

LORENA ABDALLA DE OLIVEIRA PRATA GUIMARÃES

**ATRIBUTOS FÍSICOS DE UM SUBSTRATO FORMADO PELA DISPOSIÇÃO
DE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE BAUXITA APÓS UMA DÉCADA
DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2010

LORENA ABDALLA DE OLIVEIRA PRATA GUIMARÃES

**ATRIBUTOS FÍSICOS DE UM SUBSTRATO FORMADO PELA DISPOSIÇÃO
DE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE BAUXITA APÓS UMA DÉCADA
DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL**

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

APROVADA: 27 de julho de 2010

Prof. Genelício Crusoé Rocha
(Co-orientador)

Prof. Raphael Bragança A. Fernandes
(Co-orientador)

Prof. Ivo Jucksch

Prof. Renato Ribeiro Passos

Prof. Luiz Eduardo Dias
(Orientador)

À minha mãe Marize de Oliveira Prata

À minha irmã Marianna Abdalla Prata Guimarães

Ao meu irmão Thallis Abdalla de Oliveira Prata Monteiro

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus acima de tudo e de todos!

À minha mãe Marize, que trabalhou sem cessar e ainda assim nunca faltou como mãe. Agradeço pelas injeções de força e ânimo e pela amizade de sempre.

À minha irmã Marianna, que sempre me acompanhou e tantas vezes me defendeu. Sempre tão carinhosa, diligente, solícita, batalhadora e competente.

Ao meu irmão Thallis, o terno e bravo Tutu! Um rapaz espetacular, sobremaneira gentil e responsável, a quem muito admiro.

Ao meu pai Armando Guimarães, pela expectativa e perseverança.

À vovó Maria, que todos os dias ora pela minha vida (isso que é fé!).

Às famílias Prata e Guimarães, em especial aos tios Ademir, Adriana, Angela, Darid, Dorinha, Gilson, Ilza, Sandra, Sebastião... e aos mais de 100 primos.

Aos amigos Adriana, Fernanda Vasques, Karlinha e Klédison, Fátima, Cecília, Carla Roberta, Mariana e Wandemberg, Luziani, Miriam e Paulo Mansur, Carolo e Dinorah.

Às amigas e cúmplices da república “Jambalaya”, ao Igor e aos queridos amigos de Viçosa.

À comissão orientadora Luiz E. Dias, Genelício C. Rocha e Raphael Bragança A. Fernandes, todos tão fundamentais nos infindáveis trabalhos de campo e de laboratório, e tão especiais no dia-a-dia, proporcionando momentos memoráveis... O quão prazeroso foi trabalhar com vocês! Obrigada pela amizade e solicitude!

Aos professores e amigos do Centro de Ciências Agrárias da UFES, que com grande carinho e saudosismo cito Renato Ribeiro Passos e Felipe Vaz Andrade.

Aos professores da EEEFM Jerônimo Monteiro, em especial à professora Maria Eliza Vasques, que é minha amiga antes de tudo.

À equipe do laboratório de Física do Solo e aos professores e funcionários do Departamento de Solos da UFV, pela confiança, respeito e oportunidade.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

BIOGRAFIA

LORENA ABDALLA DE OLIVEIRA PRATA GUIMARÃES, filha de Armando Guimarães e Marize de Oliveira Prata, nasceu em 05 de setembro de 1986, na cidade de Cariacica, Espírito Santo. Em 2004 iniciou o curso de Agronomia na Universidade Federal do Espírito Santo, graduando em fevereiro de 2009. Ainda em 2009 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação de mestrado em julho de 2010. Em agosto de 2010 iniciou o doutorado na mesma instituição.

ÍNDICE

RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1	3
<i>Revisão de Literatura</i>	
1.1. A mineração de bauxita em Porto Trombetas	4
1.2. Rejeito da lavagem de bauxita.....	5
1.3. Indicadores de qualidade física do solo.....	8
1.4. Atividade microbiana do solo.....	12
CAPÍTULO 2	14
<i>Caracterização Física do Substrato</i>	
2.1. Introdução	15
2.2. Material e métodos	16
2.3. Resultados e discussão.....	22
2.4. Conclusão.....	38
CAPÍTULO 3	40
<i>Atributos Físicos, Matéria Orgânica e Respiração Microbiana do Substrato</i>	
3.1. Introdução	41
3.2. Material e métodos	42
3.3. Resultados e discussão.....	46
3.4. Conclusão.....	53
CONCLUSÕES GERAIS	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
ANEXO	63

RESUMO

GUIMARÃES, Lorena Abdalla de Oliveira Prata, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2010. **Atributos físicos de um substrato formado pela disposição de rejeito de beneficiamento de bauxita após uma década de recuperação ambiental.** Orientador: Luiz Eduardo Dias. Co-orientadores: Genelício Crusoé Rocha e Raphael Bragança A. Fernandes.

O rejeito da lavagem de bauxita apresenta características químicas, físicas e biológicas inadequadas para a revegetação, o que dificulta a recuperação ambiental dos tanques de deposição. Este trabalho foi realizado na Floresta Nacional Saracá-Taquera (ICMBio), Porto Trombetas, Oriximiná - PA, e teve como objetivo avaliar as alterações físicas, o teor de matéria orgânica e a respiração microbiana de um substrato formado pela disposição de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas - PA, após dez anos de recuperação ambiental. O experimento foi instalado no ano de 1999, em delineamento experimental em blocos casualizados, com três repetições. Três tratamentos foram avaliados: T1 - sem plantio e sem aplicação de calcário e fertilizantes; T2 - com plantio de espécies nativas e menor nível de adubação; T3 - com plantio de espécies nativas e maior nível de adubação. Em campo foram determinados a resistência à penetração (RP) e a umidade do substrato (θ), até 60 cm de profundidade. Foram determinados em laboratório: Intervalo Hídrico Ótimo (IHO); índice S; distribuição de poros por classes de diâmetro, cujas classes foram: > 50 , 50 a 10, 10 a 0,2 e $< 0,2$ μm ; densidade do substrato (Ds); macro (Pma) e microporosidade (Pmi); porosidade total (Pt), argila dispersa em água (ADA), matéria orgânica (MO) e respiração microbiana (RM). Os resultados foram analisados estatisticamente por meio de contrastes ortogonais e correlação linear simples. Os valores de RP para os tratamentos T1, T2 e T3 variaram de 2,15 a 4,61, 2,29 a 4,15 e 2,79 a 4,02 MPa, respectivamente. Apenas na profundidade de 55 a 60 cm é que houve efeito significativo dos tratamentos, em que o tratamento T3 apresentou maior valor médio de RP. Os tratamentos T2 e T3 apresentaram maiores θ nas profundidades de 0 a 10, 20 a 30 e 30 a 40 cm. Não houve diferença significativa de θ entre os tratamentos T2 e T3 para essas profundidades. O coeficiente de correlação entre θ e RP foi de -0,73, o que demonstra o importante papel da água como atenuadora da RP. Partindo do tratamento

T1 para o tratamento T3, nota-se deslocamento dos IHO para a esquerda, ou seja, os menores valores de Ds foram obtidos no tratamento T3. O valor de RP utilizado como limitante no cálculo do IHO (3,5 MPa) mostrou-se adequado para o presente estudo, sendo recomendado não apenas para substratos formados de rejeito de beneficiamento de bauxita, mas também para áreas em processo de recuperação ambiental. Os valores do índice S para os tratamentos T1, T2 e T3 foram de 0,059, 0,053 e 0,044, respectivamente. Os resultados das demais análises físicas mostraram que o substrato no tratamento T3 apresentou melhor qualidade física, sobretudo quando comparado ao tratamento T1, contestando os resultados do índice S. Dessa forma, o índice S não foi eficiente para representar as alterações físicas que ocorreram no substrato após dez anos de revegetação. No estudo da distribuição de poros por classes de diâmetro, a maior contribuição foi decorrente de poros com diâmetros inferiores a 0,2 μm , nos quais a água é fortemente retida. O efeito dos tratamentos T2 e T3 resultou em aumento do volume de poros na classe de diâmetro $> 50 \mu\text{m}$. Esses tratamentos diferiram significativamente apenas para a classe de diâmetro $> 50 \mu\text{m}$, em que o tratamento T2 apresentou maior volume. Os valores médios de Ds para o substrato nos tratamentos T1, T2 e T3 foram de 1,38, 1,31 e 1,13 kg dm^{-3} , respectivamente. Os tratamentos T2 e T3, em relação ao tratamento T1, favoreceram o aumento de Pmi, Pt, RM e MO, e a redução da Ds e da ADA no substrato. Comparado ao tratamento T2, o tratamento T3 apresentou significativo aumento na Pmi e redução na Ds e a Pma. Foi observado efeito significativo do tratamento T3 sobre a redução da Ds e aumento da Pmi, Pt, RM e MO, comparado ao tratamento T1. Os menores valores de ADA obtidos para os tratamentos T2 e T3 podem estar associados aos maiores teores de cátions de caráter flocculante, associados ao efeito da MO sobre a estabilização de agregados, reduzindo a dispersão da argila. A MO apresentou correlação significativa com a Pmi ($r = 0,80$), Pt ($r = 0,85$) e Ds ($r = -0,74$). A RM apresentou correlação significativa com a Pmi ($r = 0,73$), Pt ($r = 0,81$), MO ($r = 0,96$) e Ds ($r = -0,63$). A correção química do substrato e o plantio de espécies arbóreas foram fundamentais para o estabelecimento de vegetação e recuperação ambiental dos tanques de rejeito em Porto Trombetas. O plantio de espécies nativas e a aplicação de calcário e fertilizantes proporcionaram maior produção de biomassa, resultando em melhoria dos atributos físicos do substrato, sobretudo no que recebeu o maior nível de adubação. Novas caracterizações deverão ser realizadas a fim de identificar o nível de equilíbrio ecológico que pode ser alcançado nessas áreas.

ABSTRACT

GUIMARÃES, Lorena Abdalla de Oliveira Prata, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2010. **Physical attributes of a substrate formed by the disposal of the tailing from bauxite beneficiation after a decade of environmental reclamation.** Advisor: Luiz Eduardo Dias. Co-advisors: Genelício Crusoé Rocha and Raphael Bragança A. Fernandes.

The tailings from bauxite washing presents chemical, physical and biological characteristics unsuitable for revegetation, which complicates the environmental reclamation of the deposition ponds. This study was conducted in the National Forest Saracá-Taquera (ICMBio), Porto Trombetas, Oriximiná-PA, and aimed to evaluate physical changes, the content of organic matter and microbial respiration of a substrate formed by the disposal of tailing from bauxite beneficiation at Porto Trombetas - PA, after ten years of environmental reclamation. The experiment was installed in 1999 in randomized block design with three replications. Three treatments were evaluated: T1 - without seedlings planting and without application of lime and fertilizer, T2 - planting of native species and lower level of fertilization; T3 - planting of native species and higher level of fertilization. In the field were determined the penetration resistance (RP) and substrate moisture (θ) until 60 cm depth. In the laboratory were determined: Limiting Water Range (IHO), S index, pore distribution by diameter classes, whose classes were: > 50 , 50 to 10, 10 to 0.2 and < 0.2 μm ; bulk density (Ds); macro (Pma) and microporosity (Pmi); total porosity (Pt); water dispersible clay (ADA); organic matter (MO) and microbial respiration (RM). The results were statistically analyzed using orthogonal contrasts and simple linear correlation. RP values for treatments T1, T2 and T3 ranged from 2.15 to 4.61, 2.29 to 4.15 and from 2.79 to 4.02 MPa, respectively. Only at a depth of 55 to 60 cm is that there was treatments significant effect, where T3 had a higher average value of RP. Treatments T2 and T3 had higher θ at depths of 0 to 10, 20 to 30 and 30 to 40 cm. There was no significant difference between treatments T2 and T3 for these depths. The correlation coefficient between θ and RP was -0.73, which demonstrates the importance of water in the attenuation of the RP. Starting from treatment T1 to treatment T3 there is displacement of the IHO to left,

in other words the lowest D_s values were obtained on treatment T3. The RP value used in the calculation as limiting the IHO (3.5 MPa) was adequate for the present study, and also is recommended not only for substrates formed by tailings of beneficiation of bauxite, but also to areas in process of environmental recovery. The S index values for treatments T1, T2 and T3 were 0.059, 0.053 e 0.044, respectively. The results of the remaining physical analysis indicated that the substrate on treatment T3 showed better physical quality, especially when compared to treatment T1 contesting the S index results. So the S index was not efficient to represent the physical changes in the substrate, after ten years of reclamation. In the study of pore distribution by diameter classes, the higher contribution was due to pores with diameters less than 0.2 μm where water is strongly retained. The effect of treatments T2 and T3 resulted in an increased in the pore volume in the diameter class $> 50 \mu\text{m}$. These treatments differed significantly only for the class of diameter $> 50 \mu\text{m}$, in which the treatment T2 presented higher volume. The average values of D_s for the substrate in treatments T1, T2 and T3 were 1.38, 1.31 and 1.13 kg dm^{-3} , respectively. Treatments T2 and T3, compared to T1, favored an increase of Pmi, Pt, RM and MO, and reduction of D_s and ADA in the substrate. The treatment T3 showed increased on the Pmi and decreased on the D_s and Pma, compared with treatment T2. Significant effect was observed on treatment T3 on the reduction of D_s and increased Pmi, Pt, RM and MO, compared to treatment T1. The lowest values obtained for ADA in treatments T2 and T3 may be associated with higher levels of flocculant character cations associated with the effect of MO on the aggregates stabilization, reducing the clay dispersion. The MO showed significant correlation with Pmi ($r = 0.80$), Pt ($r = 0.85$) and D_s ($r = -0.74$). The RM showed significant correlation with Pmi ($r = 0.73$), Pt ($r = 0.81$), MO ($r = 0.961$) and D_s ($r = -0.63$). The substrate chemistry correction and the planting of tree species were fundamental to the establishment of vegetation and environmental reclamation of the tailing ponds in Porto Trombetas. The planting of native species and the application of lime and fertilizer provided higher biomass production, resulting in improvement of the substrate physical attributes, especially in the substrate that received the highest level of fertilization. New characterizations should be conducted to identify the ecological balance level that can be achieved in these areas.

INTRODUÇÃO GERAL

A bauxita é o minério de maior importância industrial para a produção do alumínio. Esse minério não é considerado uma espécie mineral propriamente dita, mas um material heterogêneo composto de hidróxidos de alumínio e algumas impurezas, tais como ferro, sílica, óxido de titânio e aluminossilicatos (Constantino et al., 2002).

Segundo o Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 2009), o Brasil é o terceiro maior produtor mundial de minério de bauxita, responsável por 13 % da produção em 2008, e possui a terceira maior reserva do mundo.

Em 1966 foram descobertas as reservas de bauxita na região de Porto Trombetas, no Estado do Pará, cujas explorações iniciaram em 1976 pela mineração Rio do Norte S.A. (MRN). Desde então, mais de 80 % da produção brasileira de bauxita é proveniente de Porto Trombetas (Lapa, 2000).

Atualmente, Porto Trombetas está inserido na área referente à Floresta Nacional Saracá-Taquera, criada em 1989. No entanto, as atividades da MRN não sofreram descontinuidade, sendo respeitados todos os trâmites do licenciamento ambiental, que são fiscalizados pelo IBAMA.

Na maioria dos empreendimentos de mineração da bauxita, o processo de lavra é iniciado com a supressão da vegetação, seguido da remoção e armazenamento do solo superficial ou *topsoil* (em torno de 30 cm superficiais), e de todo o material acima do minério, denominado de estéril. Segundo Garrido Filha et al. (1990), o estéril dos platôs explorados em Porto Trombetas atinge de 12 a 20 m de profundidade.

Em Porto Trombetas, o minério explorado é beneficiado por meio da redução granulométrica e da lavagem. A lavagem da bauxita produz um rejeito que é depositado em tanques construídos nas áreas anteriormente mineradas. Em geral, as empresas de mineração adotam como medida de recuperação das áreas mineradas e dos tanques de rejeito o plantio de espécies adaptadas a condições adversas (revegetação).

Aproximadamente um ano e meio após a deposição do rejeito nos tanques, o mesmo encontra-se solidificado (Dias et al., 2002), apresentando características químicas, físicas e biológicas restritivas ao crescimento das plantas.

Os melhores resultados de revegetação em tanques de rejeito de bauxita têm sido com o plantio de espécies leguminosas em associações simbióticas com bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos (Franco et al., 2000). Segundo Franco et al. (1994), é possível revegetar tanto áreas de mineração como tanques de rejeito sem a adição de solo superficial ou composto orgânico, desde que as espécies fixadoras de nitrogênio sejam micorrizadas e noduladas e seja feita a aplicação de fertilizantes. Entretanto, segundo Dias et al. (2002), apenas a aplicação de fertilizantes não garante o sucesso da revegetação devido às características físicas do substrato*. A incorporação de carbono é igualmente importante, pois favorece a formação de estrutura e aumenta a capacidade de retenção de água pelo substrato, além de possibilitar a antecipação da revegetação dos tanques por acelerar o processo de secagem do rejeito por meio da evapotranspiração.

A revegetação dos tanques de rejeito de bauxita deve ser capaz de elevar os teores de matéria orgânica no substrato. Acredita-se que a dinâmica da matéria orgânica contribua para acelerar o processo de transformação do substrato em solo (pedogênese), garantindo a sustentabilidade dessas áreas.

Para avaliar as doses de fertilizantes e calcário mais adequadas para a revegetação dos tanques de rejeito em Porto Trombetas, um ensaio de revegetação com diferentes níveis de adubação foi instalado no ano de 1999. Alguns trabalhos avaliaram a fertilidade (Reis, 2006; Caproni et al., 2007) e a fauna (Reis, 2006; Correia et al., 2001) do substrato desse ensaio de revegetação. No entanto, pouco se sabe quanto à qualidade física desse material. As informações obtidas acerca da diversidade e densidade da vegetação, fertilidade, fauna e qualidade física do substrato nesse ensaio permitirão indicar as doses de fertilizantes e calcário mais adequadas para a revegetação dos tanques, o que será a primeira aproximação para a recuperação dessas áreas na região. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar as alterações físicas, o teor de matéria orgânica e a respiração microbiana de um substrato formado pela disposição de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas - PA, após dez anos de recuperação ambiental.

* O termo *substrato* será utilizado como sinônimo de rejeito da lavagem de bauxita solidificado.

CAPÍTULO 1

Revisão de Literatura

1.1. A mineração de bauxita em Porto Trombetas

As reservas de bauxita na região de Porto Trombetas (Pará) foram descobertas em 1966. Atualmente, mais de 80 % da produção brasileira de bauxita é proveniente de Porto Trombetas (Lapa, 2000).

Os depósitos de bauxita na região amazônica estão localizados em platôs bem definidos, com topos planos e achatados, com altitude de 150 a 200 metros em relação ao nível do mar (Lapa, 2000).

A extração de bauxita em Porto Trombetas é composta pelas seguintes etapas: remoção da vegetação na área da mina, decapeamento da camada de estéril (camada de solo acima do minério, com baixa concentração de bauxita), escavação do minério e carregamento do mesmo até a unidade de beneficiamento (Lapa, 2000).

No processo de mineração, grande volume de solo é revolvido (chamado de estéril). O estéril é composto de 80 % de argila caulínica, 10 % de fragmentos bauxíticos na fração argila e 10 % de laterita ferruginosa (Garrido Filha, 1990).

O processo de mineração causa fortes impactos topográficos, edáficos, na fauna e na vegetação da área diretamente afetada. Em geral, as empresas de mineração adotam como medida de recuperação das áreas mineradas o plantio de espécies adaptadas a condições adversas. A revegetação dessas áreas, dentre outros benefícios no processo de recuperação, garante o aporte contínuo de material orgânico ao solo.

As áreas de exploração de bauxita em Porto Trombetas são previamente regularizadas com tratores para a recomposição topográfica. Em seguida, recebem uma camada de aproximadamente 15 cm de espessura de solo misturado aos restos vegetais do desmatamento e adubação química nas covas, a fim de facilitar o processo de revegetação (Lapa, 2000).

Segundo Carneiro et al. (2008), o estéril da mineração de bauxita em Poços de Caldas (MG), em relação ao solo de referência (sem intervenção antrópica), apresenta valores até 99 % inferiores nos teores de carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa microbiana e atividade enzimática. Segundo os autores, durante o processo de lavra, a camada superficial do solo é retirada e armazenada em pilhas para posteriormente ser utilizada na recuperação da área minerada, o que pode durar meses e até anos. Nesse período de armazenamento ocorre oxidação da matéria orgânica remanescente, sem aporte de carbono orgânico, o que reduz o teor de matéria orgânica no material armazenado.

Segundo Schwenke et al. (2000a, 2000b), o período para recuperação dos teores de carbono orgânico em áreas de mineração de bauxita na Austrália está em torno de 30 anos. Em Porto Trombetas, estudos conduzidos por Costa et al. (1998) indicaram que o retorno ao teor original de carbono orgânico levaria em torno de 10 anos com revegetação espontânea ou reflorestamento.

Carneiro et al. (2008) verificaram que o tempo de reabilitação das áreas mineradas em Poços de Caldas (MG) é mais determinante que as espécies vegetais na recuperação do teor de C orgânico, N total e na biomassa microbiana do solo. Segundo os autores, os atributos bioquímicos (atividades microbiana e enzimática do solo) se recuperam mais rapidamente que os teores de C orgânico e N total, que só atingem valores similares aos das áreas de referência (sem intervenção antrópica) a partir de 18 anos de reabilitação.

Apesar da grande interferência da mineração da bauxita no solo, os teores de C orgânico são recuperados com a revegetação e o desbalanço no ciclo do C promovido pela mineração mostra-se reversível com o aumento do tempo de reabilitação (Carneiro et al., 2008).

Oliveira (2003), avaliando alguns atributos do solo como indicadores de qualidade de áreas de mineração de bauxita sob processo de recuperação em Porto Trombetas, concluiu serem o C e N da biomassa microbiana bons indicadores do estágio de recuperação/degradação do solo. A autora concluiu ainda que a matéria orgânica total e matéria orgânica leve também podem ser utilizadas como indicadores da qualidade do solo nesses ambientes.

Lynch (2004) verificou a importância do retorno do *topsoil* na otimização do processo de revegetação das áreas mineradas em Porto Trombetas. Segundo a autora, o processo de recuperação é mais rápido em áreas que receberam solo superficial apenas em superfície, sem incorporação, do que naquelas onde o solo superficial foi incorporado antes do plantio de revegetação. Estas últimas, por sua vez, apresentaram recuperação mais rápida do que as áreas onde o solo superficial não foi retornado.

1.2. Rejeito da lavagem de bauxita

Após o processo de lavra, o minério de bauxita é beneficiado por meio da redução granulométrica e da lavagem. A lavagem produz o rejeito ácido da lavagem de bauxita.

O rejeito proveniente da planta de beneficiamento da bauxita em Porto Trombetas, que contém de 7 a 8 % de sólidos, é bombeado para reservatórios temporários, onde permanece até que o percentual de sólidos atinja entre 25 e 26 %, quando então é

bombeado para reservatórios definitivos, construídos nas áreas mineradas, concluindo o processo de sedimentação. A água liberada durante a sedimentação do rejeito é reutilizada na planta de beneficiamento do minério.

O rejeito da lavagem de bauxita é depositado em tanques construídos nas áreas mineradas e em aproximadamente um ano e meio encontra-se solidificado (Dias et al., 2002), apresentando características químicas, físicas e biológicas inadequadas para a vegetação. O rejeito solidificado apresenta elevada impermeabilidade e quase ausência de estrutura (Guimarães et al., 2009), caráter ácido e distrófico (Reis, 2006), baixo teor de matéria orgânica (Dias et al., 2002), pouca disponibilidade de nutrientes, tais como P, K e N, e pH em torno de 5 (Caproni et al., 2007). É composto predominantemente por silicatos (47 %), óxido de alumínio (21 %) e óxido de ferro (21 %) (LAPA, 2000), apresenta elevado teor de argila e mineralogia constituída basicamente de caulinita e gibbsita (Reis, 2006).

Segundo Lynch (2004), como o rejeito é constituído basicamente de argila caulínica, ele sedimenta de forma orientada durante o processo de secagem. Ao final desse processo, o rejeito apresenta-se como um material compacto, que forma blocos extremamente resistentes à penetração de raízes, sendo esta uma grande (se não a maior) limitação ao desenvolvimento de vegetação nos tanques.

Segundo Guimarães et al. (2009), o rejeito solidificado possui elevada impermeabilidade e quase ausência de estrutura, notadamente pelo baixo teor de matéria orgânica e baixa atividade biológica. Assim, as práticas de revegetação visam também acumular matéria orgânica, buscando viabilizar o processo de pedogênese do substrato*.

A matéria orgânica afeta as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, sendo, portanto, um atributo altamente relacionado à sua qualidade. A partir do seu efeito direto sobre a agregação do solo, indiretamente outras propriedades físicas são afetadas, como densidade, porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água, dentre outras. Além de contribuir para o aumento da estabilidade de agregados, a matéria orgânica representa um estoque de nutrientes disponíveis para mineralização e aumenta a capacidade de troca catiônica, atuando ainda como fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos e fauna do solo, que promovem os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica.

A matéria orgânica é de fundamental importância no processo de recuperação de tanques de rejeito de bauxita, dada as limitações físicas e químicas que o substrato apresenta ao crescimento radicular. Além da contribuição para a melhoria dos atributos

* O termo *substrato* será utilizado como sinônimo de rejeito da lavagem de bauxita solidificado.

físicos, a matéria orgânica fornece nutrientes às plantas e serve como fonte de energia e nutrientes aos microrganismos do substrato.

Além das limitações químicas, físicas e biológicas, o fato do rejeito ser disposto na forma semissólida não permite o tráfego de pessoas ou máquinas sobre o tanque, o que dificulta e atrasa a execução das atividades de recuperação. Após a secagem, o substrato se apresenta como um material maciço e forma rachaduras profundas, que dificultam o estabelecimento de plantas.

Os melhores resultados de revegetação dos tanques de rejeito em Porto Trombetas têm sido com o plantio de espécies leguminosas associadas a bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos, sendo capazes de se estabelecerem em ambientes com excesso de umidade (Franco et al., 2000). De acordo com Franco et al. (1994), é possível revegetar tanto o estéril como o rejeito da mineração de bauxita sem a adição de solo superficial ou composto orgânico, desde que as espécies fixadoras de nitrogênio sejam micorrizadas e noduladas e seja feita a aplicação de fertilizantes com os demais nutrientes.

Além da importância do uso de leguminosas em associações simbióticas, outras estratégias são empregadas a fim de favorecer o estabelecimento das plantas nos tanques de rejeito. Segundo Dias et al. (2002), o caráter distrófico do rejeito de bauxita evidencia a importância da fertilização para permitir um bom estabelecimento e crescimento de plantas. No entanto, apenas a aplicação de fertilizantes não garante o sucesso da revegetação devido às características físicas do substrato. A incorporação de carbono é igualmente importante, pois favorece a formação de estrutura e aumenta a capacidade de retenção de água pelo rejeito, além de possibilitar a antecipação da revegetação dos tanques.

O uso de leguminosas como fonte de carbono (C) 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).

A fim de acelerar o processo de secagem e incorporar C e outros nutrientes ao rejeito de bauxita, Dias et al. (2002) adotaram a metodologia de revegetação proposta por Griffith et al. (1996), que tem por princípio a abordagem de duas fases, em que as espécies *Sesbania virgata* (sesbânia), *S. exasperata* (mangeroba), *Senna reticulata* (mata-pasto), *Chamaecrista flexuosa* (canela-de-ema), *Acacia holosericea* (acácia), *Cecropia sp.*, *Leucaena leucocephala* (leucena) e *Tachigali vulgaris* (tachi) foram avaliadas como *input* inicial de C e nitrogênio (N), sendo as sementes semeadas por

meio da hidrossemeadura. Essa fase se enquadra na técnica do tapete verde. Grande parte das espécies utilizadas é arbustiva anual ou bianual, sucedendo um processo natural de morte dos indivíduos à medida que ocorre a secagem do substrato. O acesso aos tanques é facilitado com a secagem do rejeito, o que permite o início da segunda fase do processo de revegetação, que é o enriquecimento com espécies nativas da região para dar sequência ao processo sucessional e garantir a sustentabilidade do sistema. Na segunda fase, o plantio é realizado nas rachaduras que surgem à medida que o substrato seca, uma vez que a elevada densidade do rejeito dificulta a abertura de covas. As covas confeccionadas entre as rachaduras são revestidas com lascas de embaúba e preenchidas com solo superficial. As espécies nativas utilizadas na segunda fase do processo de revegetação foram: *Tachigali vulgaris* (tachi), *Clitoria farchildian* (paliteira), *Trichanthera gigantea* (canela de garça), *Olea europaea* (azeitona), *Tapirira guianensis* (copiúba), *Dalbergia spruceana* (jacarandá, saboarana) e *Enterolobium maximum* (fava bolacha). Estas apresentaram boa capacidade de adaptação às condições do rejeito, com elevadas taxas de crescimento.

As pesquisas em tanques de rejeito de bauxita em Porto Trombetas buscam antecipar e maximizar a produção de biomassa, a fim de acelerar a pedogênese do substrato e o processo de recuperação ambiental dos tanques. Assim, a cobertura do solo é o interesse imediato para que todo o equilíbrio (ecológico) se restabeleça (Oliveira, 2003).

1.3. Indicadores de qualidade física do solo

A qualidade de um solo está diretamente relacionada com suas características químicas, físicas e biológicas e é mensurada por meio do uso de indicadores.

Indicadores são atributos que medem ou refletem o *status* ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema (Araújo & Monteiro, 2007). Os indicadores de qualidade do solo podem ser definidos como as propriedades, processos e características físicas, químicas e biológicas que podem ser medidos para monitorar mudanças no solo (Santana & Bahia Filho, 1998).

Alguns atributos físicos são utilizados como indicadores de qualidade do solo, e caracterizam o nível de degradação ou de recuperação que o mesmo se encontra. Atributos físicos do solo tradicionalmente utilizados como indicadores de qualidade são a densidade, porosidade, retenção de água, estabilidade de agregados e resistência à penetração. Outros indicadores foram recentemente introduzidos na literatura, sendo

eles o índice S (Dexter, 2004) e o Intervalo Hídrico Ótimo ou IHO [aprimorado por Silva et al. (1994) e introduzido no Brasil por Tormena et al. (1998)], ambos relacionados com a qualidade estrutural do solo.

O IHO integra três fatores do solo relacionados ao crescimento das plantas: aeração, disponibilidade de água e resistência à penetração. Dentro da faixa do IHO, as limitações físicas ao crescimento das plantas são mínimas, ao passo que fora desse intervalo, essas limitações tornam-se bastante acentuadas.

Valores limitantes de porosidade de aeração, resistência à penetração (RP) e de potenciais mátricos na capacidade de campo (CC) e no ponto de murcha permanente (PMP) são frequentemente tomados da literatura para a estimativa do IHO. No entanto, esses limites podem ser mudados de acordo com as diferentes condições de solo.

Silva et al. (1994), estudando um solo franco-siltoso do Canadá, adotaram os valores críticos ou limitantes para CC e PMP nos potenciais de -10 e -1.500 kPa, respectivamente; porosidade de aeração de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; e RP de 2,0 MPa. Tormena et al. (1998) utilizaram os mesmo valores críticos para um Latossolo Vermelho distroférico de textura muito argilosa no Brasil.

Os limites críticos adotados na literatura para a estimativa do IHO geralmente seguem os preconizados por Silva et al. (1994). Entretanto, o valor crítico de RP comumente difere de 2,0 MPa nos trabalhos subsequentes ao de Silva et al. (1994), dependendo da cultura, do sistema de manejo e do tipo de solo avaliado. Beutler et al. (2005), Araujo et al. (2004) e Leão et al. (2004) calcularam o IHO para Latossolo Vermelho distroférico utilizando o valor crítico de RP igual a 0,85, 2,0 e 3,0 MPa, respectivamente.

A maioria dos estudos com IHO no Brasil demonstra que a resistência do solo à penetração é a principal causa da redução do IHO com o aumento da densidade do solo (Silva et al., 2009). Klein & Libardi (2002) relataram ser a compactação uma das principais formas de degradação física do solo, por modificar a distribuição do tamanho dos poros estabelecidos pela estrutura. A compactação reduz o espaço poroso do solo, principalmente dos macroporos, o que altera as propriedades físico-hídricas do mesmo. Tormena et al. (1999), estimando o IHO de um Latossolo sob plantio direto e preparo convencional, verificaram que o aumento da compactação do solo reduziu o IHO em ambos os sistemas de manejo, com maior intensidade no plantio direto.

Segundo Silva et al. (2009), em solos sob sistema de plantio direto, a bioporosidade pode oferecer caminhos alternativos para o crescimento de raízes, compensando a maior resistência do solo à penetração. Assim, o limite crítico de 2,0

MPa poderia ser aumentado, o que implica ampliar o secamento do solo sem que a resistência à penetração restrinja o crescimento das plantas.

Apesar do IHO já ser utilizado como um indicador da qualidade física do solo, ainda existe algumas lacunas que necessitam ser completadas para a ampliação do seu uso. Silva et al. (2009) citam as seguintes lacunas: i) estabelecer com mais exatidão os limites críticos das propriedades físicas que o definem; ii) desenvolver funções de pedotransferência para ampliar a sua utilização; iii) quantificar o papel dos bioporos em sistemas com mínima mobilização do solo, que podem atuar como rotas alternativas ao crescimento das raízes, o que implica ampliar o IHO.

Mesmo existindo algumas limitações para o cálculo do IHO, este vem ganhando notoriedade por integrar em um único indicador, atributos físicos do solo que interferem fortemente no crescimento e desenvolvimento das plantas. Segundo Tormena et al. (2007), o IHO é o indicador que melhor se correlaciona com o crescimento das plantas.

O índice S, assim como o IHO, é proposto como indicador da qualidade estrutural do solo, sendo determinado a partir da curva de retenção de água no solo (CRA). Segundo Dexter (2004), o índice S representa o valor da inclinação da CRA no seu ponto de inflexão, ou seja, no ponto em que a curvatura é igual a zero. Mudanças no manejo e em algumas propriedades do solo, como estrutura e matéria orgânica, refletem nos valores de S por alterarem o arranjo da porosidade.

Segundo Dexter (2004), a maior inclinação da CRA no ponto de inflexão ocorre principalmente devido à porosidade microestrutural (poros estruturais compreendendo fendas, microfendas, bioporos e macroestruturas causadas pelo manejo). Dessa forma, esta inclinação reproduz diretamente muitos dos principais atributos físicos do solo. Segundo o autor, é possível dizer que para a drenagem da água do solo entre a saturação e o ponto de inflexão ocorre o esvaziamento dos poros estruturais. Por outro lado, para a drenagem da água do solo abaixo do ponto de inflexão, ocorre esvaziamento dos poros essencialmente texturais, poros estes pouco afetados pelo manejo do solo.

Dexter (2004) sugeriu os seguintes valores críticos para S: $S > 0,035$ indica condições físicas favoráveis ao crescimento radicular; $0,020 < S < 0,035$ como não sendo muito favoráveis e poucas raízes conseguindo crescer; e $S < 0,02$ condições físicas do solo altamente restritivas, não havendo crescimento das raízes. Contudo, esses valores foram sugeridos para solos desenvolvidos sob clima temperado, devendo ser avaliados para solos de clima tropical.

Diversos trabalhos têm testado a eficiência do índice S como indicador de qualidade estrutural de solos sob clima tropical (Tormena et al., 2008; Streck et al.,

2008; Silva, 2008; Marchão et al., 2007). Tormena et al. (2008), estudando um Latossolo Vermelho distroférico em sistemas de plantio direto e de preparo convencional, verificaram que o índice S discrimina os efeitos dos sistemas de manejo sobre a qualidade física do solo. Os autores concluíram que os valores de S considerados críticos em solos de clima temperado também podem ser aplicados em solos tropicais.

A eficiência do índice S como indicador da qualidade estrutural de solos tropicais também foi verificada por Marchão et al. (2007), em um Latossolo do cerrado, e por Silva (2008), em um Luvisolo no semiárido cearense.

A literatura mostra redução do valor de S com o aumento da densidade do solo (Dexter, 2004; Streck et al., 2008; Tormena et al., 2008; Silva, 2008; Aguiar, 2008). Dexter (2004) observou ainda que o valor de S reduziu com aumento do teor de argila. Diferentemente, Streck et al. (2008) concluíram não existir relação entre o valor de S e os teores de argila e de argila dispersa em água para os solos estudados (um Nitossolo e seis Latossolos do Sul do Brasil).

A matéria orgânica do solo (MO) afeta a formação e estabilização dos agregados e, portanto, está diretamente envolvida na qualidade física do solo. Sistemas de uso e manejo que promovam a redução do teor de carbono orgânico total (COT) terão como consequência a degradação da qualidade física do solo. Nesse sentido, alguns autores verificaram correlação positiva entre o índice S e o teor de COT no solo (Dexter, 2004; Machado, 2006; Silva et al., 2007; Silva, 2008; Aguiar, 2008; Streck et al., 2008).

A CRA no solo também é considerada um indicador de qualidade, por estar relacionada com as funções de retenção e transporte de água no solo (Doran & Parkin, 1994). Klein & Libardi (2002) constataram que o uso e o manejo do solo alteraram consideravelmente o traçado da CRA no solo com redução da porosidade e alteração na distribuição do diâmetro dos poros.

Segundo Aguiar (2008), a porosidade é reflexo direto da estrutura e da textura do solo, sendo os poros determinados pelo arranjo e pela geometria das partículas, diferindo quanto à forma, comprimento, largura e tortuosidade. A transformação de macroporos em microporos (decorrente do manejo), embora possa incrementar o volume de água retido nos microporos, frequentemente reduzem drasticamente a percolação de água no perfil, afetando sobremaneira a disponibilidade de água no solo.

1.4. Atividade microbiana do solo

Segundo Vezzani et al. (2008), a avaliação da qualidade do solo por meio de atributos biológicos baseia-se no fato de que a atividade biológica do solo reflete a influência conjunta de todos os fatores que regulam a decomposição/mineralização da matéria orgânica e as transformações dos nutrientes, além de responder rapidamente às mudanças derivadas de alterações no manejo. A respiração microbiana do solo é um atributo usado para monitorar a decomposição da matéria orgânica (Anderson & Domsch, 1990).

A atuação dos microrganismos sobre a matéria orgânica reflete na qualidade (estrutural) do solo, pois moléculas orgânicas provenientes da decomposição da matéria orgânica atuam nas etapas de formação e estabilização dos agregados e servem como fonte de energia para os microrganismos, que são importantes agentes promotores da agregação (Wohlenberg et al., 2004). Schmitz (2003) observou altas correlações da respiração microbiana com a massa de agregados maiores de 2 mm e com o carbono orgânico, e afirmou ser a respiração microbiana um indicador biológico adequado para diagnosticar a qualidade do solo.

Segundo Tauk-Tornisielo (1997), tem sido frequente usar os microrganismos do solo como indicadores de sua qualidade, já que eles respondem sensivelmente aos distúrbios. Doran & Zeiss (2000) citam que o uso de microrganismos como indicadores de qualidade é muito útil porque eles são sensíveis às variações ambientais, podem ser utilizados para explicar processos no solo e são mensuráveis com relativa facilidade.

A atividade dos microrganismos do solo responde rapidamente às mudanças na sua qualidade, diferentemente de como ocorre com muitos dos atributos químicos ou físicos. Alterações na população e na atividade microbiana podem preceder mudanças nas propriedades químicas e físicas, refletindo na melhoria ou na degradação do solo.

A atividade dos microrganismos é geralmente medida em termos metabólicos, por meio de indicadores como CO₂ liberado, O₂ absorvido, atividades enzimáticas e caloríficas e nitrogênio, fósforo e enxofre mineralizados (Grisi, 1995).

O termo *respiração microbiana* refere-se à produção de CO₂ ou consumo de O₂ como resultado dos processos metabólicos de microrganismos como bactérias, fungos, algas e protozoários no solo, incluindo as trocas gasosas que resultam dos metabolismos aeróbio e anaeróbio (Anderson, 1982). A vantagem de se medir a evolução de CO₂ ao invés do consumo de O₂ está no fato do primeiro refletir a atividade tanto de microrganismos aeróbios quanto anaeróbios.

A avaliação da atividade microbiana do solo é realizada principalmente pelo método da respirometria, também denominado de evolução de C-CO₂ ou C mineralizável, que determina a respiração microbiana ou respiração basal. O método consiste em medir o quanto de CO₂ é evoluído pela microbiota do solo em determinado período de tempo, sendo a quantidade de CO₂ liberada indicativo do carbono lábil ou prontamente metabolizável do solo (Doran & Parkin, 1994).

Em alguns casos, a interpretação dos resultados obtidos na análise da respiração microbiana do solo torna-se difícil em função da presença de raízes de plantas e de outros organismos que não a microbiota do solo, que também liberam CO₂. No entanto, é possível obter resultados mais precisos removendo essas e outras formas de liberação de CO₂ por meio do peneiramento e preparo das amostras.

Um dos grandes obstáculos nas avaliações da qualidade biológica do solo é concluir se os valores obtidos para os indicadores revelam se o solo encontra-se numa situação sustentável ou não. Muitos trabalhos utilizam valores obtidos em áreas nativas (sem intervenção antrópica) para atender à necessidade de se ter um valor considerado referência de qualidade. Segundo Dias & Griffith (1998), a determinação de valores de referência é o ponto principal do processo de avaliação da degradação ou recuperação de um sistema, e sempre que possível não utilizar padrões fixos para a comparação, mas fazê-la adotando-se valores obtidos de uma área próxima, que não tenha sofrido intervenção antrópica.

Interferências antrópicas drásticas ao solo causam grandes perdas de matéria orgânica, acarretando diminuição da atividade microbiana, visto que a matéria orgânica é fonte de nutrientes e energia para os microrganismos do solo. Como os microrganismos do solo são responsáveis pelas transformações dos materiais orgânicos e essas transformações afetam a qualidade do solo, sobretudo a qualidade estrutural, os microrganismos desempenham papel essencial na reabilitação de solos degradados.

CAPÍTULO 2

Caracterização Física do Substrato

2.1. Introdução

O alumínio é o metal mais abundante da crosta terrestre e tem a bauxita como o minério de maior importância industrial para a sua produção. A bauxita não é considerada uma espécie mineral propriamente dita, apesar de ser frequentemente mencionada como minério de alumínio. Segundo Constantino et al. (2002), a bauxita é um material heterogêneo composto de hidróxidos de alumínio e algumas impurezas (óxidos de ferro, sílica, óxido de titânio e aluminossilicatos).

Dados apresentados pelo Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 2009) revelam que as reservas mundial e brasileira de minério de bauxita estão estimadas em 32 e 3,5 bilhões de toneladas, respectivamente, e que o Brasil possui a terceira maior reserva e é o terceiro maior produtor de bauxita do mundo.

Em 1966 foram descobertas as reservas de bauxita na região de Porto Trombetas (Pará), cujo volume gira em torno de 800 milhões de toneladas, distribuído em vários platôs (Lapa, 2000). Atualmente, mais de 80 % da produção brasileira de bauxita é proveniente de Porto Trombetas (Lapa, 2000).

Em Porto Trombetas, o processo de lavra da bauxita é iniciado com a supressão da vegetação, seguido da remoção do solo superficial e de todo o material acima do minério, denominado de estéril. Segundo Garrido Filha et al. (1990), o estéril dos platôs explorados em Porto Trombetas atinge de 12 a 20 m de profundidade.

Em Porto Trombetas, a bauxita explorada é beneficiada por meio da redução granulométrica e da lavagem. A lavagem produz o rejeito da lavagem da bauxita, que sai da unidade de beneficiamento com 7 a 8 % de sólidos e é depositado por gravidade em tanques de sedimentação, onde permanece até que o percentual de sólidos atinja de 25 a 26 %. O rejeito é então bombeado para os tanques de depósito definitivo, construídos nas áreas mineradas. Segundo Lapa (2000), as partículas presentes no rejeito são argilas caulínicas que contaminam o minério e que são retiradas no beneficiamento, cuja composição é formada basicamente por silicatos (47 %), óxido de alumínio (21 %) e óxido de ferro (21 %).

Em aproximadamente um ano e meio, o rejeito ou substrato* encontra-se na fase sólida (Dias et al., 2002) e apresenta características químicas, físicas e biológicas inadequadas para a revegetação. O substrato apresenta elevada impermeabilidade e quase ausência de estrutura (Guimarães et al., 2009), caráter ácido e distrófico (Reis,

* O termo *substrato* será utilizado como sinônimo de rejeito da lavagem de bauxita solidificado.

2006), e baixos teores de nutrientes e matéria orgânica (Dias et al., 2002). Apresenta ainda elevado teor de argila e a mineralogia é constituída basicamente de caulinita e gibbsita (Reis, 2006) (Fotografias 1, 2 e 3 em ANEXO).

Em 1999 foi montado um ensaio de revegetação em um tanque de rejeito de bauxita em Porto Trombetas, testando diferentes doses de calcário e fertilizantes. Alguns trabalhos avaliaram a fertilidade (Reis, 2006; Caproni et al., 2007) e a fauna (Reis, 2006; Correia et al., 2001) do substrato nesse ensaio de revegetação, mas os dados obtidos sobre a qualidade física desse material são escassos. Agregando informações acerca da fertilidade, fauna, e qualidade física do substrato e da densidade e diversidade da vegetação nesse ensaio, poder-se-á indicar as doses mais adequadas de fertilizantes e calcário para a revegetação de tanques de rejeito em outras áreas. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi estudar a qualidade física de um substrato formado pela disposição de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas - PA, após dez anos de recuperação ambiental.

2.2. Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo está situada na mina de bauxita do platô Saracá, no interior da Floresta Nacional Saracá-Taquera/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, em Porto Trombetas, distrito do município de Oriximiná, noroeste do estado do Pará. A sede do distrito localiza-se a 1° 40' S e a 56° W, em uma altitude de 46 metros e a aproximadamente 100 km da confluência dos rios Trombetas e Amazonas.

O solo do Platô Saracá foi classificado como Latossolo Amarelo álico, originado de rochas sedimentares do Grupo Barreiras, apresentando o horizonte A pouco espesso e o horizonte B profundo (Reis, 2006).

O clima é típico de região continental, portanto quente e úmido. Segundo a classificação de Köppen, o clima regional é do tipo Aw, com as estações seca e chuvosa bem definidas (Ferraz, 1993).

Descrição do experimento

O experimento foi instalado no ano de 1999, na porção central do tanque de rejeito de lavagem de bauxita identificado como SP1 (Fotografia 4 em ANEXO), localizado no pátio industrial da empresa Mineração Rio do Norte S.A. (MRN).

Três tratamentos para a revegetação do tanque de rejeito foram avaliados: regeneração natural (tratamento T1), que consiste na ausência de plantio de mudas e de aplicação de calcário e fertilizantes; nível de adubação A (tratamento T2) e nível de adubação B (tratamento T3), ambos com plantio de espécies nativas e aplicação de calcário e fertilizantes (Quadro 1) (Fotografias 5, 6, 7 e 8 em ANEXO). Os tratamentos foram distribuídos em delineamento experimental em blocos casualizados, com três repetições. Cada unidade experimental possui 2.500 m² (50 x 50 m).

A aplicação dos fertilizantes e do calcário foi efetuada em duas etapas, sendo um terço das doses aplicada no fundo da cova durante o plantio das mudas e dois terços aplicados ao redor das plantas, um ano após o plantio. Após essas duas etapas, as parcelas não receberam fertilizantes e calcário.

As espécies utilizadas no plantio formaram um conjunto de cinco leguminosas fixadoras de N (*Enterolobium maximum*, *Tachigali vulgaris*, *Zygia caractae*, *Dalbergia spruciana* e *Clitoria fairchildiana*) e oito espécies não fixadoras de N (*Sizygium jambolana*, *Dipterix odorata*, *Myrciaria dubia*, *Tabebuia barbata*, *Parkia discolor*, *Genipa americana*, *Alexandra sp.* e *Tapirira guianensis*).

As mudas foram plantadas em covas com dimensões variadas, feitas nas rachaduras que se formaram durante a secagem do substrato. As covas foram revestidas com lascas de embaúba e preenchidas com solo superficial de uma floresta primária, armazenado há menos de um ano. O espaçamento entre as covas foi de aproximadamente 3 x 2 m, com variações em decorrência da disposição das rachaduras.

Quadro 1. Doses de calcário e fertilizantes utilizadas nos tratamentos

Tratamento	Calcário Dolomítico ^{1/}	Fertilizantes ^{1/}		
		Termofosfato magnésiano	Sulfato de potássio	FTE-BR12
T1 (-/-)	-	-	-	-
T2 (P/A)	360	450	60	30
T3 (P/B)	720	1.350	120	60

^{1/} Sendo 1/3 aplicado no plantio e 2/3 após um ano, ao redor das plantas. P: com plantio de mudas de espécies nativas; A: nível de adubação A; B: nível de adubação B.

Amostragem

Para as análises físicas, foram coletadas, aleatoriamente, 40 amostras indeformadas em cada tratamento, na camada de 0 a 5 cm de profundidade. A coleta foi efetuada em anéis de aproximadamente 100 cm³ (5 cm de altura e de diâmetro), com o auxílio de um amostrador de Uhland. Em seguida, as amostras foram cuidadosamente embaladas e acondicionadas em caixas de isopor para serem transportadas ao laboratório para análise.

Determinações em campo

A determinação da resistência do substrato à penetração (RP) foi realizada com o auxílio de um penetrômetro de impacto modelo IAA/PLANALSUCAR-STOLF (Stolf et al., 1983; Stolf, 1990), até 60 cm de profundidade. Foram realizadas 25 leituras por unidade experimental, totalizando 75 por tratamento.

Os dados obtidos em campo foram processados em planilha de Excel[®]. A RP foi calculada de 5 em 5 cm, até 60 cm de profundidade.

No momento da avaliação da RP foram coletadas, com um trado holandês, amostras para a determinação da umidade do substrato, de 10 em 10 cm, até 60 cm de profundidade. Em cada unidade experimental cinco pontos foram amostrados, o que gerou quinze pontos por tratamento.

A determinação da umidade foi realizada pelo método termogravimétrico (Embrapa, 1997), no laboratório de pesquisas da empresa MRN, localizado no horto florestal de Porto Trombetas.

Determinações em laboratório

As amostras indeformadas foram niveladas à altura dos anéis e mantidas em recipientes com água até aproximadamente 4/5 da altura dos cilindros, para saturarem por capilaridade.

No estudo do Intervalo Hídrico Ótimo - IHO (Tormena et al., 1998, 2007) e do índice S (Dexter, 2004) foram utilizadas as 40 amostras indeformadas coletadas em cada tratamento. Dez potenciais mátricos foram adotados: -4, -6, -8 e -10 kPa em mesa de tensão, e -30, -50, -70, -100, -500 e -1.500 kPa em extrator de Richards, conforme Dane & Hopmans (2002), sendo utilizadas quatro repetições para cada potencial.

Após atingirem o equilíbrio, as amostras foram retiradas da mesa de tensão e do extrator, pesadas e submetidas à determinação da RP com um penetrógrafo eletrônico de bancada, modelo MA 933 da marca Marconi, com velocidade de penetração constante de 10 mm min⁻¹, até a profundidade de 50 mm. A determinação foi realizada uma única vez e no centro geométrico de cada amostra.

As leituras de RP no primeiro (0 a 1 cm) e no último centímetro (4 a 5 cm) das amostras foram descartadas. Obteve-se uma média dos valores gerados na camada de 1 a 4 cm de cada amostra, que em seguida foi transformada de kgf cm⁻² para MPa.

Após os ensaios de RP, as amostras foram colocadas em estufa a 105 °C, por 48 h, e em seguida pesadas para a obtenção da massa seca para o cálculo da densidade do substrato (D_s) pelo método do anel volumétrico (Embrapa, 1997).

A curva de resistência à penetração para o cálculo do IHO foi ajustada em relação à umidade volumétrica e à densidade do substrato por meio do modelo de regressão não linear proposto por Busscher (1990) (equação 1). O ajuste da curva foi realizado na forma logarítmica (equação 2), com o auxílio do software Stata 10.

$$RP = a \theta^b D_s^c \quad (1)$$

$$\ln(RP) = \ln(a) + b \ln(\theta) + c \ln(D_s) \quad (2)$$

em que: RP = resistência à penetração (MPa); θ = umidade do solo (m³ m⁻³); D_s = densidade do substrato (kg dm⁻³); *a*, *b*, *c* = parâmetros do modelo ajustados aos dados.

A curva de retenção de água (CRA) é a relação entre o potencial matricial e a umidade do solo, e foi descrita matematicamente por Ross et al. (1991). Para o cálculo do IHO, Silva et al. (1994) propõem incorporar a D_s ao modelo de Ross et al. (1991), o que resulta na equação 3. O ajuste foi realizado por meio do software Stata 10 na forma logarítmica (equação 4).

$$\theta = e^{(d + e D_s)} \Psi^f \quad (3)$$

$$\ln(\theta) = \ln(d) + e D_s + f \ln(\Psi) \quad (4)$$

em que θ : = conteúdo volumétrico de água no solo (m³ m⁻³); D_s = densidade do substrato (kg dm⁻³); Ψ = potencial da água no solo (kPa); *d*, *e*, *f* = parâmetros do modelo ajustados aos dados.

A D_s é um atributo que influencia na porosidade total e na distribuição dos tamanhos dos poros e, como consequência, reflete na capacidade de retenção de água pelo solo. Dessa forma, ao adicionar a D_s à equação da CRA, incorpora-se um indicador de variabilidade estrutural do solo no cálculo da CRA.

Para o cálculo do IHO foi utilizado um algoritmo desenvolvido em Excel[®] (Leão & Silva, 2004), com os seguintes valores críticos: conteúdo volumétrico de água estimado para a capacidade de campo e ponto de murcha permanente nos potenciais de -30 kPa e -1.500 kPa, respectivamente, e porosidade de aeração de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (equação 5). O substrato avaliado é um material bastante argiloso com elevada capacidade de retenção de água. Por essa razão, se optou pelo potencial de -30 kPa para a capacidade de campo.

$$\theta_{PA} = \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) - 0,10 \quad (5)$$

em que: θ_{PA} = conteúdo volumétrico de água no substrato ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); D_s = densidade do solo (kg dm^{-3}); D_p = densidade de partículas (kg dm^{-3}).

Com base nos resultados, foi mais apropriado utilizar o valor limitante de RP de 3,5 MPa, pois a área em estudo não tem fins agrícolas, mas de recuperação ambiental. Para uma área destinada apenas à revegetação, não se justificaria o valor de 2,0 MPa como limitante no cálculo do IHO, valor este frequentemente utilizado para sistemas de cultivo agrícola. Os valores de RP foram frequentemente superiores a 2,0 MPa, mesmo nas parcelas em que a densidade de vegetação era visivelmente superior. Segundo Ehlers et al. (1983), é possível o crescimento de raízes em condições de RP iguais ou superiores a 3,5 MPa quando há bioporos no solo, que funcionam como rotas alternativas para o crescimento das raízes.

O IHO torna-se nulo na interseção dos limites superior e inferior do intervalo. O valor de D_s nesse ponto de interseção foi definido por Silva et al. (1994) como densidade crítica do solo (D_{sc}). Por meio dos gráficos (IHO), foram obtidos os valores de D_{sc} de cada tratamento.

Para o cálculo do índice S, as equações das curvas de retenção de água foram ajustadas empregando-se o modelo de van Genuchten (1980) (equação 6). O ajuste foi realizado por meio do software Soil Water Retention Curve (SWRC version 3.00), desenvolvido por Dourado Neto et al. (2001), adotando-se a restrição $m = 1 - (1/n)$ (Mualem, 1976). Com os parâmetros do modelo de van Genuchten (1980) ajustados aos

dados, calculou-se o valor da inclinação da curva no seu ponto de inflexão (equação 7), que é o valor de S.

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha \Psi)^n]^m} \quad (6)$$

$$S = -n (\theta_s - \theta_r) (1 + 1/m)^{-(1+m)} \quad (7)$$

em que: θ = conteúdo volumétrico de água no substrato ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); θ_s = conteúdo volumétrico de água na condição de substrato saturado ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); θ_r = conteúdo volumétrico de água no substrato no potencial de -1.500 kPa ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); Ψ = potencial matricial da água no substrato (kPa); α , m , n = parâmetros do modelo ajustados aos dados.

A distribuição de poros por classes de diâmetro foi obtida a partir das curvas de retenção de água ajustadas ao modelo de van Genuchten (1980). O diâmetro equivalente dos poros foi calculado pela equação da ascensão capilar (equação 8), em que d é o diâmetro equivalente do poro (cm); σ é a tensão superficial da água a 20 °C ($72,75 \times 10^{-3} \text{ N m}^{-1}$); α é o ângulo de contato entre o menisco do líquido e a parede do tubo, assumindo ser igual a 0; ρ é o peso específico da água (1 kg dm^{-3}); g é a aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m s}^{-2}$); e h é o valor do potencial matricial em módulo (cm). Deduzindo a equação 8, tem-se a equação 9.

$$d = \frac{4\sigma (\cos\alpha)}{\rho gh} \quad (8)$$

$$d = \frac{0,3}{h} \quad (9)$$

Mediante a equação 9 e as curvas de retenção, foram estimados o volume de poros com diâmetro menor que 0,2 μm (que corresponde ao volume de água retido no potencial de -1.500 kPa), de 10 a 0,2 μm (diferença entre o volume de água retido no potencial de -30 kPa e -1.500 kPa), de 50 a 10 μm (diferença entre o volume de água retido no potencial de -6 kPa e -30 kPa), e o volume de poros maiores que 50 μm (diferença entre a porosidade total e o volume de água retido no potencial de -6 kPa).

Análise estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância, sendo o desdobramento das respectivas interações realizado independentemente da significância, de modo a se testar o efeito dos tratamentos por meio de dois contrastes ortogonais e um adicional (Quadro 2).

O contraste C_1 confrontou a ausência com a presença de plantio de espécies nativas e aplicação de calcário e fertilizantes (C_1 : T_1 vs T_2+T_3). O contraste C_2 confrontou o nível de adubação A com o nível de adubação B (C_2 : T_2 vs T_3), ambos com plantio. O contraste adicional C_{A1} confrontou a ausência de plantio e aplicação de calcário e fertilizantes com o maior nível de adubação associado ao plantio de espécies nativas (C_{A1} : T_1 vs T_3).

Uma análise de correlação linear simples foi realizada a fim de identificar a relação entre a resistência à penetração e a umidade gravimétrica do substrato.

Quadro 2. Coeficientes dos contrastes analisados para os tratamentos estudados

Tratamento	Contrastes ortogonais		Contraste adicional
	C_1	C_2	C_{A1}
T1 (-/-)	-2	0	-1
T2 (P/A)	1	-1	0
T3 (P/B)	1	1	1

C_1 : T1 vs T2+T3; C_2 : T2 vs T3; C_{A1} : T1 vs T3. P: com plantio de mudas de espécies nativas; A: nível de adubação A; B: nível de adubação B.

2.3. Resultados e discussão

Resistência à penetração

O substrato em estudo apresenta grandes restrições ao desenvolvimento das plantas. Visualmente, as plantas nas parcelas do tratamento T1 (-/-) têm como uma das maiores limitações (se não a maior) a resistência do substrato à penetração de suas raízes. As raízes cresceram sobre a superfície e penetraram no substrato quando encontraram as fendas que se formaram durante a secagem do rejeito (Fotografias 9 e 10 em ANEXO).

Os valores médios de resistência à penetração (RP) até 60 cm de profundidade foram maiores no tratamento T1, exceto na profundidade de 55 a 60 cm, em que o tratamento T3 (P/B) apresentou o maior valor de RP (Figura 1).

Apenas na profundidade de 55 a 60 cm é que houve efeito significativo dos tratamentos sobre a RP (Quadro 3). Os maiores valores médios de RP foram encontrados nos tratamentos T2 (P/A) e T3, comparados com o tratamento T1, como mostram os contrastes C_1 e C_{A1} (Quadro 4). Comparando os tratamentos T2 e T3 (contraste C_2), que diferem quanto às doses de fertilizantes e calcário aplicadas, o tratamento T2 apresentou menor valor médio de RP.

Apesar de não ter havido diferença significativa de RP nas camadas superficiais do substrato (Quadro 4), pôde-se verificar denso crescimento radicular na superfície nas parcelas do tratamento T3 (Fotografias 11 e 12 em ANEXO), sobretudo de 0 a 10 cm de profundidade, o que não ocorreu nos tratamentos T1 e T2.

Segundo Soil Survey Staff (1993), citado por Arshad et al. (1996), os valores de RP para o substrato em estudo, nos três tratamentos, estão compreendidos nas classes alta (2,0 a 4,0 MPa) e muito alta (4,0 a 8,0 MPa) quanto ao impedimento mecânico ao crescimento radicular. No entanto, as espécies selecionadas para a revegetação dos tanques de rejeito são adaptadas a condições adversas e conseguiram crescer mesmo em condição de elevada resistência à penetração e de baixa fertilidade do substrato.

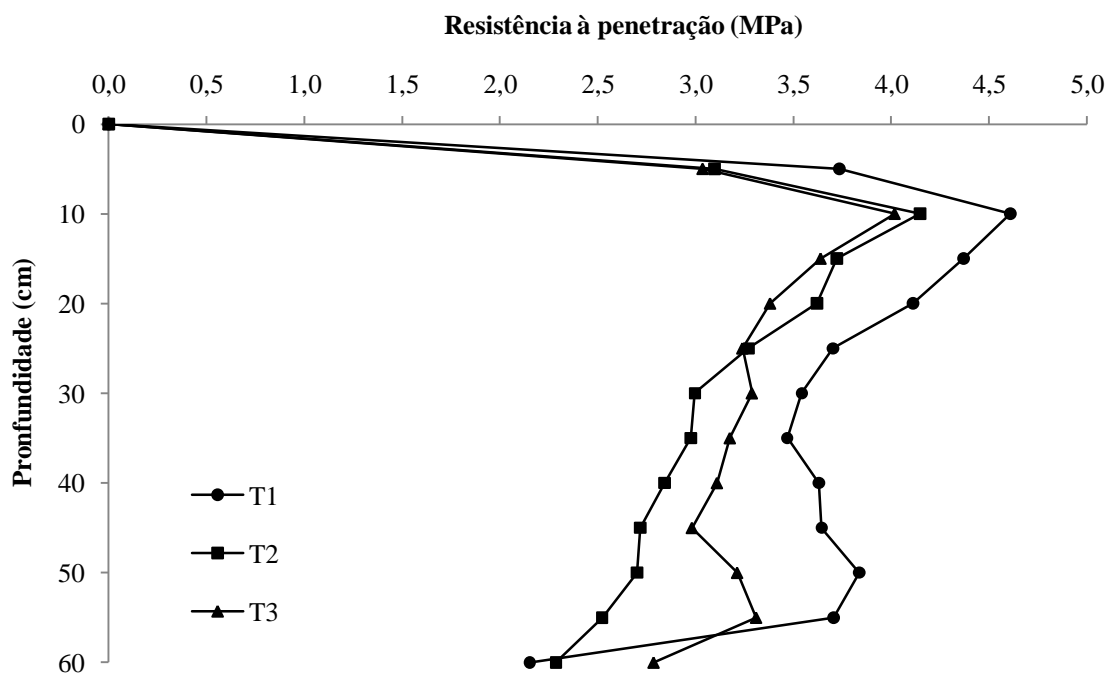


Figura 1. Resistência do substrato à penetração, de 0 a 60 cm de profundidade, para os três tratamentos avaliados em agosto de 2009.

Quadro 3. Análise de variância para a resistência do substrato à penetração

Fonte de variação	GL	QM											
		Profundidade (cm)											
		0 a 5	5 a 10	10 a 15	15 a 20	20 a 25	25 a 30	30 a 35	35 a 40	40 a 45	45 a 50	50 a 55	55 a 60
Blocos	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C ₁	1	0,9023 ^{ns}	0,5548 ^{ns}	0,9430 ^{ns}	0,7401 ^{ns}	0,4020 ^{ns}	0,3147 ^{ns}	0,3094 ^{ns}	0,8493 ^{ns}	1,2588 ^{ns}	1,5488 ^{ns}	1,2482 ^{ns}	0,2939*
C ₂	1	0,0048 ^{ns}	0,0241 ^{ns}	0,0096 ^{ns}	0,0840 ^{ns}	0,0014 ^{ns}	0,1291 ^{ns}	0,0600 ^{ns}	0,1094 ^{ns}	0,1067 ^{ns}	0,3953 ^{ns}	0,9283 ^{ns}	0,3750*
C _{A1}	1	0,7350 ^{ns}	0,5222 ^{ns}	0,7921 ^{ns}	0,7921 ^{ns}	0,3220 ^{ns}	0,0938 ^{ns}	0,1291 ^{ns}	0,4004 ^{ns}	0,6534 ^{ns}	0,5828 ^{ns}	0,2360 ^{ns}	0,6017*
Resíduo	4	1,2039	1,1810	0,4564	0,1868	0,1604	0,2031	0,4201	0,5235	0,8557	0,9168	0,8141	0,0296
CV (%)	-	33,36	25,52	17,28	11,67	11,77	13,76	20,21	22,66	29,70	29,46	28,37	7,15

*: Significativo a 5%, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Quadro 4. Contrastes médios e suas significâncias para os valores de resistência do substrato à penetração, calculados com os totais de tratamentos

Contraste	Contrastes médios											
	Profundidade (cm)											
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	15 a 20	20 a 25	25 a 30	30 a 35	35 a 40	40 a 45	45 a 50	50 a 55	55 a 60
	MPa											
C ₁	-0,67 ^{ns}	-0,52 ^{ns}	-0,69 ^{ns}	-0,61 ^{ns}	-0,45 ^{ns}	-0,40 ^{ns}	-0,39 ^{ns}	-0,65 ^{ns}	-0,79 ^{ns}	-0,88 ^{ns}	-0,79 ^{ns}	0,38*
C ₂	-0,06 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	-0,24 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	0,29 ^{ns}	0,20 ^{ns}	0,27 ^{ns}	0,26 ^{ns}	0,51 ^{ns}	0,79 ^{ns}	0,50*
C _{A1}	-0,70 ^{ns}	-0,59 ^{ns}	-0,73 ^{ns}	-0,73 ^{ns}	-0,46 ^{ns}	-0,26 ^{ns}	-0,29 ^{ns}	-0,52 ^{ns}	-0,66 ^{ns}	-0,62 ^{ns}	-0,40 ^{ns}	0,63*
CV (%)	33,36	25,52	17,28	11,67	11,77	13,76	20,21	22,66	29,70	29,46	28,37	7,15

*: Significativo a 5 %, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Os estudos para a verificação de valores de RP impeditivos ao crescimento radicular estão geralmente associados a sistemas de cultivo (Beutler et al., 2001; Beutler & Centurion, 2003; Foloni et al., 2003; Blainski et al., 2008). No entanto, os valores de RP considerados limitantes para as diferentes culturas podem não ser indicados para áreas em processo de recuperação.

O valor de resistência a penetração de 2,0 MPa tem sido o mais indicado na literatura como limitante ao crescimento e funcionamento do sistema radicular para a maioria das culturas (Taylor et al., 1966; Tormena et al., 1998, 1999). No entanto, alguns trabalhos têm demonstrado que as culturas podem apresentar crescimento radicular mesmo sob valores de RP superiores a 2,0 MPa (Ehlers et al., 1983; Topp et al., 1994; Beutler & Centurion, 2003), assim como há plantas que sofrem limitações sob resistências ainda menores que 2,0 MP (Bengough & Mullins, 1990; Foloni et al., 2003).

Considerando 2,0 MPa como valor limitante de RP, valor este frequentemente utilizado nas pesquisas em solos, e analisando os resultados do presente estudo, concluir-se-ia que os substratos nos três tratamentos avaliados apresentam grandes limitações físicas ao crescimento radicular, pois até 60 cm de profundidade os valores de RP foram superiores a 2,0 MPa.

Em campo, foi observado que as raízes conseguiram penetrar no substrato que recebeu plantio de mudas e o maior nível de adubação (tratamento T3), mesmo sob valores de RP superiores a 2,0 MPa. Por essa razão, 2,0 MPa não foi considerado, no presente estudo, como valor de RP limitante para o substrato avaliado, havendo crescimento radicular em valores de RP superiores a esse.

Analisando os valores médios de umidade do substrato ao longo do perfil (Figura 2), o substrato do tratamento T1 foi o que apresentou, no período da amostragem, os menores valores até 45 cm de profundidade, aproximadamente. Mesmo a densidade de vegetação sendo visivelmente superior nas parcelas relativas ao tratamento T3 (Fotografias 7 e 8 em ANEXO), possivelmente com maior evapotranspiração, o substrato reteve maior quantidade de água, sugerindo maior infiltração e armazenamento de água nas parcelas desse tratamento (T3), o que está relacionado com a melhor estruturação.

Observou-se efeito significativo dos tratamentos sobre a umidade gravimétrica do substrato (Quadro 5). O efeito da aplicação de calcário e fertilizante e o plantio de mudas (tratamentos T2 e T3) favoreceu o aumento da umidade do substrato, sobretudo de 0 a 10 cm de profundidade (Quadro 6). A maior densidade de vegetação e o maior

volume de serrapilheira possivelmente melhoraram a estruturação do substrato, aumentando a retenção de água. É relevante ressaltar que embora biomassa e volume de serrapilheira não tenham sido mensurados no presente estudo, as observações em campo (Fotografias 5, 6, 7, 13 e 14 em ANEXO) e os resultados de Dias et al. (2009) evidenciaram maior produção de biomassa no tratamento T3.

Comparando o tratamento T1 com os tratamentos T2 e T3, houve aumento da umidade do substrato nas profundidades de 0 a 10, 20 a 30 e 30 a 40 cm nos dois últimos tratamentos, como mostra o contraste C_1 (Quadro 7). No entanto, não houve diferença significativa entre os tratamentos T2 e T3 (contraste C_2) para essas profundidades.

Os resultados obtidos demonstram a importante atuação da vegetação na melhoria da qualidade estrutural do substrato em dez anos de recuperação (Figura 1, Figura 2, Quadro 6). A maior densidade de vegetação e o maior volume de serrapilheira nos tratamentos T2 e T3 contribuíram para a estruturação do substrato (Fotografias 7, 12 e 14 em ANEXO). Essa estruturação pode ser manifestada pela umidade dos substratos, ou seja, os substratos nos tratamentos T2 e T3 retêm maior volume de água (Figura 2) mesmo possuindo maior densidade de vegetação e, possivelmente, maior evapotranspiração. A maior umidade nos substratos desses tratamentos está associada, obviamente, à sua melhor estruturação, que permite maior infiltração e armazenamento de água.

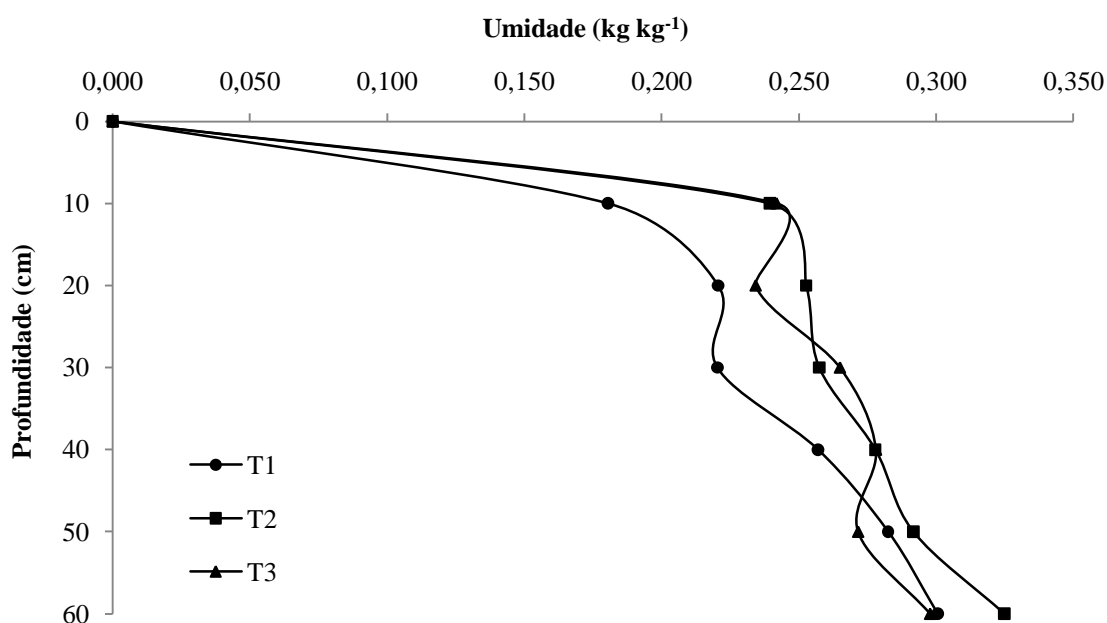


Figura 2. Perfil de umidade (gravimétrica) do substrato, de 0 a 60 cm de profundidade, para os três tratamentos avaliados em agosto de 2009.

Quadro 5. Análise de variância para a umidade gravimétrica até 60 cm de profundidade

Fonte de variação	GL	QM					
		Profundidade (cm)					
		0 a 10	10 a 20	20 a 30	30 a 40	40 a 50	50 a 60
Blocos	2	-	-	-	-	-	-
C ₁	1	0,0073**	0,0010 ^{ns}	0,0033*	0,0009*	0,0001 ^{ns}	0,0002 ^{ns}
C ₂	1	0,0001 ^{ns}	0,0005 ^{ns}	0,0001 ^{ns}	0,0001 ^{ns}	0,0006 ^{ns}	0,0011 ^o
C _{A1}	1	0,0057**	0,0003 ^{ns}	0,0030*	0,0007*	0,0002 ^{ns}	0,0001 ^{ns}
Resíduo	4	0,0001	0,0006	0,0002	0,0001	0,0002	0,0002
CV (%)	-	5,47	10,10	6,34	2,51	5,06	4,70

*: Significativo a 5%, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Quadro 6. Contrastes médios e suas significâncias para os valores umidade gravimétrica, calculados com os totais de tratamentos

Contraste	Contrastes médios					
	Profundidade (cm)					
	0 a 10	10 a 20	20 a 30	30 a 40	40 a 50	50 a 60
	kg kg ⁻¹					
C ₁	0,0602**	0,0228 ^{ns}	0,0409*	0,0210*	-0,0009 ^{ns}	0,0108 ^{ns}
C ₂	0,0025 ^{ns}	-0,0183 ^{ns}	0,0076 ^{ns}	0,0003 ^{ns}	-0,0201 ^{ns}	-0,0269 ^o
C _{A1}	0,0615**	0,0137 ^{ns}	0,0447*	0,0212*	-0,0109 ^{ns}	-0,0027 ^{ns}
CV (%)	5,47	10,10	6,34	2,51	5,06	4,70

*: Significativo a 5 %, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Comparando os valores de umidade do tratamento T2 com o tratamento T3 (contraste C₂), observou-se efeito significativo apenas de 50 a 60 cm de profundidade, em que o tratamento T2 favoreceu o aumento da umidade, apresentando também menor resistência à penetração de 55 a 60 cm de profundidade (Quadro 4).

O coeficiente de correlação entre umidade gravimétrica e RP foi negativo e significativo ($r = -0,7303$; $p < 0,0001$). Analisando por tratamento, observou-se que o coeficiente de correlação entre umidade e RP no tratamento T2 ($r = -0,8429$; $p = 0,0006$) foi superior aos demais coeficientes, seguido pelo tratamento T1 ($r = -0,6033$; $p = 0,0377$) e tratamento T3 ($r = -0,5948$; $p = 0,0413$).

Por meio dos resultados obtidos, pode-se observar o importante papel da água como atenuadora da RP. Os menores valores de RP nos substratos dos tratamentos T2 e T3 (Figura 1) estão associados aos maiores conteúdos de água (Figura 2), visto que um dos atributos do solo que exercem influência sobre a RP é a umidade.

Blainski et al. (2008), avaliando a degradação física de um Latossolo Vermelho distrófico, concluíram que o conteúdo de água do solo apresentou maior influência sobre a resistência à penetração principalmente nos solos com estrutura degradada, sendo uma das estratégias para manter a resistência do solo à penetração abaixo do limite restritivo ao crescimento e desenvolvimento das plantas.

Intervalo Hídrico Ótimo

O intervalo hídrico ótimo (IHO) ou intervalo hídrico menos limitante ao desenvolvimento de vegetação relaciona a resistência à penetração, a umidade no ponto de murcha permanente e na capacidade de campo e a porosidade de aeração mínima com a densidade e a umidade do solo.

As equações para a determinação do conteúdo de água em que a RP atingiu 3,5 MPa e as equações para estimar os conteúdos de água na capacidade de campo (CC) e no ponto de murcha permanente (PMP) para os três tratamentos são apresentadas no Quadro 7.

As áreas hachuradas da Figura 3 representam o IHO dos substratos dos tratamentos T1, T2 e T3. Partindo do tratamento T1 para o tratamento T3, nota-se deslocamento dos IHO para a esquerda. Isso porque os menores valores de Ds foram obtidos no tratamento T3. No entanto, os valores mais elevados de Ds no tratamento T3 são semelhantes aos observados no tratamento T1. Em dez anos de revegetação, a maior densidade de vegetação e o maior volume de serrapilheira no tratamento T3

contribuíram para a melhoria de diversos atributos do substrato, dentre eles a Ds, a retenção de água e a RP.

O aumento da Ds provoca aumento do volume de água retido na CC, assim como observado por Tormena et al. (1998) em um solo muito argiloso (0,800 kg kg⁻¹ de argila). Segundo os autores, com o aumento da Ds há redução na macroporosidade e uma redistribuição nos tamanhos dos poros, o que justificaria tal resultado. Essa relação entre Ds e volume de água na CC também foi verificada por Silva (2008), em sistema agrossilvipastoril e vegetação natural, e por Betz et al. (1998), em um solo franco argiloso.

Tormena et al. (1998) mencionam que, sob elevados potenciais, a maior retenção de água ocorre em menores valores de Ds, em virtude do maior espaço poroso decorrente da melhor condição estrutural do solo. Sob baixos potenciais, o efeito da Ds sobre a retenção é menor do que em elevados potenciais, uma vez que a microporosidade é pouco afetada pelo aumento da Ds, como constatado por Kertzman (1996).

Em todos os tratamentos, verificou-se que o incremento da Ds provocou redução da porosidade de aeração. De maneira inversa, o conteúdo de água no PMP e a RP aumentaram com o incremento da Ds. A relação direta entre umidade no PMP e Ds é devido à maior massa de partículas com elevada superfície de adsorção, uma vez que a compactação não afeta a microporosidade intragregados (Tormena et al., 2007).

Quadro 7. Equações de resistência à penetração e da curva de retenção de água utilizadas na determinação do IHO, obtidas a partir dos modelos ajustados aos dados, para os três tratamentos avaliados

Tratamento	Equações	R ²	Prob. ^{1/}
Resistência à penetração ^{2/}			
T1	$RP = 0,00024 \theta^{-5,445} Ds^{12,532}$	0,775	0,0001
T2	$RP = 0,00495 \theta^{-3,686} Ds^{8,742}$	0,485	0,0001
T3	$RP = 0,001164 \theta^{-4,994} Ds^{9,244}$	0,777	0,0001
Retenção de água ^{3/}			
T1	$\theta = e^{(-2,350 + 0,871 Ds)} \Psi^{-0,043}$	0,845	0,0001
T2	$\theta = e^{(-2,074 + 0,688 Ds)} \Psi^{-0,043}$	0,857	0,0001
T3	$\theta = e^{(-2,105 + 0,688 Ds)} \Psi^{-0,049}$	0,892	0,0001

^{1/} Probabilidade de significância. ^{2/} $RP = a\theta^b Ds^c$ (Busscher, 1990). ^{3/} $\theta = e^{(d+eDs)} \Psi^f$ (Silva et al., 1994). RP (resistência à penetração, MPa); θ (conteúdo de água, m³ m⁻³); Ds (densidade do substrato, kg dm⁻³); Ψ (potencial da água no substrato, MPa).

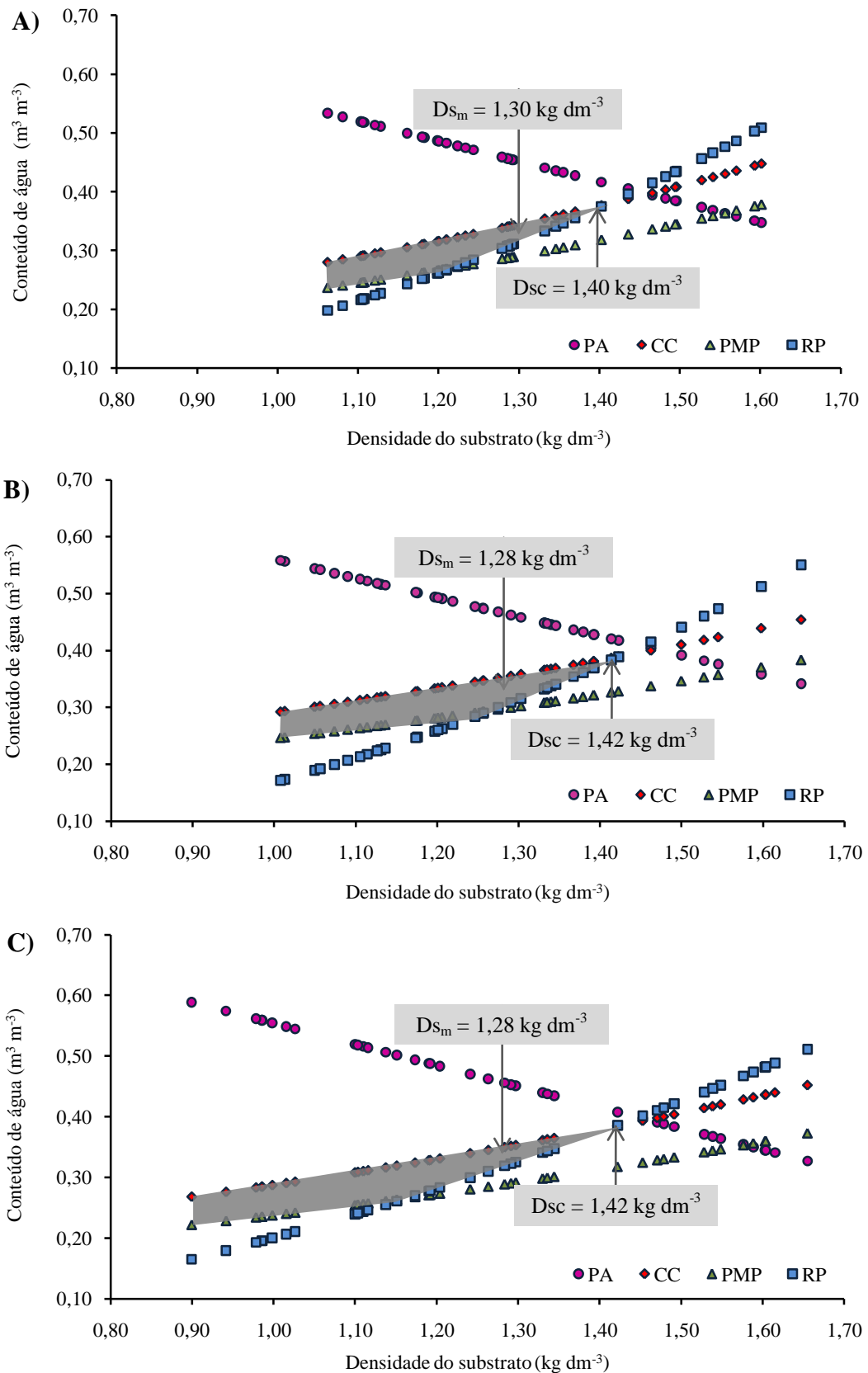


Figura 3. Intervalo Hídrico Ótimo. Variação do conteúdo de água com a densidade do substrato nos níveis críticos de capacidade de campo (CC) a -30 kPa, ponto de murcha permanente (PMP) a -1.500 kPa, porosidade de aeração (PA) de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e resistência à penetração (RP) de 3,5 MPa. As áreas hachuradas representam o Intervalo Hídrico Ótimo (IHO). A) tratamento T1; B) tratamento T2; C) tratamento T3. D_{s_m} = densidade média do substrato. D_{sc} = densidade crítica do substrato.

O limite superior do IHO foi definido pela umidade na CC para os três tratamentos, indicando que o substrato não apresenta limitações ao desenvolvimento vegetativo quanto à disponibilidade de oxigênio para as raízes. O limite inferior foi definido pela umidade no PMP apenas em densidades mais baixas. À medida que aumenta a Ds, a RP torna-se mais limitante ao crescimento do sistema radicular do que ao volume de água no PMP.

A RP torna-se mais limitante, em substituição à umidade no PMP, nos valores de Ds de 1,21, 1,25 e 1,15 kg dm⁻³ para os tratamentos T1, T2 e T3, respectivamente. Considerando, por exemplo, a Ds de 1,15 kg dm⁻³ dentro do IHO, a RP ainda não é um fator limitante ao crescimento radicular nos substratos dos tratamentos T1 e T2, ao passo que, no tratamento T3, para esse mesmo valor de Ds, a RP já se torna um valor limitante.

Tormena et al. (2007), utilizando o valor limitante de RP igual a 2,0 MPa, observaram a substituição da umidade no PMP pela RP como limites inferiores do IHO para valores de Ds acima de 1,06 kg dm⁻³ e 1,13 kg dm⁻³ em um Latossolo Vermelho distrófico sob plantio direto e preparo convencional, respectivamente, e Araujo et al. (2004) observaram essa substituição para densidades superiores a 1,55 kg dm⁻³ em um Latossolo Vermelho distrófico sob preparo convencional com aração e gradagem, também com valor limitante de RP igual a 2,0 MPa.

Silva et al. (1994) definiram densidade crítica do solo (Dsc) como sendo a interseção dos limites superior e inferior do IHO. No presente estudo, as Dsc foram de 1,40, 1,42 e 1,42 kg dm⁻³ para os tratamentos T1, T2 e T3, respectivamente (Figura 3). O percentual de amostras que apresentou Ds igual ou inferior à Dsc foi de 70, 82,5 e 65 % para os tratamentos T1, T2 e T3, respectivamente, o que demonstra predomínio de valores de Ds inferiores aos valores de Dsc nos três tratamentos.

A Ds média dos substratos nos tratamentos T1, T2 e T3 foi de 1,30, 1,28 e 1,28 kg dm⁻³, respectivamente. O valor médio de Ds do substrato no tratamento T1 está mais próximo de sua respectiva Dsc que nos tratamentos T2 e T3 (Figura 3). Isso indica que as condições físicas do substrato no tratamento T1 são mais limitantes ao crescimento vegetal, sobretudo quanto à Ds, RP e disponibilidade de água.

A ocorrência de Ds maior que Dsc sinaliza para a degradação física do solo (Silva et al., 1994), tornando as condições físicas altamente restritivas para o desenvolvimento de plantas, independente da umidade, seja pela reduzida aeração ou pela excessiva resistência do solo à penetração (Blainski et al., 2009). Em cultivos, recomenda-se

empregar técnicas de manejo que proporcionem a redução da D_s quando esta se torna superior à D_{sc} , visando a melhoria da qualidade física do solo.

A Figura 4 apresenta a relação entre IHO e D_s para os três tratamentos. O IHO apresentou relação direta com a D_s quando esta foi inferior a 1,21, 1,26 e 1,14 kg dm^{-3} para os tratamentos T1, T2 e T3, respectivamente. Acima desses valores, a D_s e o IHO foram inversamente relacionados. Como a D_s média nos três tratamentos é maior, os substratos se encontram na faixa de relação inversa entre IHO e D_s .

Tormena et al. (1998) encontraram correlação positiva entre IHO e D_s até o valor de densidade igual a 1,10 kg dm^{-3} . A mesma correlação foi observada por Tormena et al. (1999) para D_s inferior a 1,02 kg dm^{-3} em um Latossolo Vermelho distrófico em sistemas de plantio direto e preparo convencional. Entretanto, o IHO pode apresentar apenas uma relação inversa com a D_s , como observado por Blainski et al. (2009), Silva (2008), Tormena et al. (2007) e Silva et al. (1994).

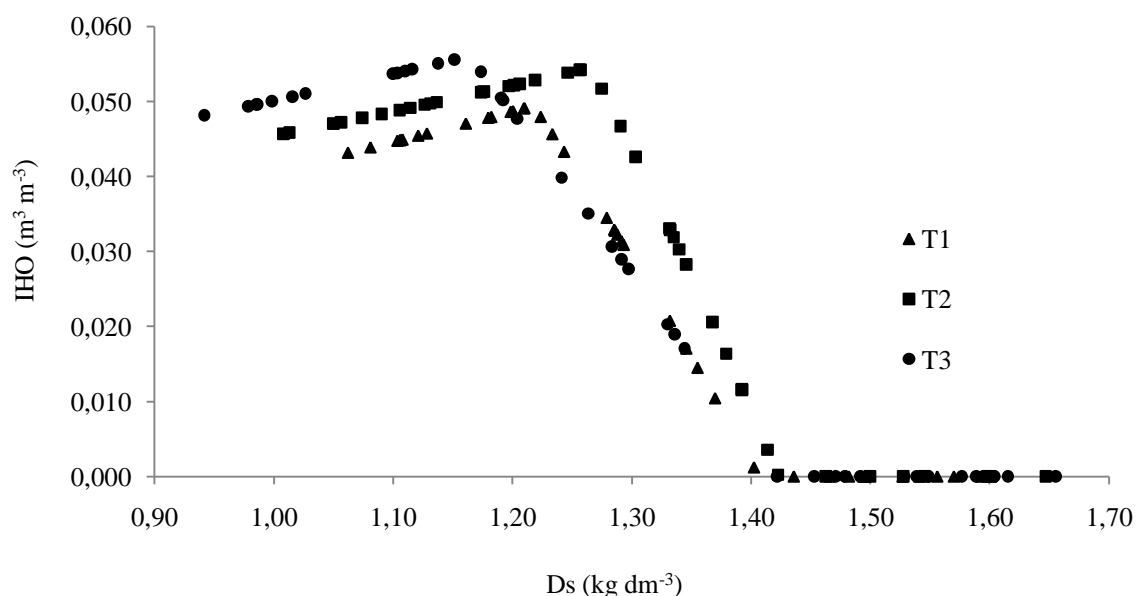


Figura 4. Variação do Intervalo Hídrico Ótimo (IHO) com a densidade do substrato (D_s) para os três tratamentos avaliados.

Índice S

A curva de retenção de água (CRA) relaciona o conteúdo de água, em base gravimétrica ou volumétrica, com a energia de retenção ou potencial mátrico do solo. A partir da CRA no solo, Dexter (2004) propôs o estudo da qualidade física do solo, mostrando que o deslocamento no ponto de inflexão da curva pode ser entendido como um índice de qualidade, o índice S. Quanto maior o valor de S, melhor é a qualidade

física do solo (Dexter, 2004). Por meio dos parâmetros de ajuste da CRA, conforme o modelo de van Genuchten (1980), foi calculado o índice S para os três tratamentos (Quadro 8).

As CRA referentes aos tratamentos T2 e T3 foram similares, ao passo que a do tratamento T1 apresentou acentuada diferença em relação às demais (Figura 5). A CRA referente ao substrato no tratamento T1 apresentou pouca variação no volume de água retido em potenciais maiores (próximos à saturação), enquanto nos tratamentos T2 e T3, os substratos apresentaram queda acentuada do volume de água à medida que diminuiu o potencial matricial.

Os valores do índice S para os tratamentos T1, T2 e T3 foram 0,059, 0,053 e 0,044, respectivamente (Quadro 8). A CRA do substrato no tratamento T1 apresenta maior inclinação da reta tangente ao ponto de inflexão da curva, e este tratamento também resultou em maior valor de S. A CRA que possui menor inclinação no ponto de inflexão resultou em menor valor de S, e refere-se ao tratamento T3 (Figura 5).

Quadro 8. Parâmetros α , m e n da curva de retenção de água segundo o modelo de van Genuchten (1980), ajustados aos dados pelo software SWRC^{1/} (com restrição para $m^{2/}$), e índice S^{3/} para os três tratamentos avaliados

Parâmetro	Valor ajustado	Prob. ^{4/}	R ²	Índice S
Tratamento T1				
α	0,2864			
m	0,3783	0,00001	0,958	0,059
n	1,6085			
Tratamento T2				
α	1,6154			
m	0,2527	0,00004	0,926	0,053
n	1,3381			
Tratamento T3				
α	2,6335			
m	0,2039	0,00031	0,849	0,044
n	1,2560			

^{1/} Dourado Neto (2001). ^{2/} $m = 1 - (1/n)$ (Mualem, 1976). ^{3/} Dexter (2004). ^{4/} Probabilidade de significância para os valores estimados.

Em campo foi observado que o substrato no tratamento T1 era maciço, com estruturação bastante incipiente, e era esperado que o valor de S para esse tratamento fosse inferior aos valores dos demais. O substrato no tratamento T3 era menos maciço, com evidente estruturação, sendo esperado que apresentasse o maior valor de S.

Entretanto, essas suposições não foram corroboradas pelos resultados obtidos para o índice S. O menor valor de S foi obtido para o tratamento T3, em que o substrato recebeu o plantio de mudas e o maior nível de adubação e cujas parcelas apresentavam densidade de vegetação e volume de serrapilheira visualmente superiores.

Os resultados das demais análises físicas do presente estudo mostraram que o substrato no tratamento T3 apresentou melhor qualidade física, sobretudo quando comparado ao substrato no tratamento T1, contestando os resultados do índice S. O maior valor de S foi obtido para o substrato cuja qualidade física é relativamente inferior e apresenta elevada D_s . Dessa forma, o índice S não foi eficiente para representar as alterações físicas que ocorreram no substrato em estudo, após dez anos de revegetação.

Possivelmente, o valor do índice S obtido no tratamento T1 se deve ao fato do substrato estar completamente exposto às intempéries (sem cobertura vegetal) e aos ciclos de umedecimento e secagem, que transformam a sua camada superficial, tornando-a mais fragmentada. No entanto, isso não significa que o substrato no tratamento T1 seja mais bem estruturado que o substrato nos outros dois tratamentos (T2 e T3).

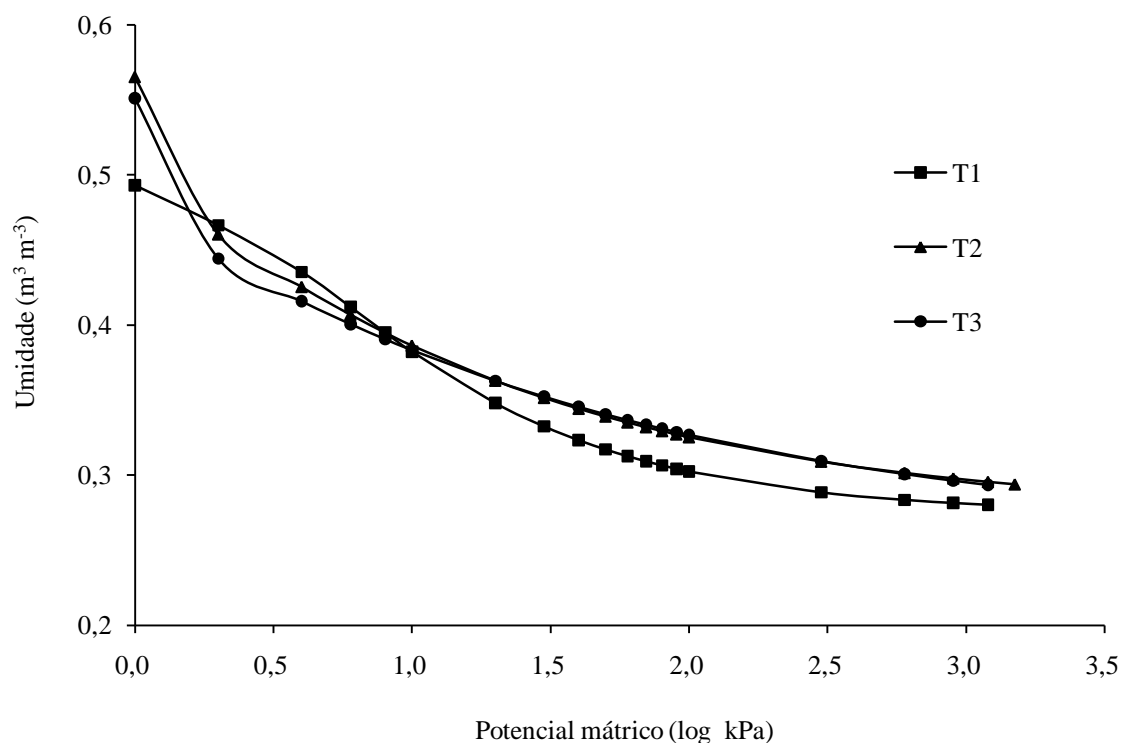


Figura 5. Curvas de retenção de água no substrato ajustadas ao modelo de van Genuchten (1980), para os três tratamentos avaliados.

O índice S é um indicador de qualidade de solos. Os valores de referência sugeridos por Dexter (2004) foram determinados para solos. Assim, de acordo com os resultados do presente estudo, o índice S pode não ser adequado para avaliar a qualidade de materiais que não solos, como o substrato analisado.

Valores de S maiores que 0,035 têm sido associados a uma boa qualidade estrutural de solos desenvolvidos em clima temperado. Contudo, para solos de clima tropical, os valores críticos para esse índice foram pouco estudados. Segundo Tormena et al. (2008), os valores de S considerados críticos em solos de clima temperado também podem ser aplicados em solos tropicais (Latosolos). Silva (2008) avaliou o índice S como indicador de qualidade em um Luvissole no semiárido cearense, e constatou que o índice refletiu sensivelmente a qualidade física do solo sob manejos agroflorestal e convencional.

Distribuição de poros por classes de diâmetro

A distribuição de poros por classes de diâmetro é apresentada como volume de poros por volume de substrato ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) e como porcentagem que a classe representa na porosidade total (%) (Quadro 9). A análise de variância e os contrastes médios obtidos para os três tratamentos são apresentados nos Quadros 10 e 11, respectivamente.

Quadro 9. Distribuição de poros por classes de diâmetro, estimada a partir da curva de retenção de água no substrato ajustada ao modelo de van Genuchten (1980), para os três tratamentos avaliados

Tratamento	Classe de diâmetro (μm)			
	> 50	50 - 10	10 - 0,2	< 0,2
	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ^{1/}			
T1	0,076	0,097	0,038	0,283
T2	0,160	0,053	0,055	0,297
T3	0,138	0,059	0,066	0,289
CV (%)	8,65	43,87	29,87	5,37
	% ^{2/}			
T1	15,34	19,69	7,64	57,32
T2	28,30	9,40	9,77	52,53
T3	25,00	10,63	11,99	52,38
CV (%)	9,56	46,24	32,37	5,33

^{1/} Volume de poros com as respectivas classes de diâmetro por volume de substrato. ^{2/} Porcentagem que cada classe de diâmetro representa da porosidade total do substrato.

A maior contribuição percentual e em volume é decorrente dos poros com diâmetros inferiores a $0,2\ \mu\text{m}$ (Quadro 9), para os três tratamentos. Segundo Klein (1998), esses poros são classificados como criptoporos, nos quais a água pode permanecer retida com energia muito alta, sendo, portanto, indisponível às plantas. Trata-se da água que o solo retém quando o seu potencial matricial encontra-se abaixo do ponto de murcha permanente ($-1.500\ \text{kPa}$). Essa maior porção da porosidade total concentrada na classe de diâmetro $< 0,2\ \mu\text{m}$ indica existir restrição na disponibilidade de água para as plantas mesmo no substrato que recebeu o tratamento T3, pois este não diferiu significativamente do tratamento T1 (Quadro 10).

O efeito dos tratamentos T2 e T3 (plantio de mudas e aplicação de calcário e fertilizantes) resultou em aumento do volume de poros na classe de diâmetro $> 50\ \mu\text{m}$, como mostra o contraste C_1 (Quadro 11).

Segundo Richards (1965), poros com diâmetro $> 50\ \mu\text{m}$ são denominados de macroporos. O volume de macroporos nos substratos dos tratamentos T2 e T3, comparado ao tratamento T1, foi significativamente superior. Dessa forma, a maior produção de biomassa nos tratamentos T2 e T3, decorrente do plantio de mudas e da aplicação de calcário e fertilizantes, atuou na transformação física do substrato, favorecendo o aumento da macroporosidade e a redução da densidade do substrato.

Os menores valores de volume e porcentagem de macroporos no substrato do tratamento T1, em relação aos demais (contraste C_1), ocorrem devido sua à estruturação ainda incipiente, com transformações físicas relativamente lentas. A insuficiência (quando não a ausência) de aporte de material orgânico no substrato do tratamento T1 retardou a melhoria de suas características físicas.

A diferença entre o volume de macroporos nos substratos dos tratamentos T2 e T3 (contraste C_2) foi estatisticamente significativa, sendo maior o volume no tratamento T2. Os tratamentos T2 e T3 diferem significativamente apenas para a classe de diâmetro $> 50\ \mu\text{m}$ (Quadro 10).

Quadro 10. Análise de variância para os valores de distribuição de poros por classes de diâmetro: distribuição em volume de poros por volume de substrato e em porcentagem que cada classe de diâmetro representa da porosidade total

Fonte de variação	GL	QM							
		Distribuição em volume				Distribuição em porcentagem			
		> 50	50 - 10	10 - 0,2	< 0,2	> 50	50 - 10	10 - 0,2	< 0,2
Blocos	2	-	-	-	-	-	-	-	-
C ₁	1	0,0107**	0,0034 ^{ns}	0,0011 ^{ns}	0,0002 ^{ns}	255,6875**	187,3745 ^o	20,9667 ^{ns}	47,3442 ^o
C ₂	1	0,0007 ^o	0,0001 ^{ns}	0,0002 ^{ns}	0,0001 ^{ns}	16,3080 ^{ns}	2,2449 ^{ns}	7,3953 ^{ns}	0,0322 ^{ns}
C _{A1}	1	0,0058**	0,0022 ^{ns}	0,0012 ^o	0,0001 ^{ns}	139,9203**	123,3302 ^{ns}	28,3577 ^{ns}	36,5856 ^{ns}
Resíduo	4	0,0001	0,0009	0,0003	0,0002	4,7893	37,4898	10,0646	8,3028
CV (%)	-	8,72	43,91	29,86	5,37	9,56	46,24	32,37	5,33

^o, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Quadro 11. Contrastes médios e suas significâncias para os valores de distribuição de poros por classes de diâmetro: distribuição em volume de poros por volume de substrato (m³ m⁻³) e em porcentagem da porosidade total (%), calculados com os totais de tratamentos

Contraste	Contrastes médios							
	m ³ m ⁻³				%			
	> 50	50 - 10	10 - 0,2	< 0,2	> 50	50 - 10	10 - 0,2	< 0,2
C ₁	0,0732**	-0,0413 ^{ns}	0,0230 ^{ns}	0,0101 ^{ns}	11,31**	-9,68 ^o	3,24 ^{ns}	-4,87 ^o
C ₂	-0,0221 ^o	0,0054 ^{ns}	0,0109 ^{ns}	-0,0082 ^{ns}	-3,30 ^{ns}	1,22 ^{ns}	2,22 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
C _{A1}	0,0621**	-0,0385 ^{ns}	0,0284 ^o	0,0060 ^{ns}	9,66**	-9,07 ^{ns}	4,35 ^{ns}	-4,94 ^{ns}
CV (%)	8,72	43,91	29,86	5,37	9,56	46,24	32,37	5,33

^o, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Os macroporos têm como funções principais a drenagem da água gravitacional, a difusão de gases e ainda apresentam tamanho suficiente para acomodar raízes e servirem de habitat de certos animais do solo (Brady & Weil, 1999). Os resultados indicam que o maior volume de macroporos nos substratos dos tratamentos T2 e T3 esteja favorecendo o crescimento e desenvolvimento da vegetação, e esta, por sua vez, contribuindo para a transformação dos atributos físicos do substrato.

Segundo Brady & Weil (1999), os macroporos são geralmente encontrados entre unidades estruturais. Logo, se existe diferença na macroporosidade de materiais de mesma textura e composição mineralógica, é porque existe diferença na estruturação. Assim, como os substratos dos três tratamentos são semelhantes quanto à textura e mineralogia, pode-se inferir que os substratos das parcelas que receberam os tratamentos T2 e T3 possuem melhor estruturação, pois apresentaram maior macroporosidade.

2.4. Conclusão

O plantio de espécies nativas e a aplicação de calcário e fertilizantes proporcionaram maior produção de biomassa inicialmente, resultando em maior volume de serrapilheira e, conseqüentemente, melhoria dos atributos físicos do substrato.

O índice S não representou as alterações físicas que ocorreram no substrato, pois apresentou resultados contrários aos obtidos por outros indicadores de qualidade física. Assim, o índice S não foi um indicador de qualidade adequado para o material avaliado.

O Intervalo Hídrico Ótimo (IHO) mostrou que o substrato que recebeu o plantio e as maiores doses de fertilizantes e calcário foi menos limitante ao crescimento das plantas, apesar de ainda apresentar um estreito IHO.

O valor de resistência à penetração utilizado como limitante no cálculo do IHO (3,5 MPa) mostrou-se adequado para o tipo de substrato estudado. Recomenda-se, inclusive, que esse valor seja utilizado não apenas para substratos formados a partir de rejeito de beneficiamento de bauxita, mas também para áreas em processo de recuperação ambiental.

A ausência de calcário e fertilizantes e de plantio no processo de recuperação ambiental de tanques de rejeito de bauxita em Porto Trombetas resultou em produção insuficiente de biomassa para promover alterações físicas.

A avaliação visual da área de estudo permitiu concluir que as parcelas que receberam as maiores doses de fertilizantes e calcário e o plantio de espécies nativas

possuem maiores densidade de vegetação e volume de serrapilheira, ainda que a avaliação da biomassa não tenha sido realizada no presente estudo.

CAPÍTULO 3

Atributos Físicos, Matéria Orgânica e Respiração Microbiana do Substrato

3.1. Introdução

O teor de matéria orgânica do solo é um atributo capaz de detectar alterações na sua qualidade. A maioria dos atributos do solo tem estreita relação com a matéria orgânica (Doran, 1997), destacando-se a estabilidade dos agregados, infiltração e retenção de água, resistência à erosão, atividade biológica, capacidade de troca de cátions e disponibilidade de nutrientes às plantas (Mielniczuk, 2008). A principal propriedade física do solo influenciada pela matéria orgânica é a agregação e, dessa forma, ela afeta indiretamente outros atributos que são fundamentais à capacidade produtiva do solo (Bayer & Mielniczuk, 2008).

A matéria orgânica afeta diretamente os atributos biológicos do solo, pois atua como fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos quimioheterotróficos e, por meio da mineralização do nitrogênio e do enxofre, atua como fonte de energia aos microrganismos quimioautotróficos (Bayer & Mielniczuk, 2008). Cattelan & Vidor (1990) observaram existir uma relação positiva entre os teores de matéria orgânica e a biomassa microbiana em diferentes sistemas de cultura.

O teor de matéria orgânica e a atividade microbiana do solo são amplamente utilizados como indicadores de qualidade em áreas degradadas e em recuperação, pois refletem as alterações que ocorrem no solo (Campos & Alves, 2008; Reis, 2006; Balieiro et al., 2005; Lynch, 2004). A avaliação da atividade biológica do solo reflete a condição dos fatores que regulam a decomposição e a mineralização da matéria orgânica e, portanto, a ciclagem de nutrientes e de energia entre os compartimentos do sistema.

A matéria orgânica influencia diversos atributos que determinam a qualidade do solo e se relaciona com a sustentabilidade e a integridade ambiental. Assim, a matéria orgânica é um dos principais indicadores da recuperação da qualidade do solo em áreas degradadas e em recuperação, sendo isso explicado pela sua relação com outros atributos. Os teores de carbono e os atributos biológicos são muito sensíveis às interferências negativas no solo e, ao mesmo tempo, se relacionam com a ação recuperadora em solos degradados (Siqueira et al., 2008).

A revegetação de áreas degradadas visa proporcionar proteção do solo e contínuo aporte de material orgânico. O processo de decomposição da serrapilheira propicia o início da ciclagem de nutrientes que exerce papel fundamental na reabilitação de áreas degradadas (Siqueira et al., 2008), sobretudo pela mineração, que causa fortes impactos no solo, na vegetação, na fauna e na topografia da área diretamente afetada.

A mineração e o beneficiamento de bauxita (principal minério para a obtenção do alumínio) são atividades potencialmente impactantes, tanto nas áreas lavradas quanto nas de depósito de rejeito (gerado tanto na lavagem quanto no refino do minério). Em geral, as empresas adotam como medida de recuperação das áreas de mineração e de depósito do rejeito da lavagem de bauxita o plantio de espécies adaptadas a condições adversas. A revegetação dessas áreas, como medida de recuperação, visa elevar os teores de matéria orgânica do substrato*. Acredita-se que, em longo prazo, a dinâmica da matéria orgânica contribua para acelerar o processo de transformação do rejeito em solo (pedogênese), garantindo a sustentabilidade dessas áreas.

Atualmente, mais de 80 % da produção de bauxita no Brasil é proveniente de Porto Trombetas - Pará (Lapa, 2000). Em Porto Trombetas, o rejeito da lavagem da bauxita é depositado em tanques construídos nas áreas mineradas, apresentando características químicas, físicas e biológicas inadequadas para a revegetação. Para melhorar as condições do substrato para a revegetação, em 1999 foi instalado um ensaio de revegetação em um tanque de rejeito em Porto Trombetas, testando diferentes doses de fertilizantes e calcário. O objetivo do presente trabalho foi avaliar as alterações dos atributos físicos, dos teores de matéria orgânica e da respiração microbiana de um substrato formado pela disposição de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas - PA, após dez anos de recuperação ambiental.

3.2. Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo está situada na mina de bauxita do platô Saracá, no interior da Floresta Nacional Saracá-Taquera/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, em Porto Trombetas, distrito do município de Oriximiná, noroeste do estado do Pará. A sede do distrito localiza-se a 1° 40' S e a 56° W, em uma altitude de 46 metros e a aproximadamente 100 km da confluência dos rios Trombetas e Amazonas.

O solo do Platô Saracá foi classificado como Latossolo Amarelo álico, originado de rochas sedimentares do Grupo Barreiras, apresentando o horizonte A pouco espesso e o horizonte B profundo (Reis, 2006).

* O termo *substrato* será utilizado como sinônimo de rejeito da lavagem de bauxita solidificado.

O clima é típico de região continental, portanto quente e úmido. Segundo a classificação de Köppen, o clima regional é do tipo Aw, com as estações seca e chuvosa bem definidas (Ferraz, 1993).

Descrição do experimento

O experimento foi instalado no ano de 1999, na porção central do tanque de rejeito de lavagem de bauxita identificado como SP1 (Fotografia 4 em ANEXO), localizado no pátio industrial da empresa Mineração Rio do Norte S.A. (MRN).

Três tratamentos para a revegetação do tanque de rejeito foram avaliados: regeneração natural (tratamento T1), que consiste na ausência de plantio de mudas e de aplicação de calcário e fertilizantes; nível de adubação A (tratamento T2) e nível de adubação B (tratamento T3), ambos com plantio de espécies nativas e aplicação de calcário e fertilizantes (Quadro 1) (Fotografias 5, 6, 7 e 8 em ANEXO). Os tratamentos foram distribuídos em delineamento experimental em blocos casualizados, com três repetições. Cada unidade experimental possui 2.500 m² (50 x 50 m).

A aplicação dos fertilizantes e do calcário foi efetuada em duas etapas, sendo um terço das doses aplicada no fundo da cova durante o plantio das mudas e dois terços aplicados ao redor das plantas, um ano após o plantio. Após essas duas etapas, as parcelas não receberam fertilizantes e calcário.

As espécies utilizadas no plantio formaram um conjunto de cinco leguminosas fixadoras de N (*Enterolobium maximum*, *Tachigali vulgaris*, *Zygia caractae*, *Dalbergia spruciana* e *Clitoria fairchildiana*) e oito espécies não fixadoras de N (*Sizygium jambolana*, *Dipterix odorata*, *Myrciaria dubia*, *Tabebuia barbata*, *Parkia discolor*, *Genipa americana*, *Alexandra sp.* e *Tapirira guianensis*).

As mudas foram plantadas em covas com dimensões variadas, feitas nas rachaduras que se formaram durante a secagem do substrato. As covas foram revestidas com lascas de embaúba e preenchidas com solo superficial de uma floresta primária, armazenado há menos de um ano. O espaçamento entre as covas foi de aproximadamente 3 x 2 m, com variações em decorrência da disposição das rachaduras.

Amostragem

Foram coletadas quinze amostras deformadas por tratamento (cinco por unidade experimental), na camada de 0 a 5 cm de profundidade. As amostras foram secas ao ar,

destorroadas com rolo de madeira e passadas em peneira de malha de 2 mm de diâmetro para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA).

Para a caracterização física, amostras indeformadas foram coletadas ao lado das amostras deformadas, na camada de 0 a 5 cm de profundidade. Foram coletadas quinze amostras indeformadas por tratamento (cinco por unidade experimental). As amostras foram coletadas em anéis de aproximadamente 100 cm³ (5 cm de altura e de diâmetro), com o auxílio de um amostrador de Uhland. Em seguida, foram cuidadosamente embaladas e acondicionadas em caixas de isopor para serem transportadas ao laboratório para análise.

Quadro 1. Doses de calcário e fertilizantes utilizadas nos tratamentos

Tratamento	Calcário Dolomítico ^{1/}	Fertilizantes ^{1/}		
		Termofosfato magnésiano	Sulfato de potássio	FTE-BR12
g planta ⁻¹				
T1 (-/-)	-	-	-	-
T2 (P/A)	360	450	60	30
T3 (P/B)	720	1.350	120	60

^{1/} Sendo 1/3 aplicado no plantio e 2/3 após um ano, ao redor das plantas. P: com plantio de mudas de espécies nativas; A: nível de adubação A; B: nível de adubação B.

Determinações em laboratório

Com as amostras de TFSA, determinou-se a textura (Ruiz, 2005a, 2005b); argila dispersa em água (Embrapa, 1997, adaptado por Ruiz, 2005a); carbono orgânico total (Yeomans & Bremner, 1988), cujos resultados foram multiplicados por 1,72 para a obtenção do teor de matéria orgânica; e respiração microbiana (Stotzky, 1965). As frações granulométricas e as respectivas Texturas dos substratos são apresentadas no Quadro 2.

Na determinação da respiração microbiana, acondicionou-se 50 g de TFSA em recipientes de vidro de 500 mL, que foram mantidos em ambiente com temperatura controlada (25 °C). As amostras foram umedecidas até 80 % da capacidade de campo e, para manter a umidade, depositou-se um recipiente plástico com 10 mL de água dentro de cada vidro, juntamente com outro recipiente contendo 10 mL de NaOH 0,05 mol L⁻¹. Os recipientes foram hermeticamente fechados, a fim de impedir a passagem de CO₂. As amostras permaneceram incubadas por 78 dias, e aos 2, 6, 10, 15, 22, 34, 47 e 78

dias após o início da determinação, a solução de NaOH de cada recipiente foi misturada com uma solução de BaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ e titulada com HCl 0,025 mol L⁻¹.

As amostras indeformadas foram niveladas à altura dos anéis e mantidas em recipientes com água até aproximadamente 4/5 da altura dos cilindros, para saturarem por capilaridade. Em seguida, as amostras foram levadas à mesa de tensão a 6 kPa para a determinação da microporosidade (Embrapa, 1997), onde permaneceram por uma semana até o equilíbrio.

A densidade do substrato e a densidade de partículas foram determinadas pelos métodos do anel volumétrico e do balão volumétrico (Embrapa, 1997), respectivamente. Os valores médios de densidade de partículas obtidos para os tratamentos T1, T2 e T3 foram de 2,90, 2,95 e 2,89 kg dm⁻³, respectivamente.

A porosidade total foi calculada pela equação 1, e a macroporosidade foi calculada pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

$$\theta_{PA} = \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) - 0,10 \quad (1)$$

em que Pt = porosidade total (m³ m⁻³); Ds = densidade do substrato (kg dm⁻³); e Dp = densidade de partículas (kg dm⁻³).

Quadro 2. Frações texturais e Textura do substrato

Tratamento	Areia	kg kg ⁻¹		Textura ^{1/}
		Silte	Argila	
T1	0,068	0,280	0,652	Muito argilosa
T2	0,069	0,293	0,638	Muito argilosa
T3	0,041	0,286	0,673	Muito argilosa

^{1/} Santos et al. (2005)

Análise estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância, sendo o desdobramento das respectivas interações realizado independentemente da significância, de modo a se testar o efeito dos tratamentos por meio de dois contrastes ortogonais e um adicional (Quadro 3).

O contraste C₁ confrontou a ausência com a presença de plantio de espécies nativas e aplicação de calcário e fertilizantes (C₁: T₁ vs T₂+T₃). O contraste C₂

confrontou o nível de adubação A com o nível de adubação B (C_2 : T_2 vs T_3), ambos com plantio. O contraste adicional C_{A1} confrontou a ausência de plantio e aplicação de calcário e fertilizantes com o maior nível de adubação associado ao plantio de espécies nativas (C_{A1} : T_1 vs T_3).

Uma análise de correlação linear simples foi realizada a fim de identificar a relação entre a resistência à penetração e a umidade gravimétrica do substrato.

Quadro 3. Coeficientes dos contrastes analisados para os tratamentos estudados

Tratamento	Contrastes ortogonais		Contraste adicional
	C_1	C_2	C_{A1}
T1 (-/-)	-2	0	-1
T2 (P/A)	1	-1	0
T3 (P/B)	1	1	1

C_1 : T_1 vs T_2+T_3 ; C_2 : T_2 vs T_3 ; C_{A1} : T_1 vs T_3 . P: com plantio de mudas de espécies nativas; A: nível de adubação A; B: nível de adubação B.

3.3. Resultados e discussão

Por meio da análise descritiva dos resultados (Quadro 4), verificou-se que os valores médios de microporosidade (Pmi), porosidade total (Pt), matéria orgânica (MO) e respiração microbiana (RM) do substrato foram maiores nas parcelas que receberam os tratamentos T2 (P/A) e T3 (P/B), em relação às parcelas do tratamento T1 (-/-). Os substratos dos tratamentos T2 e T3 apresentaram menores valores médios de densidade do substrato (Ds) e de argila dispersa em água (ADA), em relação ao tratamento T1.

Os resultados da análise de variância dos contrastes e os contrastes médios para os atributos avaliados são apresentados nos Quadros 5 e 6, respectivamente. Os tratamentos T2 e T3, em relação ao tratamento T1, tiveram efeito favorável na Pmi, Pt, RM e no teor de MO e redução sobre a Ds (contraste C_1) (Quadro 6). Esses atributos são atrelados, uma vez que o aumento do teor de MO favorece a redução da Ds e o aumento da Pt, permitindo melhor aeração do substrato e, dessa forma, possível aumento da atividade biológica. A atividade dos microrganismos, por sua vez, contribui para a melhoria da qualidade física do substrato por atuar indiretamente no processo de formação de agregados.

O plantio de mudas de espécies nativas e a aplicação de fertilizantes e calcário apresentaram efeito sobre os atributos Pmi, Pt, RM, MO e Ds por proporcionarem maior

produção de biomassa. Por outro lado, essas alterações no substrato ocorreram de maneira relativamente lenta quando os tanques de rejeito foram recuperados por meio do processo de regeneração natural (tratamento T1).

Quadro 4. Análise descritiva da densidade do substrato (Ds), microporosidade (Pmi), macroporosidade (Pma), porosidade total (Pt), argila dispersa em água (ADA), matéria orgânica (MO) e respiração microbiana (RM), observados para os substratos nos três tratamentos avaliados

Atributo	Tratamento	Mínimo	Média	Máximo	Amplitude	CV (%)
Ds (kg dm ⁻³)	T1	1,12	1,38	1,53	0,41	0,14
	T2	1,13	1,31	1,55	0,42	10,70
	T3	0,98	1,13	1,34	0,36	13,52
Pmi (m ³ m ⁻³)	T1	0,3649	0,4099	0,4433	0,0784	6,35
	T2	0,3727	0,4332	0,4901	0,1174	8,05
	T3	0,4104	0,4519	0,4944	0,0840	4,74
Pma (m ³ m ⁻³)	T1	0,0409	0,1146	0,2347	0,1938	58,62
	T2	0,0483	0,1229	0,1758	0,1275	36,71
	T3	0,0000	0,0904	0,2046	0,2046	80,48
Pt (m ³ m ⁻³)	T1	0,4585	0,5058	0,5589	0,1004	7,18
	T2	0,4762	0,5456	0,6165	0,1403	8,01
	T3	0,4465	0,5728	0,6591	0,2126	13,06
ADA (kg kg ⁻¹)	T1	0,0009	0,0142	0,0405	0,0396	103,13
	T2	0,0000	0,0073	0,0204	0,0204	123,15
	T3	0,0005	0,0029	0,0060	0,0055	75,90
MO (g kg ⁻¹)	T1	2,1	3,0	4,8	2,7	31,11
	T2	4,4	14,6	29,5	25,1	50,29
	T3	15,4	18,9	24,4	9,0	15,85
RM ^{1/} (mg CO ₂ 100 ⁻¹ g ⁻¹ d ⁻¹)	T1	0,0291	0,0361	0,0427	0,0136	11,38
	T2	0,0769	0,0972	0,1435	0,0666	21,46
	T3	0,0774	0,1030	0,1252	0,0478	14,95

^{1/} Respiração microbiana diária, em miligramas de CO₂ evoluído por 100 g de substrato.

Quadro 5. Análise de variância para densidade do substrato (Ds), microporosidade (Pmi), macroporosidade (Pma), porosidade total (Pt), argila dispersa em água (ADA), respiração microbiana (RM) e matéria orgânica (MO)

Fonte de variação	GL	QM						
		Ds	Pmi	Pma	Pt	ADA	RM	MO
Blocos	2	-	-	-	-	-	-	-
C ₁	1	0,0516**	0,0016*	0,0001 ^{ns}	0,0046*	0,0002°	0,0079**	392,0933**
C ₂	1	0,0534**	0,0006°	0,0022*	0,0009 ^{ns}	0,0001 ^{ns}	0,0001 ^{ns}	20,0276 ^{ns}
C _{A1}	1	0,0976**	0,0022*	0,0009 ^{ns}	0,0055*	0,0002°	0,0064**	375,8200**
Resíduo	4	0,0012	0,0001	0,0002	0,0003	0,0001	0,0002	11,6217
CV (%)	-	2,66	2,38	12,71	3,15	77,35	18,89	27,32

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Quadro 6. Contrastes médios e suas significâncias para os valores de densidade do substrato (Ds), microporosidade (Pmi), macroporosidade (Pma), porosidade total (Pt), argila dispersa em água (AfanauDA), respiração microbiana (RM) e matéria orgânica (MO), calculados com os totais de tratamentos

Contraste	Contrastes médios						
	Ds	Pmi	Pma	Pt	ADA	RM	MO
	kg dm ⁻³		m ³ m ⁻³		kg kg ⁻¹	mg CO ₂ 100 ⁻¹ g ⁻¹ d ⁻¹	g kg ⁻¹
C ₁	-0,16**	0,0280*	-0,0050 ^{ns}	0,0482*	-0,0098°	0,063**	14,00**
C ₂	-0,19**	0,0208°	-0,0384*	0,0249 ^{ns}	-0,0021 ^{ns}	0,004 ^{ns}	3,65 ^{ns}
C _{A1}	-0,26**	0,0384*	-0,0242 ^{ns}	0,0606*	-0,0108°	0,065**	15,83**
CV (%)	2,66	2,38	12,71	3,15	77,35	18,89	27,32

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. C₁: T1 vs T2+T3; C₂: T2 vs T3; C_{A1}: T1 vs T3.

Os valores de MO nas amostras variaram de 2,1 a 4,8 g kg⁻¹ no tratamento T1, de 4,4 a 29,5 g kg⁻¹ no tratamento T2, e de 15,4 a 24,4 g kg⁻¹ no tratamento T3. A maior amplitude dos valores (25,1 g kg⁻¹) e o maior coeficiente de variação (50,29 %) no tratamento T2 podem estar associados à distribuição desuniforme da vegetação nas parcelas experimentais, oscilando entre densas e ralas porções de vegetação. Apesar disso, o teor de MO no tratamento T2 não diferiu significativamente do teor de MO no tratamento T3 (contraste C₂) (Quadro 6). Nas amostras coletadas no tratamento T1, a amplitude entre os valores máximo e mínimo de MO é bastante estreita, e é justificada pela escassez de vegetação em todas as unidades experimentais.

A aplicação de calcário e fertilizantes nos tratamentos T2 e T3 favoreceram, inicialmente, a produção de biomassa e o aporte de material orgânico ao substrato. Após dez anos de revegetação, o processo de ciclagem é que garante a disponibilidade de nutrientes às plantas, e não mais os fertilizantes aplicados no momento da instalação do experimento, visto que essa aplicação ocorreu há uma década. Dessa forma, a ciclagem de nutrientes permite a perpetuação do processo de recomposição vegetal dos tanques de rejeito.

Como mencionado, inicialmente o uso de fertilizantes e calcário possibilitou maior produção de biomassa, que teve importante papel para dar início à transformação física do substrato. A transformação dos atributos físicos em dez anos de revegetação tornou o substrato menos limitante ao crescimento das plantas, possibilitando maior produção de biomassa. Assim, entende-se que existiu e ainda existe uma contínua interdependência entre substrato e biomassa, em que a biomassa contribui para a melhoria dos atributos físicos do substrato, que por sua vez contribuem para aumentar a produção de biomassa.

Dias et al. (2009) observaram relação significativa entre o número de espécies recrutadas* e as doses de calcário e fertilizantes aplicadas, e essa relação (linear e positiva) é muito evidente em campo. Dessa forma, as maiores doses (que se referem ao tratamento T3) promoveram maior densidade de vegetação e, portanto, maior aporte de material orgânico e crescimento radicular, favorecendo a transformação física do substrato. O menor valor médio de Ds e o maior de Pt no substrato do tratamento T3 podem estar associados ao maior teor de MO nesse tratamento.

O efeito da MO sobre a qualidade física do solo está relacionado com a ação de mucilagens e exsudados de origem microbiana e vegetal em associação com o efeito das

* Recrutamento: entrada de espécies vegetais por meio da propagação não antrópica (vento, animais, chuva de sementes, dentre outros).

interações organominerais de superfície, determinando a formação e estabilização de microagregados (Vezzani et al. 2008). A contribuição da MO para a melhoria da qualidade física é de grande importância no processo de recuperação ambiental dos tanques de rejeito, visto que as condições físicas do substrato são altamente restritivas ao desenvolvimento das plantas.

Dias et al. (2009) observaram correlação positiva entre as doses de calcário e fertilizantes e a altura e o diâmetro das plantas, o que significa que houve maior produção de biomassa no tratamento com as maiores doses (T3). No entanto, não se atingiu o nível ideal de adubação, pois não houve estabilização das curvas. Os autores sugerem que novos ensaios de revegetação sejam realizados para testar outras espécies, fontes de adubos e, principalmente, doses de calcário e fertilizantes, sendo que a maior dose testada deve ser o mínimo a ser utilizado nos próximos experimentos nos tanques de rejeito. Segundo os autores, o ajuste de modelo linear indica claramente que as doses testadas estão inferiores do potencial máximo de crescimento das espécies testadas no experimento.

O contraste C_2 , que confronta o tratamento T2 com o tratamento T3, mostra efeito não significativo das diferentes doses de calcário e fertilizantes sobre a Pt, MO e RM. Embora diferentes doses de calcário e fertilizantes tenham sido empregadas nesses tratamentos, e inicialmente possa ter havido diferença na quantidade de biomassa produzida, os resultados mostrados pelo contraste C_2 indicam que, nas condições atuais, os tratamentos T2 e T3 diferem apenas para os atributos Ds, Pmi e Pma. O tratamento T3 apresentou efeito no aumento da Pmi e na redução da Ds e da Pma.

Os microporos são fundamentais para o armazenamento de água entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente e impedem que toda a água seja drenada pela ação da gravidade (Vezzani et al., 2008). Segundo Silva & Kay (1997), a microporosidade é fortemente influenciada pela textura e pelo teor de matéria orgânica e pouco influenciada pelo aumento da densidade do solo, originado pelo tráfego de máquinas e implementos. Como a textura é a mesma nos três tratamentos e não há tráfego de máquinas, pode-se concluir que a variação da microporosidade está associada aos diferentes teores de MO (que afeta a estruturação do substrato), decorrentes dos diferentes tratamentos empregados.

O tratamento T3 apresentou redução na Ds, como mostra o contraste C_2 . Os valores médios de Ds para o substrato referente aos tratamentos T1, T2 e T3 foram de 1,38, 1,31 e 1,13 kg dm^{-3} , respectivamente. Os valores máximos de Ds obtidos nas amostras analisadas foram de 1,53, 1,55 e 1,34 kg dm^{-3} para os tratamentos T1, T2 e T3,

respectivamente. Esses resultados são de grande importância para o presente estudo, pois uma das grandes limitações físicas do substrato é a elevada D_s , o que dificulta o estabelecimento inicial da vegetação. Em dez anos de revegetação, as maiores densidade e uniformidade da vegetação e o maior volume de serrapilheira no tratamento T3 contribuíram para a redução significativa da D_s .

É relevante ressaltar que, embora biomassa e volume de serrapilheira não tenham sido mensurados no presente estudo, os resultados de Dias et al. (2009) e as observações em campo (Fotografias 5, 6, 7, 13 e 14 em ANEXO) evidenciaram maior produção de biomassa no tratamento T3.

Comparando o tratamento T1 com o tratamento T3 (contraste C_{A1}), apenas para a variável P_{ma} é que a diferença foi não significativa. Foi observado efeito significativo do tratamento T3 sobre a redução da D_s e aumento da P_{mi} , da P_t , da RM e do teor de MO . Obviamente, esses resultados estão relacionados com a maior produção de biomassa no tratamento T3, cujas razões já foram anteriormente explicitadas.

Os respectivos valores médios de RM dos substratos nos tratamentos T1, T2 e T3 foram de 0,036, 0,097 e 0,103 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ *. O maior valor obtido nas parcelas relativas ao tratamento T1 (0,0427 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$) foi inferior ao menor valor nas parcelas do tratamento T3 (0,0774 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$), o que demonstra a importância do plantio de mudas e da aplicação de calcário e fertilizantes como facilitadores do processo de recuperação dos tanques de rejeito.

A aplicação de calcário e fertilizantes e o plantio de mudas favoreceram significativamente o incremento da RM , como mostram os contrastes C_1 e C_{A1} . Como a matéria orgânica é fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos (Bayer & Mielniczuk, 2008), os tratamentos T2 e T3 possuem energia e nutrientes “suficientes” para a população microbiana, uma vez que esses tratamentos apresentaram maiores teores de MO e a diferença entre os mesmos foi não significativa (contraste C_2). Assim, a atividade microbiana é maior nos substratos dos tratamentos T2 e T3 porque existe carbono, nutrientes e energia, o que não ocorre no tratamento T1.

Os valores de RM variaram de 0,0291 a 0,0427 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nas amostras do tratamento T1, de 0,0769 a 0,1435 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nas amostras do tratamento T2, e de 0,0774 a 0,1252 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nas amostras do tratamento T3. Balota et al. (1998) observaram valores de atividade microbiana no solo variando de 0,185 a 0,443 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ no inverno, e de 0,298 a 0,754 $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ no

* A respiração microbiana no presente trabalho é dada em $\text{mg CO}_2 \text{ 100}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, que significa miligrama de CO_2 evoluído por 100 g de substrato por dia.

verão. Insam et al. (1991), verificaram que a respiração microbiana variou de 0,840 a 3,360 mg CO₂ 100⁻¹ cm⁻³ d⁻¹ em amostras provenientes de solos cultivados com a mesma cultura por até 77 anos. Vale ressaltar que os valores de respiração microbiana descritos na literatura são bastante variados, e que os obtidos no presente estudo referem-se a um substrato pouco estudado no Brasil, havendo pouca literatura de referência.

Com o plantio de mudas e aplicação de calcário e fertilizantes houve redução significativa da ADA (contraste C₁). No entanto, entre os tratamentos T2 e T3 (contraste C₂), a diferença dos valores de ADA foi não significativa.

Segundo Dias et al. (2008), nas profundidades de 0 a 2,5 e de 2,5 a 10 cm, os teores médios de Al³⁺ e Ca²⁺ aumentaram na seguinte ordem: T1 < T2 < T3. Dessa forma, os menores valores médios de ADA obtidos para os tratamentos T2 e T3 podem estar associados aos maiores teores de cátions de caráter floculante, tais como Al³⁺ e Ca²⁺, associados ao efeito da matéria orgânica sobre a estabilização dos agregados, reduzindo a dispersão da argila.

A MO apresentou correlação significativa com os atributos físicos Ds, Pmi e Pt, sendo relacionada diretamente com a Pmi (r = 0,795) e a Pt (r = 0,850) e inversamente com a Ds (r = -0,742) (Quadro 7). Como a MO está envolvida no processo de formação de agregados, ela favorece o aumento da Pt e a redução da Ds. Por outro lado, a redução da Ds e o aumento da Pt tornam o substrato menos restritivo fisicamente ao crescimento radicular. Dessa forma, esses atributos contribuem para aumentar a biomassa e, portanto, a quantidade de material vegetal que aporta ao substrato, aumentando o teor de MO. Silva et al. (2006) verificaram que o teor de carbono orgânico teve correlação negativa significativa com a Ds e positiva com a Pt e a Pma, o que revela a relação entre a quantidade de poros e a dinâmica da matéria orgânica.

A matéria orgânica promove a estabilização da estrutura do substrato por atuar no processo de agregação, apresentado estreita relação com os atributos físicos. Em contrapartida, os agregados contribuem para a estabilização da MO, funcionando como proteção física contra os microrganismos e suas enzimas. Silva et al. (2008) verificaram correlação positiva (r = 0,65; p < 0,05) entre o teor de MO e os agregados estáveis, ressaltando a importante função da matéria orgânica na manutenção da estrutura do solo.

A RM apresentou correlação significativa com a Pmi (r = 0,729), Pt (r = 0,810), MO (r = 0,961) e Ds (r = -0,626). Entende-se que há uma relação entre os atributos RM, MO, Ds e Pt que ocorre da seguinte maneira: a MO atua na formação de agregados,

reduzindo a Ds e aumentando a Pt, o que melhora a aeração do substrato; com a redução da Ds e aumento da aeração, mais facilmente os microrganismos terão acesso aos nutrientes liberados na mineralização de materiais orgânicos e ao CO₂, necessários à sua atividade; produtos da atividade microbiana atuam na formação de agregados, melhorando a qualidade física do substrato, o que inicia o ciclo.

Quadro 7. Matriz de correlação linear simples entre as variáveis densidade do substrato (Ds), microporosidade (Pmi), macroporosidade (Pma), porosidade total (Pt), argila dispersa em água (ADA), matéria orgânica (MO) e respiração microbiana (RM), para os três tratamentos avaliados

	Ds	Pmi	Pma	Pt	ADA	MO	RM
Ds	1						
Pmi	-0,733*	1					
Pma	0,594°	-0,732*	1				
Pt	-0,821**	0,725*	-0,423 ^{ns}	1			
ADA	0,438 ^{ns}	-0,830**	0,449 ^{ns}	-0,393 ^{ns}	1		
MO	-0,742*	0,795*	-0,449 ^{ns}	0,850**	-0,553 ^{ns}	1	
RM	-0,626°	0,729*	-0,280 ^{ns}	0,810**	-0,538 ^{ns}	0,961**	1

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente.

3.4. Conclusão

O plantio de mudas de espécies nativas e o maior nível de adubação proporcionaram maior produção de biomassa e, conseqüentemente, de serrapilheira, resultando em maior teor de matéria orgânica e melhoria dos atributos físicos e biológicos na camada superficial do substrato.

Apesar do entorno do tanque de rejeito SP1 apresentar boa fonte de propágulos, as características físicas e biológicas do substrato das parcelas do tratamento sem adubação e sem plantio de mudas impedem o estabelecimento natural da vegetação e a produção de biomassa em um nível que possa promover a melhoria da qualidade do substrato. Portanto, conclui-se que a correção química do substrato e o plantio de espécies arbóreas são fundamentais para o estabelecimento de vegetação e recuperação ambiental dos tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas.

CONCLUSÕES GERAIS

As transformações físicas no substrato foram associadas à dinâmica da matéria orgânica, à atividade dos microrganismos e à biomassa, fatores estes envolvidos na qualidade estrutural do substrato e que ocorreram em diferentes intensidades, dependendo das doses de fertilizantes e calcário aplicadas e do plantio de espécies nativas.

A sustentabilidade dos tanques revegetados é função da integração de diversos fatores (diversidade da fauna e das espécies vegetais, densidade de vegetação, fitossociologia, volume de serrapilheira, fertilidade e estruturação do substrato, teor de matéria orgânica, atividade microbiana, dentre outros). Os atributos analisados no presente estudo representam apenas uma parte de uma série de avaliações que são realizadas no ensaio de revegetação em Porto Trombetas. As informações obtidas até o momento indicaram que mesmo as doses utilizadas no maior nível de adubação foram insuficientes para garantir a sustentabilidade dessas áreas.

A correção química do substrato e o plantio de espécies arbóreas foram fundamentais para a recuperação ambiental dos tanques de rejeito em Porto Trombetas.

Novas caracterizações deverão ser realizadas em intervalos de tempo, a fim de identificar o nível de equilíbrio ecológico que pode ser alcançado nessas áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, M.I. Qualidade física do solo em sistemas agroflorestais. Viçosa, MG, 2008. 79p. Dissertação de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas: Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- ANDERSON, J.M.& DOMSCH, K.H. Application of ecophysiological quotients (qCO and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.*, 22:251-255, 1990.
- ANDERSON, J.P.E. Soil respiration. In: PAGE, A. L. (ed.). *Methods of soil analysis*. 2ed. Part 2. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.831-871.
- ARAÚJO, A.S.F. & MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. *Biosci. J.*, 23:66-75, 2007.
- ARAÚJO, M.A; TORMENA, C.A; SILVA, A.P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 28:337-345, 2004.
- ARSHAD, M.A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J. (eds.). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.123-141 (SSSA Special publication 49).
- BALIEIRO, F.C.; CHAER, G.M.; REIS, L.L.; FRANCO, N.O.; FRANCO, A.A. Qualidade do Solo em Áreas Degradadas. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 30, Recife, 2005. *Anais. Recife: CBCS, 2005. p.29.*
- BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 22:641-649, 1998.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. DE A.; SILVA, L.S. DA; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.
- BENGHOUGH, A.G. & MULLINS, C.E. Mechanical impedance to root growth: a review of experimental techniques and root growth responses. *J. Soil Sci.*, 41:341-358, 1990.
- BETZ, C.I.; ALLMARAS, R.R.; COPELAND, S.M.; RANDALL, G.W. Least limiting water range: traffic and long-term tillage influences in a Webster soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62:1384-1393, 1998.

- BEUTLER, A.N. & CENTURION, J.F. Efeito do conteúdo de água e da compactação do solo na produção de soja. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:849-856, 2003.
- BEUTLER, A.N.; CENTURION, J.F.; SILVA, A.P. da. Soil resistance to penetration and least limiting water range for soybean yield in a haplustox from Brazil. *Braz. arch. biol. technol.*, Curitiba, 28:863-871, 2005.
- BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; CRUZ, J.C.; PEREIRA FILHO, I.A. Resistência à penetração e permeabilidade de latossolo vermelho distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 25:167-177, 2001.
- BLAINSKI, E.; GONÇALVES, A.C.A.; TORMENA, C.A.; FOLEGATTI, M.V.; GUIMARÃES, R.M.L. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo à penetração. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 32:975-983, 2008.
- BLAINSKI, E.; TORMENA, C.A.; FIDALSKI, J.; GUIMARÃES, R.M.L. Intervalo hídrico ótimo num Nitossolo Vermelho distroférico irrigado. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 33:273-281, 2009.
- BRADY, N.C. & WEIL, R.R. *The nature and properties of soil*. 12ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. 1999. p.146, 881p.
- BUSSCHER, W.J. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to common water content. *Am. Soc. Agric. Eng.*, 3:519-524, 1990.
- CAMPOS, F.S. & ALVES, M.C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 32:1389-1397, 2008 .
- CAPRONI, A.L.; FRANCO, F.A.; GRANHA, J.R.D.O.; SOUCHIE, E.L. Ocorrência de Fungos Micorrízicos Arbusculares em resíduo da mineração de bauxita revegetado com espécies arbóreas. *Acta Bot. Bras.*, 21:99-106, 2007.
- CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; SOARES, A.L.L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosequências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 32:621-632, 2008.
- CATTELAN, A.J. & VIDOR, C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 14:133-142, 1990.
- CONSTANTINO, V.R.L.; ARAKI, K.; SILVA, D.O.; OLIVEIRA, W. Preparação de compostos de alumínio a partir da bauxita: considerações sobre alguns aspectos envolvidos em um experimento didático. *Quim. Nova*, 25:490-498, 2002.
- CORREIA, M.F.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M.; CASTILHO, A.F. Colonização pela fauna edáfica de rejeito de bauxita revegetado com leguminosas noduladas e micorrizadas.. In: Congresso Brasileiro de Ciência

- do Solo, 1, Londrina, 2001. Resumo expandido. Londrina: SBCS, 2001. CD-ROM.
- COSTA, E.S.; LUIZÃO, R.C.; LUIZÃO, F.J. Soil microbial biomass and organic carbon in reforested sites degraded by bauxite mining in the Amazon. *Adv. Geocol.*, 31:443-450, 1998.
- DANE, J.H. & HOPMANS, J.W. Pressure plate extractor. In: DANE, J.H. & TOPP, C. (eds). *Methods of soil analysis: Physical methods*. Madison: Soil Science Society of America; American Society of Agronomy, 2002. p.688-690.
- DEXTER, A.R. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density and organic matter and effects on root growth. *Geoderma*, 120:201-214, 2004.
- DIAS, L.E. & GRIFFITH J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. Recuperação de áreas degradadas In: DIAS, E.L. & MELLO, J.W.V. DE (eds.). Viçosa: UFV; SOBRADE, 1998. p.15-26.
- DIAS, L.E.; FARIA, S.M.; ASSIS, I.R.; CORREA, M.E.; ROCHA, G.C. Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na Mineração Rio do Norte S.A., Porto Trombetas - PA. Relatório de atividades realizadas no ano de 2009, 2009.
- DIAS, L.E.; FARIA, S.M.; CORREA, M.E.; ASSIS, I.R. Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na Mineração Rio do Norte S.A., Porto Trombetas - PA. Relatório de atividades realizadas no ano de 2008, 2008.
- DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F. C.; FARIA, S.M.; CASTILHO, A.F.; HENRIQUES, J.C. Revegetação de tanques de depósito de rejeito da lavagem de bauxita extraída em Porto Trombetas-PA. In: V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas, Belo Horizonte, 2002. Anais. Belo Horizonte: SOBRADE, 2002. p.410-412.
- DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: SSSA, 1994. p.03-21.
- DORAN, J.W. & ZEISS, M.R. Soil Health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.*, 15:3-11, 2000.
- DORAN, J.W. Soil quality and sustainability. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Rio de Janeiro, 1997. Resumo expandido. Rio de Janeiro: SBCS, 1997. CD-ROM.
- DOURADO NETO, D.; NIELSEN, D.R.; HOPMANS, J.W.; REICHARDT, K.; BACCHI, O.O.S.; LOPES, P.P. Soil Water Retention Curve. SWRC, version 3.00 beta. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2001.
- EHLERS, W.; KÖPKE, U.; HESSE, F.; BÖHM, W. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil Till. Res.*, 3:261-275, 1983.

- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.
- FERRAZ, J.B. Soil factors influencing the reforestation on mining sites in Amazonia. In: H. LIETH & M. LOHMANN (eds.). Restoration of Tropical Forest Ecosystems. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.52.
- FOLONI, J.S.S., CALONEGO, J.C.; LIMA, S.L. Efeito da compactação do solo no desenvolvimento aéreo e radicular de cultivares de milho. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:947-953, 2003.
- 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, Curitiba, 1994. Anais. Curitiba: FUPEF, 1994. p.145-153.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E. & FARIA, S. M. de. Revegetação de áreas degradadas por mineração de bauxita em Saracá – Porto Trombetas – PA. Relatório Técnico. Seropédica: Embrapa-Agrobiologia, 2000, 94p.
- GARRIDO FILHA, I.; RIBEIRO, G.V.; COSTA, I.B.; AZEVEDO, J; NEVES, V.A. Mineração da bauxita no vale de Trombetas: Estudo de meio ambiente e uso do solo. *Rev. Bras. Geogr.*, 52:41-82, 1990.
- GRIFFITH, J.J.; DIAS, L.E., JUCKSCH, I. Rehabilitation of mine sites in Brazil using native vegetation. In: MAJUMDAR, S.K.; MILLER, W.E; BRENNER, F.J. (eds.). Forests - A Global Perspective. Pennsylvania: The Pennsylvania Academy of Science, 1996. p.470-488.
- GRIFFITH, J.J.; DIAS, L.E.; JÚNIOR, P.M. A Recuperação Ambiental. *Rev. Ação Amb.*, UFV, ano II. Nº 10. Fev/Mar. 2000.
- GRISI, B.M. Biomassa e a atividade de microrganismos do solo: Revisão metodológica. *Rev. Nordest. Biol.*, 10:01-22, 1995.
- GUIMARÃES, L.A.O.P.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F. C.; ASSIS, I.R. Crescimento de duas espécies arbóreas em depósito de rejeito de lavagem de bauxita em resposta a níveis de adubação. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Fortaleza, 2009. Resumo expandido. Fortaleza: SBCS, 2009. CD-ROM.
- IBRAM. Informações e análises da economia mineral brasileira. Instituto Brasileiro de Mineração. Disponível em: <http://www.ibram.org.br/>. Acesso em 23 set. 2009.
- INSAM, H.; MITCHELL, C.C.; DORMAAR, J.F. Relationship of soil microbial biomass and activity with fertilization practice and crop yield of three ultisols. *Soil Biol. Biochem.*, 23:459-464, 1991.

- KERTZMAN, F.F. Modificações na estrutura e no comportamento de um latossolo roxo provocadas pela compactação do solo. Piracicaba, SP, 1996. 190p. Tese de doutorado em Solos e Nutrição de Plantas: Universidade de São Paulo, 1996.
- KLEIN, V.A. & LIBARDI, P.L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 26:857-867, 2002.
- KLEIN, V.A. Propriedades físico-hídrico-mecânicas de um Latossolo Roxo, sob diferentes sistemas de uso e manejo. Piracicaba, SP, 1998. 150p. Tese de doutorado em Solos e Nutrição de Plantas: Universidade de São Paulo, 1998.
- LAPA, R.P. A bauxita e o rejeito da bauxita. In: BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (eds.). Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL, 2000. p.27-35.
- LEÃO, T.P. & SILVA, A.P. A simplified Excel® algorithm from estimating the least limiting water range of soils. Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.), 61:649-654, 2004.
- LEÃO, T.P.; SILVA, A.P.; MACEDO, M.C.M; IMHOFF, S.; EUCILDES, V.P.B. Least limiting water range in the evaluation of continuous and short-duration grazing systems. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 28:415-422, 2004.
- LYNCH, L.S. Indicadores de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita em Porto Trombetas – PA. Viçosa, MG, 2004. 60p. Dissertação de Mestrado em Solos e nutrição de plantas: Universidade Federal de Viçosa, 2004.
- MACHADO, J.L. Qualidade física de solo em distintos sistemas de uso e manejo quantificada pelo índice S. Maringá, PR, 2006. 45p. Dissertação de mestrado em Solos e Nutrição de Plantas: Universidade Estadual de Maringá, 2006.
- MARCHÃO, R.L.; SANTOS JUNIOR J.D.G.; SILVA, E.M.; SA, M.A.C.; BALBINO, L.C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Parâmetro S e Intervalo Hídrico Ótimo em Latossolo Vermelho sob Sistemas de Integração Lavoura-pecuária no Cerrado. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Gramado, 2007. Resumo expandido. Gramado: SBCS, 2007. CD-ROM.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (eds.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.1-5.
- MUALEM, Y. Hydraulic conductivity of unsaturated soils: prediction and formulas. In: KLUTE, A. (ed.). Methods of Soil analysis I. Physical and mineralogical methods. 2 ed. Madison: American Society of Agronomy; Soil Science Society of American, 1976, p.799-823.
- OLIVEIRA, D.M.F. de. Estudo da viabilidade de utilização de indicadores de recuperação de áreas degradadas por mineração de bauxita. Viçosa, MG, 2003. 75p. Dissertação de Doutorado em Solos e nutrição de plantas: Universidade Federal de Viçosa, 2003.

- REIS, L.L. Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA). Seropédica, RJ, 2006. 159p. Tese de doutorado em Agronomia: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006.
- RICHARDS, L.A. Physical conditions of water in soil. In: BLACK, C.A. (ed.). Methods of soil analysis. Madison: American Society for Testing and Materials, 1965. p.128-152.
- ROSS, P.J.; WILLIAMS, J.; BRISTOW, K.L. Equations for extending water-retention curves to dryness. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:923-927, 1991.
- RUIZ, H.A. Dispersão física do solo para análise granulométrica por agitação lenta. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 30, Recife, 2005. Resumo expandido. Recife: SBCS, 2005a. CD-ROM.
- RUIZ, H.A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte + argila). *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 29:297-300, 2005b.
- SANTANA, D.P. & BAHIA FILHO, A.F.C. Soil quality and agricultural sustainability in the Brazilian Cerrado. In: World Congress Of Soil Science, 16, Montpellier, 1998. Proceedings. Montpellier: ISSS, 1998. CD-ROM.
- SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. Manual de descrição e coleta de solos no campo. 5.ed. Viçosa: SBCS, 2005. 92p.
- SCHMITZ, J.A.K. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Porto Alegre, RS, 2003. 234p. Tese de doutorado em Ciência do Solo: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003.
- SCHWENKE, G.D.; AYRE, L.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. II. Soil organic matter dynamics in mine. *Aust. J. Soil Res.*, 38:371-393, 2000a.
- SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. I. Initial changes to soil matter and related parameters. *Aust. J. Soil Res.*, 38:345-369, 2000b.
- SILVA, A.P. & KAY, B.D. Estimating the least limiting water range of soils from properties and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:877-883, 1997.
- SILVA, A.P.; TORMENA, C.A.; IMHOFF, S.; FIDALSKI, J.; NEVES JÚNIOR, A.F. Intervalo Hídrico Ótimo e sua importância para as plantas. In: RIBEIRO, M.R.; NASCIMENTO, C.W.A.; RIBEIRO FILHO, M.R.; CANTALICE, J.R.B. (eds.). Tópicos em ciência do solo. v.6. Viçosa: SBCS, 2009. p.01-30.
- SILVA, A.P.; KAY, B.D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58:1775-1781, 1994.
- SILVA, G.L. Qualidade física de um Luvissole cultivado com sistemas agroflorestais e convencional no semi-árido cearense. Fortaleza, CE, 2008. 70p. Dissertação de Mestrado em Solos e nutrição de plantas: Universidade Federal do Ceará, 2008.

- SILVA, G.L.; OLIVEIRA, T.S.; LIMA, H.V.; ARAUJO FILHO, J.A. Índice de qualidade do solo em sistemas agroflorestais no semi-árido cearense. IN: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 31, Gramado, 2007. Resumo expandido. Gramado: SBCS, 2007. CD-ROM.
- SILVA, M.A.S.; MAFRA, A.L.; ALBUQUERQUE, J.A.; DALLA ROSA, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 30:329-337, 2006.
- SILVA, R.F.; BORGES, C.D.; GARIB, D.M.; MERCANTE, F.M. Atributos físicos e teor de matéria orgânica na camada superficial de um Argissolo Vermelho cultivado com mandioca sob diferentes manejos. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 32:2435-2441, 2008.
- SIQUEIRA, J.O; SOARES, C.R.F.S; SILVA, C.A. Matéria orgânica em solos de áreas degradadas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (eds.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.495-524.
- SOIL SURVEY STAFF. Soil survey manual. Washington, USDASCS. U.S. Gov. Print. Office, 1993. 437p. (Handbook, 18)
- STOLF, R. Fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em força/unidade de área. In: Congresso Brasileiro De Engenharia Agrícola, 19, Piracicaba, 1990. Anais. Piracicaba: Esalq, 1990. v.2, p.823-836.
- STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI, U.L. Recomendações para uso do penetrômetro de impacto modelo IAA/PLANALSUCAR-STOLF. 1983. p.1-9. (Série Penetrômetro de Impacto. Boletim Técnico, 1).
- STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A (ed.). Methods of Soil Analysis, Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.1151-1572.
- STRECK, C. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; HORN, R. Relações do parâmetro S para algumas propriedades físicas de solos do sul do Brasil. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 32:2603-2612, num. espec., 2008.
- TAUK-TORNISIELO, S.M. Substâncias húmicas e atividades microbianas no solo. In: Encontro Brasileiro Sobre Substâncias Húmicas, 2, São Carlos, 1997. Anais. São Paulo: CNPDIA, 1997. p.32-37.
- TAYLOR, H.M.; ROBERSON, G.M.; PARKER Jr., J.J. Soil strength-root penetration relations to medium to coarsetextured soil materials. Soil Sci., 102:18-22, 1966.
- TOPP, G.C.; GALGANOV, Y.T.; WIRES, K.C.; CULLEY, J.L.B. Non limiting water range (NLWR): an approach for assessing soil structure. - Soil Quality Evaluation Program. Ottawa: Agriculture and Agri-Food Canada, 1994. 36p.

- TORMENA, C.A.; ARAUJO, M.A.; FIDALSKI, J.; COSTA, J.M. Variação temporal do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Vermelho distroférico sob sistemas de plantio direto. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 31:211-219, 2007.
- TORMENA, C.A.; SILVA, A.P.; IMHOHH, S. DEL C.; DEXTER, A.R. Quantification of the soil physical quality of a tropical oxisol using the s index. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)*, 65:56-60, 2008.
- TORMENA, C.A.; SILVA, A.P.; LIBARDI, P.L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. *Rev. Bras. de Ciênc. Solo*, 22:573-581, 1998.
- TORMENA, C.A.; SILVA, A.P.; LIBARDI, P.L. Soil physical quality of a Brazilian Oxisol under two tillage systems using the least limiting water range approach. *Soil Till. Res.*, 52:223-232, 1999.
- VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:892-898, 1980.
- VEZZANI, F.M.; CONCEIÇÃO, P.C.; MELLO, N.A.; DIECKOW, J. Matéria orgânica e qualidade do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.483-493.
- WOHLENBERG, E.V.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BLUME, E. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 28:891-900, 2004.
- YEOMANS, J.C. & BREMMER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 19:1467-1476, 1988.

ANEXO

Fotografias do pátio industrial da empresa Mineração Rio do Norte S.A. (Porto Trombetas, PA). Agosto de 2009.



Fotografia 1. Deposição do rejeito em tanque definitivo no pátio industrial da empresa.



Fotografia 2. Rejeito em processo de secagem para posterior revegetação; em destaque a característica maciça do material.



Fotografia 3. Fenda que se formou durante a secagem do rejeito, onde são feitas as covas de plantio.



Fotografia 4. Área de mineração e disposição do rejeito da lavagem de bauxita. A área em destaque refere-se à de estudo (tanque SP1).



Fotografia 5. Unidade experimental que recebeu o tratamento T1 (sem aplicação de calcário e fertilizantes e sem plantio de espécies nativas): não houve desenvolvimento de vegetação em uma década de recuperação ambiental.



Fotografia 6. Unidades experimentais que receberam o tratamento T1 (à esquerda) e o tratamento T2 (à direita), este com plantio de espécies nativas e aplicação do menor nível de adubação.



Fotografia 7. Unidade experimental que recebeu o tratamento T3 (plantio de espécies nativas e maior nível de adubação). A densidade e a uniformidade da vegetação são visivelmente superiores em todas as parcelas do tratamento T3.



Fotografia 8. Parcela que recebeu o tratamento T3, com vegetação densa e uniforme. Em destaque a configuração ondulada da superfície, decorrente da forma de deposição do rejeito nos tanques.



Fotografias 9 e 10. Plantas crescendo no substrato que recebeu o tratamento T1 (sem plantio de espécies nativas e sem aplicação de calcário e fertilizantes). As raízes das plantas que conseguiram sobreviver nas parcelas do tratamento T1 cresceram sobre a superfície e penetraram no substrato quando encontraram fendas que se formaram durante a secagem, o que demonstra elevados valores de resistência à penetração e densidade do substrato.



Fotografias 11 e 12. Denso crescimento radicular na camada superficial do substrato das parcelas do tratamento T3, o que evidencia melhor desenvolvimento das espécies vegetais decorrente da melhoria das condições do substrato.



Fotografias 13 e 14. Notou-se em campo a espessa camada de serrapilheira nas parcelas que receberam o tratamento T3, o que não foi observado nas parcelas dos tratamentos T1 e T2.