior correlação com o ordenamento das áreas ($r=0,71$) ($P<0,001$) (Tabela 21), confirmando o que já havia sido abordado antes, referente a ocorrência de progressão da riqueza no sentido de aproximar os reflorestamentos da mata nativa com o tempo de desenvolvimento dos mesmos. Assim, nos reflorestamentos plantados em 1994 SS e 1999, foi observado aumento nos valores da riqueza da primeira para a última avaliação, o que demonstra o estabelecimento de novos grupos da fauna do solo com o desenvolvimento dos sistemas.

Tabela 21. Coeficientes de correlação de Pearson (r) ($n=189$) dos índices avaliados em relação aos escores do eixo 1 do NMS.

Índices	Eixo 1
Abundância	0,55 ^{***}
Riqueza (R)	0,71 ^{***}
Índice de Shannon (H)	0,43 ^{***}
Índice de Pielou (U)	0,22 ^{**}

* $P<0,05$ ** $P<0,01$ *** $P<0,001$

Os índices de Shannon, Pielou e a abundância apresentaram correlações positivas com eixo 1 ($P<0,001$). A distribuição dos pontos da esquerda para direita representa um gradiente caracterizado pelo aumento do valor desses índices do reflorestamento de 1999 e 1994 SS para os reflorestamentos de 1984, 1994 e 1992 e por fim mata nativa, confirmando o mesmo comportamento já observado com o ordenamento dos dados descritivos desses índices.

Em relação aos coeficientes de correlação de Pearson dos grupos de fauna do solo e a análise de espécies indicadoras mostrados na Tabela 22, pode ser observado que apenas Chilopoda, Homoptera, Lepidoptera e Psocoptera não apresentaram correlação significativa com o eixo 1.

Os grupos que mais influenciaram a disposição das áreas no eixo do gráfico foram Collembola ($r=0,58$), Coleoptera ($r=0,41$), Araneae ($r=0,32$), Thysanoptera ($r=0,32$), Formicidae ($r=-0,32$), Hymenoptera ($r=0,30$) e Pseudoscorpionida ($r=0,26$). Para todos esses grupos, a correlação foi altamente significativa ($P<0,001$), indicando maior confiabilidade da resposta ao longo do eixo, ou seja, a distribuição dos pontos da esquerda para direita representa um gradiente caracterizado pelo aumento do valor de abundância dos grupos referidos do reflorestamento de 1999 e 1994 SS para os reflorestamentos de 1984, 1994 e 1992 e por fim mata nativa. Todos estes grupos foram mais abundantes na mata nativa, com exceção de Formicidae que apresentou maior atividade nos plantios de 1999 e de 1994 sem solo superficial.

Ainda na Tabela 22 podem ser vistos os dados resultantes da análise de espécies indicadoras. Dos grupos analisados, que apresentaram níveis de indicação significativos pelo teste de Monte Carlo, Dermaptera e Coleoptera foram os principais indicadores, com valores indicadores de 49 % e 39 %, respectivamente, ambos para a mata. Em seguida foram destacados os grupos Blattodea (34%), Formicidae (28%) e Diptera (27%) para R1994, R1994SS e R1984, respectivamente. Todos esses grupos foram considerados como forte indicadores, ou seja, apresentaram valores indicadores superiores a 25% da perfeita indicação e frequência relativa superior a 50 % (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Segundo esses autores, valores acima de 25% são simétricos, ou seja, pode-se esperar que uma espécie característica esteja presente em pelo menos 50% das amostras da área e que a sua abundância relativa naquele grupo atinja pelo menos 50%, ou seja, que a presença da espécie contribua para a especificidade da área e possa ser prevista em todas as amostras da mesma. Nesse estudo, grupos com VI iguais ou superiores a 25% da perfeita indicação apresentaram abundância ou constância inferior a 50% na área, contrariando o que era

esperado para este limite, sendo que apenas Dermaptera apresentou abundância relativa superior a 50%. Nessas condições, esses grupos devem ser considerados com ressalvas.

Tabela 22. Coeficientes de correlação de Pearson (r) (n=189) das variáveis com os eixos 1, obtidos a partir do ordenamento por NMS e percentual de indicação com os grupos de fauna do solo amostrados em reflorestamentos de diferentes idades plantados sobre estéril de mineração de bauxita e mata nativa.

Grupos	Correlações NMS		Análise de espécies indicadoras			
	Eixo 1	Ar	Fr	VI	p	Área indicada
Araneae	0,32***	22	97	21	0,0548	R1992
Archaeognata	0,21**	46	7	3	0,3595	R1992
Blattodea	0,17*	39	87	34	0,0002	R1994
Chilopoda	0,02	32	6	2	0,8704	R1994SS
Coleoptera	0,41***	39	100	39	0,0002	Mata
Collembola	0,58***	25	100	25	0,0008	R1992
Dermaptera	0,17*	96	52	49	0,0002	Mata
Diplopoda	0,16*	60	11	7	0,6509	R1984
Diptera	0,24***	27	97	27	0,0016	R1984
Formicidae	-0,31***	28	100	28	0,0002	R1994SS
Heteroptera	0,19**	31	39	12	0,2316	Mata
Homoptera	0,08	29	36	10	0,6709	R1999
Hymenoptera	0,30***	22	84	19	0,1466	R1994
Isopoda	0,13*	51	20	10	0,0346	R1984
Isoptera	0,19**	40	33	13	0,0132	R1992
Larvas de Coleoptera	0,14*	30	39	12	0,2442	Mata
Larvas de Diptera	0,22**	29	70	20	0,0204	Mata
Larvas de Lepidoptera	0,19*	32	15	5	0,2428	Mata
Lepidoptera	0,04	69	34	24	0,0002	R1984
Opilionida	0,18**	35	23	8	0,0796	R1992
Orthoptera	0,17**	24	79	19	0,2150	R1999
Pseudoscorpionida	0,26***	81	27	22	0,0002	Mata
Psocoptera	0,06	35	13	4	0,9200	R1994SS
Thysanoptera	0,32***	23	52	12	0,5551	Mata

*P<0,05 **P<0,01 ***P<0,001;

VI=Valor indicador (% de indicação); Ar=Abundância relativa (abundância média de uma área em relação à abundância de todas as amostras); Fr=Frequência relativa (Percentual de amostras da área em que o grupo está presente); p- probabilidade do teste de indicação.

De modo geral nos reflorestamentos, considerando o importante papel da fauna do solo na ciclagem de nutrientes, assim como na decomposição e mineralização da matéria

orgânica e disponibilidade dos nutrientes, é possível afirmar que os organismos do solo estiveram intimamente ligados à cobertura. Em florestas tropicais, um dos mais importantes mecanismos da ciclagem de nutrientes é a deposição de matéria orgânica no solo com a queda de folhas, galhos, cascas, etc. Este se constitui na base de sustentação dos ambientes, uma vez que as partes produtoras desses ecossistemas, que são as plantas, dependem principalmente dos nutrientes reciclados contidos na camada de serapilheira para sua nutrição e manutenção. Naturalmente, os solos dessas regiões, apresentam baixo nível de nutrientes, sendo a decomposição dessa camada de material, o principal meio de transferência dos nutrientes que são reabsorvidos pelos futuros colonizadores do ambiente (BRITZ et al., 1992).

Estes resultados ilustram a importância do retorno da camada de solo superficial. O retorno deste, quando possível, tem papel fundamental no processo de revegetação, pois pode conter a “memória” do ambiente local, que além de disponibilidade de matéria orgânica, constitui fonte de propágulos de fauna do solo em áreas anteriormente degradadas acelerando muito o processo de recuperação do ambiente, mostrando que esse procedimento disponibiliza nutrientes e oferece condições favoráveis para recolonização da comunidade da macrofauna edáfica. (TIAN et al., 1997 e DIAS et. al, 2007).

b) Ordenamento no tanque de rejeito de bauxita

O ordenamento feito para plantios desenvolvidos sobre o tanque de rejeito de lavagem de bauxita revegetado, mostra que 65 % da variância total dos dados foi explicada em dois eixos, sendo 53 % no eixo 1 e 22 % no eixo 2. O eixo I não distinguiu de forma clara os sistemas plantados sobre o tanque de rejeito entre si, uma vez que os pontos aparecem muito misturados, não sendo possível distinguir os plantios. Apenas os pontos da mata aparecem um pouco mais separados dos plantios, mas ainda com alguns pontos da borda e de taxi dispersos junto a ela, indicando que apenas a mata apresenta colonização da fauna do solo mais distante dos demais plantios (Figura 13). Nesses plantios as características de progressão do estabelecimento da fauna do solo foram mais evidentes, saindo de um ponto em 2000 onde se encontram valores baixos de abundância e riqueza até atingir maior estabilidade em 2008, com valores próximos aos apresentados pela mata e aos reflorestamentos mais antigos.

O perfil da fauna apresentado na Figura 14 mostrou um processo de evolução, quando se verifica que na maioria dos tratamentos, as curvas saem de um ponto comum na primeira avaliação, com menor abundância e riqueza, até atingir um patamar de maior estabilidade em 2008, apresentando valores próximos aos da a mata e dos reflorestamentos mais antigos. Essas características de destacam principalmente nos sistemas com domínio de *A. holosericea* (Holo) e nos tratamentos de adubação 1 e 2.

No caso da parcela com *S. paniculatum* (Taxi), a distribuição é bastante variável, ocorrendo uma queda de 2000 a 2004 e elevação em 2008. Essa espécie é uma leguminosa arbórea comum no Brasil, bastante encontrada na região amazônica. É uma planta rústica e apresenta bom potencial de crescimento nestas regiões, sendo recomendada para reflorestamentos heterogêneos em áreas degradadas (LORENZI, 1992). Nas áreas onde houve predominância de linhas de *S. paniculatum* (Taxi), as plantas apresentaram um desenvolvimento excepcional, causando um sombreamento forte no solo, fazendo com que várias espécies do próprio plantio e da regeneração natural não sobrevivessem. Isso aliado ao não favorecimento das condições propícias à regeneração refletiu diretamente no baixo desenvolvimento da regeneração natural de arbóreas, tanto no número de espécies quanto no crescimento dos indivíduos (SALOMÃO et al., 2002). Essa situação possivelmente influenciou no processo de colonização da fauna do solo nas primeiras avaliações, daí os baixos valores apresentados de abundância, riqueza, índices de Diversidade Shannon e de Equabilidade de Pielou e a queda na curva de perfil nas amostragens de 2002, 2003 e 2004. Á

partir de 2008 já se observa uma recuperação dessa área, sendo registrados maiores valores dos parâmetros e índices citados, bem como uma elevação da curva de perfil da fauna do solo, não ocorrendo diferenças significativas do perfil da mata nativa nesse último ano com teste de procedimentos de permutação multi-resposta (MRPP) em nível de 1% de probabilidade.

É importante considerar que o tanque de bauxita foi inicialmente hidrossemeado em 1998, quando foram estabelecidas as parcelas de *A. holosericea* (Holo), de *S. paniculatum* (Taxi) e a Borda, ocorrendo neste período o desenvolvimento da vegetação que passou a depositar serapilheira na área, dando condições ao surgimento dos novos organismos no solo, por isso ocorreu uma colonização mais rápida desses sistemas no início.

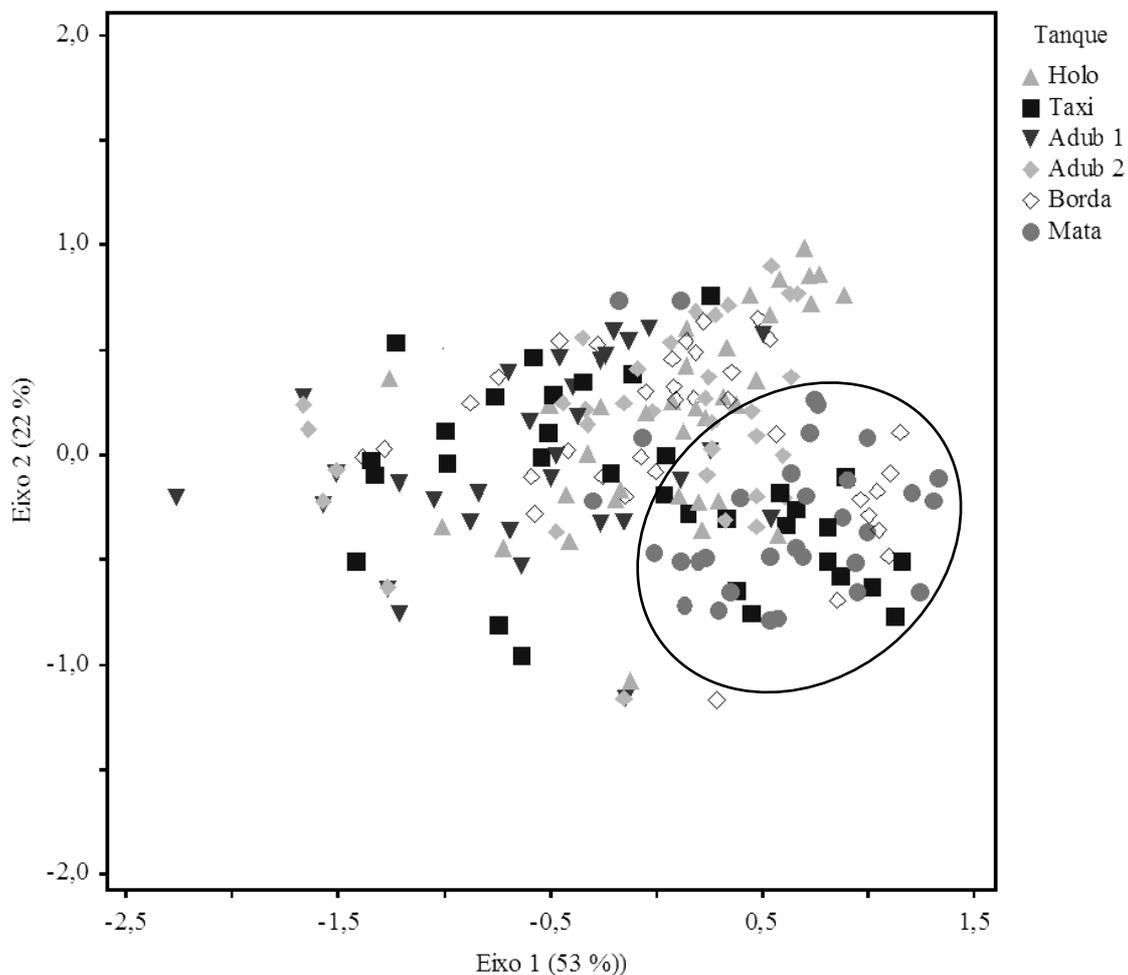


Figura 13. Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica de NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em plantios sobre tanque de rejeito de bauxita e mata nativa de 2000 a 2008.

Nos tratamentos de adubação 1 e 2, foi observado padrão ascendente do perfil de distribuição da fauna do solo, o qual começou de um nível abaixo dos demais sistemas no ano 2000 e se aproximou mais da mata à medida que foram se desenvolvendo. O perfil da fauna do solo apresentado pelo menor nível de adubação (A) foi sempre o mais distante dos observados na mata e outros plantios, onde a oferta de nutrientes para as plantas foi maior e foram melhores as condições para o estabelecimento da vegetação e colonização pela fauna edáfica.

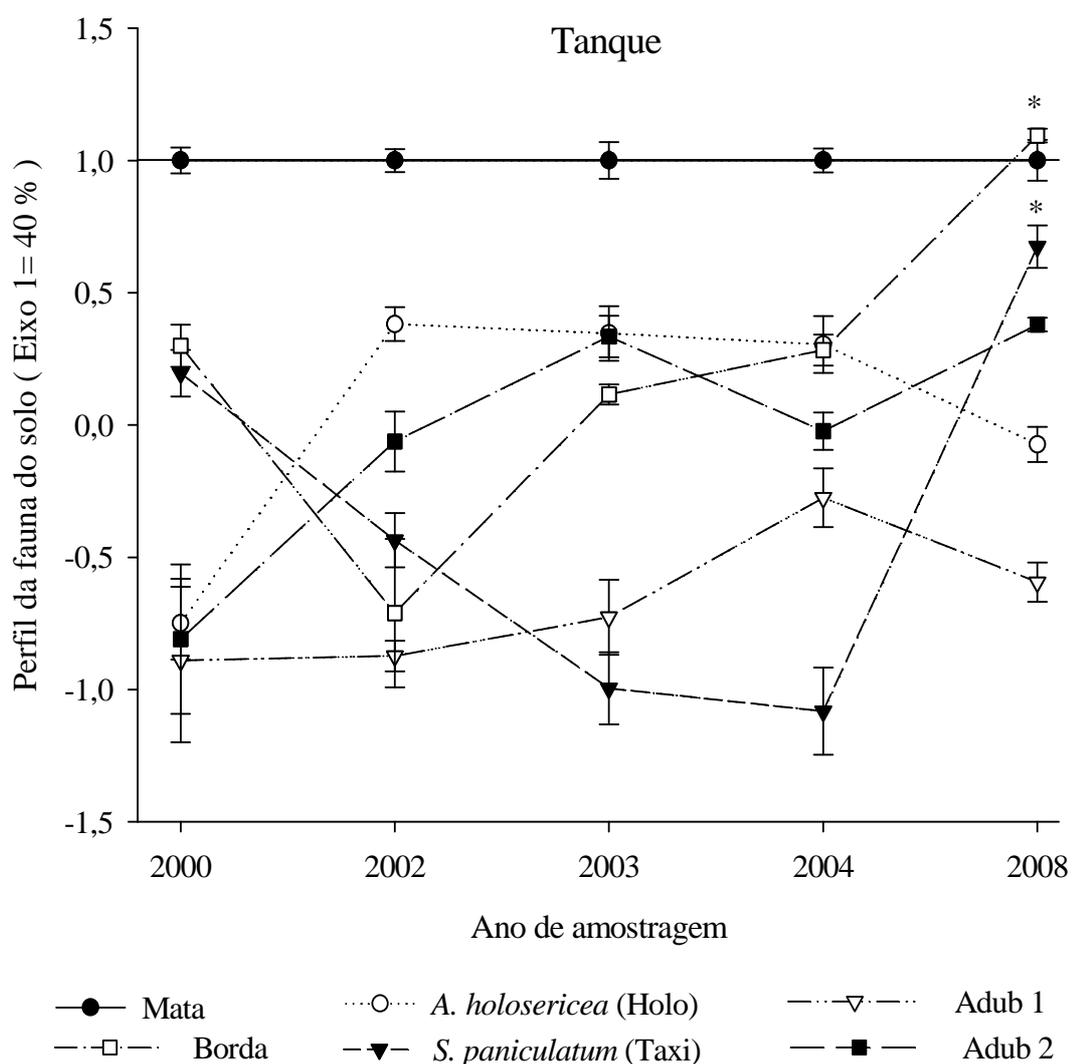


Figura 14. Mudanças no perfil da fauna do solo entre os anos de 2000 e 2008 em plantios em tanque de bauxita. Os perfis foram representados pelo eixo 1 do ordenamento multidimensional não métrico (NMS), correspondente as diferenças em relação à mata nativa em cada ponto. A fração de variância total explicada pelo eixo 1 foi 53%. As barras verticais correspondem ao erro padrão e o asterisco indica que não houve diferença estatística entre o plantio e a mata em cada ponto.

O tratamento da Borda com maior aporte de nutrientes ao solo por adubação apresentou também comunidades da fauna edáfica mais ricas em número de grupos e com padrão ascendente da curva de perfil da fauna do solo. Este se igualou à mata nativa em 2008, quando não apresentou diferenças significativas entre si através do teste de procedimentos de permutação multi-resposta (MRPP) em nível de 1% de probabilidade. Nesse sistema, devido à alta oferta de alimentos e fontes de propágulos diversificados, foi estabelecida população de vegetação mais diversificada que nos outros ambientes.

Em plantios agroflorestais em áreas de pastos abandonados foi encontrada riqueza da macrofauna maior quando o sistema era mais diversificado e, conseqüentemente, com maior disponibilidade de alimentos favorecendo os invertebrados do solo (BARROS, 2003). Nesse sentido, a diversidade vegetal pode ser considerada um componente de grande importância para determinar a qualidade da matéria orgânica disponível e conseqüentemente a colonização

da comunidade da macrofauna edáfica (DAMASCENO, 2008). Os resultados aqui apresentados confirmam o verificado por esses autores.

Quanto aos índices avaliados, no tanque foi observada correlação positiva de todos os parâmetros avaliados: Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon e de Equabilidade de Pielou com o eixo 1 da ordenação, sendo que a maior correlação foi apresentado pela riqueza ($r=0,53$) ($P<0,001$) (Tabela 23), caracterizando a alta participação deste índice no perfil da fauna do solo no período avaliado. Nas áreas do tanque de bauxita foi possível notar de forma mais clara a ocorrência de uma progressão no processo de colonização da comunidade de fauna do solo nas áreas, aumentando todos esses índices e mostrando uma elevação da curva de perfil de 2000 para 2008. Isso possivelmente ocorreu devido as amostragens da fauna do solo terem sido iniciadas mais próximas do plantio das mudas e formação das áreas, uma vez que o tanque foi plantado no fim de 1998 e as parcelas de adubação em 2000, mesmo ano que se começou as avaliações, fato que não aconteceu nos reflorestamentos.

Tabela 23. Coeficientes de correlação de Pearson (r) dos índices avaliados, obtidos a partir do ordenamento multivariado com a técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) com os grupos de fauna do solo amostrados em tanque de rejeito de lavagem de mineração de bauxita, comparados com a mata nativa.

Índices	Eixo 1
Abundância	0,49 ^{***}
Riqueza (R)	0,53 ^{***}
Índice de Shannon (H)	0,29 ^{***}
Índice de Pielou (U)	0,19 ^{**}

* $P<0,05$ ** $P<0,01$ *** $P<0,001$.

Como já discutido anteriormente a abundância, bem como os índices de Shannon e de Pielou apresentaram grandes variações tanto nos tratamentos, bem como nos anos avaliados, com maior evidência nos plantios com *A. holosericea* e Taxi, enquanto nas áreas do experimento de Adubação, a abundância foi aumentando nas avaliações posteriores, chegando aos maiores valores em 2008. Isso acontece normalmente devido a dominância de alguns grupos da fauna do solo, neste caso principalmente formigas e colêmbolas que podem fazer com que os índices de diversidade variem muito, uma vez que a dominância pode ser influenciada também pelas condições ambientais e à variação sazonal.

Na Tabela 24 foram apresentados os vetores de correlação dos grupos de fauna edáfica e as variáveis resultantes da análise de espécies indicadoras. Os grupos que mais influenciaram a disposição das áreas no diagrama de NMS foram Coleoptera ($r=0,59$), Orthoptera ($r=0,52$), Díptera ($r=0,51$), Hymenoptera ($r=0,50$), Araneae ($r=0,48$), Collembola ($r=0,42$), Blattodea ($r=0,35$), Larvas de Diptera ($r=0,33$), Formicidae ($r=0,27$) e Dermaptera ($r=0,27$), todos com correlação altamente significativa com o eixo ($P<0,001$). Como já foi apresentado anteriormente esses grupos com exceção de Larva de Diptera e Dermaptera ocorreram em todos os anos nos plantios sobre o tanque, e no caso de Collêmbola, Formicidae e Coleoptera, foram os grupos mais abundantes.

Tabela 24. Coeficientes de correlação de Pearson (r) (n=191) das variáveis com os eixos 1, obtidos a partir do ordenamento por NMS e percentual de indicação com os grupos de fauna do solo amostrados em tanque de rejeito de lavagem de mineração de bauxita e mata nativa de 2000 a 2008.

Grupos	Correlações NMS		Espécies indicadoras			
	Eixo 1	Ar	Fr	VI	p	Área indicada
Araneae	0,48***	25	57	14	0,8440	Aduv 2
Blattodea	0,35***	32	62	20	0,0022	Mata
Chilopoda	0,11	31	9	3	0,8238	Aduv 2
Coleoptera	0,59***	46	100	46	0,0002	Mata
Collembola	0,42***	25	83	21	0,0916	Taxi
Dermaptera	0,27***	100	53	53	0,0002	Mata
Diplopoda	0,13*	34	37	13	0,0482	Borda
Diptera	0,51***	36	94	34	0,0002	Mata
Formicidae	0,27***	21	94	20	0,1894	Aduv 2
Heteroptera	0,21**	35	38	14	0,0948	Mata
Homoptera	-0,09	47	50	23	0,0148	Holo
Hymenoptera	0,51***	22	85	19	0,1462	Mata
Isopoda	0,19**	52	31	16	0,0006	Borda
Isoptera	0,15*	45	24	11	0,0260	Holo
Larvas de Coleoptera	0,17**	50	38	19	0,0054	Mata
Larvas de Diptera	0,33***	50	71	36	0,0002	Mata
Larvas de Lepidoptera	0,13*	40	14	6	0,2250	Borda
Lepidoptera	0,19**	31	18	5	0,2222	Mata
Opilionida	0,10	97	15	14	0,0008	Mata
Orthoptera	0,52***	27	77	21	0,0996	Aduv 2
Pseudoscorpionida	0,18**	65	26	17	0,0010	Mata
Psocoptera	0,20**	42	24	10	0,1524	Holo
Thysanoptera	0,15*	34	49	16	0,1080	Borda

*P<0,05 **P<0,01 ***P<0,001;

VI=Valor indicador (% de indicação); Ar=Abundância relativa (abundância média de uma área em relação à abundância de todas as amostras); Fr=Frequência relativa (Percentual de amostras da área em que o grupo está presente); p= probabilidade do teste.

Em relação à análise de espécies indicadoras para as áreas plantadas no tanque de rejeito foi observado que os grupos Dermaptera, Coleoptera, Larvas de Diptera e Diptera com valores indicadores de 53 %, 46 %, 36 % e 34 %, respectivamente, foram os mais representativos, com níveis de indicação significativos pelo teste de Monte Carlo e considerados como de forte indicação, ou seja, com valor indicador superior a 25%. Todos esses grupos indicaram mata nativa.

Com essa análise pode se considerar que ocorreu uma distribuição relativamente homogênea dos grupos da fauna do solo pelas áreas daí o fato de poucos grupos terem sido significativos na indicação. Outra característica que confirma isso é que mesmo nas áreas, onde o valor indicador foi superior à 25 %, as abundâncias não foram altas, com exceção apenas do grupo Dermaptera, que foi predominante na mata nativa. Com o aumento da abundância dos grupos de fauna anteriormente referidos nas outras áreas com distribuição relativamente homogênea pelas armadilhas, espera-se que esses grupos não sejam significativos mais para a mata nativa, revelando mais um parâmetro de aproximação do padrão de colonização das áreas com o padrão da mata nativa.

4.2.2 Curvas de respostas principais (Principal Responses Curves-PRC) da comunidade da fauna nos diferentes anos de amostragem.

O diagrama com as curvas de respostas principais dos reflorestamentos apresentado na Figura 15 revelou que ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos (áreas de plantio) e o controle (mata nativa), sendo que o eixo 1 do diagrama de PRC foi significativo ($P = 0,02$) e explicou 48% da variabilidade dos dados pelo teste de permutação de Monte Carlo. O ano de amostragem (tempo) representou 19,6% da variância total e a interação tratamentos versus época de amostragem 43,1%.

As curvas mostraram certa variação da comunidade de fauna do solo ao longo dos anos em todos os reflorestamentos, sendo que esta variação foi bem maior no reflorestamento plantado em 1994 sem adição de solo superficial, assim como no reflorestamento de 1999. É importante considerar que a idade do reflorestamento e a oferta de nutrientes e condições favoráveis ao estabelecimento vegetal foram decisivas no desenvolvimento dos sistemas, bem como da comunidade de fauna edáfica, refletindo no padrão das curvas de resposta. Nos reflorestamentos mais antigos de 1984, 1992 e 1994, as variações foram menores e se aproximaram da mata a partir de 2008.

Embora, todos os outros métodos mostrados anteriormente terem apresentado diferenças entre os plantios nos reflorestamentos, no processo de colonização pela fauna do solo edáfica, através da análise de PRC foi possível compreender as respostas dos organismos em relação a melhoria da qualidade dos sistemas em um digrama, possibilitando melhor visualização e permitindo interpretar de forma mais clara o que está ocorrendo, conforme preconizam MOSER et al., 2007 ao avaliar o efeito de Carbendazin sobre Enchytraeídeos em Amsterdan e SANTOS, et al., 2010 quando aplicou a técnica para avaliar a resposta de coccinelídeos à aplicação do inseticida Dimethoate em Oliveirais em Portugal.

CARDOSO (2005) justifica que esse método é importante ao considerar o fato de que outros métodos de ordenação tradicionalmente usados (por exemplo, PCA, MDS, etc) criam diagramas demasiado complexos para o entendimento, não permitindo uma fácil compreensão das alterações ocorridas nas comunidades biológicas ao longo do tempo. A análise PRC possibilita avaliar o bem estar dos sistemas ecológicos e tem vantagens sobre os métodos tradicionais, uma vez que fornece uma análise estatística forte relativa a uma série de dados temporais ao longo de gradientes espaciais.

No diagrama de PRC à direita podem ser observados os pesos de cada variável no ordenamento da fauna do solo nas curvas de resposta aos tratamentos. Todos os grupos apresentaram peso negativo, ocorrendo um aumento da abundância em relação à mata nativa ao longo dos anos de avaliação, sendo que os grupos Collembola e Coleoptera foram os grupos que mais influenciaram no padrão da PRC. Segundo VAN DEN BRINK e TER BRAAK (1999), pesos positivos seguem o mesmo padrão da PRC, enquanto que os valores negativos se comportam ao contrário da PRC. Sendo assim, considera-se que nos plantios dos reflorestamentos à media que aumenta o processo de colonização as áreas vão atingindo

padrão próximo ao da mata nativa. Os grupos Chilopoda, Archaeognata, Isopoda, Diplopoda, Larvas de Lepidoptera, Formicidae, Psocoptera e Opilionida foram estáveis com peso próximo a zero nas avaliações.

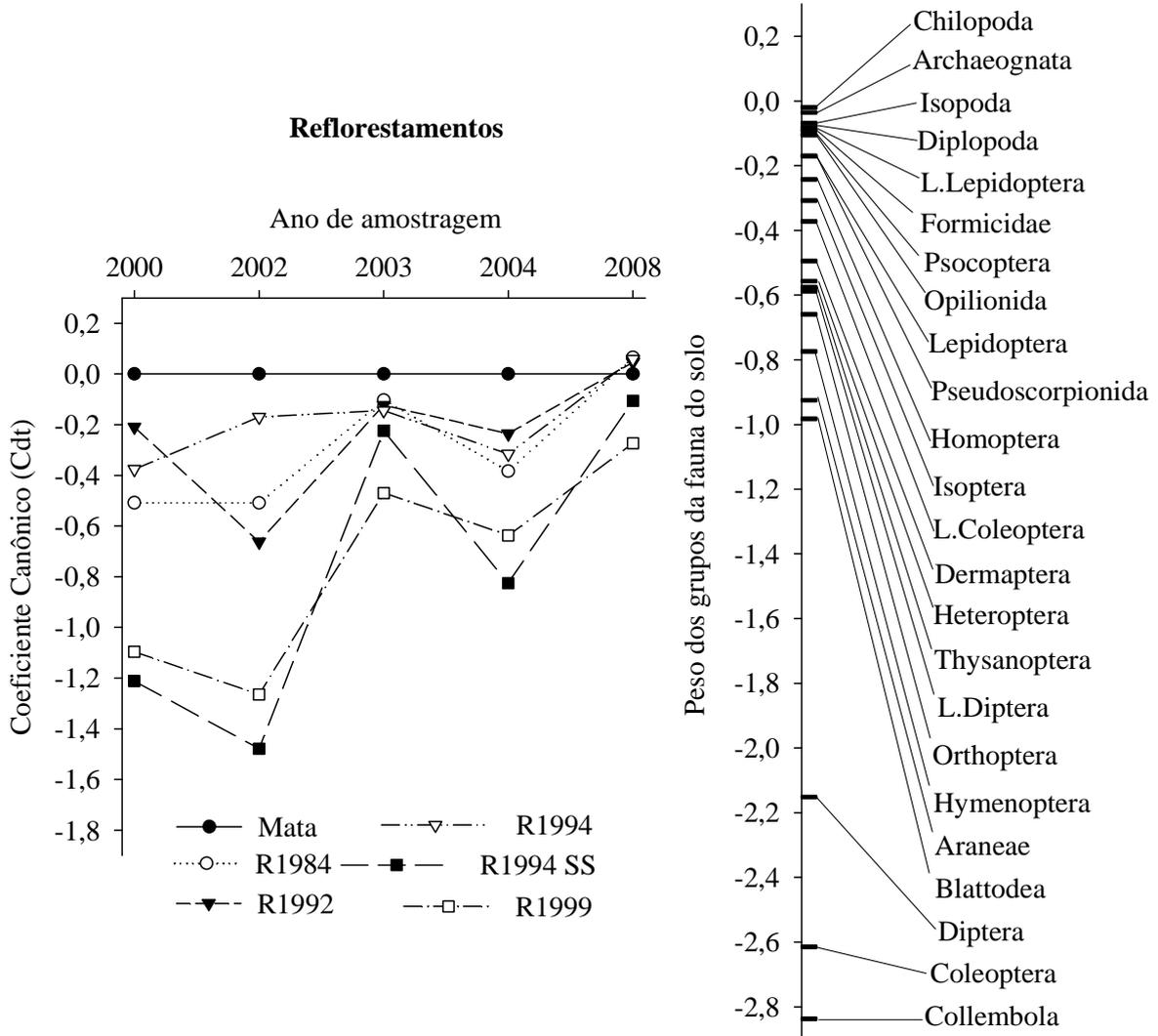


Figura 15. Curvas de respostas principais dos tratamentos em função da comunidade de fauna do solo amostrados em reflorestamentos plantados em 1984, 1992, 1994, 1994 sem solo superficial e 1999 em áreas da Mineração Rio do Norte, em Porto Trombetas PA, comparados com a floresta nativa.

Nos sistemas plantados sobre o tanque de rejeito de bauxita, o diagrama de PRC também revelou que ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos (áreas de plantio) e o controle (mata nativa), sendo que o eixo 1 do diagrama de PRC foi significativo ($P = 0,02$) e explicou 62,6% da variabilidade dos dados pelo teste de permutação de Monte Carlo. O ano de amostragem (tempo) representou 13,2% da variância total e a interação tratamentos versus época de amostragem 49,2%. Esses resultados mostram que também ocorreram variações de cada plantio nas diferentes épocas de amostragem comparando com o tratamento controle, isso pode ser observado no comportamento das curvas de resposta.

Nos plantios no tanque foi possível observar que todos apareceram mais afastados da mata na primeira coleta em 2000 e foram se aproximando desta com o desenvolvimento dos

sistemas ao longo dos anos. Com destaque para a borda, cuja resposta chegou a se igualar à mata em 2008, seguido pela área de Taxi e Adub 2, que apresentaram a mesma resposta na última avaliação. A performance da borda coincide exatamente com o que já foi apresentado anteriormente com as outras técnicas aplicadas nesse trabalho que também mostraram isso. É importante considerar que o tanque foi inicialmente hidrossemeado em 1998, com estabelecimento irregular da vegetação em função do acúmulo de água em algumas partes eliminando parte das mudas, criando assim a borda e faixas de vegetação com predominância de algumas espécies, com destaque para *A. holosericea* (Holo) e *S. paniculatum* (Taxi), que são objeto deste estudo. Nesse sentido, pode se observar que as curvas desses três sistemas Holo, Taxi e Borda começam à frente em 2000 com maior coeficiente discriminante, tem ligeira queda em 2002 e volta a se aproximar da mata a partir de 2003, indicando uma progressão na resposta da comunidade de fauna do solo (Figura 16).

Os tratamentos Adubação 1 e 2 foram estabelecidos a partir do ano 2000 no tanque de rejeito de bauxita nas áreas onde a vegetação não se desenvolveu, o que explica o coeficiente discriminante desses dois tratamentos menor em 2000 e à partir daí apresentou padrão crescente até 2003, ocorrendo ligeira queda em 2004 e voltando ao mesmo patamar em 2008. sendo que o tratamento de Adubação 2 se desenvolveu rapidamente, e sempre superou a área onde não foi fornecida adubação (Adubação 1) com menor resposta em todo o período avaliado. Esse padrão também já foi observado com as técnicas anteriores.

Analisando os diagramas de PRC em comparação com os perfis da fauna obtidos pela ordenação NMS foi possível observar que as curvas de resposta apresentaram tendências parecidas em relação aos perfis obtidos através do ordenamento NMS ao longo dos anos, bem como as diferenças entre esses dentro de um mesmo ano de avaliação. No entanto com a PRC, nota-se o perfil de estruturação das comunidades apresentou curvas com respostas mais acentuadas e portanto mais fáceis de serem visualizados em relação ao anterior.

Segundo SOUZA (2008), as curvas de respostas principais fornecem ferramentas para estudar o comportamento dos ecossistemas naturais, mudanças na integridade dos ecossistemas ao longo do tempo como no caso das áreas de mineração em recuperação nesse estudo. Essa nova abordagem pode constituir um instrumento para acompanhamento e aplicação de política ambiental.

Em relação aos pesos de cada variável na PRC, todos os grupos apresentaram peso negativo, indicando que ocorreu aumento da abundância em relação à mata nativa ao longo dos anos de avaliação (VAN DEN BRINK e TER BRAAK, 1999), sendo que Coleoptera e Collembola foram os grupos que mais influenciaram no padrão da PRC, assim como ocorreu também nos reflorestamentos. Segundo esses autores peso positivo seguem o mesmo padrão como a PRC, enquanto que os valores negativos se comportam ao contrário da PRC. Nesse sentido, pode-se considerar que no tanque de rejeito com o aumento processo de colonização tem ocorrido o aumento de abundância dos grupos da fauna do solo, levando as áreas ao padrão próximo ao da mata nativa.

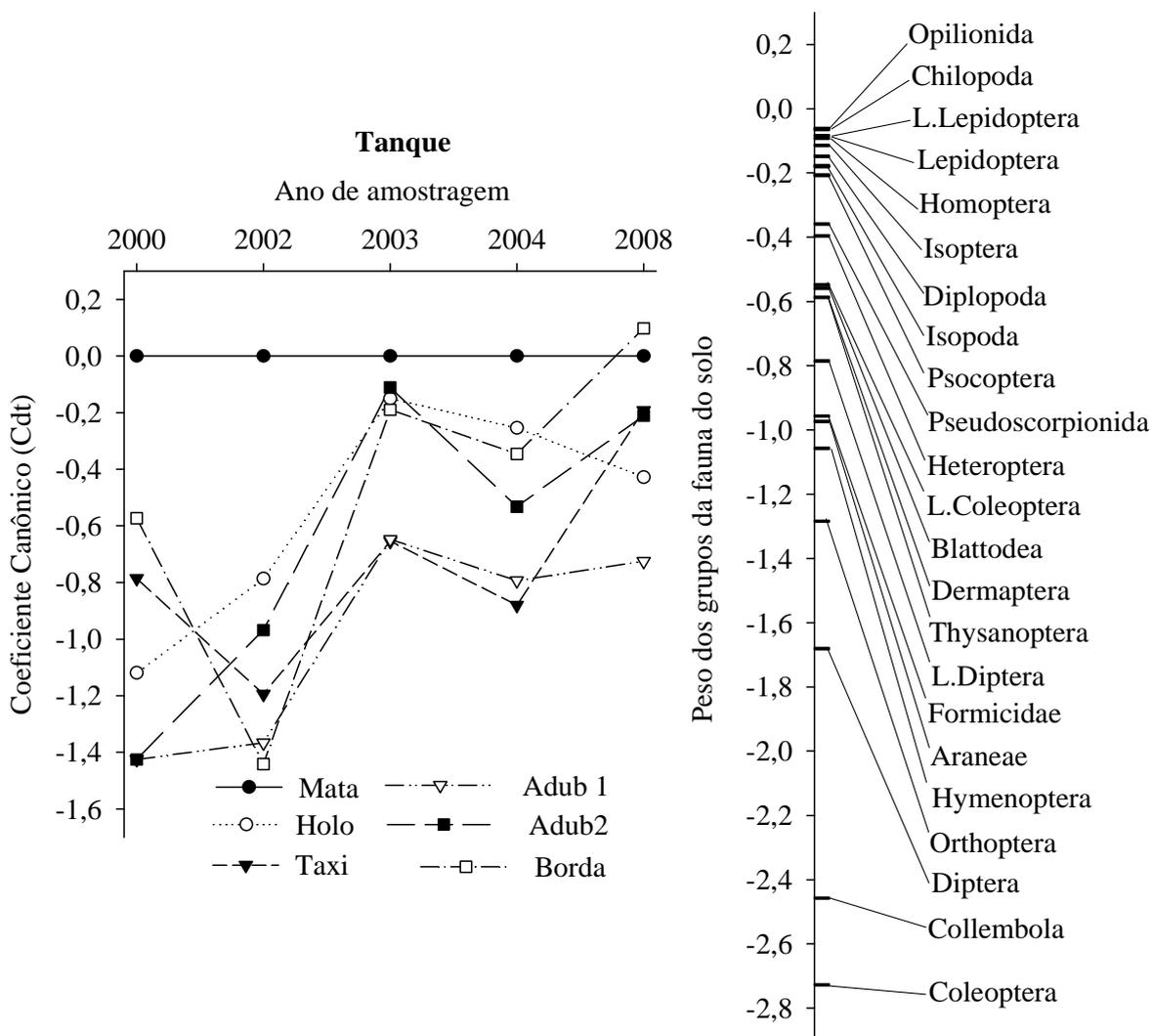


Figura 16. Curvas de respostas principais dos tratamentos em função da comunidade de fauna do solo amostrados em tanque de deposição de rejeito de lavagem de bauxita em áreas da Mineração Rio do Norte em Porto Trombetas PA, comparados com a floresta nativa.

4.2.3 Relação entre os perfis da fauna do solo e as características químicas do solo e estoque de nutrientes da serapilheira

Para se avaliar a relação entre o desenvolvimento da cobertura vegetal e, consequentemente, a melhoria dos atributos do solo, assim como o aumento do estoque de serapilheira e sua influência na colonização pela comunidade de fauna edáfica, foi feita uma análise conjunta com os dados amostrados em 2008. Foram comparadas a análise química do solo, o estoque de serapilheira e os grupos e índices de diversidade representativos da fauna edáfica nas áreas de mineração. Foi feita a ordenação multivariada pela técnica NMS, com os grupos de fauna identificados na triagem, sobrepondo a estes, os atributos relacionados às características do solo e serapilheira. No momento da ordenação, o gráfico foi rotacionado de forma que a mata, que foi considerada como referência ficasse posicionada à frente e à direita

do gráfico no eixo 1. Assim como feito anteriormente, as áreas sobre estéril e as áreas do tanque de rejeito foram ordenadas separadamente.

a) Ordenação nos reflorestamentos

O resultado da ordenação multivariada dos dados de fauna do solo por NMS nos reflorestamentos e mata é apresentado na Figura 17. A variância total dos dados foi explicada em 73 % no eixo I e 20 % no eixo II da ordenação pelo diagrama bidimensional. O eixo 1 e o eixo 2 separaram os plantios no estéril e a mata em cinco áreas distintas, sendo que o reflorestamento de 1994 SS ficou disperso. Cada tratamento se posicionou em uma região do gráfico, sendo que o primeiro distinguiu mais os reflorestamentos plantados em 1992 e 1999, enquanto o segundo separou a mata do reflorestamento de 1994 e o de 1984. Esse último ficou posicionado na parte central do gráfico de modo que o mesmo pode ser visualizado entre o 1992 e o 1999 no eixo 1 e entre a Mata e o de 1994 ao longo do eixo 2.

Entre os atributos que mais influenciaram para distinguir as áreas, considerando os índices, pode se destacar a maior riqueza da fauna do solo ($r=0,87$), apresentando também maior abundância ($r=0,56$), ambos com correlação altamente significativa com o eixo 1 ($P<0,001$) (Tabela 25).

Considerando os grupos de fauna do solo foi verificado que, dentre as variáveis usadas neste ordenamento, houve um predomínio dos subgrupos pertencentes à Ordem Collembola, no caso Entomobryomorpha ($r=0,77$) ($P<0,001$) e Poduromorpha ($r=0,41$) ($P<0,01$) que apresentaram as maiores correlações com o eixo 1, indicando que esses grupos foram os principais responsáveis pelo padrão de ordenamento das áreas nesse ano. BARETTA (2007), em estudos com Collembola em área de Araucária, afirmou que esse grupo apresenta potencial para ser utilizado como indicador de distúrbios, o que possibilita sua utilização como bioindicador da qualidade do solo, como anteriormente recomendado por vários autores (SAUTTER e SANTOS, 1994; PONGE et al., 2003; CUTZ-POOL et al., 2007).

Considerando os índices, no eixo 2, as maiores correlações foram verificadas para abundância, sendo positiva, e os índices de Shannon e Pielou, com correlação negativa, todos altamente significativos ($P<0,001$). Neste sentido, pode-se considerar que a riqueza e a abundância representaram os sistemas mais desenvolvidos, nesse caso os reflorestamentos mais antigos (1984 e 1992), assim como a mata, enquanto os índices de diversidade de Shannon e de equabilidade de Pielou representaram o reflorestamento mais jovem (1999).

Entre as características do solo com maior correlação com o eixo 1, foi observado que Al^{3+} apresentou correlação positiva ($r=0,56$), altamente significativa com o eixo 1, mais relacionado ao reflorestamento de 1992. Esse sistema apresentou maiores valores de Al^{3+} , assim como a mata nativa (Tabela 26). É interessante notar que a presença de solo superficial levou a um maior valor de saturação de alumínio. Este comportamento fica claro, ao se comparar os valores obtidos com as amostras do reflorestamento de 1994 sem solo superficial com aqueles obtidos com as demais amostras. Esta situação é característica da região de Porto Trombetas, que apresenta solos ácidos e distróficos, deixando o Al^{3+} em forma disponível no solo, como é comum acontecer em áreas florestais. No entanto, os altos teores de C em áreas florestais amenizam os efeitos prejudiciais da toxidez de Al^{3+} às plantas nessas áreas.

No caso do C ($r=0,49$) e N ($r=0,41$), também apresentaram correlação positiva com o eixo 1, significativos em nível de 1%. Esses dois atributos foram altamente relacionados ao reflorestamento de 1992, que mostra uma recuperação da fertilidade do solo apresentando os dados mais estáveis no período. Os valores de C-orgânico nos três reflorestamentos mais antigos foram parecidos, no caso do ano de 1984, e superiores no caso do ano de 1992 aos valores obtidos por Reis, (2006) nas mesmas áreas, indicando que o processo de recuperação têm possibilitado o incremento nos teores de C no solo.

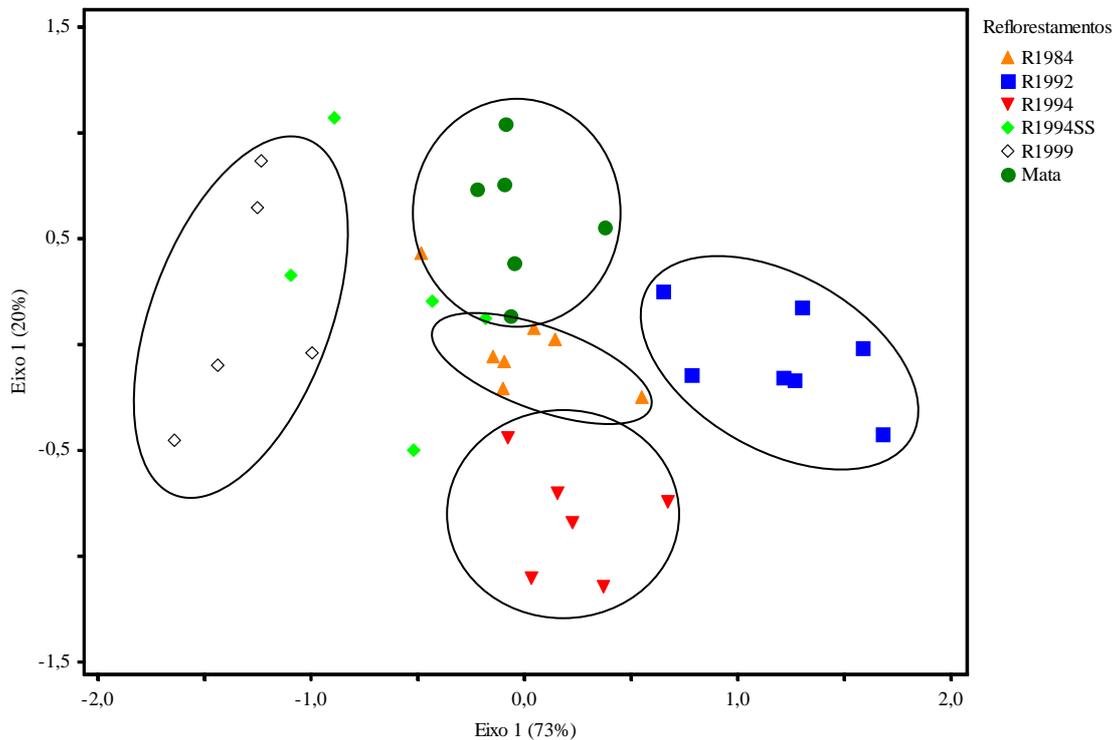


Figura 17. Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em reflorestamentos plantados em 1984, 1992, 1994, 1994 sem solo superficial e 1999 e mata nativa em 2008.

O sistema caracterizado como reflorestamento de 1984 apresentou maiores valores médios de Ca+Mg, superiores aos demais sistemas, que não apresentaram diferenças significativas entre eles. Porém foi possível observar baixos teores desses elementos também na mata nativa e demais sistemas, caracterizando a baixa disponibilidade de nutrientes nesses substratos oriundos da mineração de bauxita como também nos solos da região. Normalmente o maior estoque de nutrientes de um sistema de mata primária encontra-se retido na biomassa vegetal e uma significativa parcela destes encontra-se ciclando entre os diferentes componentes do sistema. No caso do N, apenas os reflorestamentos de 1994SS e o de 1999 apresentaram valores estatisticamente inferiores aos da mata nativa e demais plantios, indicando que com a melhoria da cobertura vegetal, ocorreu um aumento da disponibilidade do nutriente no solo. Isso favoreceu o estabelecimento de outras plantas e conseqüentemente o desenvolvimento da fauna do solo. Os valores médios de C, MO e N foram maiores na mata e nos reflorestamentos de 1992, 1994 e 1984, caracterizando o efeito da matéria orgânica depositada nas áreas na melhoria das características químicas e evolução dos sistemas.

Tabela 25. Coeficientes de correlação de Pearson (r) dos atributos sobrepostos à ordenação, correspondentes aos índices e grupos de fauna, características químicas do solo, serapilheira e estoque de nutrientes na serapilheira resultantes do ordenamento multivariado pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMS) em reflorestamentos plantados em 1984, 1992, 1994, 1994 sem solo superficial e 1999 em estéril de mineração de bauxita em 2008.

Coeficientes de correlação de Pearson (r) do ordenamento NMS nos reflorestamentos					
Índices da fauna	Eixo 1	Eixo 2	Grupos da fauna	Eixo 1	Eixo 2
Abundância	0,56***	0,64***	Acari	0,07	-0,45**
Riqueza	0,87***	0,15	Araneae	-0,12	-0,08
Índice de Shannon	-0,72***	-0,51***	Auchenorrhyncha	0,10	-0,10
Índice de Pielou	-0,75***	-0,51***	Blattodea	0,09	0,41**
Atributos do solo			Chilopoda	-0,18	0,05
pH	-0,23	0,03	Coleoptera	-0,37*	-0,44**
Al	0,56***	0,11	Diplopoda	-0,04	-0,08
Ca+Mg	0,09	0,13	Diptera	0,06	0,26
P	-0,31	-0,30	Entomobryomorpha	0,77***	0,38*
K	0,32*	-0,10	Formicidae	-0,35*	0,66***
C	0,49**	0,20	Heteroptera	0,10	0,15
N	0,41**	0,10	Hymenoptera	0,01	-0,17
Atributos da serapilheira			Isopoda	-0,06	-0,02
Serapilheira	0,61***	0,43**	Isoptera	0,21	0,22
N	-0,25	-0,30	Larvas de Coleoptera	-0,08	0,35*
P	-0,29*	-0,28*	Larvas de Diptera	-0,13	-0,46**
K	0,06	-0,38*	Orthoptera	-0,3	-0,42**
Ca	0,06	-0,06	Poduromorpha	0,41**	-0,41**
Mg	0,38*	-0,22	Pseudoscorpinea	0,48**	0,06
			Psocoptera	0,17	-0,09
			Sternorrhyncha	0,10	-0,01
			Symphyla	0,04	0,14
			Symphyleona	0,14	-0,43**
			Thysanoptera	0,12	-0,24

*P<0,05

**P<0,01

***P<0,001

FERRAZ, (1991) observou que os teores de nitrogênio nos solos acompanharam os de matéria orgânica. Nas áreas onde o crescimento arbóreo e o grau de cobertura do solo foram maiores, notou-se também uma maior quantidade de liteira, indicando, assim, o estabelecimento do processo de ciclagem de nutrientes. Nestas áreas o crescimento e diâmetro foi superior à média. Todas as áreas de reflorestamento da década de 1990 apresentaram valores superiores à média, em contrapartida, as da década de 1980 ficaram abaixo da média devido à não incorporação do solo superficial naquelas áreas de plantio, ou seja, a regeneração natural nas áreas da década de 1980 foi oriunda quase que exclusivamente da atividade dos dispersores de sementes, conseqüentemente, a diversidade e a riqueza de espécies fora reduzidos, implicando indiretamente nos baixos valores da área basal. As áreas da década de 1990 que contaram com os benefícios dos dispersores naturais e da riqueza do banco de sementes presente no solo superficial apresentam valores superiores à média.

Os valores médios de P indicam baixa disponibilidade do elemento para todos os sistemas, assim como na mata nativa sem diferenças significativas entre eles, caracterizando a baixa disponibilidade desse elemento nos solos da região e na biomassa da vegetação. Já no caso do K, foram encontrados maiores valores no solo da área de mata e nos reflorestamentos de 1984, 1992, 1994 e os menores em 1994 SS, indicando que houve melhoria na fertilidade

do solo nos reflorestamentos de 1984, 1992, 1994 ao nível da mata. Isso pode proporcionar o melhor suprimento para as plantas estabelecidas e estabilizar o processo de ciclagem desse elemento no sistema solo-planta-ambiente.

Tabela 26. Análise química do solo em diferentes sistemas de cobertura vegetal em áreas de reflorestamentos em estéril de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA em 2008.

Sistemas	pH em H ₂ O	Al ----cmol _c dm ⁻³ -----	Ca+Mg -----	P --mg dm ⁻³ --	K	C --dag mg ⁻³ --	N g kg ⁻¹
1984	5,1 a	0,5 c	3,1 a	0,8 ns	41 a	2,3 a	0,02 a
1992	4,2 b	2,53 a	0,5 b	1,8 ns	40 a	3,7 a	0,03 a
1994	4,3 b	1,55 b	1,2 b	0,9 ns	38 a	3,3 a	0,03 a
1994 SS	4,9 a	0,15 c	0,4 b	0,2 ns	9 c	0,6 b	0,01 b
1999	4,4 b	0,65 c	0,3 b	6,3 ns	28 b	0,9 b	0,01 b
MATA	3,8 a	2,15 a	0,6 b	2,0 ns	55 a	4,0 a	0,04 a
CV (%)	4	20	35	90	20	23	24

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($P < 0,05$)
ns: não significativo

A partir desses dados é possível inferir que para as áreas de reflorestamento mais antigas e a floresta nativa, a ciclagem de nutrientes foi a principal fonte de entrada desses elementos no sistema, uma vez que, nesta área não foi realizada adubação ou calagem recentemente. A baixa disponibilidade de nutrientes sempre foi uma barreira para o estabelecimento e crescimento de espécies espontâneas advindas do processo de sucessão natural. A recuperação da fertilidade e a ciclagem de nutrientes possibilitam a sustentabilidade do sistema.

O desenvolvimento e a estruturação da comunidade de fauna do solo nos reflorestamentos, sobretudo no plantio em 1992, indica forte associação com o desenvolvimento da comunidade vegetal, que melhorou as condições ambientais das áreas, proporcionando maior aporte de serapilheira e, conseqüentemente, a entrada de nutrientes no sistema, principalmente com o avanço do desenvolvimento da cobertura vegetal dos reflorestamentos mais antigos.

Neste sentido, nota-se que o estoque de serapilheira no solo, no ordenamento NMS apresentou correlação positiva ($r=0,61$), altamente significativa com o eixo 1, confirmando que essa característica teve alta participação no padrão de estruturação da comunidade da fauna do solo. O estoque de serapilheira, avaliado em 2008 para todos os sistemas, assim como o estoque de nutrientes na serapilheira e os dados foram apresentados na Tabela 27.

Considerando os valores totais, observou-se maior deposição de serapilheira nos reflorestamentos de 1992, 1984 e 1994, com valores de 11.244; 9.428 e 9.127 kg ha⁻¹ respectivamente, valores dentro da faixa estimada por Andrade et al. (1999), quando afirmam que o material formador de serapilheira em florestas tropicais varia entre 3.600 e 12.400 kg ha⁻¹. Os demais sistemas apresentaram os valores mais baixos de serapilheira, sendo que o menor valor foi encontrado no reflorestamento 1994 SS (1.653 kg ha⁻¹).

No caso do estoque de nutrientes na serapilheira, considerando os reflorestamentos, podem se observar, de modo geral, maior estoque de nutrientes com valores similares aos da mata nos três reflorestamentos mais antigos 1984, 1992, 1994, enquanto os reflorestamentos de 1994 SS e o de 1999 apresentaram estoques inferiores aos anteriores. Esse padrão foi observado para o N, P, K e Mg, confirmando o já citado de que ciclagem de nutrientes em função do aporte de biomassa vegetal deve ser a principal entrada desses elementos nos

reflorestamentos, uma vez que após o plantio essas áreas não receberam adubação ou calagem.

Tabela 27. Estoque de serapilheira no solo e de nutrientes na serapilheira em reflorestamentos de várias idades desenvolvidos em áreas de mineração de bauxita, em Porto Trombetas-PA, em 2008.

Sistemas	Serapilheira	-----kg ha ⁻¹ -----				
		N	P	K	Ca	Mg
1984	9428 a	83,9 a	1,5 a	6,4 a	127,0 a	15,1 a
1992	11244 a	91,6 a	1,9 a	4,7 a	66,7 b	15,5 a
1994	9127 a	99,5 a	1,5 a	5,1 a	57,9 b	11,4 a
1994 SS	1653 b	19,9 b	0,2 b	0,8 b	13,6 b	2,4 b
1999	3049 b	32,6 b	0,7 b	1,4 b	20,2 b	3,0 b
MATA	6496 a	90,0 a	1,5 a	6,6 a	44,9 b	10,7 a
CV (%)	33	35	40	69	59	42

Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($P < 0,05$)

Assim como observado por Reis (2006), o maior estoque de Ca foi verificado na serapilheira do reflorestamento de 1984, o que pode estar relacionado às diferentes fontes de Ca, usadas no plantio que proporcionou o maior estoque do elemento na serapilheira desse tratamento. Ainda segundo o autor, os maiores teores de Ca na serapilheira do reflorestamento sobre estéril realizado em 1984, em comparação com a mata nativa, podem ser devido ao fato de que na mata nativa boa parte do Ca estava imobilizado nos troncos e galhos grossos, que possuem ciclagem demorada. Já no reflorestamento de 1984, a maior parte dos nutrientes estava imobilizada nas folhas e galhos finos, que estão em constante processo de renovação e constituem a maior parte do material decidual (serapilheira) amostrado. No caso dos demais reflorestamentos que apresentaram valores similares significativamente à mata a entrada de Ca, parece ser oriunda do processo de ciclagem de nutrientes, uma vez que os solos desta região são naturalmente pobres nesse nutriente.

b) Ordenação no tanque de rejeito de bauxita

Assim como foi feito para os reflorestamentos, na ordenação dos dados no tanque, o gráfico foi girado da esquerda para a direita sobre o eixo 1, de forma que a mata, considerada como referência de um sistema mais equilibrado ecologicamente, ficasse posicionada na parte frontal do lado direito do gráfico ao longo do eixo 1 (Figura 18).

A variância foi explicada em 79 % no eixo I e 13 % no eixo II da ordenação pelo diagrama bidimensional, sendo que o primeiro separou a área de mata nativa da parcela com *A. holosericea* (Holo) e dos tratamentos de nível de adubação: Adub 1 e Adub 2. Já os dados da parcela com *S. paniculatum* (Taxi) se apresentaram dispersos, principalmente entre os dados da mata e Adub 2. Os vetores de correlação em sua maioria foram mais relacionados à Borda do tanque que se distinguiu das demais ao longo do Eixo 2. Os coeficientes de correlação de Pearson nos dois eixos foram apresentados na Tabela 28.

Nesse sentido, dentre os atributos que mais influenciaram a separação da Borda dos demais tratamentos, podem-se destacar a maior riqueza da fauna do solo ($r=0,54$), apresentando também maior abundância ($r=0,86$), com predomínio dos grupos Entomobryomorpha ($r=0,92$), Orthoptera ($r=0,50$), Poduromorpha ($r=0,46$), Symplepleona ($0,40$) e Diplopoda ($r=0,36$). Todos com correlações significativas em nível de 5%.

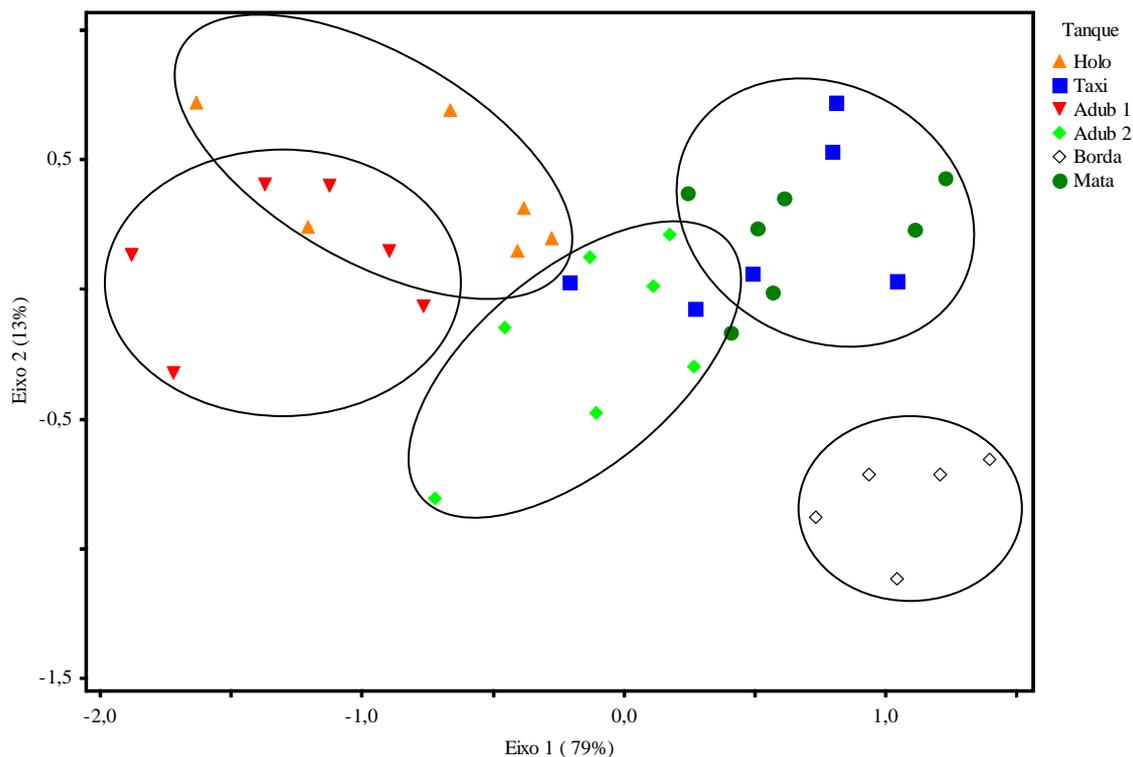


Figura 18. Diagrama de ordenamento multivariado obtido com a técnica de NMS a partir dos grupos de fauna do solo amostrados em tanque de deposição de rejeito de lavagem de bauxita e mata nativa em 2008.

Considerando as características do solo, foi observado que todos os elementos analisados apresentaram correlações positivas com o eixo 1 que distingue a mata dos demais tratamentos, com exceção da Borda, caracterizando que à medida que a fertilidade do solo aumenta, ocorre melhor estruturação da comunidade de fauna do solo, aproximando mais os plantios florestais da mata.

Para o eixo 2 as maiores correlações foram observadas para os elementos Ca+Mg, K e P, e aparecem em maior disponibilidade na Borda e na mata. Nestas áreas, apesar de ser visualizado uma separação no diagrama de ordenamento, elas aparecem muito próximas. Os valores de todos os elementos do solo analisados em 2008 foram apresentados na Tabela 29.

De modo geral, se observa a baixa disponibilidade de nutrientes nas áreas dos plantios no tanque, uma vez que se trata de um substrato que não dispunha desses elementos no momento do plantio, e com isso toda a fertilidade requerida deve ser fornecida na formação da área. À medida que as plantas vão se desenvolvendo, ocorre a deposição de serapilheira, favorecendo a ciclagem de nutrientes e melhorando a disponibilidade desses no solo. Isto é o que ocorre com a borda, onde foram observados maiores valores de Ca+Mg, levando a afirmar que as melhores condições de adubação e água no momento inicial, favoreceram o desenvolvimento desse sistema expresso pelo efeito da adubação associado à melhoria rápida das características físicas e biológicas do substrato.

É importante considerar que, de modo geral, os valores desses elementos também foram baixos na mata, mas vale ressaltar que nesta, a maior parte desses nutrientes se encontram retidos na biomassa (ALFAIA et al., 2008).

Tabela 28. Coeficientes de correlação de Pearson (r) dos atributos sobrepostos à ordenação, correspondentes aos índices de fauna, características químicas do solo, serapilheira e estoque de nutrientes na serapilheira, resultantes do ordenamento multivariado através de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) em tanque de deposição de rejeito de lavagem de bauxita em 2008.

Coeficientes de correlação de Pearson (r) do ordenamento NMS no tanque					
Índices da fauna	Eixo 1	Eixo 2	Grupos da fauna	Eixo 1	Eixo 2
Abundância	0,86***	0,78***	Araneae	0,41**	0,45**
Riqueza	0,54***	0,61***	Auchenorrhyncha	-	-0,13
Índice de Shannon	0,28*	-0,04	Blattodea	0,35*	0,47**
Índice de Pielou	0,24	-0,05	Chilopoda	0,17	0,37
Atributos do solo			Coleoptera	0,48**	-0,07
pH	0,41**	0,47**	Diplopoda	0,36*	0,70***
Al	-0,19	0,09	Diptera	0,51***	0,26
Ca+Mg	0,43**	0,05	Entomobryomorpha	0,92***	0,45**
P	0,53***	0,62***	Formicidae	0,29*	0,58***
K	0,47**	0,35*	Heteroptera	0,09	0,05
C	0,62***	0,61***	Hymenoptera	0,41**	0,49***
N	0,44**	0,26	Isopoda	0,32*	0,65***
Atributos da serapilheira			Isoptera	0,29*	0,22
Serapilheira	0,41**	0,47**	Larvas de Coleoptera	0,22	0,34*
N	0,30	0,55***	Larvas de Diptera	0,38	0,49***
P	0,36	0,73***	Larvas de Lepidoptera	0,25	0,27
K	0,56***	0,36*	Orthoptera	0,50***	0,66***
Ca	0,68***	0,70***	Poduromorpha	0,46**	0,79***
Mg	0,60***	0,54***	Psocoptera	0,09	-0,14
			Sternorrhyncha	0,21	-0,07
			Symphyla	-0,12	0,14
			Symphypleona	0,40**	-
			Thysanoptera	0,35	0,30*

*P<0,05 **P<0,01 ***P<0,001

Segundo DIAS et al. (2007), além da aplicação de fertilizantes, é imprescindível a melhoria nas características físicas e biológicas do substrato, sendo que o aumento dos teores de C-orgânico favorece a estruturação e o aumento da capacidade de retenção de água do substrato e funcionam como fonte de energia e alimentos, indispensáveis à colonização biótica desse material.

Tabela 29. Disponibilidade de nutrientes do solo em diferentes sistemas de cobertura vegetal, plantados no Tanque SP1 em Porto Trombetas-PA em 2008.

Sistemas	pH em H ₂ O	Al ----cmol _c dm ⁻³ ----	Ca+Mg -----	P --mg dm ⁻³ --	K	C --dag mg ⁻³ --	N g kg ⁻¹
Holo	4,9 a	0,23 b	0,5 b	1,1 ns	17,0 b	0,3 b	0,010b
Taxi	5,3 a	0,08 b	0,5 b	1,7 ns	12,8 b	0,3 b	0,004b
Adub 1	4,7 a	0,03 b	0,1 c	0,2 ns	7,5 b	0,1 b	0,002b
Adub 2	5,0 a	0,10 b	0,3 c	0,7 ns	15,5 b	0,4 b	0,004b
Borda	4,9 a	0,18 b	1,4 a	2,0 ns	50,8 a	1,2 b	0,020b
Mata	3,8 b	2,15 a	0,6 b	2,0 ns	54,5 a	4,0 a	0,040a
CV (%)	6	33	22	54	19	34	32

Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Bonferroni (P < 0,05)

Ns: não significativo

O desenvolvimento e estruturação da comunidade de fauna do solo na Borda do tanque foi mais associado ao desenvolvimento da comunidade vegetal, que influenciou positivamente as condições do ambiente em questão, proporcionando maior aporte de serrapilheira e, conseqüentemente, a entrada de nutrientes no sistema. Isso foi favorecido pelo momento inicial do reflorestamento do tanque a partir da hidrosemeadura, que formou uma faixa de borda com maior disponibilidade de água e nutrientes e não foi afetada com as constantes inundações. No ordenamento por NMS a serapilheira apresentou forte correlação com ambos os eixos, indicando a alta relação desse parâmetro com a estruturação da comunidade de fauna edáfica, isso também foi observado para a qualidade da serapilheira, que aqui foi expressa através do estoque de nutrientes.

Considerando essas características, se observa que os elementos K, Ca e Mg apresentaram correlações significativas com ambos os eixos. No caso de N e P, apenas com o segundo, sendo todas positivas, indicando que o maior estoque de serapilheira no solo, bem como o maior estoque de nutrientes possibilitou o maior desenvolvimento da fauna do solo nos plantios no sentido de aproximar-se dos valores da mata.

O estoque de serapilheira mostrou que os sistemas Borda, Adub 2 e Holo, com 6109, 6134 e 4869 kg ha⁻¹, respectivamente, não diferem significativamente dos apresentados pela mata. O menor valor foi encontrado no Adub 1 com 949 kg ha⁻¹ (Tabela 30).

Na comparação entre os tratamentos com menor (Adub 1) e maior dose de adubação (Adub 2), observou-se aumento de 6 vezes na produção de serapilheira, sendo diferentes significativamente, em função da aplicação do adubo. Assim, o fator nutricional foi limitante para o estabelecimento de plantas nas áreas com disposição de rejeito de lavagem de bauxita.

No que se refere ao estoque de nutrientes na serapilheira, foi observado que os maiores valores foram sempre observados para a Borda com valores próximos aos encontrados na área de mata e sem diferenças significativas com exceção do P.

Tabela 30. Estoque de serapilheira no solo e de nutrientes nos plantios desenvolvidos no Tanque de bauxita, em Porto Trombetas-PA, em 2008.

Sistemas	Serapilheira	N	P	K	Ca	Mg
	-----kg ha ⁻¹ -----					
HOLO	4868 a	61,6 a	1,0 b	1,4 b	18,5 b	5,1 b
TAXI	3503 a	40,7 b	0,5 c	1,1 b	16,7 b	3,0 b
ABUB 1	949 b	11,9 b	0,1 c	0,2 b	1,0 b	0,2 b
ADUB 2	6134 a	64,9 a	1,2 b	1,9 b	26,7 a	2,5 b
BORDA	6108 a	107,3 a	3,2 a	4,9 a	58,5 a	12,4 a
MATA	6496 a	90,0 a	1,5 b	6,6 a	44,9 a	10,7 a
CV (%)	20	42	51	54	52	47

Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Bonferroni (P < 0,05)

O maior valor de N para a área de borda parece expressar o efeito da composição florística da vegetação, uma vez que todo o tanque foi plantado com leguminosas fixadoras de N₂ que, nesta área, por ter sido favorecida com uma maior adubação e conseqüentemente maior diversidade de espécies, mostra melhor performance, apresentando também um maior estoque dos demais elementos.

Segundo Reis (2006), os resultados para a área de Borda e Adubação 2, que tem o maior nível de adubação no tanque de rejeito, parecem expressar o efeito da composição florística da vegetação sobre os teores de N da serapilheira. Isto ocorre, pois toda a área do tanque foi hidrosemeada com sementes de leguminosas fixadoras, com bom estabelecimento das plantas, em especial de *A. holosericea*, nas parcelas com maiores níveis de adubação e na borda. Considerando que estas espécies, associadas a bactérias do gênero rizóbio, apresentam

capacidade de fixar o N₂ atmosférico e aportar grandes quantidades de material com baixa relação C:N, refletindo em maiores teores de N na serapilheira destes sistemas.

Desde quando foi introduzida no sistema, a espécie *A. holosericea* se estabeleceu melhor que as demais com boa distribuição em toda a área e com 2 anos apresentava taxa de sobrevivência média de 64%, indicando elevada capacidade de adaptação, rusticidade e capacidade de produção de biomassa, sempre com densa cobertura de folhas sobre o solo (FRANCO et al., 2000).

As espécies leguminosas que se associam a organismos fixadores de N atmosférico utilizadas na revegetação possuem grande potencial para o retorno de matéria orgânica ao solo, assumindo papel de elevada produção e aporte de biomassa, representando proteção ao solo contra o impacto da chuva, como também foi fator decisivo na aceleração da ciclagem de nutrientes (devido sua relação C/N mais estreita) e retorno da vida ao solo. A inoculação dessas espécies com estirpes específicas de *Rhizobium* proporcionou uma fixação de N² mais eficiente, enquanto que a inoculação com fungos micorrízicos melhorou o aproveitamento de fósforo e outros nutrientes como Zn, Mn e Cu (FRANCO et al., 1992; RESENDE et al., 2005; FRANCO et al., 2008).

Na parcela com menor adubação (Adub 1), o baixo estoque de nutrientes N na serapilheira deveu-se ao baixo estabelecimento de leguminosas fixadoras semeadas via hidrossemeadura, e das espécies plantadas quando do experimento de adubação, já que não foi feita adubação na implantação do ensaio, além do efetuado por ocasião da hidrossemeadura.

Em geral, foi baixo o estoque de P na serapilheira de todos os plantios, bem como na mata, caracterizando a baixa disponibilidade desse elemento nos solos da região e na biomassa da vegetação, para todos os sistemas. Segundo FRANCO et al. (2000); REIS (2006) e DIAS et al. (2007) o P sempre foi o mais limitante ao desenvolvimento das plantas nos sistemas, o que pode decorrer da perda do “pool” orgânico de P no processo de mineração destas áreas (retirada de parte da biomassa e rápida oxidação da matéria orgânica).

No caso do K, no tanque os maiores estoques ocorreram na Borda, caracterizando a influência das maiores doses nesse sistema no momento do plantio, favorecendo o melhor estabelecimento da vegetação, já nos outros plantios no tanque os valores foram inferiores.

Com base nestes resultados, destaca-se que o processo de recuperação das áreas e o estabelecimento da fauna do solo têm alta relação com a idade de plantios das espécies. Esta, além de fonte inicial de material propagativo de nutrientes, no momento do plantio, constitui uma fonte de propágulos de fauna do solo em áreas mineradas e disponibilidade de matéria orgânica, evidenciando a importância do retorno da camada de solo superficial.

Destaca-se que a tecnologia para reabilitação dos tanques de rejeito começou pela revegetação com espécies de colonização primária no substrato ainda não consolidado, seguida por espécies pioneiras tardias e espécies secundárias. Para isso foi necessário o suprimento dos nutrientes essenciais às plantas, para obter biomassa em níveis similares ao da floresta nativa. O uso de leguminosas fixadoras de nitrogênio permitiu a transferência de nitrogênio da atmosfera para o sistema solo-plantas, enquanto os demais nutrientes foram adicionados de acordo com a necessidade das plantas. Portanto, considerando a grande influência do fator fertilidade no processo, é evidente que em processos de recuperação de áreas com essas características é importante um bom programa de adubação, com adição de solo superficial, mais adubação no plantio e de cobertura, sobretudo nos primeiros anos, para alcançar bom desenvolvimento da vegetação e fechamento da área.

As diferentes ferramentas e atributos usados neste estudo mostraram-se bastante úteis para o monitoramento ambiental de áreas em processo de recuperação. Foi possível fazer um diagnóstico de cada sistema e apresentar as diferenças na evolução dos processos ecológicos, com base na fauna do solo, sendo que a análise da PRC se mostrou mais adequada para avaliar as alterações na integridade dos ecossistemas ao longo do tempo.

5 CONCLUSÕES

- ✓ O padrão de estruturação e diversidade das comunidades da fauna de solo apresentou grande variação ao longo dos anos, que foi coerente com as características de desenvolvimento de cada sistema. Assim, nos sistemas que apresentaram maior desenvolvimento vegetal e deposição de serapilheira, como o reflorestamento de 1992, a comunidade de fauna edáfica esteve mais estruturada, enquanto nos sistemas em que isso não ocorreu como no tratamento de menor adubação, no tanque de rejeito, esta comunidade apresentou variações maiores e menor diversidade.
- ✓ Em função do desenvolvimento da comunidade vegetal nos sistemas em processo de reabilitação também ocorreu a estruturação da comunidade de fauna edáfica, aumentando a sua diversidade e favorecendo o restabelecimento dos processos ecológicos.
- ✓ A adubação, a cobertura do solo e o tempo de desenvolvimento possibilitaram o maior aporte de serapilheira, influenciando positivamente a estrutura e diversidade das comunidades de fauna do solo.
- ✓ Para as áreas mineradas com bauxita, onde houve modificação intensa do ecossistema, o estudo da fauna do solo permitiu avaliar a capacidade de restabelecimento ecológico do sistema.
- ✓ O fornecimento de nutrientes, mesmo que apenas inicial, foi o principal fator de produção de biomassa vegetal e colonização de fauna edáfica, uma vez que os nutrientes adicionados às áreas de estéril e rejeito foram rapidamente deslocados para a biomassa vegetal, deixando os substratos com baixa disponibilidade destes, mesmo com diferenças consideráveis na adubação.
- ✓ As diferentes ferramentas de avaliação e atributos utilizados neste estudo mostraram-se bastante úteis para o monitoramento ambiental de áreas em processo de recuperação, fornecendo um diagnóstico de cada sistema e apresentando as diferenças no progresso dos processos ecológicos, com base na fauna do solo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ✓ O processo de recuperação das áreas e a colonização pela fauna do solo mostraram relação forte com a idade dos plantios das espécies e com a cobertura vegetal. A maior resposta, na maioria dos parâmetros avaliados, foi nos sistemas com maior cobertura vegetal. Os reflorestamentos mais antigos e plantados sobre estéril se apresentaram com processos de recomposição mais adiantados, com valores de atributos indicadores próximos aos observados para a área de mata nativa, confirmando o progresso da recuperação ambiental nas áreas que foram exploradas para a extração de bauxita.
- ✓ O uso de solo superficial é fundamental no processo de recuperação. Além de fonte inicial de material propagativo e de nutrientes no momento do plantio, fornece matéria orgânica, indispensável no processo e constitui uma fonte de propágulos de fauna do solo em áreas mineradas.
- ✓ As análises químicas do solo e da serapilheira permitiram elaborar um bom diagnóstico do estado nutricional do processo de revegetação. Os resultados apresentados indicam a necessidade de novos aportes de fertilizantes no tanque de rejeito de bauxita, que possam fornecer adequada disponibilidade de nutrientes para o desenvolvimento da vegetação e eficiente ciclagem de nutrientes que garantirão a biomassa das áreas ao longo do tempo. Experiências realizadas na borda já mostraram que a aplicação constante de fertilizantes a longo prazo possibilita o rápido fechamento da área. Considerando a grande influência que teve o fator fertilidade nesse processo, fica evidente que em processos de recuperação de áreas com essas características é importante um bom programa de adubação, com aplicação de solo superficial mais adubação no plantio e de cobertura, sobretudo nos primeiros anos, para possibilitar o bom desenvolvimento da vegetação.
- ✓ Em relação aos plantios estudados sobre o tanque de rejeito da lavagem de bauxita, a área de borda e a área de maior adubação (Adub 2) do tanque de rejeito SP1, apresentaram as melhores características químicas do solo e da serapilheira e maior composição da comunidade da fauna epígea em relação à mata nativa. Considerando que essas áreas tiveram maiores aportes de nutrientes, pode-se afirmar que nas demais faltou nutrientes no processo de formação. Sendo assim faz-se necessário a aplicação de maior quantidade de nutrientes no período de plantio e em cobertura em áreas mais novas a serem formadas, sempre levando em conta o menor risco de perdas de fertilizantes ou toxidez das plantas.
- ✓ As diferentes ferramentas e atributos usados foram úteis para o monitoramento ambiental de áreas em processo de recuperação, fornecendo um diagnóstico de cada sistema e apresentando as diferenças na evolução dos processos ecológicos, com base na fauna do solo. Principalmente, porque dados dessa natureza, assim como de experimentos microbiológicos tendem a apresentar grandes variações e, apenas algumas ferramentas estatísticas de análise multivariadas possibilitam identificar padrões mais fáceis de serem interpretados. Neste caso pode se destacar a análise da PRC, que se mostrou a mais adequada para avaliar as alterações na integridade dos ecossistemas ao longo do tempo.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFAIA, S. S.; UGUEN, K.; RODRIGUES, M. R. L. Manejo da fertilidade dos solos na Amazônia. In: MOREIRA, F. M. de S; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSARD, L (Ed.). Biodiversidade dos solos em ecossistemas brasileiros. Lavras: UFLA, 2008. pg. 117-141.
- ALVES, B.J.R.; SANTOS, J.F.C. dos; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Métodos de determinação de nitrogênio em solo e planta. In: HUNGRIA, M; ARAUJO, R.S., (Ed.). Manual de métodos empregados em estudo de microbiologia agrícola. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. p.449-509. (Documentos, 46).
- AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de (ed.). Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2005. 516 p.
- ANDERSON, J. M. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. *Biology and Fertility of Soils*, v. 6, p. 216-222. 1988.
- ANDERSON, J. M.; INESON, P.; HUIISH, S. A. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter fram deciduos woodlands. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 15, n. 4, p. 463-467. 1983.
- ANDRADE, A. G. de; CABALLERO, S. S. U.; FARIA, S. M. de. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999. 22 p. (Documento 13).
- ANDRÉS, P.; MATEOS, E. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology*, v. 33, p. 67-78. 2006.
- BALIEIRO, F.C.; CHAER, G.M.; REIS, L.L.; FRANCO, A.A. & FRANCO, N.O. Qualidade do solo em áreas degradadas. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Recife, PE. SBCS/UFRPE/Embrapa Solos-UEP, 2005. CD-Room.
- BANDEIRA, A. G & TORRES, M. F. P. Abundância e distribuição de invertebrados do solo em ecossistemas da Amazônia Oriental: o papel ecológico dos cupins. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia*, Belém, 2 (1):13-38, 1985.
- BATAGLIA, O. C.; FURLANI, A. M. C. ; TEIXEIRA, J. P. F. Métodos de análise química de plantas. Campinas: IAC, 1983. p.1-48. (Boletim Técnico do IAC, 78).
- BARROS, E.; NEVES, A.; BLANCHART, E.; FERNANDES, E. C. M.; WANDELLI, E.; LAVELLE, P. Development of the soil macrofauna community under silvopastoral and agrosilvicultural systems in Amazonia. *Pedobiologia*, v. 47, p. 273-280, 2003.
- BEARE, M.H.; VIKRAM REDDY, M.; TIAN, G.; SRIVASTAVA, S.C. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role decomposer biota. *Applied Soil Ecology*, v.6, p.87-108. 1997.
- BEGON, M.; HARPER, J.I.; TOWNSEND, C.R. *Ecology: individuals, populations and communities*, 3 ed. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068p.

BENGTSSON, J.; LUNDKVIST, H.; SAETRE, P.; SOHLENIUS, B.; SOLBRECK. Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. *Applied Soil Ecology*, v. 9, p. 137-143, 1998.

BERTI FILHO, E. Cupins em florestas. In: BERTI FILHO, E; FONTES, L.R. (Ed.). Alguns aspectos atuais da biologia e controle de cupins. Piracicaba: FEALQ, 1995. p. 127-140.

BIONDINI, M. E.; BONHAM, C. D.; REDENTE, E. F. Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetation*, v. 60, p. 25-36, 1985.

BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL, 2000. 342p.

BRANDT, W. Avaliação de cenários em planos de fechamento de minas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Eds.). Recuperação de áreas degradadas. Viçosa, MG: UFV/DPS/Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 131-134.

BRAGA, J. M. Avaliação da fertilidade do solo: análise química - parte I e II. Viçosa: Imprensa Universitária - UFV, 1980. 167 p. (Boletim Técnico da UFV, n. 1 e 2).

BREMMER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen total. In: PAGE, A. L. (Ed.). *Methods of soils analysis: chemical and microbiological properties*. 2 ed. Madison: American Society of Agronomy/ Soil Science Society of America, 1982. p. 595-624.

BRIONES, M.J.I.; INESON, P.; PIEARCE, T.G. Effects of climate change on soil fauna; responses of enchytraeids, diptera larvae and tardigrades in a transplant experiment. *Applied Soil Ecology*, v. 6, p. 117-134. 1997.

BRITEZ, R.M.; REISSMAN, C.B.; SILVA, S.M.; SANTOS FILHO, A. Deposição estacional de serapilheira e macronutrientes em uma floresta de araucária. *Revista do Instituto Florestal, São Paulo*, v. 4, 1992. p. 766-772.

BROWN, G.G. Diversidade e função da macrofauna no sistema edáfico agrícola. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28, 2001, Londrina. Anais. Londrina: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2001. p.56.

BROWN, K.S. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. In: MARTOS, H.L. & MAIA, N.B. Indicadores ambientais. Sorocaba, s.n. 1997. p.143-151.

BURGER, J.A. Limitations of bioassays for monitoring forest soil productivity: Rationale and example. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1674–1678, 1996.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L. E; MELLO, J.W.V. de. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, 1998. p 183-194.

CAPRONI, A. L. Fungos micorrízicos arbusculares em áreas reflorestadas remanescentes da mineração de bauxita em Porto Trombetas – PA. 2001. 186 f. Tese (Doutorado em Ciência do

Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

CARDOSO, P. G. M. Long-term changes within macrobenthic assemblages of a temperate estuary under eutrophication. 2005. 156p. Tese (Doutorado em Biologia) - Curso de Pós-Graduação em Biologia-Ecologia. Universidade de Coimbra, Coimbra-Portugal.

CHAER, G.M.; FERNANDES, M.F.; MYROLD, D.D. & BOTTOMLEY, P.J. Shifts in microbial community composition and physiological profiles across a gradient of induced soil degradation. *Soil Biology & Biochemistry*. v.73, n.4, p.1327-1334, 2009.

CHAER, G. M; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 31, p. 1381-1396. 2007.

COOK, C.W.; HYDE, R. M.; SIMS, P. L. Revegetation guidelines for surface mined áreas. Fort Collins, Colorado: Colorado State University, 1974. 73 p. (Science Series, 16)

COLEMAN, D.C.; CROSSLEY, D.A. Fundamentals on soil ecology. London: Academic Press, 1996. 205 p.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; da SILVA, L. S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.) Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Florestais e Subtropicais. Ed. Metrópole, Porto Alegre. p. 137-158, cap. 10, 2008, 654p.

CORREIA, M. E. F., REIS, L. L., CAMPELLO, E. F. C., RODRIGUES, K. M., DIAS, L. E., FRANCO, A. A. Fauna edáfica como indicadora da recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). In: Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 6., Curitiba (PR). Anais, Curitiba: SOBRADE, 2005, p.13-24.

CORREIA, M. E. F.; REIS, L. L.; CAMPELLO, E. F.C.; FRANCO, A. A. Populações de macrofauna do solo em agricultura itinerante na região de Mata Atlântica, RJ. In: Workshop: O uso da macrofauna edáfica na agricultura do século XXI: a importância dos engenheiros do solo. Londrina-PR: EMBRAPA, 2003. pg. 200-220. (Documentos 224)

CORREIA, M.E.F.; PINHEIRO, L.B.A. Monitoramento da fauna de solo sob diferentes coberturas vegetais em um sistema integrado de produção Agrícola, Seropédica (R.J.). Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 1999. 15p. Circular Técnica, 3.

CORREIA, M.E.F., ANDRADE, A.G., FARIA, S.M. Sucessão das comunidades de macroartrópodos edáficos em plantações de três leguminosas arbóreas, In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26. 1997, Rio de Janeiro, RJ. Resumos..., Rio de Janeiro, RJ, 1997. 1 CD-ROM.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (ed.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.197-225.

COSTA, P. da. Fauna do solo em plantios experimentais de *Eucalyptus grandis* Maiden, *Pseudo samanea guachapele* Dugand e *Acacia mangium* Willd. 2002. 93f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

CHRISTIASSEN, T.A.; LOCKWOOD, J.O. & POWELL, J. Litter decomposition by arthropods in undisturbed and intensively managed mountain brush habitats. *Great Basin Naturalist*, v. 49, p.562-569. 1989.

CULIK, M.P.; SOUSA, J.L.de.; VENTURA, J.A. Biodiversity of Collembola in tropical agricultural environments of Espírito Santo, Brasil. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v.21, p.49-58. 2002.

CURRY, J.P.; GOOD, J. A soil faunal degradation and restoration. *Advances in Soil Science*, v.17, p. 171-215, 1992.

CUTZ-POOL, L.Q.; PALACIOS-VARGAS, J.G.; CASTAÑO-MENESES, G.; GARCÍA CALDERÓN, N.E. Edaphic Collembola from two agroecosystems with contrasting irrigation type in Hidalgo State, México. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v.36, p.46-52, 2007.

DAMASCENO; A. C. F. Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema, 2005. 107 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

DECAENS, T., LAVELLE, P., JIMENEZ, JAEN, J.J., ESCOBAR, G., RIPPSTEIN, G. Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *European Journal of Soil Biology*, Montrouge, v. 30,n. 4, p. 157–168, 1994.

DECAENS, T.; DUTOIT, T.; ALARD, D. & LAVELLE, P. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of Western France. *Applied Soil Ecology*, v. 9, p.361-367. 1998.

DEN BOER, P.J. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia*, v. 50, p.39-53. 1981.

DIAS, L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. de; CORREIA, M. E. F.; LYNCH, L. de S.; RIBEIRO JUNIOR, E.; REIS, L. L. Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na mineração Rio do Norte S. A., Porto Trombetas -PA. Viçosa-MG: UFV, 2004. (Relatório de atividades do ano 2003). 86p.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.C.; FARIA, S. M.; CORREA, M. E., LYNCH, L. S.; RIBEIRO Jr., E. S. & REIS, L. L. Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na Mineração Rio do Norte S.A., Porto Trombetas, PA. Viçosa-MG: UFV, 2003. (Relatório de Atividades do ano 2002). 126 p.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; FARIA, S. M. Uso de leguminosas noduladas e micorrizadas na recuperação de áreas mineradas em Porto Trombetas, PA. Porto Trombetas, PA. Viçosa-MG: UFV, 2002. (Relatório de Atividades do ano 2001). 58p.

DIAS, L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R. F.; V, V. H. A.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F. CANTARUTTI, R.B., NEVES, J.C. L. Fertilidade do solo. SBCS, Viçosa, 2007. pg 955-1016.

DIGBY, P. G. N. & KEMPTON, R.A. Multivariate analyses in ecological communities. London: Chapman & Hall, 1994. 205p.

DINDAL, D. Soil biology guide. New York: John Wiley and Sons, 1990. 1348p.

DISNEY, R.H.L. Assessments using invertebrates: posing the problem. Wildlife conservation evaluation. London:Chapman and Hall, 1986. p. 271-293.

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Appl. Soil. Ecol., v.15, p.3-11, 2000.

DUCATTI, F. Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da Mata Atlântica. 2002. 70f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs. v. 67, p.345-366. 1997.

DUMANSKI, J.; PIERI, C. Land quality indicators: research plan. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 81, n. 2, p. 93-102. 2000.

DUNGER, W.; VOIGTLÄNDER, K. Assessment of biological quality in wooded reclaimed mine sites. Geoderma, v.129, p.32-44. 2005.

ETTEMA, C.H. & WARDLE, D. Spatial soil ecology. Tree, 17:177-183, 2002.

ELLIS, D. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. Marine Pollution Bulletin. v.16, 459p. 1985.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA SOLOS, 1997. 220 p.

FARIA, S. M. de; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R. da. Recuperação de solos degradados com leguminosas noduladas e micorrizadas. Seropédica-RJ: EMBRAPA Agrobiologia, 1998. 23 p. (Documentos 77).

FARIA, S. M. de; FRANCO, A. A.; JESUS, R. M. de; MENANDRO, M. S.; BAITELLO, J. R.; MUCCI, E. S. P.; DÖBEREINER, J.; SPRENT, J. I. New nodulating legume trees from South-East Brazil. New Phytologist. Oxford, v. 98, p. 317-328, 1984.

FARMER, E. E.; RICHARDSON, B. Z.; BROWN, Ray W. Revegetation of acid mining wastes in Central Idaho. Ogden, Utah: Department of Agriculture, Forest Service, 1976. 17 p. (Research Paper, INT-178).

FERRAZ, J. B. Soil factors influencing the reforestation on mining sites in Amazonia. In: LIETH, H.; LOHMAN, M. (Ed.). Restoration of tropical forest ecosystems. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. p. 47-52.

FERRAZ, J. Diagnóstico do comportamento do reflorestamento realizado na Mina Saracá entre 1981 e 1987. Manaus: INPA-CPST, v.4. 220p. 1991.

FERREIRA, D. F. Sisvar 4.6: Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas. Lavras: UFLA, 2000. 69p.

FOX, J. E. D. Rehabilitation of mined lands. Forestry Abstract, v. 45, n. 9, pp.565-594, 1984.

FORTES, J. L. de O. Reabilitação de depósito de resíduo do refino de bauxita com o uso de resíduos industriais e leguminosas arbóreas. 2000. 185 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

FORTES, J.L.O; CAMPOS NETO, D.C. Alterações nas características químicas do solo e produção vegetal de milho com uso de resíduo de bauxita e cinza de caldeira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25, 1995, Viçosa-MG. Resumos. Viçosa: SBCS, 1995. p. 1331-1333.

FÖRSTER, B.; VAN GESTEL, C.A.M.; KOOLHAAS, J.E.; NENTWIG, G.; RODRIGUES, J.M.L.; SOUZA, J.P.; JONES, S.E.; KNACKER, T. Ring-testing and Field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) – An instrument for testing potentially harmful substances: Effects of Carbendazim on organic matter breakdown and soil fauna feeding activity. Ecotoxicology. v. 13, p.129-141. 2004.

FOWLER, H.G. Ecologia, formigas indicam nível de recuperação de áreas degradadas pela mineração. Ciência Hoje, v.4, p.69-71, 1998.

FRAGOSO, C.; BROWN, G.G.; PATRÓN, J.C.; BLANCHART, E.; LAVELLE, P.; PASHANASI, B.; SENAPATI, B.; KUMAR, T. Agricultural intensification, soil biodiversity and agrecosystem function in the tropics: the role of earthworms. Applied Soil Ecology, Amsterdam, v. 6, p. 17–35, 1997.

FRANCO, A. A.; MACHADO, R. L.; CAMPELLO, E. F. C.; RESENDE, A. S. Bactérias fixadoras de nitrogênio e fungos micorrízicos na recuperação de voçorocas. In: FIGUEIREDO, M. do V. B.; BURITY, H. A.; STAMFORD, N. P.; SILVA SANTOS, C. E. de R. (Org.). Microrganismos e Agrobiodiversidade: O novo desafio para a agricultura. 1 ed. Recife: Agrolivros, 2008, v. 1, p. 523-542.

FRANCO, A. A., CAMPELLO, E. F. C., FARIA, S. M. de, DIAS, L. E., CASTILHO, A. F., FORTES, J. L O, CAMPOS NETO, D.; CERQUEIRA, L. S., MOREIRA, J. F., RESENDE, A. S. de Revegetação de Áreas Degradadas pela Mineração e Processamento de Bauxita In: ALBA, J. M. F. Recuperação de Áreas Mineradas: A Visão dos Especialistas Brasileiros ed. Pelotas-RS: Embrapa Clima Temperado, 2007, v.1, p. 201-212.

FRANCO, A.A., RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C. Introdução das leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade de sistemas agroflorestais. In: Seminário sobre Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável. Campo Grande: CNPQC, 2003. p.1-24.

FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E.; FARIA, S. M. Recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Seropédica: EMBRAPA-Agrobiologia, 2000, 94 p. (Relatório de atividades 2000).

FRANCO, A.A.; FARIA, S.M. de. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 29: p 897-903. 1997.

FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.; DIAS, L.E.; FARIA, S. M. Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. In: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1. e 2., 1994, Curitiba. Anais..., Curitiba: FUPEF, 1994, p.145-153.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M. de. Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas –PA,. Seropédica: EMBRAPA-CNPAB, 1996. 69 p. (Documentos 27).

FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; SILVA, E.M.R.; FARIA, S.M. Revegetação de solos degradados. Seropédica: EMBRAPA-CNPAB, 1992. 11p. (Comunicado Técnico 9).

FRANCO, A. A.; CAMPOS NETO, D., CUNHA, C. O., CAMPELLO, E. F. C.; MONTEIRO, E. M R. da S.; SANTOS, C. J. F., FONTES, A. M., FARIA, S. M. de. Revegetação de solos degradados. In: Workshop sobre recuperação de áreas degradadas, 1., 1991. Itaguaí. Anais. Itaguaí: UFRRJ, 1991. p 133-145.

FROUZ, J.; ELHOTTOVÁ, D.; KURÁZ,V.; SOURKOVÁ, M. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology*, v. 33, p.308-320. 2006.

GALLO, D. Manual de entomologia agrícola. 2. ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1988. 645p.

GARDNER, J. Reabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita en el bosque de jarrah de Australia Occidental. *R. Unasylva*, Roma, v. 52, p. 3-8, 2001.

GARRIDO-FILHA, I; RIBEIRO, G. V.; COSTA, I. B.; AZEVEDO, J. & NEVES, V. A mineração da bauxita no vale do Trombetas: Estudo de meio ambiente e uso do solo. *Revista Brasileira de Geografia.*, Rio de Janeiro, v. 52, n. 3, p. 41-82, 1990.

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. *Agricultural, Ecosystems and Environmental*, v.80, p.29-45. 2000.

GONZÁLEZ, G., LEY, R. E.; SCHIDMIT, S. K.; ZOU, X.; SEASTEDT, T. R. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. *Oecologia*, Berlin, v. 128, p.549-556. 2001.

GOSSELIN, F. An assessment of the dependence of evenness indices on species richness. *J. Theor. Biol.*, n. 242, p.591-597. 2006.

GREENSLADE, P. Conserving invertebrate diversity in agricultural, forestry and natural ecosystems in Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.40, n. 1-4, p. 297-312. 1992.

GREENSLADE, P.J.M., P. GREENSLADE. Invertebrates and environmental assessment. *Environment and Planning*, n. 3, p.13-15. 1984.

GRIFFITH, J.J., DIAS, L. E., JÚNIOR, P. de M. A recuperação ambiental. *Revista Ação Ambiental*, Viçosa: UFV, ano II, n. 10, 35p, fev/ mar. 2000.

HEAL, O. W.; MACLEAN JR., S. F. Comparative productivity in ecosystems - secondary productivity. *Proc. Int. Cong. Ecol.*, v. 1, n. 37, p. 89-108. 1974.

HEEGAARD, E. VANDVIK, V. Climate change affects the outcome of competitive interactions -an application of principal response curves. *Oecologia*, v. 139, p.459-466. 2004.

HUND-RINKE, K.; WIECHERING, H. Earthworm avoidance test for soil assessment. *Journal of Soils and Sediments*, v.1, p.15-20. 2001.

HILTY, J. e MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, v. 92, n. 2, p.185-197. 2000.

JAMES, A.; EVISON, L. The value of biological indicators in a relation to other parameters of water quality. *Biological indicators of water quality*, New York. p. 1-15. 1979.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. Informações e análises da Economia Mineral Brasileira. 4.ed. <http://www.ibram.org.br>. Consultado em 18/12/2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Estado do Pará, Brasil – Sumário Executivo. Curitiba: STCP, 2001. http://www.ufrj.br/institutos/if/lmbh/pdf/plano_manejo_flna_20Saraca_taquera_sumario_executivo.pdf. Consultado em 02/02/2010.

JOLY, C.A.; BICUDO, C.E.M. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 5: invertebrados terrestres. In: BRANDÃO, C. ROBERTO F.; CANCELLO, ELIANA MARQUES. São Paulo: FAPESP, 1999, n.8, 279p. (Boletim FAPESP).

KANG, B.T.; AKINNIFESI, F.K.; PLEYSIER, J.L. Effect of agroforestry wood species on earthworm activity and physicochemical properties of worms casts. *Biology and Fertility of Soils*, v. 18, p. 193-199, 1994.

KENNEDY, A.C.; SMITH, K.L. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant and Soil*, v.170, p.75-86, 1995.

KIMBERLING, D.N.; KARR, J.R.; FORE, L.S. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). *Ecol. Indic*, v.1, p.63-81. 2001.

KRUSKAL, J. B. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypotheses. *Psychometrika*, v.29, p. 1-27. 1964a.

KRUSKAL, J. B. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, v.29, p.115-129.1964b.

LAPA, R.P. A bauxita e o resíduo da bauxita. In. BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A; ROLAND, F. Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL, 2000. p. 25-36.

LASTE, K. C. D.; GONÇALVES, F. S. & FARIA, S. M. de. Estirpes de rizóbio eficientes na Fixação Biológica de Nitrogênio para leguminosas com potencial de uso na recuperação de áreas mineradas. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2008. 8p.(Comunicado Técnico 115).

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, New York , v.27, p.93-132, 1997.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, n. 33, p. 3-16, 1996.

LINDEN, D. R.; HENDRIX, P. F.; COLEMAN, D. C.; VAN VLIET, P. C. J. Faunal indicators of soil quality. In: J. W. DORAN, D. C. COLEMAN, D. F. BEZDICEK; B. A. STEWART. Defining soil quality for a sustainable environment. Winsconsin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1994. p. 91-106. (SSSA Special Publication 35).

LEPŠ, J.; SMILAUER, P. Multivariate analysis of ecological data using Canoco. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. 282 p.

LEONARDO, H. C. L. Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso. 2003. 121p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Florestais. Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz, Piracicaba.

LOPES, E.S.; DIAS, R.; FREITAS, S. DOS S. Influência dos microorganismos na nutrição dos cultivos nos trópicos. In: Simpósio e Reunião de Fertilidade do solo: Reciclagem de Nutrientes e Agricultura de Baixos insumos nos Trópicos, 16, 1985, Ilhéus, Anais... Ilhéus: Caballa Rosand , 1985. p. 77-101.

LOPES ASSAD, M.L. Fauna do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.) *Biologia dos solos dos Cerrados*. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1997. cap. 7, p.363-444.

LORENZI, H.. *Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de mudas arbóreas nativas do Brasil*. Editora Plantarum-Ltda, Nova Odessa-SP, 1992. 352p.

MAJER, J. D. Ant recolonisation of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v.8, n.1, p. 97-108. 1992.

MAJER, J.D. *Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge University Press: New York, 547 p. 1989.

MAJER, J. D. Recolonisation by ants in bauxite mines rehabilitated a number of different methods. *Journal of Applied Ecology*, v.21, p. 355-375. 1984.

MAGURRAN, A. E. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press, 1988.179 p.

McCUNE, B., GRACE, J.B. *Analysis of ecological communities MjM Software Design*, Glenden Beach, OR., 2002.

McGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, v. 73, p.181–201. 1998.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotrop.*, v. 8, n. 3. 2008 <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?point-of-view+bn00108032008>. Consultado em 23/08/2009.

MENDES, R.S., EVANGELISTA, L.R., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, v. 31 n.4 p.450-456, 2008.

MENEZES, C. E. G.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K. de M. C., W. H.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, Í. P. de. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral-RJ. *R. Bras. Ci. Solo*, v.33, p.1647-1656. 2009.

MENEZES, C.E.G. Integridade de paisagem, manejo e atributos do solo no Médio Vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ. 2008. 175p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

MELLO, J. W. V.;ABRAHÃO, W. A. P. Geoquímica da drenagem ácida. In: DIAS, L. E., MELLO, J. W.V. (Ed.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: UFV, Departamento de Solos, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p 45-57.

MINERAÇÃO RIO DO NORTE. Perfil Litológico da Jazida de Porto Trombetas. http://www.mrn.com.br/index_1024.htm. Consultado em 20/10/2009.

MOLDENKE, A.R. Arthropods. In: WEAVER, R. W.;ANGLES, S.; BOTTOMLEY, P.; BEZDICEK, D.; SMITH, S; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Ed.). *Methods of Soil Analysis: Microbiological and Biochemical Properties*. Madison: SSSA, 1994. Part. 2 p. 517-542. (Soil Science Society of America Book Series, 5).

MOREIRA, F. M. de S. Bactérias fixadoras de nitrogênio que Nodulam Leguminosae. In: MOREIRA, F. M. de S; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSARD, L (Ed.). *Biodiversidade dos solos em Ecossistemas Brasileiros*. Lavras: UFLA, 2008. p. 621-680.

MOREIRA, P. R. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita em Poços de Caldas-MG. 2005. 139 p. Tese

(Doutorado em Ciências Biológicas) – Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

MOSER, T.; RÖMBKE, J.; SCHALLNASS, H. J. VAN GESTEL, C. A. M. The use of the multivariate Principal Response Curve (PRC) for community level analysis: a case study on the effects of carbendazim on enchytraeids in Terrestrial Model Ecosystems (TME). *Ecotoxicology*, v. 16, p.573–583. 2007.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1983. 434p.

OLIVEIRA, E.P., M.L.J. MACAMBIRA, M. ZANUTO. A colonização de colêmbolos na torre de observação. In: LISBOA, P.L.B. (Org.). *Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica*. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi, 2002. p. 511-515.

OLIVEIRA, E.P. Colêmbolos (Insecta:Collembola) epigêicos como indicadores ecológicos em ambientes florestais. 1983. 105f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Curso de Pós Graduação em Ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ FUA, Manaus.

ORWIN, K. H.; WARDLE, D. A. Plant species composition effects on belowground: properties and the resistance and resilience of the soil microflora to a drying disturbance. *Plant and Soil*, v. 278 n.1-2, p.205-221, 2006.

PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.74, p.1-18, 1999.

PARDAL, M. A.; CARDOSO, P. G.; SOUSA, J. P.; MARQUES, J. C., RAFFAELLI, D. Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series*. Coimbra-Portugal, v. 267, p.1-8. 2004.

PARDAL, M.A; MARQUES, J. C., METELO, I.; LILLEBO, A. I.; FLINDT, M. R. Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* v. 196, p. 207-219. 2000.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restauração florestal em áreas de mineração de bauxita na Amazônia. In: KAGEYAMA, P.Y. (org.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, 2003. p.308-330.

PC-ORD. *Multivariate analysis of ecological data*. Version 5. beta., MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., 1999.

POLGLASE, P. J., ATTIWILL, P.M. Nitrogen and phosphorus cycling in relation to stand age of *Eucalyptus regnans* F. Muell. *Plant and Soil*, v.142, p.157-166, 1992.

PONGE, J.F.; GILLET, S.; DUBS, F.; FEDOROFF, E. HAESSED, L.; SOUZA, J.P.; LAVELLE, P. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.35, p.813-826, 2003.

PENEREIRO, F. M. Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso. 1999. 138p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Florestais. Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz, Piracicaba.

PIERZYNSKY, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. Soils and environmental quality. Florida, CRC Press. 313p. 1994.

PINHEIRO, L. B. A. O papel funcional de termiteiro do cupim-de-montículo (Isoptera:Termitidae) em solos de áreas de encostas no município de Pinheiral-RJ. 2005. 93p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

POPP, J.H. Mineração e proteção ambiental: o único caminho possível. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1992, Curitiba. Anais... Curitiba: UFPR/FUPEF, 1992. p. 467-470.

POSTLE, A. C.; MAJER, J. D.; BELL, D. T. Soil and litter invertebrates and litter decomposition in Jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest affected by Jarrah dieback fungus (*Phytophthora cinnamomi*). Pedobiologia, n. 29, p. 47-69, 1986.

PRIMAVESI, A. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 1990. 549p.

REIS, L. L. Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá –Taquera, Porto Trombetas, PA. 2006. 159 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

REIS, L. L.; CORREIA, M. E. F.; FRANCO, A. A. & CAMPELLO, E. F. C. Monitoramento do processo de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita na flona Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA). In: Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 6., Curitiba (PR). Anais, Curitiba: SOBRADE, 2005, p.480.

RESENDE, A. S. DE, FRANCO, A. A., MACEDO, M. O., CAMPELLO, E. F. C. Leguminosas associadas a microrganismos como estratégia de recuperação de áreas degradadas In: MANSUR, R. J.; NOGUEIRA, C.; ARAÚJO, E. de L.; WILLADINO, L. G.; CAVALCANTE, U. M. T. (Org.). Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas, Recife: MXM Gráfica e Editora, 2005. p. 475-489.

REZENDE, C. de P.; CANTARUTTI, R.B.; BRAGA, J.M.; GOMIDE, J.A.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K.E.; BODDEY, R.M. Litter deposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic Forest region of the south of Bahia, Brazil. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Dordrecht, v.54, p.99-112, 1999.

ROSENBERG, D.M.; DANKS, H.V; LEHMKUHL, D.M. Importance of insects in environmental impact assessment. Environmental Management, n.10: p.773-783, 1986.

RUIVO, M. L. B.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; ALBUQUERQUE, M. A. & RIBEIRO, L. M. Caracterização micropedológica de solos reabilitados após exploração de bauxita em Porto Trombetas (PA). R. Bras. Ci. Solo, Viçosa, v. 26, p. 759-767, 2002.

RYLEY J. Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 87, n. 2, p. 121-128. 2001.

SALOMÃO, R.P.; ROSA, N.P.; MORAIS, K. A. C. Densidade, estrutura e distribuição espacial de castanheira-do-brasil, (*Bertholletia excelsa* H. & B.) em dois platôs de floresta ombrófila densa na Amazônia setentrional brasileira. Bol. Mus. Pará. Emílio Goedi. Ciências Naturais, Belém, v.4, n. 1, 2009. p.11-25.

SALOMÃO, R.P.; ROSA, N.P.; MORAIS, K. A. C. Dinâmica de regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. Bol. Mus. Pará. Emílio Goedi. Ciências Naturais, Belém, v.2, n. 2, 2007. p.85-139.

SALOMÃO, R. P.; ROSA, N. A.; CASTILHO, A. F.; MORAIS, K. A. C. Castanheira-do-Brasil recuperando áreas degradadas e provendo alimento e renda para comunidades da Amazônia setentrional. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais, Belém, v. 1, n. 2, p. 65-78. 2006.

SALOMÃO, R. P.; MATOS, A. H.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamentos visando a restauração da paisagem florestal em áreas de mineração na Amazônia. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, série Botânica, Belém, v. 18, p. 157-194. 2002.

SANTOS, S. A. P.; PEREIRA, J. A. RAIMUNDO, A.; TORRES, L. M.; NOGUEIRA, A. J. A. Response of coccinellid community to the dimethoate application in olive groves in northeastern Portugal. Spanish Journal of Agricultural Research, v.8, n.1, p. 126-134. 2010.

SAUTTER, K.D. Fauna edáfica na dinâmica de solos em processo de recuperação. Curitiba-PR: UNICEMP, 2005 Disponível em http://www.sobrade.com.br/eventos/2005/visinrad/palestras/klaus_dieter_sautter_fauna Edáfica. Acesso em 08/10/2008.

SAUTTER, K.D.; SANTOS, H.R. dos. Avaliação da estrutura da população da mesofauna edáfica, em diferentes regimes de reabilitação de um solo degradado pela mineração de xisto. Rev. Set. Ciênc. Agrár., v.13 (1-2), p.31-34, 1994.

SAUTER, K.D. Insetos bioindicadores na recuperação de solos. Ciência Hoje, v. 12, n.72, p.20-21, 1991.

SEASTEDT, T. R; CROSSLEY JR., D. A. The influence of arthropods on ecosystems. BioScience, v. 34, n. 3, p. 157-161, 1984.

SILVA, C. F. Indicadores da qualidade do solo em áreas de agricultura tradicional no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP). 2005. 82f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

SILVA, M., SIQUEIRA, E. R.; COSTA, J.L. da S. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como biondicador da atividade microbiológica de um solo submetido a reflorestamento. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 34, n.5, p.1493-1495, 2004.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; BLANCANEAUX, P. Sistemas de manejo e qualidade estrutural de Latossolo Roxo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, p.2485-2492. 2000.

SHEPARD, R.N. The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. I. *Psychometrika*, v.27, p.125-139. 1962.

SNYDER, B. A., HENDRIX, P.F. Current and potencial roles of soil macroinvertebrates (Earthworms, millipedes and isopods) in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, v. 16, n. 4 p. 629-636, 2008.

SOUZA, R.C. de; CORREIA, M.E.F.; PEREIRA, M.G.; SILVA, E.M.R. da; PAULA, R.R.; MENEZES, L.F.T. de. Estrutura da comunidade da fauna edáfica em fragmentos florestais na Restinga da Marambaia, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.3, n.1, p.49-57. 2008.

SOUSA, J.P.; GAMA, M. M. da.; PINTO, C.; KEATING, A.; CALHÔA, F.; LEMOS, M.; CASTRO, C.; LUZ, T.; LEITÃO, P.; DIAS, S. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia*, Jena, Alemanha, v.48, p.609-622. 2004.

SOUZA, A. F. Estratégias de controle da ferrugem em cafeeiro irrigado e não-irrigado. 2008. 94 p. Tese (Doutorado em Fitopatologia)– Curso de Pós-Graduação em Fitopatologia. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 7, n. 1-2, p. 38-47, 1992.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. Decomposition in terrestrial ecosystems. California: University of California Press, 1979. 372 p.

TER BRAAK, C. J. F; SIMILAEUR, P. Canoco reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen, Netherlands.1998.

TERLIZZI, A.; BEVILACQUA, S.; FRASCHETTI, S.; BOERO, F. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 556–561. 2003.

TIAN, G.; KANG, B.T.; BRUSSAARD,L. Effect of mulch quality on earthworm activity and nutrient supply in the humid tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v. 29, p. 369-373, 1997.

TOPP, W.; SIMON, M.; KAUTZ, G.; DWORSCHAK, U.; NICOLINI; PRÜCKNER, S. Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern. *Ecological Engineering*, v.17 p.307-322. 2001.

TÓTOLA, M.R. & CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ V.,V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.;

BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V. & COSTA, L.M. (Eds.). Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.2, 2002. p.195-276.

TYSON, W. The native regrowth method for steep slopes. *Landscape Architecture*, Louisville, Kentucky, p. 57-61. 1979.

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

VAN DEN BRINK, P. J., TER BRAAK, C. J. F. Principal Response Curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environ Toxicol Chem.* v. 18, n. 2, p.138-148. 1999.

VAN STRAALLEN, A. The detritus food-web and the diversity of soil fauna as indicators of disturbance regimes in agro-ecosystems. *Plant and Soil*, v.170, p.35-43, 1998.

WANNER, M.; DUNGER, W. Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology*, v. 38, p.137-143, 2002.

WARDLE, D. A. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters*, v.9, p. 870–886. 2006.

WARDLE, D. A. Impacts of disturbance on detritus food webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological Research*, New York, v. 26, p. 105-182. 1995.

WARDLE, D. A.; PARKINSON, D. Analyses of co-occurrence in a fungal community, *Mycological Research*, Cambridge, v. 95, p. 504-507. 1991.

WEARNER, R. W. Isotope dilution as method for measuring nitrogen transfer from forage legumes to grass. In: BECK, D. P.; MATERON, L. A. *Nitrogen Fixation by Legumes in Mediterranean Agriculture*. Netherlands: ICARDA, 1988. p.358-365.

WINK, C.; CARUS, J. V. G.; FAGUNDES, C. K., ROVEDDER, A. P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, Lages, v.4, n.1, p. 60-71, 2005

YANKELEVICH, S.N.; FRAGOSO, C.; NEWTON, A.C.; RUSSELL, G. & HEAL, O.W. Spatial patchiness of litter, nutrients and macroinvertebrates during secondary succession in a Tropical Montane Cloud Forest in Mexico. *Plant Soil*, n. 286, p.123-139. 2006.

8 ANEXOS

Anexo 1. Espécies plantadas pela Mineração Rio do Norte nos reflorestamentos em Porto Trombetas-PA nos anos de 1984, 1993, 1994 e 1996. Fonte: MRN. (Continua nas páginas seguintes).

N ^o	NOME VULGAR	ESPÉCIE		ANO DE PLANTIO			
		NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA	84	93	94	96
1	Abarema	<i>Abarema auriculata</i>	Mimosaceae		◆		●
2	Abiu	<i>Sapotaceae2</i>	Sapotaceae		●		
3	Abiu cramuri	<i>Sapotaceae3</i>	Sapotaceae				●
4	Abiu cutite	<i>Sapotaceae4</i>	Sapotaceae				●
5	Abiu farinha seca	<i>Mytiluma eugenifolia</i>	Sapotaceae				●
6	Abiu rasadinho/Mangabinha	<i>M. venulosa</i>	Sapotaceae				●
7	Abiu vermelho	<i>Sapotaceae5</i>	Sapotaceae				●
8	Abiurana	<i>Sapotaceae1</i>	Sapotaceae	●	●		◆
9	Abiurana branca	<i>Sapotaceae6</i>	Sapotaceae				
10	Acacia	<i>Acacia holocericea</i>	Mimosaceae				●
11	Acacia*	<i>Acacia auriculiformis</i>	Mimosaceae	●	●		
12	Acacia mangium*	<i>Acacia mangium</i>	Mimosaceae	●	●		
13	Açaí	<i>Euterpe oleracea</i>	Arecaceae	●	●	●	●
14	Acapu	<i>V.americana</i>	Caesalpinaceae		●		
15	Acariquara	<i>Minquartia guianensis</i>	Olacaceae				●
16	Achuá	<i>Sacoglottis sp.</i>	Humiriaceae				●
17	Açoita cavalo	<i>Luheea sp.</i>	Tiliaceae			●	
18	Ajiru*	<i>Chrysobalanus icaco</i>	Chrysobalanaceae				●
19	Amapá doce/Caucho-macho	<i>Brosimum parinarioides</i>	Moraceae	●		●	●
20	Andira uchi	<i>Andira surinamensis</i>	Fabaceae			●	
21	Andiroba	<i>Carapa guianensis</i>	Meliaceae	●			
22	Angelim aroeira	<i>H. petraeum</i>	Fabaceae				●
23	Angelim bordado	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada		●		
24	Angelim da mata	<i>H. excelsum</i>	Fabaceae	●	●	●	●
25	Angelim pedra	<i>Dinizia excelsa</i>	Mimosaceae	●	●	●	●
26	Araça	<i>Myrtaceae1</i>	Myrtaceae		●		
27	Araça boi*	<i>Eugenia stipitata</i>	Myrtaceae	●			
28	Araracanga	<i>A. eteanum</i>	Apocynaceae	●	●	◆	●
29	Araracanga folha comprida	<i>Aspidosperma sp2</i>	Apocynaceae			●	
30	Araticum	<i>Annona montana</i>	Annonaceae		●	◆	●
31	Arraieira	<i>Conceveibastrum sp</i>	Euphorbiaceae	●			
32	Azeitona/Ameixa do Pará*	<i>Eugenia cumini</i>	Myrtaceae	●	●	●	●
33	Bacaba*	<i>O. cf mapora</i>	Arecaceae	●		●	●
34	Bacuri	<i>Guttiferae 1</i>	Guttiferae				●
35	Breu	<i>Protium sp1</i>	Burseraceae	●			
36	Breu branco	<i>Protium sp2</i>	Burseraceae				●
37	Breu preto	<i>P. heptaphyllum</i>	Burseraceae		◆	◆	●

Notas: ⁽¹⁾ A listagem de 1992 não foi fornecida pela MRN. A maioria são as mesmas de 1993. Também não disponível a lista de 1999. Esta é mais próxima da listagem de 1996; ⁽²⁾ as espécies em negrito não constavam na listagem repassada pela MRN, todavia foram registradas nas amostragens a partir de 1996; ⁽³⁾ as espécies assinaladas com (●) foram plantadas no referido ano e as marcas com (◆) não constavam da listagem do ano, porém foram amostradas; ⁽⁴⁾ espécies com asterisco são exóticas à Amazônia brasileira.

Anexo 1. Continuação...

Nº	NOME VULGAR	NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA	84	93	94	96
38	Breu sucuruba	<i>T. burserifolia</i>	Burseraceae	●		●	●
39	Breu sucuruba	<i>T. cf lawrencei</i>	Burseraceae			●	
40	Breu sucuruba	<i>Trattinickia rhoifolia</i>	Burseraceae		●	●	◆
41	Breu sucuruba branco	<i>Trattinickia sp.</i>	Burseraceae				●
42	Cajarana da terra firme	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada			●	
43	Cajú*	<i>A. occidentalis</i>	Anacardiaceae	●	●	●	●
44	Caju-açú	<i>A. giganteum</i>	Anacardiaceae	●		◆	
45	Canela de velha	<i>Lauraceae1</i>	Lauraceae			●	●
46	Caqui	<i>D. praetermissa</i>	Ebenaceae	●			●
47	Carapanaúba	<i>A. excelsum</i>	Apocynaceae	●	●	●	●
48	Carapanaúba preta	<i>Aspidosperma sp1</i>	Apocynaceae				●
49	Cariperana	<i>Licania sp1</i>	Chysobalanaceae				●
50	Cariperana folha branca	<i>Licania sp2</i>	Chysobalanaceae				●
51	Carolina*	<i>A.pavonina</i>	Mimosaceae		●	●	●
52	Casearia	<i>Casearia sp</i>	Flacourtiaceae				●
53	Cassia aleluia	<i>Cassia siamea</i>	Caesalpinaceae	●			
54	Cassia piolho	<i>Cassia sp1</i>	Caesalpinaceae	●			
55	Castanha amarga	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada				●
56	Castanha de galinha	<i>C.longipendula</i>	Chysobalanaceae				●
57	Castanha sapucaia	<i>Lecythis sp</i>	Lecythidaceae				●
58	Castanhadeira	<i>Bertholletia excelsa</i>	Lecythidaceae	●		●	
59	Castanhola*	<i>Terminalia catappa</i>	Combretaceae	●		●	●
60	Caxixá	<i>M. guianensis</i>	Euphorbiaceae	●			
61	Clusia/cebola-brava	<i>Clusia sp</i>	Clusiaceae		●		●
62	Conde	<i>Annona denticoma</i>	Annonaceae			●	
63	Copaíba	<i>Copaifera duckei</i>	Caesalpinaceae		●	●	◆
64	Coração de negro	<i>Swartzia corrugata</i>	Caesalpinaceae	◆	●		
65	Cuiarana	<i>Buchenavia grandis</i>	Combretaceae	●	◆	●	
66	Cuiarana folha miúda	<i>B. parvifolia</i>	Combretaceae	●			
67	Cumarú	<i>Dipteryx odorata</i>	Fabaceae	●	●	●	●
68	Cumarú rosa	<i>Dipteryx magnifica</i>	Fabaceae				◆
69	Cumarurana	<i>Taralea sp</i>	Fabaceae				●
70	Cupiúba	<i>Goupia glabra</i>	Celastraceae	●	●	●	
71	Curumim	<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	●			71
72	Envira	<i>Annonaceae 1</i>	Annonaceae		●		
73	Envira preta	<i>G.poeppigiana</i>	Annonaceae		●	●	●
74	Envira preta da folha fina	<i>Annonaceae 3</i>	Annonaceae			●	
75	Envira preta da folha média	<i>Guatteria umbonata</i>	Annonaceae		●	●	
76	Envira-amarela	<i>Xylopia sp</i>	Annonaceae				●
77	Envira-preta folha grande	<i>Guatteria olivaceae</i>	Annonaceae				●
78	Escova de macaco	<i>Apeiba glabra</i>	Tiliaceae			◆	
79	Espeteiro	<i>Sapindaceae 1</i>	Sapindaceae				●
80	Eucalyptus*	<i>Eucalyptus grandis</i>	Myrtaceae	●			
81	Fava amarga da terra firme	<i>Vatairea sericea</i>	Fabaceae			●	
82	Fava tucupi/Paricá grande	<i>Parkia multijuga</i>	Mimosaceae	●	●	◆	●
83	Fava barbatimão/ camuzê	<i>S. guianensis</i>	Mimosaceae	●	●	●	●
84	Fava benguelê/Fava-coré	<i>Parkia oppositifolia</i>	Mimosaceae		◆		
85	Fava bicolor	<i>Ormosia sp1</i>	Fabaceae				●
86	Fava bolota	<i>Parkia pendula</i>	Mimosaceae	●	●		◆
87	Fava rosca/Orelha- macaco	<i>E. schomburgkii</i>	Mimosaceae			●	●

Anexo 1. Continuação...

Nº	NOME VULGAR	NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA	84	93	94	96
88	Fava girino	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada	●			
89	Fava mucunã/Tachirana	<i>S. paniculatum</i>	Mimosaceae			●	●
90	Fava olho de peixe	<i>Abarema turbinata</i>	Mimosaceae				◆
91	Fava Paricá	<i>S. amazonicum</i>	Caesalpinaceae	●			
92	Fava pitiú	<i>S. cf polystachyrum</i>	Mimosaceae		●	●	◆
93	Fava pombo	<i>D. macrostachya</i>	Mimosaceae			●	
94	Fava tamboril	<i>E. maximum</i>	Mimosaceae	●	●	●	
95	Fava timborana/Timborana	<i>N.suaveolens</i>	Mimosaceae		●		
96	Fruta do conde	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada				●
97	Fruta-de-jaboti	<i>Eugenia patrisii</i>	Myrtaceae				●
98	Ginja-do-campo	<i>Eugenia punicifolia</i>	Myrtaceae				●
99	Goiaba*	<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae		●	●	●
100	Gombeira	<i>Swartzia sp1</i>	Caesalpinaceae		●	●	
101	Gombeira preta	<i>Swartzia racemosa</i>	Caesalpinaceae			◆	●
102	Gombeirinha da terra firme	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada				●
103	Guajará	<i>Franchetella sp</i>	Sapotaceae				●
104	Guajarazinho	<i>S. egregia</i>	Sapotaceae				●
105	Guariúba	<i>Clarisia racemosa</i>	Moraceae				●
106	Guariubinha	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada				●
107	Ingá	<i>Inga microcalyx</i>	Mimosaceae		●		
108	Ingá	<i>Inga sp1</i>	Mimosaceae	●			
109	Ingá branco	<i>Inga sp2</i>	Mimosaceae				●
110	Ingá chichita	<i>Inga sp3</i>	Mimosaceae		●		●
111	Ingá cipó	<i>Inga edulis</i>	Mimosaceae		●	●	◆
112	Ingá de macaco	<i>Inga falcistipula</i>	Mimosaceae		●	◆	
113	Ingá roceiro	<i>Inga thibaudiana</i>	Mimosaceae				●
114	Ingá vermelho	<i>Inga sp5</i>	Mimosaceae				●
115	Ingá-de-guariba	<i>Inga nitida</i>	Mimosaceae				●
116	Ipê amarelo	<i>Tabebuia serratifolia</i>	Bignoniaceae	●			◆
117	Ipê paulista	<i>Tabebuia ocracea</i>	Bignoniaceae	●	●		
118	Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i>	Lauraceae	●	●	●	●
119	Jacarandá-do-pará	<i>Dalbergia spruceana</i>	Fabaceae	●	●	●	●
120	Jambo branco	<i>Eugenia jambolana</i>	Myrtaceae			●	
121	Jambo vermelho*	<i>E.malaccensis</i>	Myrtaceae		●		
122	Jarana	<i>Lecythis iurida</i>	Lecythidaceae				●
123	Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i>	Caesalpinaceae	●			
124	Jenipapo	<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae		●	●	◆
125	Jenipaporana	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada				●
126	Jucá*	<i>Caesalpinia ferrea</i>	Caesalpinaceae			●	●
127	Jutaí mirim/Jutaí	<i>Hymenaea parvifolia</i>	Caesalpinaceae		●	●	●
128	Jutaí-açú/Jatobazão	<i>H.reticulata</i>	Caesalpinaceae	●	◆	◆	◆
129	Lacre	<i>Vismia sp</i>	Guttiferae			●	
130	Lacre marrom	<i>Vismia latifolia</i>	Guttiferae	●			
131	Lacre vermelho	<i>Vismia guianensis</i>	Guttiferae	●			◆
132	Lacre vermelho folha média	<i>Vismia cayenensis</i>	Guttiferae			●	
133	Lanterneira	<i>L. lactescens</i>	Malpighiaceae		●	●	◆
134	Leucena*	<i>L. leucocephala</i>	Mimosaceae		●	●	●
135	Limão*	<i>Citrus medinaa</i>	Rutaceae		●		
136	Louro abacate	<i>Ocotea sp</i>	Lauraceae		●		
137	Louro canela	<i>Lauraceae3</i>	Lauraceae				●
138	Louro prata	<i>Ocotea guianense</i>	Lauraceae			●	
139	Louro puchurí	<i>Lauraceae5</i>	Lauraceae			●	

Anexo 1. Continuação...

Nº	NOME VULGAR	NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA	84	93	94	96
140	Macacúba da terra firme	<i>Platymiscium duckei</i>	Fabaceae		●	●	●
141	Manga*	<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	●	●		
142	Mangabarana	<i>Micropholis sp1</i>	Sapotaceae				●
143	Mará-mará	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada	●			
144	Marí-marí grande	<i>Cassia sp2</i>	Caesalpinaceae			●	
145	Marí-marí pequeno	<i>Cassia multijuga</i>	Caesalpinaceae	●	●	●	●
146	Marupá	<i>Simaruba amara</i>	Simarubaceae	●	●	◆	◆
147	Maruparana	<i>Simaba guianensis</i>	Simarubaceae			●	
148	Mata pasto	<i>Senna reticulata</i>	Caesalpinaceae		●		●
149	Mata-fome	<i>Matayba guianensis</i>	Sapindaceae				●
150	Mata-matá	<i>E.obversa</i>	Lecythidaceae		●		●
151	Morototó	<i>S.morototoni</i>	Araliaceae	●	●	◆	
152	Morototó branco	<i>Schefflera paraensis</i>	Araliaceae			●	
153	Morrão	<i>Couratari sp4</i>	Lecythidaceae		●		
154	Muiracatiara	<i>Astroniuim gracile</i>	Anacardiaceae	●	●	●	◆
155	Muiajussara	<i>Aspidosperma sp</i>	Apocynaceae		●	●	
156	Muiratinga preta	<i>Moraceae 4</i>	Moraceae				●
157	Mulateiro	<i>P.paniculatum</i>	Caesalpinaceae		◆	●	
158	Munguba	<i>Pachira aquatica</i>	Bombacaceae				●
159	Murta	<i>Eugenia sp1</i>	Myrtaceae				●
160	Murta cabeluda	<i>Myrcia bracteata</i>	Myrtaceae				●
161	Murta pequena	<i>Myrcia cf acuminata</i>	Myrtaceae		●		
162	Murtinha	<i>Myrciaria silvatica</i>	Myrtaceae				●
163	Murici da mata	<i>Byrsonima sp1</i>	Malpighiaceae				◆
164	Murici grande da mata	<i>Byrsonima sp3</i>	Malpighiaceae			●	
165	Murici-de-pombo	<i>B. chrysophylla</i>	Malpighiaceae				●
166	Murici-do-campo	<i>Byrsonima sp2</i>	Malpighiaceae				●
167	Murici/Murici-da-praia	<i>B.crassifolia</i>	Malpighiaceae		●		◆
168	Mututi	<i>P. amazonicus</i>	Fabaceae		●	●	●
169	Mututi da terra firme	<i>Pterocarpus rohiri</i>	Fabaceae	●			◆
170	Muuba/Goiaba-de-anta	<i>Bellucia imperialis</i>	Melastomataceae	●	●		●
171	Oiti*	<i>Licania tomentosa</i>	Chysobalanaceae				◆
172	Pacapeuá	<i>Swartzia sp</i>	Caesalpinaceae				●
173	Pacapeuá branco	<i>Bocoa viridifolia</i>	Caesalpinaceae				●
174	Paduzinho	<i>Erythroxylum sp</i>	Erythroxylaceae				●
175	Pajurá de cotia	<i>Chrysobalanaceae</i>	Chysobalanaceae				●
176	Palheteira	<i>Clitoria racemosa</i>	Fabaceae		●		●
177	Palmeira areca	<i>Arecaceae1</i>	Arecaceae				●
178	Palmeira imperial	<i>Arecaceae2</i>	Arecaceae				●
179	Pará-pará	<i>Jacaranda copaia</i>	Bignoniaceae	●		●	●
180	Paricá da terra firme	<i>Mimosaceae1</i>	Mimosaceae			●	
181	Paricá de espinho	<i>Acacia polyphila</i>	Mimosaceae				◆
182	Patauá*	<i>Oenocarpus bataua</i>	Arecaceae				◆
183	Pau de índio	<i>Croton sp</i>	Euphorbiaceae	●	●		
184	Pau de rego	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada			●	
185	Pau gaivota	<i>Croton lanjowensis</i>	Euphorbiaceae	●			
186	Pau jacaré	<i>Laetia procera</i>	Flacourtiaceae	●		●	◆
187	Pau roxo	<i>Peltogyne sp</i>	Caesalpinaceae			●	
188	Pente-de-macaco	<i>Apeiba echinata</i>	Tiliaceae		●	●	◆
189	Pepino da mata	<i>Ambelania acida</i>	Apocynaceae				●
190	Piquiá	<i>Caryocar villosum</i>	Caryocaraceae			●	●

Anexo 1. Continuação...

Nº	NOME VULGAR	NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA	84	93	94	96
191	Piquiá marfim	<i>A. macrocarpum</i>	Apocynaceae		●	●	
192	Quarubarana	<i>Erisma racemosa</i>	Vochysiaceae		●	◆	●
193	Quinarana	<i>G. sericeum</i>	Apocynaceae		●	◆	●
194	Rosadinha	<i>Sapotaceae</i> ⁷	Sapotaceae			●	
195	Sapateiro/Tintureiro branco	<i>Miconia poeppigii</i>	Melastomataceae	●	●	◆	●
196	Sardinheira fruto grande	<i>Casearia pitumba</i>	Flacourtiaceae		●		
197	Seringa itaúba	<i>Hevea guianense</i>	Euphorbiaceae	●			
198	Seringueira	<i>Hevea brasiliensis</i>	Euphorbiaceae				●
199	Sesbania	<i>Sesbania virgata</i>	Fabaceae				●
200	Sorva grande	<i>Couma macrocarpa</i>	Apocynaceae		●	●	●
201	Sucupira amarela	<i>Diploptropis purpurea</i>	Fabaceae	●	●		●
202	Sucupira escamosa	<i>Bowdichia nitida</i>	Fabaceae		●	●	●
203	Sucupira preta	<i>Diploptropis martiusii</i>	Fabaceae				●
204	Tachi branco da mata	<i>S. paraense</i>	Caesalpinaceae			●	
205	Tachi folha peluda	<i>Sclerolobium sp3</i>	Caesalpinaceae				●
206	Tachi preto	<i>T. myrmercophilla</i>	Caesalpinaceae			●	●
207	Tachi preto da mata	<i>Tachigalia alba</i>	Caesalpinaceae		●		●
208	Tachi vermelho folha pequena	<i>Sclerolobium sp2</i>	Caesalpinaceae		●	●	
209	Tachi-da-mata	<i>Tachigalia sp1</i>	Caesalpinaceae		●		●
210	Tachi-do-campo	<i>S. paniculatum</i>	Caesalpinaceae	●	●	●	
211	Tachirana folha peluda	<i>Stryphnodendron sp2</i>	Mimosaceae				●
212	Tamarindo*	<i>Tamarindus indicus</i>	Caesalpinaceae		●		
213	Tanimbuca	<i>Terminalia sp</i>	Combretaceae				●
214	Taperebá	<i>Spondias lutea</i>	Anacardiaceae		●	●	◆
215	Taperebarana	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada			●	
216	Tatapiririca	<i>Tapirira guainensis</i>	Anacardiaceae	●	●	◆	●
217	Tauari branco	<i>Couratari sp2</i>	Lecythidaceae	●			●
218	Tauari côco	<i>Cariniana micrantha</i>	Lecythidaceae	●	●	●	●
219	Tento	<i>Ormosia Holerythra</i>	Fabaceae		●	●	●
220	Terminalia*	<i>Terminalia ivorensis</i>	Combretaceae		●		
221	Tucujá	<i>Indeterminada</i>	Indeterminada			●	●
222	Uchi pucu/Uchí	<i>Endopleura uchi</i>	Humiriaceae			●	●
223	Uchi-coroa	<i>Duckesia sp</i>	Humiriaceae				●
224	Ucuuba	<i>Virola surinamensis</i>	Myristicaceae			●	
225	Ucuuba da terra firme/ amarela	<i>Virola michelli</i>	Myristicaceae	●			
226	Umiri	<i>Humiria balsamifera</i>	Humiriaceae		●		◆
227	Uva da Amazonia/Mapati*	<i>P. cecropiifolia</i>	Cecropiaceae				●
Total de espécies plantadas no ano				67	91	97	146

Anexo 2. Relatório do plantio de mudas no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA). (Continua nas páginas seguintes).



Mineração Rio do Norte
Assessoria de Controle Ambiental - PPA
 Área plantada: 18,11 ha
 Período do plantio: 06/09/2000 a 30/11/2000
 Técnico responsável: Jenaldo Carvalho
ESPÉCIES UTILIZADAS NO PLANTIO



Ite	Nome Vulgar	Nome Científico	Família	Quant. (Kg)
1	Açaí	<i>Euterpe oleracea Mart.</i>	Arecaceae	1.912
2	Andirá-uxí	<i>Andira retusa</i>	Fabaceae	880
3	Azeitona	<i>Eugenia cumini (L) Druce</i>	Myrtaceae	1.752
4	Bacaba	<i>Oenocarpus bacaba Mart.</i>	Arecaceae	760
5	Bacuri	<i>Rheedia benthiana Pl et Tr.</i>	Guttiferae	2.212
6	Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i>	Palmaceae	58
7	Cajú	<i>Anacardium occidentale L</i>	Anacardiaceae	142
8	Cajurana	<i>Simaba guianensis</i>	Simarubaceae	412
9	Calliandra Aquática			56
10	Camo-camo	<i>Campomanesia sp</i>	Myrtaceae	1.952
11	Capitarí	<i>Tabebuia barbata (E.Mey.)Sandw</i>	Bignoniaceae	1.272
12	Cumarú Verdadeiro	<i>Dipterex odorata</i>	Fabaceae	200
13	Envira tucunaré	<i>Dalbergia spruceana Spruce ex Benth</i>	Fabaceae	980
14	Fava bolota Igapó	<i>Parkia discolor Spruce Ex Benth</i>	Mimosaceae	452
15	Fava Tamboril	<i>Henterolobium maximun Ducke</i>	Mimosaceae	200
16	Genipapo	<i>Genipa americana L.</i>	Rubiaceae	300
17	Ingá de sapo	<i>Zygia cauliflora</i>	Mimosaceae	1.260
18	Ingá macaco	<i>Inga falcistipula Ducke</i>	Mimosaceae	1.702
19	Jacarandá do Pará	<i>Dalbergia spruceana Benth</i>	Fabaceae	424
20	Jenipaporana	<i>Genipa spruceana</i>	Rubiaceae	828
21	Jutairana	<i>Cynometra spruceana var. spruceana</i>	Caesalpiniacea	200
22	Lacre	<i>Vismia guianensis (Aubl.) Choisy</i>	Guttiferae	860
23	Louro faia	<i>Panopsis rubescens var. rubescens</i>	Proteaceae	1.160
24	Mamãoarana	<i>Bombacopsis macrophylla</i>	Bombacaceae	1.180

Anexo 2. Continuação.

25	Mamãorana 2	<i>Bombacopsis sp</i>	Bombacaceae	860
26	Marí-marí	<i>Cassia sp</i>	Caesalpiaceae	85
27	Mata pasto	<i>Senna reticulata</i>	Caesalpiaceae	212
28	Matá-matá	<i>Eschweilera blanchetiana</i>	Lecythidaceae	100
29	Oití	<i>Licania tomentosa</i>	Chrysobalanac	1.320
30	Palheteira	<i>Clitória</i>		21
31	Parirí	<i>Pouteria pariry (Ducke)Baehni</i>	Sapotaceae	1.100
32	Patauí	<i>Jessenia bataua (Mart.) Burret</i>	Arecaceae	200
33	Tachí dos Campos	<i>Sclerolobium paniculatum Vog</i>	Caesalpiaceae	520
34	Taquarí	<i>Alchornea schomburgkiana</i>	Euphorbiaceae	860
35	Tatapiririca	<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	964
36	Taxí da Várzea			900
37	Umarí do Igapó	<i>Poraqueiba sericea</i>	Icacinaceae	1.060
38	Uxirana	<i>Couepia paraensis(Mart.Et.Zucc.)Benth.</i>	Chrysobalanac	826
TOTAL				30.182

Anexo 3. Relatório do replantio de mudas no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA).



Mineração Rio do Norte
Assessoria de Controle Ambiental - PPA
Área plantada: 6,55 ha
Período do plantio: setembro a outubro de 2002
Técnico responsável: Jenaldo Carvalho
ESPÉCIES UTILIZADAS NO REPLANTIO



Item	Nome vulgar	Nome científico	Quantidade (Kg)
1	Andira - Uchí	<i>Andira suranimensis</i>	400
2	Andiroba Fruto Grande	<i>Carapa guianensis</i>	962
3	Azeitona	<i>Eugenia cumine</i>	1384
4	Burití	<i>Mauritia flexuosa</i>	892
5	Catauarí	<i>Crataevia benthamii</i>	645
6	Cumarurana	<i>Taralea oppositifolia</i>	439
7	Envira Tucunaré	<i>Dalbergia inundata</i>	792
8	Fava Arara	<i>Parkia multijuga</i>	649
9	Fava Bolota do Igapó	<i>Parkia discolor</i>	722
10	Imbaúba	<i>Cecropia leucocoma</i>	200
11	Ingá de Macaco	<i>Inga heterophilla</i>	692
12	Jenipapo	<i>Genipa americana</i>	1227
13	Jenipaporana	<i>Genipa spruceana</i>	1384
14	Mamaorana	<i>Catostema albuquerquei Paula</i>	979
15	Mata - Pasto	<i>Senna reticulata</i>	1384
16	Muricí	<i>Byrsonima crassifolia</i>	962
17	Palheteira	<i>Clitoria facheliana</i>	1989
18	Tatapiririca	<i>Tapirira guianensis</i>	692
TOTAL			16394

Anexo 4. Relatório de lançamento manual sementes no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA).



Mineração Rio do Norte
PPA - Assessoria de Controle Ambiental
Sementes Lançadas à Mão no Tanque de Rejeito SP1
Quantitativo por Espécie



Item	Espécies	Quantidade (kg)
01	Abiu	1,0
02	Acapurana	100,0
03	Arachis pintoi	130,0
04	Araparí	52,3
05	Arroz bravo	10,0
06	Camu-camu	11,2
07	Capitarí	6,4
08	Careperena	6,4
09	Catauarí	13,0
10	Cuiarana do igapó	19,3
11	Curuminzeiro/trema	1,7
12	Envira tucunaré	13,3
13	Fava bolota do igapó	1,4
14	Fava orelha de cachorro	82,8
15	Feijão guandú	1,2
16	Genipaporana	4,7
17	Gombeira candecira	8,0
18	Ingá de sapo	18,9
19	Ipê rôxo	2,3
20	Jacarandá	0,8
21	Jutairana	39,5
22	Leucena	3,0
23	Louro do Igapó	14,9
24	Louro faia	50,0
25	Mamãorana	0,3
26	Matá-matá	45,5
27	Mata-pasto	4,0
28	Muruci	10,0
29	Pajamarioba	2,0
30	Pajurá	30,0
31	Palheteira	29,7
32	Pará-pará	4,0
33	Paricazinho	7,0
34	Patinha	4,0
35	Pau rôxo	10,0
36	Pitombeira do campo	0,2
37	Senna 02	3,3
38	Seringa	12,0
39	Sesbânia exasperata	5,0
40	Taquarí	4,1
41	Taxí da várzea	12,0
42	Tento do igapó	2,0
43	Uxirana	50,0
44	Zygia	3,7
TOTAL		830,7