**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**É possível reverter a degradação do solo provocada pela
mineração de bauxita por meio da restauração florestal?**

Denise Teresinha Gonçalves Bizuti

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2017**

Denise Teresinha Gonçalves Bizuti
Engenheira Agrônoma

**É possível reverter a degradação do solo provocada pela mineração de
bauxita por meio da restauração florestal?**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION**

Coorientador:

Prof. Dr. **JOSÉ CARLOS CASAGRANDE**

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

Piracicaba
2017

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Bizuti, Denise Teresinha Gonçalves

É possível reverter a degradação do solo provocada pela mineração de bauxita por meio da restauração florestal? / Denise Teresinha Gonçalves Bizuti. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.
87 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Fósforo 2. Plantios de restauração 3. Qualidade do solo 4. Recuperação do solo
5. Sucessão florestal 6. Topsoil I. Título

CDD 631.45
B625e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico

Ao Wagner

Ofereço

Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

À espiritualidade amiga que intui e ampara sempre, e que consegue transformar pedras em pétalas.

Tentei, mas foi impossível não relembrar de um grande desafio, o maior de minha vida, durante o período do doutorado, desses que a vida faz a gente perder o ar e o chão, mas nos dá a possibilidade de nos reinventarmos e de trocarmos as lentes dos óculos para enxergar a vida de uma maneira única, nas nuances mais sutis. Muito aprendi, aprendo e sei que vou aprender ainda com esse desafio superado. Um brinde à vida. Lenine/Dudu Falcão expressa muito do que o meu coração sentiu nos últimos tempos:

.....E o certo é que eu não sei o que virá
Só posso te pedir que nunca
Se leve tão a sério, nunca
Se deixe levar, que a vida
É parte do mistério
É tanta coisa pra se desvendar
.....A nossa vida passa
E não há tempo pra desperdiçar

A minha mãe pela dedicação de uma vida e ao meu pai, o mais doce do universo. Aos irmãos, cunhadas, sogros e sobrinhos. Às famílias Bizuti, Gonçalves, Almeida, Rosa, Soares, Mota.

Ao Wagner, que me ensinou o verdadeiro sentido da palavra amor, principalmente nos últimos tempos na alegria e na tristeza...

Ao Pedro. Mais que um orientador um amigo, alguém que conseguiu uma proeza, me ensinou a tirar o pé do acelerador quando a vida pede. Uma das pessoas de maior genialidade que conheci e uma referência pra mim nesse mundo acadêmico. Alguém com uma leveza seja na alma ou na escrita científica. Me recordo de várias coisas: um email mais gostados que já li: - "Tenho um projeto de solo especialmente pra você"...me tornando sua primeira orientada de doutorado. Lembro da gente comemorando a aprovação da FAPESP, após uma dose de insistência, ainda ali nas escadas do antigo LASTROP e tantas outras coisas

vivenciadas. A Liz e a Carol, por deixarem meus dias mais coloridos entre piano, flores e comemorações.

Ao mestre e amigo Casagrande, minha eterna admiração. Alguém que me mostrou o mundo apaixonante da pesquisa e a magia da restauração olhando o solo.

Ao professor Francisco, pela oportunidade e pela troca de experiência com seu grupo de pesquisa espanhol. A todos do laboratório de Edafologia e Química do Solo. À linda Granada, no Palácio de Alhambra a frase: Conocete aceptate superate (San Agustin). À Laura, imprescindível nessa empreitada. Ao Nino pelos seus DVDs em espanhol. À Dani pelo auxílio nas traduções.

À ESALQ, ao Programa de Pós Graduação Ecologia Aplicada, à Capes, à FAPESP e ao Jardim Botânico de Poços de Caldas. Ao comitê de coorientação.

À Paula, Zanatta, e ao pessoal do viveiro, em especial, ao S. Dito, S. Carlos, S. Batoré, Júlio, Carlinhos e principalmente ao S. João por cada amostra de solo coletada, o qual a simplicidade, simpatia e o bom humor mineiro moram ao lado.

Ao professor Marcio pelo amigo de sempre.

Ao LASTROP, meu porto seguro em muitos momentos decisivos, a gratidão toda manhã, bem cedinho ao som do Piracicamirim. Ao professor Edson. À Luciana, pela racionalidade que nos une, imprescindível para manter o mínimo de lucidez e os pés fincados no chão nessa travessia e por cuidar de mim. A Flávia, pelo ombro amigo. Ao pessoal que me ajudou no finalzinho da tese: Xau, Andréia e Marina. Aos lastropianos: Vanessa, Fred, Mônica, Luís, Carol e Carina. Ao pessoal do LERF.

À Simone, ao Danilo e ao Juliano pelo auxílio com a estatística.

Às secretárias Mara e Giovana e a Eliana e Sílvia bibliotecárias. À técnica Andréia.

Ao professor Fernando, fundamental nesse projeto, sempre disponível e atencioso. A Júlia, grande amiga que o doutorado me deu entre a microbiologia do solo e também ao Pedro com as análises.

À banca examinadora pelo comprometimento.

À minha mão direita que tem ensinado a esquerda a trabalhar o outro lado do cérebro, desde o uso do mouse a carregar malas.

À Raphaele, amiga irmã - irmã amiga, pra todas as horas.

Ao grupo de meninas-mulheres “Viver a Vida”, sem vocês a superação de desafios diários e muito do que foi superado não seria possível.

Aos médicos, Sérgio Bruno, Schoba, Emiliano, Padovani, Spallini, Isabela e Sérgio, as enfermeiras Yara, Gabriela, Ana Patrícia, Maísa, Monique e Ana Paula as farmacêuticas Fernanda e Márcia, fisioterapeutas Ana Lúcia e Cibeles, as secretárias Lara, Noemi, Michele e Claudia, as técnicas Jussara e Adriana e também a Mariana.

Ao querido grupo Nair Arantes, de todos sábados à tarde.

Aos amigos Marlene, Cynthia, Sílvia, Samile, Carolina, Anas Paulas, Roberta, Ricardo e Lucas. Aos amigos da UFSCar.

A Thaís minha comparsa de trabalho, adoro trabalhar com você.

A Vanessa companheira de muitos chinelos havainos depois de dias intensos de campo.

Às alunas Natali, Marcela e Najara e ao Henrique.

À todos que emanaram um pensamento de amor por mim, a partir de outubro de 2014, dos quais muitos eu não conheci.

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
Referências.....	17
2 RESTAURAÇÃO DO SOLO EM MINAS DE BAUXITA NA MATA ATLÂNTICA.....	19
Resumo.....	19
Abstract.....	19
2.1 Introdução.....	20
2.2 Material e Métodos.....	23
2.2.1 Áreas de Estudo.....	23
2.2.2 Avaliações.....	26
2.2.2.1 Análises químicas.....	26
2.2.2.2. Análises físicas.....	27
2.2.2.3 Taxa de respiração basal.....	27
2.2.2.4 Estrutura e composição de comunidades bacterianas do solo.....	27
2.2.3 Análise estatística.....	29
2.3 Resultados.....	30
2.3.1 Análise química.....	30
2.3.2 Análise física.....	31
2.3.3 Taxa de respiração basal.....	34
2.3.4 Abundância e estrutura das comunidades bacterianas do solo.....	34
2.4 Discussão.....	36
Referências.....	42
Anexo.....	48
3 RECUPERAÇÃO DO FÓSFORO NO SOLO PELA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS EM MINAS DE BAUXITA.....	53
Resumo.....	53
Abstract.....	53
3.1 Introdução.....	54
3.2 Material e Métodos.....	57

3.2.1 Áreas de estudo.....	57
3.2.2 Avaliação da vegetação.....	60
3.2.3 Avaliação da produção de serapilheira.....	60
3.2.4 Avaliação do solo.....	61
3.2.4.1 Amostragem e preparo das amostras de solo.....	61
3.2.4.2 Mineralogia.....	61
3.2.4.3 Frações de P.....	62
3.2.5 Análise estatística.....	62
3.3 Resultados.....	63
3.4 Discussão.....	68
Referências.....	72
Anexo.....	72
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87

RESUMO

É possível reverter a degradação do solo provocada pela mineração de bauxita por meio da restauração florestal?

A mineração é uma das atividades antrópicas mais impactantes aos recursos naturais, e que pode afetar profundamente a resiliência dos ecossistemas em função do elevado nível de degradação do solo e da paisagem. Diante disso, muitas áreas mineradas não são efetivamente recuperadas a ponto de restabelecer parte relevante da biodiversidade e dos serviços ambientais perdidos com a mineração. No entanto, novos métodos de restauração ecológica têm gerados resultados promissores mesmo em situações de degradação tão intensa como as de mineração, o que permitiria rever os níveis mínimos de qualidade ambiental exigidos de áreas que foram mineradas e que precisam passar por um processo de recuperação como forma de mitigação dos impactos causados e cumprimento de demandas legais de compensação ambiental. Assim, o objetivo geral desse estudo é avaliar a recuperação física, química e microbiológica do solo em áreas de mineração de bauxita em processo de recuperação ambiental. Avaliamos inicialmente a restauração do solo em minas de bauxita localizadas em Poços de Caldas-MG, tendo como objetivo contextualizar a melhoria do solo através de vários parâmetros químicos, físicos e microbiológicos em áreas recém-mineradas, em restauração de diferentes idades e remanescentes de floresta nativa. Encontramos que a restauração florestal foi eficiente em desencadear um processo de recuperação do solo, que resultou no restabelecimento, em poucos anos, de características químicas, físicas e microbiológicas já bem similares às do ecossistema de referência. Em seguida, avaliamos a recuperação dos teores de fósforo no solo pela restauração de florestas tropicais em minas de bauxita, e obtivemos como principais resultados a recuperação de importantes frações de P no solo, parte relevante da produção de serapilheira e da estrutura da floresta ao longo da trajetória sucessional nas jovens áreas restauradas após a mineração. A restauração ecológica mostrou-se capaz de restaurar rapidamente importantes atributos do solo, evidenciando o potencial da abordagem de restauração ecológica para mitigar os impactos ambientais negativos da mineração. Dessa maneira, destaca-se que políticas públicas voltadas para a mitigação de danos ambientais causados pela mineração podem exigir níveis mais elevados de qualidade ambiental em áreas de recuperação de minas, protegendo os interesses coletivos envolvidos na mediação de interesses entre empresas e sociedade.

Palavras-chave: Fósforo; Plantios de restauração; Qualidade do solo; Recuperação do solo; Sucessão florestal; Topsoil

ABSTRACT

Is it possible to reverse soil degradation caused by bauxite mining through forest restoration?

Mining is one of the human activities with the highest impact in natural resources. It can profoundly affect the resilience of ecosystems due to the high level of soil degradation and landscape alteration. Thus, many mined areas are not effectively recovered enough to restore important part of biodiversity and ecosystem services lost. However, new ecological restoration methods showed promising results even in such intense degradation situations such as mining. Thus, it is needed to review the minimum levels of environmental quality required for areas that have been mined and need to be recovered to mitigate the impacts and compliance with legal demands of environmental compensation. Thus, the general objective of this study is to evaluate the physical, chemical and microbiological soil in bauxite mining areas under ecological restoration. We initially evaluated soil restoration in bauxite mines located in the county of "Poços de Caldas", aiming to contextualize soil improvement through various chemical, physical and microbiological parameters in newly mined areas, restoration of different ages and remaining native forest. We found that forest restoration was effective in triggering a soil recovery process, which resulted in the recuperation, in a few years, of the chemical, physical and microbiological characteristics already very similar values to the references. We then evaluated the recovery of soil phosphorus for the restoration of tropical forests in bauxite mines, and obtained as main results the recovery of important fractions of soil P, litter production and forest structure along the successional trajectory in young restored areas after mining. Ecological restoration proved to be able to quickly restore important soil properties, showing the potential of ecological restoration approach to mitigate the negative environmental impacts of mining. Thus, it is emphasized that public policies to mitigate environmental damage caused by mining may require higher levels of environmental quality in mining recovery areas, protecting the collective interests involved in the mediation of interests between business and society.

Keywords: Phosphorus; Restoration plantations; Soil quality; Land reclamation; Forest succession; Topsoil

1 INTRODUÇÃO

Desde a implantação do projeto de restauração da atual floresta da Tijuca em 1862 na cidade do Rio de Janeiro, há mais de 150 anos, o Brasil tem sido precursor no desenvolvimento de políticas públicas ambientais visando à conservação e restauração de ecossistemas nativos. Vista como elemento chave na persistência da biodiversidade e provisão de serviços ambientais em paisagens antrópicas tropicais, a restauração ecológica representa hoje uma grande promessa no conjunto de novos campos do conhecimento voltados para sustentabilidade (CALMON et al., 2011; CLEWELL; ARONSON, 2013).

Dentre as atividades antrópicas que comprometem profundamente a resiliência dos ecossistemas destaca-se a mineração. Os impactos causados por essa atividade são tão grandes que historicamente o processo de recuperação das áreas mineradas se restringiu à reabilitação ambiental, que na maioria dos casos consistiu simplesmente na introdução de gramíneas invasoras forrageiras e árvores exóticas, partindo-se do pressuposto de que o solo não poderia ser recuperado e de que não seria mais possível restabelecer a biodiversidade nativa nesses locais. Em resumo, os danos ambientais causados por essa atividade não foram devidamente reparados, protegendo os interesses coletivos envolvidos na mediação de interesses entre empresas e sociedade. Pelo contrário, muitas das espécies exóticas utilizadas nessas iniciativas se tornaram invasoras e hoje comprometem a biodiversidade nativa sob influência dessas áreas. Diante das perspectivas atuais que apontam para uma intensa demanda por recursos naturais, com destaque para minérios, esse cenário de degradação “não corrigida” tende a se agravar e resultar em relevante e irreparável perda de capital natural e, conseqüentemente, de bem-estar para a sociedade.

No entanto, não seria possível, com base no conhecimento científico atual disponibilizado e em inovações na área de restauração ecológica, estabelecer um novo patamar de qualidade na recuperação de áreas mineradas? É aceitável ainda que se destruam florestas nativas já muito ameaçadas pela degradação ambiental para ter acesso aos minérios, e ao final da exploração da lavra se deixe como herança uma área ainda em elevado grau de degradação biótica e abiótica? Os potenciais avanços na restauração ecológica não poderiam se transformar em políticas públicas para subsidiar a minimização ou, pelo menos, compensação dos impactos decorrentes da mineração? A resposta a essas perguntas passa pelo

monitoramento de áreas mineradas submetidas a diferentes processos de recuperação. As áreas de mineração de bauxita em Poços de Caldas/MG constituem um laboratório a céu aberto para esse tipo de investigação. Há mais de 20 anos, são implantados nessa região projetos voltados para a recuperação de minas de extração de bauxita, passando pelo uso de gramíneas invasoras, árvores exóticas como o pinus e o eucalipto, plantios puros de árvores nativas como a bracatinga, plantios mistos de espécies nativas e, mais recentemente, pelo uso do topsoil extraído de florestas nativas suprimidas para a extração de minérios, associado ao plantio adensado de mudas de diversas espécies nativas da região. Os resultados obtidos por meio do uso dessa última técnica são visualmente animadores para a recuperação da estrutura da vegetação, mas pouco conhecidos em relação aos benefícios para o solo.

Estudos prévios realizados na área de estudo demonstram que a diferença entre o custo das atividades de recuperação ambiental dessas áreas através da restauração florestal (plantio de espécies nativas) quando comparado à reabilitação florestal (plantio de espécies exóticas indistintamente com nativas e conjuntamente ao uso de gramíneas exóticas) é praticamente o mesmo. Essa diferença eleva-se para apenas 15% comparando-se uma restauração florestal mais completa, com o uso do topsoil em relação à reabilitação florestal. Tais informações sugerem que a escolha do método a ser utilizado deve ser baseada nos ganhos ecológicos oferecidos por cada um deles, já que os custos não constituem diferenças marcantes (GUIMARÃES et al., 2013).

Dessa forma, com base na avaliação dessas áreas, pretendemos verificar em que nível de recuperação do solo se poderia chegar por meio de métodos tão divergentes como esses. Assim, é possível definir a amplitude de variação dos níveis de recuperação do ambiente em função dos métodos empregados. De forma particular, objetivamos diagnosticar o limite superior possível de recuperação do solo por meio das técnicas empregadas de restauração florestal, para que esse conhecimento possa futuramente embasar a formulação de políticas públicas voltadas para a mitigação dos impactos ambientais associados à atividade de mineração. Considera-se o caráter inovador dessa pesquisa pela abordagem e correlação de temas ainda pouco explorados no país. As intervenções de restauração ecológica e seu monitoramento têm sido focados nos componentes acima do solo dos ecossistemas, com destaque para a vegetação, desprezando o

processo de recuperação que ocorre no solo. Assim, a abordagem de restauração do solo, como um componente vivo e integral do ecossistema, é nova. A recuperação do solo pode, assim, não ser apenas uma resposta ao desenvolvimento da vegetação, mas sim ser sua condicionante. Diante do exposto, tivemos como objetivo geral do projeto avaliar a recuperação física, química e microbiológica do solo em áreas em processo de recuperação ambiental, após exploração de bauxita. A tese está estruturada em dois capítulos gerais, abordando a melhoria do solo através de vários atributos químicos, físicos e microbiológicos e a recuperação da concentração de fósforo no solo, considerando sempre os resultados obtidos pela restauração em relação a duas referências antagônicas, constituídas por áreas recém-mineradas e por remanescentes de floresta nativa conservados.

Referências

CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S.C.; RODRIGUES, R.R. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.

CLEWELL, A.F.; ARONSON, J. **Ecological restoration**: principles, values, and structure of an emerging profession. Washington; Covelo; London: Society Ecological Restoration, 2013. 336 p.

GUIMARÃES, J.C.C.; BARROS, D.A.; PEREIRA, J.A.A.; SILVA, R.A.; OLIVEIRA, A.D.; BORGES, L.A.C. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 1, p. 9-17, 2013.

2 RESTAURAÇÃO DO SOLO EM MINAS DE BAUXITA NA MATA ATLÂNTICA

Resumo

A tendência atual da restauração ecológica é abordar a recuperação de áreas degradadas de forma ecossistêmica, superando o processo de reabilitação. Nesse sentido, o emprego do topsoil e de outras técnicas complementares, em áreas de mineração, ainda incipiente, desempenha um importante papel na recuperação do solo, tanto química, física e microbiologicamente. O objetivo desse estudo é contextualizar a melhoria do solo, com o uso do topsoil, através dos atributos químicos, físicos e microbiológicos, em relação à sucessão secundária nas áreas em restauração, bem como em ecossistemas de referência. Foram avaliadas 18 áreas, entre elas, 6 áreas em processo de restauração florestal, 6 florestas nativas e 6 recém-mineradas. As mesmas localizam-se no município de Poços de Caldas/MG. Em cada área de estudo, correspondeu a um ponto de coleta, sendo esse composto por 15 subamostras, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm; 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm e 0-10 cm no perfil do solo para as análises químicas, físicas e microbiológicas, respectivamente. Os indicadores químicos avaliados foram pH, matéria orgânica (M.O), P, K, Al, H + Al⁻¹, Ca, Mg, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%); os físicos, textura (areia, silte e argila), densidade, macroporosidade e microporosidade e porosidade total e os microbiológicos, diversidade microbiana e taxa de respiração basal. As áreas jovens em restauração apresentaram níveis intermediários de matéria orgânica e Al em comparação às demais, mas concentrações de SB mais elevados que as florestas nativas e de P similares ao ecossistema de referência para a profundidade 0-20 cm. Microbiologicamente, a abundância de Bacteria foi recuperada e a taxa de respiração basal restabelecida nas florestas com menos de 10 anos. Houve uma separação dos perfis bacterianos, havendo distinção entre as áreas avaliadas. A restauração florestal foi eficiente em desencadear um processo de recuperação do solo, resultando no restabelecimento, em poucos anos, de características químicas, físicas e microbiológicas já bem similares às do ecossistema de referência.

Palavras-chave: Química do solo; Física do solo; Microbiologia do solo; Mineração; Topsoil; Matéria orgânica

Abstract

The current trend of ecological restoration is to address the recovery of degraded areas from the ecosystem perspective, overcoming the rehabilitation process. In this sense, the use of topsoil and other complementary techniques in mining areas play an important role in the recovery of soil chemical, physical and microbiological properties. The aim of this study is to contextualize soil improvement with the use of topsoil, through chemical, physical and microbiological attributes in relation to secondary succession in areas restoration, as well as reference ecosystems. Eighteen areas were evaluated, including 6 areas under forest restoration process, 6 native forests and 6 newly mined areas. These areas are located in the county of Poços de Caldas / MG. In each study area we established a sampling point of 15 sub-samples at depths of 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm; 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm and 0-10 cm in the soil profile for the chemical, physical and microbiological respectively. The evaluated chemical properties were pH, organic matter (OM), P, K, Al, H + Al⁻¹, Ca, Mg, sum of bases (SB), capacity exchange

capacity (CEC), base saturation (V%) and aluminum saturation (m%); physical texture (sand, silt and clay), density, macroporosity, microporosity and total porosity and microbiological, microbial diversity and basal respiration rate. Young areas under restoration had intermediate levels of organic matter and Al compared to the others, but SB and higher than native and P forests similar to the reference ecosystem for depth 0-20 cm. Microbiologically, plenty of bacteria was recovered and basal respiration rate established in forests under restoration of 10 years old. There was a separation of bacterial profiles, with a distinction between the areas evaluated. Forest restoration was effective in triggering a soil recovery process, resulting in the restoration, in a few years, of the chemical, physical and microbiological characteristics to values very similar to the reference ecosystem.

Keywords: Soil chemistry; Soil physics; Soil microbiology; Mining; Topsoil; Organic matter

2.1 Introdução

A mineração é uma das atividades mais rentáveis e estratégicas no mundo moderno, provendo matérias primas para uma ampla gama de indústrias e produtos, mas também representa uma das mais impactantes ações antrópicas no ambiente (MACDONALD et al., 2015; MOBTAKER; OSANLOO, 2015), gerando perdas consideráveis no meio físico, biodiversidade e paisagem (QUADROS et al., 2016; TRIPATHI; SINGH, HILLS, 2016; LUNA et al., 2016). Além de suprimir a cobertura vegetal, muitas vezes de ecossistemas nativos bastante ameaçados, a mineração remove a camada superficial do solo e, com ela, a maior parte dos nutrientes e matéria orgânica do solo (BRADY; NOSKKE, 2010). Como consequência, resta uma matriz de materiais minerais com estruturação física, conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes, atividade microbiológica e processos hidrológicos comprometidos (LONGO; RIBEIRO; MELO, 2005; BARROS et al., 2012; MENSAH, 2015). Há, dessa forma, relevantes perdas de serviços ecossistêmicos mediados pelo solo tanto de forma direta - como a recarga de mananciais e a ciclagem de nutrientes - como indireta, decorrente do comprometimento da regeneração da vegetação nativa (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008). Como forma de equilibrar esses aspectos conflitantes, a recuperação de áreas mineradas tornou-se parte importante das estratégias voltadas ao desenvolvimento sustentável de muitos países (INGRAM et al., 2005; WORLD RESOURCES INSTITUTE, 2014).

Parte das estratégias de mitigação dos impactos da mineração consiste do desenvolvimento de legislações específicas para o setor, que estabelecem a conservação e substituição dos solos superficiais e a recuperação da vegetação

como medidas de compensação ambiental (BRADSHAW, 1997). A capacidade das ações de compensação ambiental em recuperar os danos do homem nos ecossistemas e, principalmente, na biodiversidade, tem sido tema recorrente de discussão na literatura (MARON et al. 2012; MARTIN; NEWTON; BULLOCK, 2013), evidenciando a limitação de dados científicos para sustentar a tomada de decisão. A compensação ambiental é de fato um tema complexo, que envolve tanto assuntos filosóficos, relacionados às visões antro-po-, bio- e eco-cêntricas do ambiente e reflexos no Direito, como também técnico-científicos, vinculados à capacidade humana em reconstruir ecossistemas complexos em condições em que sua resiliência já foi seriamente comprometida. Em áreas submetidas a tal nível de degradação, as perspectivas de regeneração espontânea são muito pouco promissoras (CORRÊA, 2006), necessitando da intervenção humana (CARRICK et al., 2015). Mas em qualquer situação, e principalmente nos casos de mineração, a compensação de danos ambientais em ecossistemas terrestres passa pela conservação e recuperação do solo (CORRÊA; BENTO, 2010; SILVA; CORRÊA, 2010).

No entanto, o monitoramento da restauração ecológica tem focado essencialmente na recuperação da composição, estrutura e funcionamento da fração do ecossistema localizada acima do solo, com foco nas comunidades de plantas e animais (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Por mais que se tenha avançado nos últimos 30 anos em relação à restauração ecológica (PERRING et al., 2016), pouco ou quase nada se sabe sobre como o solo influencia o sucesso da restauração e responde ao desenvolvimento da vegetação. Muitas das funções ecossistêmicas alvo das ações de restauração são mediados direta ou indiretamente pelo solo, como por exemplo, o controle da erosão, a recarga de mananciais, a estocagem de carbono no solo e na vegetação que se desenvolve sobre ele. Todos esses processos estão, em última análise, estritamente relacionados à textura, mineralogia, matéria orgânica e microbiologia do solo (PALM; AHAMED; AWITI, 2007), embora ainda pouco avaliados no monitoramento de serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, o monitoramento do solo se mostra essencial para que se definam ações corretivas de restauração, atuando diretamente nas barreiras biofísicas que restringem o desenvolvimento do ecossistema, e não apenas nas consequências decorrentes dessas barreiras. Por exemplo, restrições de solo podem fazer com que mudas de

espécies arbóreas nativas não se desenvolvam adequadamente em um plantio de restauração, atrasando o sombreamento da área e criando condições favoráveis a gramíneas invasoras. Nesse caso, o controle recorrente dessas gramíneas pode trazer resultados muito menos efetivos do que a devida correção do solo para dar suporte ao desenvolvimento da floresta.

Uma técnica de restauração bastante utilizada em áreas mineradas, e que proporciona melhorias dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, é o emprego do topsoil, que consiste na camada superficial orgânica de solos de ecossistemas naturais. Na mineração, este material é proveniente do decapeamento da camada superficial do solo de áreas a serem mineradas, necessária para que seja possível a extração mineral. Normalmente, sua espessura varia de 5 a 30 cm, o que permite resgatar e transferir o maior reservatório da matéria orgânica, nutrientes e organismos vivos do solo para outras áreas, preservando a memória ecológica da área explorada e facilitando o processo de sucessão florestal nos locais alvos das ações de recuperação (CAMPELLO, 1998, SKRINDO; PEDERSEN, 2004; PATRÍCIO, 2009). Alguns estudos nacionais e internacionais têm demonstrado excelentes resultados do uso do topsoil na recuperação de áreas degradadas por mineração ou outros usos do solo, seja nos aspectos envolvendo a produtividade e diversidade vegetal ou melhorando os atributos do solo (KOCH; HOBBS, 2007; BARROS et al., 2013; RIVERA et al., 2014; ARAUJO; DZIEDZIC; MARANHO, 2014; SHRESTHA; LAL, 2015). Apesar dos benefícios já conhecidos dessa técnica de restauração para o desenvolvimento da vegetação, seus impactos na restauração do próprio solo ainda é pouco conhecido.

Assim, não seria razoável, com base no conhecimento científico atual disponibilizado e em inovações na área de restauração ecológica, estabelecer um novo patamar de qualidade na recuperação de áreas mineradas? Com esse propósito, o objetivo deste trabalho foi avaliar a restauração do solo em áreas de mineração de bauxita inseridas em um ecossistema florestal altamente ameaçado – a Mata Atlântica. Monitoramos a recuperação do solo com base em atributos de composição, estrutura e funcionamento, seguindo a estrutura conceitual e metodológica aplicada tipicamente para monitorar o componente acima do solo de ecossistemas terrestres em restauração ecológica. De forma particular, avaliamos como parâmetros químicos, físicos e microbiológicos se comportam em áreas recém-mineradas, áreas jovens em restauração e em florestas nativas maduras. A

abordagem de restauração do solo, como um componente vivo e integral do ecossistema, é nova, e pode contribuir para a formulação de políticas públicas voltadas para a mitigação dos impactos ambientais associados à atividade de mineração.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Áreas de Estudo

O estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Retiro Branco e na Fazenda Córrego do Meio (21°55'26" S; 46°33'09" O), ambas localizadas em Poços de Caldas/MG, onde historicamente se extraiu bauxita e se realizou ações de recuperação florestal nas áreas mineradas (Figura 1). Esse município ocupa um extenso planalto, com altitude média de 1300 m. Apresenta clima subtropical úmido (Cfb - Köppen), com temperatura média anual de 18,2°C e pluviosidade média anual de 1.605 mm, concentrada no verão (PLANO DE MANEJO, 2009). O solo caracteriza-se como Cambissolo Háplico, comumente encontrado em áreas com relevo ondulado ou montanhoso. Possui horizonte B incipiente, fertilidade natural bastante variável e reduzida profundidade, sendo recorrente a ocorrência de rochas na massa do solo (EMBRAPA, 2006; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2014). A vegetação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual de Altitude, uma das formações florestais da Mata Atlântica, um hotspot mundial para a conservação da biodiversidade (LAURANCE, 2009).

Uma das principais limitações em estudos de monitoramento de áreas em processo de recuperação florestal é a falta de réplicas, pois normalmente não são implantados mais de um projeto, com uma mesma metodologia, em uma mesma região e/ou no mesmo período. Quando se trata da avaliação de atributos do solo, essa limitação é ainda maior devido às grandes variações no espaço que podem ser verificadas nas características edáficas. Felizmente, essas limitações não estão presentes nas áreas escolhidas nesse estudo, o que permitiu obter dados com a robustez estatística necessária para embasar resultados sólidos e confiáveis.

Dessa forma foram estudados 3 usos do solo, distribuídos num total de 18 áreas. Cada área de estudo foi vista como uma unidade amostral, uma repetição, sendo 6 repetições para cada uso do solo: 1) áreas recém-mineradas (6 áreas amostrais, fora das 2 unidades da empresa, mas dentro do mesmo município), 2)

áreas em processo de restauração florestal com 5, 6 e 7 anos (6 áreas amostrais, sendo 2 áreas por idade e uma em cada unidade da empresa); e 3) florestas nativas maduras (6 áreas amostrais, sendo 3 por unidade da empresa) (Figura 2).

Figura 1 - Localização geográfica do município de Poços de Caldas/MG onde o estudo foi desenvolvido

Figura 2 - A - Limites das áreas na localidade Retiro Branco (A) e no Córrego do Meio (B). Verde: áreas em restauração com diferentes idades R5 = 5 anos, R6 = 6 anos e R7 = 7 anos. Verde: remanescentes de floresta nativa (Imagem Google de agosto de 2013)

As áreas recém-mineradas constituem minas de bauxita de cerca de 2 ha já encerradas, na qual se removeu solo e material de origem até cerca de 10 m de profundidade, e que não havia recebido qualquer adição de qualquer material externo. As áreas de restauração florestal foram implantadas pelas seguintes intervenções: 1) aplicação de técnicas de engenharia de solos, que consistiram no condicionamento do relevo, escarificação e subsolagem do solo, visando melhorar a drenagem superficial e infiltração da água no solo, bem como reduzir processos erosivos; 2) distribuição de uma camada de 15 cm de topsoil (serapilheira e horizonte A do solo de floresta nativa) obtido após a supressão legalizada de florestas para a mineração de bauxita; 3) plantio adensado (~ 4400 indivíduos/ha) e de alta diversidade (> 50 espécies) de mudas de espécies arbóreas nativas, produzidas com sementes colhidas de remanescentes florestais da mesma propriedade; 4) calagem e adubação de base com adubo organomineral; e 5) controle de gramíneas competidoras com capina manual e uma adubação anual de cobertura nos 3 anos seguintes com NPK 20-0-20 e condicionador de solo. As florestas em restauração, de 5, 6 e 7 anos presentes na RPPN Retiro Branco e na Fazenda Córrego do Meio possuem aproximadamente 0,8, 1,9 e 2,0 ha e 5,3, 2,5 e 1,8 ha, respectivamente. Os remanescentes de florestas nativas maduras, com cerca de 2 ha cada, estavam localizados em áreas de afloramento de bauxita, condição similar a das demais áreas estudadas antes das florestas nativas que as recobriam terem sido suprimidas para acesso ao minério.

2.2.2 Avaliações

2.2.2.1 Análises químicas

Foram coletadas, com sonda, 15 subamostras de solo, sistematicamente distribuídas em cada área de estudo conforme seu tamanho, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm, as quais foram misturadas e homogeneizadas para constituir uma única amostra composta de cada profundidade por área, para a realização das análises químicas. Analisamos o pH, matéria orgânica (M.O), N, P, K, Al, H + Al⁻¹, Ca, Mg, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%), por meio de métodos descritos por Camargo et al. (1986).

2.2.2.2 Análises físicas

Foi coletada, com anel volumétrico, uma amostra indeformada de solo para cada área nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, com as quais se analisou a densidade, macroporosidade, microporosidade e porosidade total (EMBRAPA, 1997). Análises de textura (areia, silte e argila) foram realizadas com as mesmas amostras compostas utilizadas nas análises químicas.

2.2.2.3 Taxa de respiração basal

A taxa de respiração basal, que mede a produção de CO_2 derivada da atividade metabólica dos microrganismos no solo, tem sido tradicionalmente utilizada como medida de avaliar o nível de atividade microbiana do solo, uma importante função ecossistêmica a ser recuperada para que o solo volte a ser funcional. Foram coletadas 15 subamostras de solo, sistematicamente distribuídas em cada área de estudo conforme seu tamanho, na profundidade de 0-5 cm, as quais foram misturadas e homogeneizadas para constituir uma única amostra composta por área. Três subamostras de 50 g por amostra foram individualmente colocadas em recipientes hermeticamente fechados (jarros de Maison), juntamente com frascos contendo solução de NaOH 1,0 N para captar o CO_2 produzido, e incubadas no escuro e em temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$ por 7, 14 e 21 dias consecutivos. Utilizaram-se também jarros de Maison com frascos de NaOH, mas sem subamostras de solo, como testemunha. A produção de CO_2 no período foi quantificada pela titulação de HCl 1N, acrescidas de 2 ml de BaCl 10% para precipitação de Na_2CO_3 . A taxa de respiração basal foi então obtida a partir da diferença dos resultados entre as amostras incubadas e a testemunha (STOTZKY, 1965; MERCANTE, 2001).

2.2.2.4 Estrutura e composição de comunidades bacterianas do solo

Avaliamos a estrutura e composição de comunidades bacterianas do solo como medida de recuperação do componente biótico do solo, através de 15 subamostras de solo por área de estudo na profundidade de 0-5 cm, as quais foram misturadas e homogeneizadas, compondo uma única amostra composta por área. Utilizamos uma metodologia independente de cultivo, pouco enfatizada em projetos de restauração ecológica, por meio da qual foram avaliados aspectos quantitativos e estruturais das comunidades de bactérias, baseado no gene 16S DNAr. Avaliou-se o número de cópias do gene 16S DNAr, que permite inferir sobre a densidade de

bactérias no solo, e a similaridade de composição funcional bacteriana entre as áreas, associando essas medidas a características químicas e de textura do solo. O valor de eficiência (E) foi de 0,88, e o valor de regressão logarítmica obtido na curva padrão (R^2) foi de 0,99. Tais análises foram realizadas a partir dos métodos descritos a seguir:

Extração de DNA

O DNA foi extraído do solo empregando-se o kit *Power Soil Isolation kit* (MoBio, EUA). Uma alíquota de 5 µl (aproximadamente 30 ng de DNA) foi submetida à eletroforese em gel de agarose 1% em tampão TAE 1× (Tris, Ácido acético, EDTA) adicionado ao corante *Sybr® Green* (Life Technologies, Carlsbad, Estados Unidos) para a observação da integridade e quantificação do DNA. Foi utilizado, como padrão molecular, 2 µl de *Low mass DNA Ladder* (Invitrogen Technology). O gel foi submetido a um campo eletroforético de 80 V por aproximadamente 30 minutos. A imagem obtida a partir do gel foi feita através do densitômetro *Storm™* (GE Healthcare, Uppsala, Suécia) e analisada com o auxílio do programa *Image Quant TL* (GE Healthcare, Uppsala, Suécia).

PCR em tempo real (qPCR)

As análises de PCR em tempo real foram realizadas para quantificação do gene 16S DNAr nas amostras de solo, utilizando-se *primers* descritos na literatura para esse tipo de análise. As reações foram realizadas utilizando o sistema SYBR GreenI, no equipamento *Rotor Gene 6000* (Corbett Life Science, Austrália). Todas as reações de PCR em tempo real foram realizadas em volume de 25 µl contendo 12.5 µl do kit *Platinum® Quantitative PCR SuperMix-UDG* (Invitrogen, Brasil), e os *primers* na concentração de 100 nM. As amplificações foram realizadas com um ciclo de desnaturação inicial a 95°C por 3 min, seguido de 35 ciclos de amplificação em dois passos; 95°C por 15 s, 60°C por 30 s, sendo realizada posteriormente uma extensão final de 72°C por 3 min. A temperatura de anelamento e extensão podem variar de acordo com o conjunto de *primers* utilizados. Em todas as reações, uma curva de desnaturação foi realizada no final, com temperatura variando entre 72° à 96°C para verificar a especificidade da amplificação. Para quantificação, curvas padrões foram obtidas, realizando amplificações com o número de cópias do DNA molde adicionado nas reações conhecidas. Desta maneira, os dados da

amplificação do DNA extraído de amostras de solo foram interpolados, para determinar o número de cópias do gene de interesse na amostra avaliada.

Gel de Eletroforese em Gradiente Desnaturante (DGGE)

Para a análise de DGGE parte do gene ribossomal 16S DNAr foi alvo de amplificação, usando o DNA ambiental extraído como modelo. Tal amplificação foi feita com base em metodologia descrita por Heuer et al. (1997). Após a verificação da amplificação do gene de interesse, as amostras foram submetidas à análise de DGGE, a qual foi realizada no aparelho *Ingeny PhorU2 system* (Ingeny, Goes, Holanda), com gradiente desnaturante variando de 45 a 65%. As soluções estoque foram 0 e 80% desnaturantes, onde 100% de desnaturação consiste na concentração de 7 M de uréia e 40% de formamida. Após a eletroforese por 15h a 100V e a 60°C, o gel foi corado com SYBR Green I e foto documentado em luz ultravioleta.

2.2.3 Análise estatística

Cada área avaliada e, dependendo da situação, profundidade amostrada, foi utilizada como réplica nas análises estatísticas. Aplicou-se a análise de componentes principais (PCA), a partir da tabela de correlação entre as variáveis (dados padronizados), a todos os parâmetros avaliados para os atributos de química e física do solo. Na PCA dos indicadores químicos foram selecionadas 11 variáveis, as quais foram amostradas até 60 cm de profundidade no solo: pH, matéria orgânica, CTC, H+Al, Al, m%, Ca, Mg, K, SB, P. Para os indicadores físicos foram selecionadas 8 variáveis: densidade do solo e da partícula, areia, silte, argila, macro, micro e porosidade total.

A partir da análise de componentes principais verificaram-se as variáveis mais importantes na diferenciação entre os usos do solo (MO, Al, P, densidade do solo, macro e microporosidade e a argila), divididas em duas profundidades (0-20 cm e 20-60 cm para as variáveis químicas e 0-20 cm e 20-40 cm para as variáveis físicas). Posteriormente, avaliamos a homocedasticidade da relação entre os diferentes usos do solo e suas variáveis ($p < 0,05$, com correção de Bonferroni) pelo teste de Fligner-Killeen. Tratando-se de dados homocedásticos, realizou-se ANOVA one-way e posteriormente Tukey, quando ANOVA tiver sido ($p < 0,05$, com correção de Bonferroni), na qual a taxa de respiração basal (emissão de CO₂ pelos

microrganismos) também foi verificada. No caso de dados heterocedásticos aplicou-se Kruskal-Wallis e depois Conover. Utilizou-se o pacote PMCMR (The Pairwise Comparison of Mean Ranks Package).

O número médio de cópias do gene 16S DNAr por área obtidos da avaliação da quantificação por qPCR foi submetido ao teste comparativo de médias Tukey ($p < 0,05$). Os perfis estruturais obtidos a partir da técnica de PCR-DGGE foram analisados pelo programa *Diversity Database* (BioRad, Hercules, CA, USA) obtendo-se as matrizes de presença e ausência.

As características químicas e físicas do solo na estrutura de comunidades bacterianas foram analisadas por meio de uma análise de gradiente direto no *software Canoco* (Canoco 4.5, Biometris, Wageningen, Holanda) para avaliar (LEPS; SMILAUER, 2003). Para tal, primeiramente a distribuição dos dados foi testada por uma análise de *DCA* (*Detrended Correspondence Analysis*), sendo o maior de seus tamanhos de gradiente ("*Lenghts of gradiente*") inferior a 3 um indicativo de uma distribuição linear; enquanto que para valores superiores a 4 uma distribuição normal é sugerida, indicando respectivamente, análises de *RDA* (*Redundancy Analysis*) ou *CCA* (*Canonical Correspondence Analysis*) (ANDREOTE; AZEVEDO; ARAÚJO, 2009; RAMETTE, 2007) para melhor exploração dos dados. Após o teste de distribuição dos dados, análises de *RDA* foram geradas e as relações entre os fatores então comparados. Juntamente com a *RDA*, foi feito o Teste de Monte Carlo que considera 499 permutações aleatórias, permitindo avaliar a significância (valor p) dos fatores ambientais na distribuição de espécies nas amostras. Na *RDA* também foram obtidos os valores de *lambda-1* que mostram as porcentagens de variância que podem ser explicadas pelos fatores ambientais de forma independente.

2.3 Resultados

2.3.1 Análise química

A PCA indicou a formação de três grupos distintos, em especial na camada de 0-20 cm do solo, onde as florestas em restauração se correlacionaram mais com a SB, Ca, Mg, K e P e as florestas nativas, MO, CTC, Al, Al+H e m%. O solo das áreas recém-mineradas praticamente não se correlacionou com nenhuma variável. Assim, quando analisado separadamente algumas variáveis, as áreas jovens em

restauração apresentaram níveis intermediários de MO e Al em comparação às demais, mas concentrações de SB mais elevadas que as florestas nativas e de P similares ao ecossistema de referência para a profundidade 0-20 cm. Na profundidade do solo de 20-60 cm, as florestas em restauração já recuperaram teores de MO, P e Al como os remanescentes de florestas nativas (Figura 3 e Anexo A e B).

2.3.2 Análise física

Como para os dados químicos, também houve a caracterização de três grupos distintos entre as variáveis em função das áreas avaliadas na profundidade de 0-20 cm, diferentemente das camadas mais profundas do solo. Para a profundidade até 20 cm, as áreas recém-mineradas melhor se correlacionaram com a densidade do solo e da partícula, já as em restauração foram associadas à areia e a macroporosidade, enquanto as nativas, argila, microporosidade e porosidade total.

Dessa forma, na profundidade de 0-20 cm, as jovens florestas em restauração apresentam maiores porcentagens de macroporos no solo e níveis intermediários de argila, enquanto as florestas nativas, maiores porcentagens de microporos no solo entre as áreas avaliadas. As recém mineradas possuem maior densidade de solo, seguida das florestas em restauração e das nativas (Figura 4 e Anexo B e C).

Figura 3 – A, B, C e D: Teores de MO, P, SB e Al do solo nas áreas estudadas, respectivamente, em função da profundidade do solo (cm). Barras indicam a média de 6 repetições. Letras representam os testes de Tukey e Conover ($p < 0,05$). Ausência de letras significa que não houve diferença significativa na ANOVA e no Kruskal-Wallis. R1 = recém-minerada, R2 = floresta em restauração e R3 = floresta nativa

Figura 4 – A, B, C e D: Macro e microporosidade, densidade e argila do solo nas áreas estudadas, respectivamente, em função da profundidade do solo (cm). Barras indicam a média de 6 repetições. Letras representam os testes de Tukey e Conover ($p < 0,05$). Ausência de letras significa que não houve diferença significativa na ANOVA e no Kruskal-Wallis. R1 = recém-minerada, R2 = floresta em restauração e R3 = floresta nativa

2.3.3 Taxa de respiração basal

A restauração florestal restabeleceu a taxa de respiração basal do solo atingindo valores similares aos da floresta nativa e muito superiores aos da área recém-minerada ($p < 0,05$) (Figura 5).

2.3.4 Abundância e estrutura das comunidades bacterianas do solo

A abundância de bactérias não diferiu entre florestas em restauração (8,8 a $9,7 \cdot 10^9$ cópias do gene 16S DNAr/g de solo) e nativas (7,9 a $9,8 \cdot 10^9$ cópias do gene 16S DNAr/g de solo), e foram superiores aos encontrados nas áreas recém-mineradas (5,9 a $6,7 \cdot 10^6$ cópias do gene 16S DNAr/g de solo) (Figura 5).

A RDA1 e a RDA2 explicaram juntas 37,5% da variabilidade quando selecionados conjuntamente os parâmetros químicos, físicos e microbiológicos dos solos amostrados na profundidade de 0-5 cm. Para a camada superficial do solo, os parâmetros mensurados, os quais imprimem condições para o desenvolvimento vegetal, se correlacionaram com as florestas nativas ou em processo de restauração e em sentido oposto as recém-mineradas. Houve a separação dos perfis bacterianos, havendo distinção entre as áreas avaliadas, associadas à maioria das propriedades químicas e físicas do solo. A CTC explicou 16% e areia 8% da variabilidade na distribuição dos perfis de microrganismos entre as áreas (Anexo D).

Figura 5 – A: Taxa de respiração basal (produção de CO_2 em mg g^{-1} de solo seco emitida pelos microrganismos) nas áreas estudadas. R1 = recém mineradas, R2 = restauradas e R3 = florestas nativas. B: Densidade das comunidades de bactérias na camada superficial dos solos das diferentes áreas amostradas. Os valores indicam a média, em Log_{10} , de seis repetições; as barras indicam o erro padrão geradas a partir das repetições

2.4 Discussão

As intervenções de restauração florestal possibilitaram uma rápida melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo em áreas mineradas, evidenciando o potencial dessa atividade em restabelecer aspectos relevantes da composição, estrutura e funcionamento do solo. Tais resultados contrastam com a visão tradicional de que o solo é um componente do ecossistema que dificilmente pode ser recuperado ou que esse processo leve centenas a milhares de anos, principalmente em regiões tropicais. Em menos de 10 anos, verificou-se que as ações do homem, melhorando a estruturação do solo, aproveitando-se da camada superficial do solo já existente naquele ecossistema, suprimida pela mineração, adicionando nutrientes ao meio e acelerando a sucessão florestal, possibilitaram a criação de um substrato com características edáficas favoráveis para o desenvolvimento tanto de comunidades de bactérias como de plantas. Levantamentos de vegetação realizados nas mesmas áreas de estudo mostraram que a comunidade vegetal mostrou-se diversa (número de espécies arbustivas e arbóreas nativas com DAP $\geq 1,0$ cm: áreas em restauração – 70 espécies, florestas nativas – 96 espécies) e bem desenvolvida estruturalmente (área basal de indivíduos arbustivos e arbóreos nativos com DAP $\geq 1,0$: áreas em restauração – 17,7 m² ha⁻¹, florestas nativas – 47,6 m² ha⁻¹) (MORENO, 2015), com resultados igualmente satisfatórios aos observados para a recuperação do solo.

Houve uma nítida diferenciação nas propriedades químicas do solo, até 60 cm de profundidade, entre as áreas recém-mineradas e as florestas maduras, evidenciando a intensa degradação do solo promovida pela mineração e a perda das condições mínimas necessárias para que áreas mineradas deem suporte à regeneração da vegetação nativa. As intervenções de restauração, por sua vez, resultaram em solos com níveis intermediários de características químicas, contudo, mais próximos daqueles de florestas maduras. A distribuição do topsoil e o desenvolvimento posterior da vegetação regenerante a partir de seu banco de sementes e do plantio de mudas promoveu destacado incremento nos níveis de matéria orgânica do solo, alcançando praticamente mais da metade daqueles encontrados nas matas maduras (em média 50g kg⁻¹), na profundidade de 0-20 cm. Esse pode ter sido o principal ganho obtido com as intervenções de restauração, dado o papel chave que a matéria orgânica desempenha em solos tropicais para regular a disponibilidade de nutrientes, contribuir para a estruturação do solo

(FERNÁNDEZ-ONDÑO et al., 2010; GRIGAL; VANCE, 2000), auxiliar na retenção de água e prover energia para comunidades de microrganismos (CONSTANTINI et al., 2016; CASTRO et al., 2015; GRAHAM; HAYNES, 2004). No entanto, essa rápida recuperação do conteúdo de nutrientes no solo em relação ao ecossistema de referência pode também ter sido favorecida pela baixa fertilidade natural do solo no ecossistema estudado, de forma que, em solos naturalmente mais ricos, essa recuperação poderia levar mais tempo ou ser mais difícil de ser atingida.

As florestas nativas maduras apresentaram maior acidez trocável (Al) e potencial (H+Al) que solos em restauração, bem como saturação por base menor que 10% e, em consequência, maiores porcentagens de m% na camada de 0-40 cm (Figura 3 e Anexo A). Similar a outros solos tropicais (LIMA-PERIM et al., 2016; MIATTO; WRIGHT; BATALHA, 2016; MARTINS et al., 2015), os solos do ecossistema estudado apresentou-se naturalmente muito pobre. A reduzida contribuição do material de origem em fornecer nutrientes e, ao mesmo tempo, aumentar a concentração de Al, pode ter contribuído para que se tenha obtido níveis tão baixos de fertilidade química. A remoção da bauxita pela mineração e o consequente empobrecimento do substrato em Al, acompanhada da redução da atividade do Al pela calagem, distribuição de matéria orgânica e nutrientes com o topsoil, e da fertilização com o plantio de mudas, possibilitaram o restabelecimento de solos com características semelhantes aos das florestas nativas maduras e, para Ca e Mg, valores até superiores. De forma similar, os teores de Ca e Mg mostraram-se igualmente superiores em solos reconstruídos em áreas mineradas, com semelhantes métodos de recuperação e materiais, nos Estados Unidos do que em solos não perturbados (INDORANTE; JANSEN; BOAST, 1981). Embora a elevação do conteúdo de bases no solo possa acelerar a sucessão florestal, fomentando o crescimento vigoroso de espécies ruderais e árvores pioneiras, não se sabe até que ponto a maior disponibilização de nutrientes em um ecossistema com solos naturalmente pobres possa resultar em mudanças futuras na composição e estrutura da comunidade vegetal. O comprometimento do meio físico por atividades antrópicas, como a mineração, tem sido apontado como um dos fatores responsáveis pelo surgimento de ecossistemas totalmente novos, formados por conjuntos de espécies distintos daqueles observados no ecossistema de referência de uma dada região (HOBBS; HIGGS, HARRIS, 2009). Essa distinção decorre da impossibilidade de parte das espécies nativas se estabelecer e se desenvolver em

solos com maiores níveis de degradação química e física, diferente do observado no presente estudo, em que o solo de áreas em restauração se mostrou mais rico em bases, com destaque para Ca e Mg. Dado o papel de destaque das características do solo na definição da composição, estrutura e funcionamento de florestas tropicais (POWERS et al., 2015), o impacto da elevação artificial da soma de bases do solo na vegetação deve ser melhor estudado. Caso haja desvios na composição da comunidade e na trajetória esperada de restauração, pode-se propor a redução da calagem e/ou adubação.

O incremento de matéria orgânica pode também ter dado contribuição decisiva para que o solo das florestas em restauração apresentasse densidade favorável para o bom desenvolvimento das plantas, abaixo do limiar de $1,2 \text{ g cm}^{-1}$ para solos argilosos (Anexo B). Verificou-se também a recuperação de níveis adequados de macroporosidade no solo das florestas em recuperação, a qual é responsável pela aeração do solo, dando suporte às trocas gasosas de raízes e microrganismos aeróbicos com a atmosfera (FERREIRA, 2010), e pela infiltração e redistribuição de água no perfil do solo. Tais resultados são muito positivos, dado que a mineração de bauxita é reconhecida por impactar negativamente a estrutura do solo, aumentando sua densidade e diminuindo a macroporosidade (BARROS et al., 2013). A escarificação do solo, realizada como parte das intervenções de engenharia de solos antes da distribuição do topsoil e plantio de mudas, deve ter tido contribuição destacada nesse contexto. Resultados semelhantes de redução da densidade e aumento da macroporosidade do solo foram obtidos nos EUA, em uma cronossequência de florestas secundárias em áreas agrícolas abandonadas (PICHÉ; KELTING, 2015), evidenciando o potencial da vegetação em transformar as características físicas do solo. A macroporosidade tende a aumentar com a sucessão florestal, dada a formação de espaços vazios no solo decorrentes da morte de raízes e o favorecimento da formação de agregados pelo incremento de matéria orgânica no solo (BRADY; WEIL, 2013). Assim, a aceleração da sucessão florestal nas áreas estudadas parece ter sido uma estratégia bem-vinda não apenas para melhorar as características químicas do solo, mas também suas propriedades físicas. Resultados igualmente animadores foram obtidos ao se avaliar a estrutura de comunidades de bactérias.

Conforme esperado, a mineração praticamente dizimou a comunidade de bactérias do solo. Esse resultado é similar ao já observado para biomassa

microbiana e atividade enzimática do solo em minas de bauxita estabelecidas em campos de altitude na mesma região de estudo (CARNEIRO et al., 2008), e ainda mais severos que os observados em áreas de mineração de ouro na Guiana Francesa, nas quais a respiração do solo reduziu-se à metade em comparação com florestas tropicais não perturbadas (SCHIMANN et al., 2012). Como resultado da baixa abundância de bactérias e conteúdo de matéria orgânica, a taxa de respiração do solo recém-minerado nas nossas áreas de estudo foi praticamente nula, evidenciando seu empobrecimento biológico. Tal condição traz prejuízos evidentes para a ciclagem de nutrientes, fixação biológica do N por bactérias de vida livre, formação de agregados no solo, liberação de compostos benéficos às plantas e certamente para muitas outras funções ecológicas ainda desconhecidas da ciência, comprometendo a recuperação do ecossistema (MUMMEY; STAHL; BUYER, 2002; KOCH; HOBBS, 2007; GARRIS et al., 2016). Contudo, as ações de restauração permitiram, em poucos anos, restabelecer condições favoráveis à recuperação da densidade e atividade microbiana no solo, atingindo valores similares aos observados nas florestas nativas maduras. Nossos resultados foram tão ou mais positivos que os obtidos por outros estudos sobre a recuperação do solo em áreas de mineração. Na maior mina de carvão da América Latina, no sul do Brasil, área em restauração com 19 anos, também implantadas com o uso de topsoil, apresentou conteúdo de matéria orgânica de 5% e diversidade microbiológica aumentada em 1,2 vezes (índice de Shannon) em relação ao início da restauração, apesar da composição e abundância prejudicada (QUADROS et al., 2016). Também nas minas de calcário da Espanha, a composição taxonômica e funcional de comunidades microbianas manteve-se diferente entre solos em recuperação e sem perturbações cinco anos após o início das intervenções (LUNA et al., 2016). Também na Espanha, testando a recolocação de topsoil de 10 e 30 cm na recuperação de taludes de estradas, a utilização de apenas 10 cm promoveu um aumento de 60% na respiração do solo (RIVERA et al., 2014).

Mesmo tendo cerca de metade do conteúdo de matéria orgânica observado no solo de florestas maduras, o solo de áreas jovens em restauração apresentou respiração do solo e abundância de bactérias similar ao desses remanescentes, estando dentro da amplitude encontrada em outros trabalhos (DANIEL, 2005; LIMA-PERIM, 2016). Nossa expectativa inicial, reforçada por outros trabalhos (LUNA et al., 2016; FROUZ; NOVÁKOVÁ, 2005), era que o menor conteúdo de matéria orgânica

no solo das áreas em restauração resultasse em menor densidade de bactérias. No entanto, nossos resultados indicam que o conteúdo de matéria orgânica não deve ser o único fator definidor da estrutura de comunidades de bactérias no solo. A qualidade da matéria orgânica, em particular, pode ter também reflexos diretos nessas comunidades. A taxa de decomposição da matéria orgânica tende a ser reduzida pelo aumento do conteúdo de lignina e compostos secundários (FACELLI; PICKETT, 1991), observado na serapilheira de florestas em estágios mais avançados de sucessão. Assim, florestas jovens podem produzir materiais orgânicos mais favoráveis à atividade microbiana e contribuir para a manutenção de maior densidade de bactérias por unidade de matéria orgânica do solo em comparação com florestas maduras. A disponibilidade de matéria orgânica pareceu ser também a principal condicionante da composição das comunidades de bactérias dos solos entre as áreas avaliadas. De forma contrária, o aumento da funcionalidade do solo e da biomassa microbiana não esteve relacionado às alterações de diversidade quando testado diferentes tipos de material orgânico em minas de calcário no sul da Espanha (LUNA et al., 2016). No entanto, mais do que simplesmente acompanhar o processo de recuperação do ecossistema na medida em que se aumentam os níveis de matéria orgânica no solo, as bactérias podem também controlar processos ecológicos e ecossistêmicos com efeito na recuperação (LIMA, 2011; HARRIS, 2009). Por exemplo, as comunidades microbianas do solo, por meio de interações negativas durante o estabelecimento de plântulas, mostraram-se determinantes da abundância relativa de espécies arbóreas em florestas tropicais (MANGAN et al., 2010). A maior mortalidade de plântulas obtidas pela semeadura direta de enriquecimento em plantios de restauração na Mata Atlântica também foi atribuída à maior atividade microbiana em solos com conteúdo mais elevado de matéria orgânica, embora essa hipótese não tenha sido diretamente investigada nesse estudo (BERTACCHI et al., 2016). Contudo, a perspectiva de micro-organismos do solo controlarem processos ecológicos e ecossistêmicos é ainda pouco explorada em trabalhos de pesquisa e, principalmente, no contexto da recuperação de ecossistemas florestais.

Mesmo sem conhecer em detalhes os processos ecológicos e biogeoquímicos que propiciaram os resultados positivos descritos nesse estudo, fica evidente que foi acertada a consideração do solo como um compartimento que precisa ser manipulado no processo de restauração do ecossistema. Caso fosse

simplesmente abandonada, as áreas mineradas dificilmente voltariam a dar suporte a comunidades ricas em espécies arbustivas e arbóreas nativas e bem desenvolvidas estruturalmente, conforme observado nesse estudo, e seriam provavelmente dominadas por espécies invasoras ruderais (BAUMAN et al., 2015; CAVENDER et al., 2014; WONG, 2003; BRADSHAW, 1997). O uso do topsoil, em particular, mostra-se como a principal ferramenta de recuperação física, química e biológica do solo (HENECHAN et al., 2008), cujo efeito benéfico à recuperação do ecossistema dificilmente poderia ser replicado por intervenções humanas. No entanto, vale ressaltar que o uso dessa técnica é diretamente dependente da degradação de outra área de vegetação nativa, e que os resultados positivos obtidos nesse estudo não devem servir de argumento para ampliar as áreas de mineração, uma vez que o balanço ecológico seria certamente negativo. Embora a destruição de ecossistemas naturais dificilmente possa ser evitada em alguns casos e se deva aproveitar ao máximo o potencial ecológico dessas áreas para recuperar outras, como se observa com o uso do topsoil, é premente que se continue a buscar alternativas de recuperação de solos degradados em áreas de mineração, utilizando-se resíduos orgânicos agroindustriais, inoculação de micro-organismos benéficos e introduzindo plantas com destacado potencial de descompactação do solo e acúmulo de biomassa.

A abordagem tradicional de engenharia de solos, muito aplicada à mineração, tem buscado resolver problemas ambientais essencialmente sob o ponto de vista geotécnico e sem considerações ecológicas, como por meio da intensa sistematização do solo e da sementeira subsequente de gramíneas invasoras para prevenção de erosão, que não têm por objetivo final a restauração do solo. Já a abordagem de restauração ecológica tem buscado resolver problemas ambientais com foco principal na manipulação dos componentes bióticos dos ecossistemas, usando as espécies como suas principais ferramentas, mas sem dar a atenção necessária a aspectos abióticos, como aqueles relacionados à química e física de solos. Ambas as abordagens mostram-se hoje limitadas para resolver os complexos problemas ambientais que decorrem da intensa modificação dos ecossistemas nativos pelo homem. É preciso, portanto, melhor integrá-las para que resultados mais satisfatórios sejam obtidos e que os impactos da mineração e de outras atividades antrópicas altamente impactantes possam ser, quando não evitadas, pelo

menos eficientemente minimizadas pela recuperação eficiente de áreas degradadas por essas atividades.

Referências

- ANDREOTE, F.D.; AZEVEDO, J.L.; ARAÚJO, W.L. Assessing the diversity of bacterial communities associated with plants. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 40, p. 417-432, 2009.
- ARAUJO, I.C.L.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L.T. Management of the environmental restoration of degraded areas. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 57, n. 2, p. 284–294, 2014.
- BARROS, D.A.; PEREIRA, J.A.A.; FERREIRA, M.M.; SILVA, B.M., FERREIRA, D.F.; NASCIMENTO, G.O. Propriedades físicas do solo de campos altimontanos sob interferência da mineração de bauxita. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 5, p. 419–426, 2013.
- BAUMAN, J.M.; COCHRAN, C.; CHAPMAN, J.; GILLAND, K. Plant community development following restoration treatments on a legacy reclaimed mine site. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 83, p. 521–528, 2015.
- BERTACCHI, M.I.F.; AMAZONAS, N.T.; BRANCALION, P.H.S.; BRONDANI, G.E.; OLIVEIRA, A.C.S.; PASCOA, M.A.R.; RODRIGUES, R.R. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 24, n.1, p.100-108. 2016.
- BRADSHAW, A. Restoration of mined lands: using natural processes. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 8, p. 255–269, 1997.
- BRADY, C.J.; NOSKE, R.A. Succession in bird and plant communities over a 24-year chronosequence of mine rehabilitation in the Australian Monsoon tropics. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 18, n. 6, p. 855–864, 2010.
- BRADY, C.N.; WEIL, R.R. **Natureza e propriedades dos solos**. Tradução de I.F. Lepsch. Porto Alegre: Bookman, 2013. 685 p.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).
- CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: SOBRADE; UFV, 1998. p. 183-196.

CARNEIRO, M.; CARBONE, A.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; SOARES, A.L.L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 621-632, 2008

CARRICK, P.J.; ERICKSON, T.E.; BECKER, C.H.; AYENCE, E.; BOURNE, A.R. Comparing ecological restoration in South Africa and Western Australia: the benefits of a 'travelling workshop'. **Ecological Management & Restoration**, Hoboken, v. 16, n. 2, p. 86–94, 2015.

CASTRO, G.S.A.; CRUSCIOL, C.A.C.; CALONEGO, J.C.; ROSOLEM, C.A. Management impacts on soil organic matter of tropical soils. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 14, n. 1, p. 2-8, 2015.

CAVENDER, N.; BYRD, S.; BECHTOLDT, C.L.; BAUMAN, J. Plant community development following restoration treatments on a legacy reclaimed mine site. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 83, p. 521–528, 2015.

CORRÊA, R.S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado: manual para revegetação**. Brasília: Universa, Brasília, 2006. 187 p.

CORRÊA, R.S.; BENTO, M.A.B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1435-1443, 2010.

COSTANTINI, E.A.C.; BRANQUINHO, C.; NUNES, A.; SCHWILCH, G.; STAVI, I.; VALDECANTOS, A.; ZUCCA, C. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. **Solid Earth**, Gottingen, v. 7, p. 397–414, 2016

BARROS, D.A.; GUIMARÃES, J.C.C.; PEREIRA, J.A.A.; BORGES, L.A.A.C.; SILVA, R.A.; PEREIRA, A.A.S. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 65, n. 1, p. 127-133, 2012.

DANIEL, R. The metagenomics of soil. **Nature**, London, v. 3, n. 6, p. 470-478, 2005.

DORR DE QUADROS, P.; ZHALNINA, K.; RICHARDSON, A.G.D.; DREWA, J.C.; MENEZES, F.B.; CAMARGO, F.A.O.; ERIC, W.T. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 98, p. 195–203, 2016.

EMBRAPA. **Manual de laboratórios: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos**. São Carlos: EMBRAPA, CNCS, 2005. 80 p.

_____. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

_____. **Manual de métodos de análise do solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA; São Carlos, CNCS, 1997. 212 p.

FACELLI, J.M.; STEWARD, T.P. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure". **Botanical Review**, New York, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.

FERNANDEZ-ONDONO, E.; SERRANO, L.R.; JIMENEZ, M.N.; NAVARRO, B.; DIEZ, M.; MARTIN, F.; FERNANDEZ, J.F.; MARTINEZ, J.; ROCA, A.; AGUILAR, J. Afforestation improves soil fertility in south-eastern. **European Journal of Forest Research**, New York, v. 129, p. 707–717, 2010.

FERREIRA, M.M. Caracterização física do solo. In: LIER, Q.J. van. (Ed). **Física do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p. 1-27.

FROUZ, J.; NOVAKOVA, A. Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. **Geoderma**, Amsterdam, v. 129, p. 54–64, 2005.

GRAHAM, M.H.; HAYNES, R.J. Organic matter status and the size, activity and metabolic diversity of the soil microflora as indicators of the success of rehabilitation of mined sand dunes. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 39, p. 429–437, 2004.

GRIGAL, D.F.; VANCE, E.D. Influence of soil organic matter on forest productivity. **New Zealand Journal of Forestry Science**, New York, v. 30, n. 1-2, p. 169–205, 2000.

HARRIS, J. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? **Science**, Washington, v. 325, p. 572-574, 2009.

HEATHW, G.; BALDWIN, S.A.; HAMME, J.D.V.; GARDNER, W.C.; FRASER, L.H. Genomics to assist mine reclamation: a review. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 24, p. 165–173, 2016.

HENEGHAN, L.; SUSAN P. MILLER, S.P.; BAER, S.; CALLAHAM, M.A.J.; MONTGOMERY, J.; PAVAO-ZUCKERMAN, M.; RHOADES, C.C.; RICHARDSON, S. Integrating soil ecological knowledge into restoration management. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 16, n. 4, p. 608–617, 2008.

HEUER, H.; KRSEK, M.; BAKER, P.; SMALLA, K.; WELLINGTON, E.M.H. Analysis of actinomycete communities by specific amplification of genes encoding 16S rRNA and gel-electrophoretic separation in denaturing gradients. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 63, n. 8, p. 3233-3241, 1997.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; HARRIS, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v. 24, n. 11, p. 599–605, 2009.

INDORANTE, S.J.; JANSEN, I.J.; BOAST, C.W. Surface mining and reclamation: Initial changes in soil character. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 36, p. 347–351, 1981.

INGRAM, L.J.; SCHUMAN, G.E.; STAHL, P.D.; SPACKMAN, L.K. Microbial respiration and organic carbon indicate nutrient cycling recovery in reclaimed soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1737–1745, 2005. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapas interativos**. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos/arquivos/downloads>>. Acesso em. 14 mar. 2016.

FACELLI, J.M.; PICKETT, S.T.A. Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. **Botanical Review**, New York, v. 57, n. 1, p. 1–32, 1990.

KOCH, J.M.; HOBBS, R.J. Synthesis: is Alcoa successfully restoring a jarrah forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia? **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 15, n. 4, p. 137–144, 2007.

LAURANCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 1137, 2009.

LEPS, J.; SMILAUER, P. **Multivariate analysis of ecological data using CANOCO**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. 267 p.

LIMA, J.E. **Diversidade de bacteria e archaea em solos de Mata Atlântica no estado de São Paulo**. 2011. 83 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

LIMA-PERIM, J.E.; ROMAGNOLI, E.M.; DINI-ANDREOTE, F.; DURRER, A.; DIAS, A.C.F.; ANDREOTE, F.D. Linking the composition of bacterial and archaeal communities to characteristics of soil and flora composition in the Atlantic Rainforest. **PLoS One**, San Francisco, v. 11, n. 1, p. 1–19, 2016.

LONGO, R.M.; RIBEIRO, A.I.; MELO, W.J. Caracterização física e química de áreas mineradas pela extração de cassiterita. **Bragantia**, Campinas, v. 64, n. 1, p. 101-107, 2005.

LUNA, L.; PASTORELLI, R.; BASTIDA, F.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C; ISABEL MIRALLES, I; SOLÉ-BENET, A. The combination of quarry restoration strategies in semiarid climate induces different responses in biochemical and microbiological soil properties. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.107, p. 33-47, 2016.

MACDONALD, S.E.; SIMON M. LANDHÄUSSER, S.; JEFF SKOUSEN, J.; JENNIFER FRANKLIN, J.; FROUZ, J.; SARAH HALL, S.; JACOBS, D.F.; QUIDEAU, S. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. **New Forests**, Dordrecht, v. 46, n. 5/6, p. 703–732, 2015.

MANGAN, S.A.; SCHNITZER, S.A.; HERRE, E.A.; MACK, K.M.; VALENCIA, M.C.; SANCHEZ, E.I.; BEVER, J.D. Negative plant-soil feedback predicts tree-species relative abundance in a tropical forest. **Nature**, Londres, v. 466, n. 7307, p. 752-755, 2010.

MARON, M.; HOBBS, R.J.; MOILANEN, A.; MATTHEWS, J.W.; CHRISTIE, K.; GARDNER, T.A.; KEITH, D.A.; LINDENMAYER, D.B.; MCALPINE, C.A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v. 155, p. 141-148, 2012.

MARTIN, P.A.; NEWTON, A.C.; BULLOCK, J.M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, London, v. 280, n. 1773, p. 20132236, 2013.

MARTINS, S.C.; SOUSA NETO, E.; PICCOLO, M.C.; ALMEIDA, D.Q.; CAMARGO, P.B.; BRAGA DO CARMO, J.; PORDERD, S.; LINS, S.R.M.; MARTINELLIA, L.A.; MENSAH, A.K. Role of revegetation in restoring fertility of degraded mined soils in Ghana: a review. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 7, n. 2, p. 57-80, 2015.

MERCANTE, F.M. **Os microrganismos do solo e a dinâmica da matéria orgânica em sistemas de produção de grãos e pastagem**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2001. 14 p.

MIATTO, R.C.; WRIGHT, I.J.; BATALHA, M.A. Relationships between soil nutrient status and nutrient-related leaf traits in Brazilian Cerrado and seasonal forest communities. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 404, n. 1, p. 1–21, 2016.

MOBTAKER, M.M.; OSANLOO, M. Positive impacts of mining activities on environment. In: BEIJING INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON LAND RECLAMATION AND ECOLOGICAL RESTORATION, 2015, Beijing. **Legislation, technology and practice of mine land reclamation: proceedings...** Beijing: CRC Press, 2015. p. 7.

MORENO, V.S. **Restauração florestal de áreas mineradas de bauxita: é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo?** 2015. 70 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Querioz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

PALM, C.; SANCHEZ, P.; AHAMED, S.; AWITI, A. Soils: a contemporary perspective. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 32, p. 99–129, 2007.

PATRÍCIO, R.L. **Avaliação de métodos de revegetação de áreas degradadas utilizados na mineração de níquel em Niquelândia Goiás**. 2009. 40 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2009.

PERRING, M.P.; STANDISH, R.J.; PRICE, J.N.; CRAIG, M.D.; ERICKSON, T.E.; RUTHROF, K.X.; WHITELEY, A.S.; VALENTINE, L.E.; HOBBS, R.J. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere**, Hoboken, v. 6, n. 8, p. 131, 2015.

PICHÉ, N.; KELTING, D.L. Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 23, n. 5, p. 645-654, 2015.

PLANO DE MANEJO. **Reserva particular do patrimônio natural Retiro Branco**. Poços de Caldas: Biodiversitas, 2009. 164 p.

POWERS, J.S.; POWERS, J.S.; BECKLUND, K.K.; GEI, M.G.; IYENGAR, S.B.; MEYER, R.; O'CONNELL, C.S.; SCHILLING, E.M.; SMITH, C.M.; WARING, B.G.; WERDEN, L.K. Nutrient addition effects on tropical dry forests: a mini-review from microbial to ecosystem scales. **Frontiers in Earth Science**, Lausanne, v. 3, p. 1–8, June 2015.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 10 jul. 2016.

RAMETTE, A. Multivariate analyses in microbial ecology. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v. 62, p. 142-160, 2007.

RIVERA, D.; MEJIAS, V.; JAUREGUI, B.M.; COSTA-TENORIO, M.; LOPEZ-ARCHILLA, A.I.; PECO, B. Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments: soil fertility, microbial activity and vegetation cover. **Plos One**, San Francisco, v. 18, n. 7, p. e101413, 2014.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success : how is it being measured ? **Restoration ecology**, Hoboken, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.

SCHIMANNA, H.; PETIT-JEANB, C.; GUITETC, S.; REISD, T.; DOMENACHE, A.M.; ROGGYA, J.C. Microbial bioindicators of soil functioning after disturbance: the case of gold mining in tropical rainforests of French Guiana. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 20, p. 34, 2012.

SCOTT, A.S.; SCHNITZER, A.; HERRE, E.A.; MACK, K.M.L.; VALENCIA, M.C.; SANCHEZ, E.I.; BEVER, J.D. Negative plant–soil feedback predicts tree-species relative abundance in a tropical forest. **Nature**, London, v. 466, p. 752–755, 2010.

SHRESTHA, R.K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 161, p. 168–176, 2011.

SILVA, L.C.R.; CORRÊA, R.S. Evolução da qualidade do substrato de uma área minerada no cerrado revegetada com *Stylosanthes spp.* **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 835-841, 2010.

SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria orgânica em áreas degradadas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 2008. p. 495-524.

SKRINDO, A.B.; PEDERSEN, P.A. Natural revegetation of indigenous roadside vegetation by propagules from topsoil. **Urban Forestry & Urban Greening**, Jena, v. 3, p. 29–37, 2004.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; ENSNUNGER, L.E.; VAUTE, J.L.; CLARK, F.E. **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1965. v. 2, n. 1, p. 1551-1572.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

TRIPATHI, N., RAJ, S.S.; HILLS, C.D. **Development processes in disturbed ecosystems: reclamation of mine-impacted land for ecosystem recovery**. Chichester: John Wiley, 2016. 232 p.

WONG, M.H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere**, Kidlington, v. 50, n. 6, p. 775–780, 2003.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. **Atlas of forest and landscape restoration opportunities**. 2014. Disponível em: <http://www.wri.org/resources/maps/atlas-forest-and-landscape-restoration-opportunities>. Acesso em: 23 jun. 2016.

WORTLEY, L.; HERO, J.M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 21, p. 537–543, 2013.

Anexo

Anexo A - Caracterização química do solo das áreas estudadas segundo os diferentes usos do solo

Área de estudo	Profundidade cm	P Resina mg dm ⁻³	M.O g dm ⁻³	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	V — % —	m
mmolc dm ⁻³													
Recém-minerada	0-5	1	6	4,6	1,1	3	1	21	0,7	5,2	26,4	20	13
Restaurada		9	57	4,4	2,9	16	5	84	5,3	24,0	108,2	23	19
Floresta nativa		8	78	3,8	2,2	4	3	145	25,2	8,5	153,6	7	74
Recém-minerada	5-10	1	3	4,4	1,0	3	1	22	1,2	5,3	27,5	19	17
Restaurada		6	48	4,2	2,4	9	3	84	7,9	14,2	97,9	15	35
Floresta nativa		7	79	3,9	2,1	3	2	144	23,1	7,5	151,3	8	74
Recém-minerada	10-20	1	3	4,7	1,0	3	1	22	1,1	4,9	26,4	19	16
Restaurada		6	40	4,2	2,0	5	2	83	8,9	9,1	91,6	10	50
Floresta nativa		5	68	4,0	2,3	4	2	131	16,4	8,0	138,5	9	62
Recém-minerada	20-40	1	2	4,5	1,1	3	1	21	1,1	4,9	25,6	19	16
Restaurada		5	28	4,3	1,5	4	1	75	7,1	6,9	81,8	8	50
Floresta nativa		3	46	4,0	1,7	2	1	103	10,7	5,2	108,2	5	60
Recém-minerada	40-60	1	1	4,4	1,0	2	1	21	0,7	3,8	25,1	15	16
Restaurada		4	19	4,3	1,2	4	1	50	4,9	6,4	55,9	11	46
Floresta nativa		3	29	4,2	1,3	4	2	76	8,3	7,3	82,8	12	51

Anexo B - Comparação entre os indicadores químicos (0-20 cm e 20-60 cm) e físicos (0-20 cm e 20-40 cm) do solo de áreas recém-mineradas, florestas em restauração e remanescentes de floresta madura. M.O = matéria orgânica, CTC = capacidade de troca de cátions, m% = saturação por alumínio, H+Al = acidez potencial, Al = acidez trocável, Ds = densidade do solo, Dp=densidade da partícula, VTP = porosidade total

Anexo C - Caracterização física do solo das áreas estudadas segundo os diferentes usos do solo

Áreas de estudo	Profundidade cm	Granulometria			Macroporosidade %	Microporosidade	Porosidade total	Densidade	
		Argila	Areia Total	Silte				solo	partícula
Recém-minerada	0-5	30,8	16,5	52,7	20,8	38,3	59,1	1,1	2,70
Restaurada		49,8	20,3	29,5	35,3	31,4	66,7	0,9	2,72
Floresta nativa		57,7	14,8	26,7	20,0	56,3	73,4	0,6	2,43
Recém-minerada	5-10	27,8	14,2	58,0	15,2	36,6	51,8	1,3	2,70
Restaurada		50,8	19,2	30,0	28,5	37,7	66,2	0,9	2,71
Floresta nativa		58,5	14,5	27,0	17,1	52,6	69,0	0,8	2,62
Recém-minerada	10-20	25,0	15,5	59,5	18,4	36,9	55,3	1,2	2,71
Restaurada		43,5	24,8	31,7	24,7	30,5	55,2	1,2	2,62
Floresta nativa		56,8	15,3	27,8	15,8	47,1	63,9	0,9	2,59
Recém-minerada	20-40	30,0	14,8	55,2	16,1	36,5	53,1	1,2	2,65
Restaurada		39,0	26,0	35,0	20,9	39,8	60,7	1,1	2,68
Floresta nativa		56,5	15,8	27,7	19,0	42,5	62,0	1,0	2,66
Recém-minerada	40-60	28,4	15,3	56,3	17,6	37,1	54,8	1,2	2,7
Restaurada		45,8	22,6	31,5	27,4	34,8	62,2	1,0	2,7
Floresta nativa		57,4	15,1	27,3	18,0	49,6	67,1	0,8	2,6

Anexo D - Análise de PCR-DGGE nas amostras do solo das três áreas. Os perfis bacterianos foram submetidos à análise de redundância (RDA) comparando os diferentes fatores que determinam a estrutura da comunidade bacteriana. Todas as variáveis ambientais são apresentadas, mas somente as indicadas com * foram significantes ($p < 0,05$) utilizando o teste de permutação de Monte Carlo. Valores nos eixos indicam a porcentagem de variância dos dados explicada pela distribuição dos pontos amostrais. SPD1 2 e 3: Somatório da Produção Diária de CO_2 (mg g^{-1} de solo seco), 7^o, 14^o e 21^o dias, respectivamente

3 RECUPERAÇÃO DO FÓSFORO NO SOLO PELA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS EM MINAS DE BAUXITA

Resumo

O fósforo (P) é o nutriente mais limitante ao desenvolvimento estrutural de florestas tropicais. Em áreas mineradas, que perdem a camada superficial de solo e, com ela, a maior parte da matéria orgânica e nutrientes, a recuperação dos teores de fósforo se torna ainda mais crítica para o restabelecimento da floresta. Avaliamos nesse estudo como florestas tropicais em restauração se desenvolveram em minas de bauxita e as consequências para a recuperação dos teores de fósforo no solo. Baseamos nosso estudo em áreas recém-mineradas, em florestas em restauração de 6 e 24 anos, estabelecidas em antigas minas de bauxita, e em remanescentes de floresta nativa localizados em Poços de Caldas/MG. Avaliamos nessas áreas: i) a estrutura da vegetação, com base na área basal e a distribuição diamétrica de fustes com $DAP \geq 1$ cm; e ii) a produção anual de serapilheira; iii) a mineralogia do solo, em amostras compostas obtidas a 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm de profundidade; e iv) diferentes frações de fósforo, nas mesmas amostras de solo. A floresta em restauração mais velha apresentou área basal similar à da floresta nativa, enquanto que distribuição diamétrica de fustes apenas diferiu entre as áreas para fustes com $dap > 10$ cm, apresentando a mata nativa valores superiores e a floresta em restauração de 24 anos valores intermediários. A produção anual média de serapilheira foi um pouco superior nos remanescentes florestais ($2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) em relação às florestas em restauração jovens ($2,1 \text{ Mg ha}^{-1}$). Os minerais predominantes encontrados no solo foram gibbsita (50%), goetita (15%) e caulinita (10%). Áreas em restauração florestal apresentaram, já aos 6 anos de idade, valores de P moderadamente lábil (0-40 cm) similares aos de floresta nativa, ao passo que a restauração mais velha recuperou os teores de Po moderadamente lábil (Po-NaOH) de 0-40 cm, Po lábil (Po-NaHCO₃) de 5-40 cm e Pi lábil (P-resina) de 0-40 cm. Em geral, teores Pi não lábeis (P-Residual e P-HCl), Pi lábil (Pi-NaHCO₃) e Pi moderadamente lábil (Pi-NaOH) não diferiram entre as áreas mineradas, restauradas e conservadas. Assim, a restauração florestal se mostrou eficiente na recuperação de importantes frações de P no solo, mesmo havendo o predomínio de minerais que favorecem a imobilização desse nutriente. Esse resultado positivo está diretamente associado à recuperação da estrutura florestal e deposição de serapilheira nas florestas em restauração, que fomentam a reciclagem de nutrientes.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes; Plantios de restauração; Recuperação do solo; Serapilheira; Sucessão florestal; Topsoil

Abstract

Phosphorus (P) is the most limiting nutrient to the successional development of tropical forests. In mined areas, losing the surface layer of soil and with it most of the organic matter and nutrients, recovery of phosphorus contents becomes even more critical. Evaluated in this study as the restoration of tropical forests in bauxite mines contributes to the recovery of phosphorus contents in the soil. We base our study on newly mined areas, forest restoration 6-24 years old established in bauxite mines, and remnants of native forest located in Poços de Caldas/MG. We evaluate these areas: i) the mineralogy of the soil in composite samples obtained at 0-5, 5-10,

10-20, 20-40 cm deep; ii) different phosphorus fractions in the same soil samples; iii) the vegetation structure, based on basal area and diameter distribution of stems with DBH ≥ 1 cm; and iv) the annual production of litter. The predominant mineral gibbsite were found in soil (50%), goethite (15%) and kaolinite (10%). Areas in forest restoration, as early as 6 years of age, showed moderately labile P values (0-40 cm) similar to native forest. The older restoration recovered the moderately labile Po (Po-NaOH) from 0-40 cm, labile Po (Po-NaHCO₃) from 5-40 cm and labile Pi (P-resina) from 0-40 cm. In general, non-labile Pi contents (P-Residual e P-HCl), labile Pi (Pi-NaHCO₃) and moderately labile Pi (Pi-NaOH) did not differ between areas. The oldest restoration in forest showed basal area and diameter distribution of shafts similar to native forest. The average annual litter production was slightly higher than in the remaining forest (2.6 Mg ha⁻¹) in relation to forest restoration (2.1 Mg ha⁻¹). Thus, forest restoration proved to be efficient in the recovery of important fractions of P in the soil, even with the predominance of minerals that favor the immobilization of this nutrient. This positive result is directly associated with the recovery of forest structure and deposition of litter in forests restoration, which encourage the recycling of nutrients.

Keywords: Nutrient cycling; Restoration plantations; Land reclamation; Leaf litter; Forest succession; Topsoil

3.1 Introdução

Uma pré-condição para a recuperação de ecossistemas terrestres altamente perturbados é o desenvolvimento de solos funcionais, nos quais as características químicas, físicas e biológicas são elevadas a um nível mínimo que permita o desenvolvimento das plantas e da atividade microbiana, que por sua vez passarão a interagir entre si e com o solo em um sistema de feedbacks positivos que favorecem tanto o solo como a biota (HARRIS, 2009). Em particular, a recuperação das concentrações de fósforo no solo é de fundamental importância para desencadear o desenvolvimento da vegetação, sendo o elemento mais limitante para a produtividade biológica em ambientes naturais (TURNER; MAHIEU; CONDRON, 2003; YANG et al., 2013; LANG et al., 2016). Em ecossistemas onde esse nutriente é mais limitado pela baixa disponibilidade no material de origem ou por estar sujeito à maior imobilização, como em florestas tropicais, a recuperação dos teores de P se mostra ainda mais decisiva para que a vegetação se regenere e restabeleça níveis de biomassa similares aos observados antes de distúrbios naturais e antrópicos.

Florestas tropicais ocorrem tipicamente em solos altamente intemperizados e naturalmente ácidos, facilitando a perda do P proveniente do material de origem e a adsorção específica do P remanescente com óxidos de ferro e alumínio (MILLER; SCHUUR; CHADWICK, 2001; YANG et al., 2013; SMITH et al., 2015) que, juntos,

são responsáveis por até 50 % do total de P adsorvido no solo (DEVAU et al., 2009; KIM; PHILIPS; GREY, 2011; LI et al., 2013). Em solos pouco desenvolvidos, até 86% do fósforo disponível pode ser proveniente das frações inorgânicas, enquanto que em solos mais intemperizados 80% pode ser originado das frações orgânicas (TIESSEN; STEWART; COLE, 1984), evidenciando a importância da ciclagem de P para o desenvolvimento de florestas tropicais (ELSER et al., 2007; VITOUSEK et al., 2010; REED et al., 2011; SULLIVAN et al., 2014). Há uma relação direta entre os teores de matéria orgânica no solo e a capacidade de adsorção de P em solos tropicais altamente intemperizados. Isso ocorre porque com a adição da matéria orgânica os ácidos orgânicos competem com o P pelos sítios de adsorção no solo além de recobrirem as superfícies dos óxidos de ferro e alumínio, formando uma barreira físico-química, num processo de complexação, que limita a associação entre óxidos e P. Dessa maneira, a matéria orgânica serve como potencial fonte de P às plantas (GUPPY et al., 2005).

O comportamento químico do P em solos florestais é bastante complexo (ZANG et al., 2015), uma vez que pode apresentar-se como compostos inorgânicos e orgânicos, estando na forma de íons na solução ou em combinação com outros elementos em ligações extremamente estáveis (LAWRENCE; SCHLESINGER, 2001; CROSS; SCHLESINGER, 1995; YANG; POST, 2011). O fósforo inorgânico (Pi) compõe, principalmente, as ligações com formas amorfas e cristalinas de Al, Ca e Fe, enquanto o fósforo orgânico (Po) está associado a moléculas orgânicas de decomposição relativamente rápida (HEDLEY, STEWART, CHAUHAN, 1982; TIESSEN; MOIR, 1993; REDDY; RAO; TAKKAR, 1999). Tanto o Pi como o Po têm sua disponibilidade descrita de acordo com o seu grau de labilidade no solo, isto é, pela interação e forma em que o P se encontra nos sítios de adsorção do solo. Se o mesmo está em solução ou fracamente adsorvido, está na forma lábil, ou seja, disponível para as plantas. Entretanto, se está adsorvido nas argilas e oxihidróxidos de Fe e Al, então, o grau de interação é que regulará a labilidade do P; quando em ligação “forte” é denominado não lábil e, quando em ligação que pode ser facilmente “quebrada”, moderadamente lábil (WALKER; SYERS, 1976; REED et al., 2011; YANG; POST, 2011). A fração moderadamente lábil é considerada a de maior relevância em solos não fertilizados, com baixo conteúdo de P e muito intemperizados (CROSS; SCHLESINGER, 1995; GUO et al., 2000). As formas de Pi não lábeis compreendem o P residual, de baixíssima disponibilidade. Com o

intemperismo, as formas lábeis de P diminuem e as formas não-lábeis aumentam, especialmente aquelas inorgânicas. A participação do P orgânico também aumenta, e os processos biológicos tendem a governar sua disponibilidade para as plantas e microrganismos do solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995).

A importância do P aumenta à medida que as florestas tropicais se tornam mais maduras (TESTE et al., 2016). Ao longo da sucessão, há o aumento do tempo de retenção de P na biomassa e diminuição de sua concentração em tecidos vegetais (TURNER, 2013; POWERS et al., 2015; DALLING et al., 2016), tornando as plantas mais exigentes em P à medida que a sucessão avança (HUANG et al., 2013). O conteúdo das frações Po e Pi moderadamente lábil, que são potenciais fontes de P lábil, tendem a aumentar ao longo da sucessão, enquanto o de P total tende a diminuir (WALKER; SYERS, 1976; CREWS et al., 1995; EGER; ALMOND; CONDRON, 2011; IZQUIERDO; HOULTON; HUYSEN, 2013; ZHANG et al., 2015). Esse padrão tem sido observado tanto em florestas tropicais regeneradas naturalmente (CHAZDON, 2014) como artificialmente, por meio de plantios de restauração (AMAZONAS, 2010). O aumento da porcentagem de cobertura vegetal contribui com o aumento das frações lábeis e moderadamente lábeis à custa da fração P estável, a qual não está sofrendo transformações no solo, o que demonstra que o tipo de cobertura vegetal está entre os fatores que governam as concentrações e proporções das formas de P no solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995, 2001). Apesar da importância relativa do P em relação aos demais nutrientes crescer com o desenvolvimento estrutural de florestas tropicais, sua disponibilidade em níveis adequados é essencial para desencadear o processo de sucessão, uma vez que espécies arbóreas pioneiras são mais exigentes em nutrientes (BENVENUTI-FERREIRA et al., 2009; GONÇALVES; NOGUEIRA; DUCATTI, 2008). Dessa forma, a baixa disponibilidade de P limita a produtividade primária de florestas tropicais (VINCENT; TURNER; TANNER, 2010; REED et al., 2011; WRIGHT et al., 2011; ALVAREZ-CLARE; MACK; BROOKS, 2013; JIEN et al., 2016) e, conseqüentemente, compromete suas funções ecossistêmicas (PORDER; RAMACHANDRAN, 2013; CLEVELAND et al., 2011).

Como a disponibilidade de P é altamente dependente da matéria orgânica em florestas tropicais (ZHANG et al., 2015), a perda da camada superficial do solo compromete decisivamente a disponibilidade de P às plantas (ANDRADE et al., 2003). Essa restrição se observa especialmente em áreas de mineração, nas quais

há sempre a supressão da vegetação e a remoção total do solo para acessar minerais contidos na rocha matriz que formou o solo (COOKE; JOHNSON, 2002; SHRESTHA; LAL, 2011). Após a extração dos minérios, resta um material inerte e desprovido de matéria orgânica, sobre o qual a vegetação nativa dificilmente conseguirá se recuperar de forma espontânea. Logo, a ciclagem de nutrientes pela interação solo-planta-serapilheira é interrompida e os processos biogeoquímicos que sustentam ecossistemas tropicais são severamente afetados (AMAZONAS et al., 2011). A recuperação de florestas tropicais em áreas mineradas passa, assim, pela recuperação das diferentes frações de P no solo, sendo esse processo ainda pouco conhecido.

Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi avaliar como florestas tropicais em restauração se desenvolveram em minas de bauxita e as consequências para a recuperação dos teores de fósforo no solo. Dada a remoção de solo até elevada profundidade para a extração de bauxita, que resulta em um substrato desprovido de matéria orgânica para a recuperação posterior da vegetação, nossa hipótese é que mesmo as técnicas mais avançadas de restauração florestal não serão capazes de promover o desenvolvimento estrutural de florestas tropicais e recuperar a produção de serapilheira em minas de bauxita. Consequentemente, a recuperação dos teores de P no solo será limitada e restringirá o crescimento de florestas mais velhas em restauração.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Áreas de estudo

A pesquisa foi realizada no município de Poços de Caldas/MG, na Reserva Particular do Patrimônio Natural do Retiro Branco (RPPN) e na Fazenda Córrego do Meio (21°55'26" S; 46°33'09" O). O município situa-se em um planalto, cuja altitude média é de 1300 m e o clima subtropical úmido (Cfb - Köppen), com temperatura média anual de 18,2°C e pluviosidade média de 1.605 mm, concentrada no verão (PLANO DE MANEJO, 2009). A vegetação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual de Altitude, uma das formações florestais mais ameaçadas do bioma Mata Atlântica, um hotspot mundial para a conservação da biodiversidade (LAURANCE, 2009). As áreas selecionadas para a pesquisa estão localizadas em Cambissolo Háplico, tipo de solo comum em áreas com relevo ondulado ou montanhoso, caracterizado por apresentar horizonte B incipiente, fertilidade natural

bastante variável e reduzida profundidade, sendo comum a ocorrência de rochas na massa do solo (EMBRAPA, 2006; IBGE, 2014).

Foram avaliados três usos do solo: 1) área recém-minerada (RM), constituída de minas de bauxita já encerrada, da qual se removeu aproximadamente 10 metros de solo/material de origem e promoveu-se a sistematização do solo para afeiçoamento do relevo após o encerramento das atividades de mineração, sem que se tenha adicionado qualquer material externo à área; 2) áreas em restauração florestal de diferentes idades (R); e 3) remanescentes de floresta nativa madura localizadas em afloramento de bauxita (FN), condição similar às das outras áreas estudadas antes da mineração, nas quais a floresta nativa foi suprimida para acesso ao minério (Figura 1 e tabela 1). Avaliamos esses três usos do solo de forma a obter uma referência do estado inicial de degradação, para determinar o nível de melhoria do solo proporcionado pela restauração florestal ao longo do tempo, e uma referência de ecossistema conservado, para determinar o quão próximo ou distante a vegetação e as características do solo de áreas em restauração estão dos valores de referência encontrados na floresta conservada.

O método de restauração florestal adotado compreendeu: i) Aplicação de técnicas de engenharia ecológica para o condicionamento do relevo, restabelecimento da drenagem e conservação do solo; ii) distribuição de uma camada de 15 cm de topsoil (serapilheira e horizonte A), obtida de florestas nativas suprimidas para a posterior extração de bauxita em outras localidades da mesma propriedade; iii) calagem e adubação de base com adubo organomineral; iv) plantio adensado (~ 4400 indivíduos/ha) e de alta diversidade (> 50 espécies) de mudas de espécies arbóreas nativas, produzidas com sementes colhidas de remanescentes florestais da mesma propriedade; e v) controle de gramíneas competidoras por roçada e uma adubação anual de cobertura nos 3 anos seguintes à implantação, com NPK 20-0-20 mais um condicionador de solo. Todas as áreas em restauração encontravam-se circundadas por remanescentes de vegetação nativa. Diferentes áreas foram amostradas em cada aspecto avaliado para descrever o solo e a vegetação (Tabela 1), descritos a seguir.

Figura 1 - Áreas de estudo na RPPN do Retiro Branco (A) e na Fazenda Córrego do Meio (B), em amarelo evidenciando as áreas em restauração florestal (R) com diferentes idades (R5 = 5 anos, R6 = 6 anos, R7 = 7 anos e R24 = 24 anos), e em verde, remanescentes de floresta nativa (Imagem Google de agosto de 2013)

Tabela 1 - Descrição da distribuição das áreas segundo o estudo realizado (mineralogia, frações de P, estrutura da vegetação e produção de serapilheira)

Áreas de estudo	ha	mineralogia	frações de P	estrutura da vegetação	produção de serapilheira
<i>RPPN Retiro Branco</i>					
floresta em restauração com 5 anos	0,8	1			1
floresta em restauração com 6 anos	1,9	1	1	1	1
floresta em restauração com 7 anos	2,0	1			1
floresta em restauração com 24 anos	2,0		1	1	
remanescente de floresta nativa	2,0	3	1	1	3
<i>Fazenda Córrego do Meio</i>					
floresta em restauração com 5 anos	5,3				1
floresta em restauração com 6 anos	2,5				1
floresta em restauração com 7 anos	1,8				1
remanescente de floresta nativa	2,0				3
recém-minerada	2,0		1		

3.2.2 Avaliação da vegetação

Avaliamos a área basal e a densidade de fustes como indicadores de recuperação estrutural das florestas avaliadas em resposta à recuperação do solo e, em particular, dos teores de P. Avaliamos na RPPN as áreas em restauração há 6 anos (R6), 24 anos (R24) e uma floresta nativa (FN), onde foram sistematicamente alocadas cinco parcelas de 5 x 5 m em cada área avaliada, nas quais todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 1 cm foram plaqueados, medidos e identificados. Para a comparação das densidades, os fustes foram agrupados em três classes de diâmetros: 0 a 5 cm, 5 a 10 cm e maiores de 10 cm (Tabela 1).

3.2.3 Avaliação da produção de serapilheira

Avaliamos a produção anual de serapilheira como foram de estimar a contribuição da vegetação para a reciclagem de fósforo e disponibilização às plantas por meio da adição de matéria orgânica ao solo. Avaliamos as áreas em restauração (R5, R6 e R7) e 3 remanescentes de florestas nativas na RPPN e no Córrego do Meio (Tabela 1). Foram utilizados coletores de 0,6 x 0,6 m, colocados a 30 cm acima da superfície do solo. Foram instalados dois coletores em cada parcela de avaliação de estrutura, totalizando 120 coletores nas 12 áreas de estudo. Por um período de um ano, foram realizadas coletas mensais do conteúdo dos coletores e secagem do material em estufa com circulação de ar à 60°C, até peso constante. Em seguida,

realizou-se a triagem do material em galhos, folhas e material reprodutivo (até 2 mm de diâmetro), que foram pesados em balança analítica.

3.2.4 Avaliação do solo

3.2.4.1 Amostragem e preparo das amostras de solo

As coletas de solo foram realizadas com o auxílio de uma sonda e os pontos de coleta distribuídos sistematicamente segundo o tamanho da área (Tabela 1). Para o estudo das frações de P, quatro pontos amostrais foram sistematicamente distribuídos em cada área avaliada, sendo cada ponto amostral de coleta constituído por 15 subamostras, compondo 1 amostra composta, obtidas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm do perfil do solo. Para a avaliação da mineralogia do solo, cada área de estudo foi considerada uma unidade amostral, na qual foram também coletados 15 subamostras, compondo 1 amostra composta, obtidas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm do perfil do solo. As amostras de solos foram secas ao ar e passadas em peneira com malha de 2 mm e, depois, em malha de 1mm, para o fracionamento do P. No caso da mineralogia, as mesmas foram ainda moídas finamente em moinho, pelo método do pó cristalino desorientado (AZAROFF; BUEGER, 1958).

3.2.4.2 Mineralogia

Avaliamos a composição mineralógica total do solo estudado para compreender melhor a influência dos principais minerais constituintes do solo na imobilização do P. Avaliamos a mineralogia de 3 áreas em processo de restauração (R5, R6 e R7) e de 3 florestas nativas, na RPPN Retiro Branco (Tabela 1). As análises foram realizadas através do equipamento BRUKER D8 ADVANCE com radiação CuK α . A interpretação quali e quantitativa de Difractogramas de Raios X foi realizada por meio do programa de identificação mineral X Powder ver.2004.04.

3.2.4.3 Frações de P

Avaliamos as frações de P na RPPN Retiro Branco, em uma área de restauração com 6 anos e outra com 24 anos (R6 e R24), um remanescente de floresta nativa e uma área recém-minerada distinta da RPPN, localizada em Poços de Caldas (Tabela 1). As frações de P orgânico (o), inorgânico (i) e total (t) determinadas no solo foram: i) formas lábeis: P disponível (P-resina) e adsorvido à superfície dos colóides (Pi-NaHCO₃, Pt-NaHCO₃ e Po-NaHCO₃); ii) formas moderadamente lábeis: Pi, ligado a Fe e a Al, e Po, ligado a compostos húmicos (Pi-NaOH, Pt-NaOH e Po-NaOH); iii) formas não-lábeis: P ligado a Ca (Pi-HCl) e a formas mais estáveis de Pi (Presidual). Utilizou-se o método de Hedley et al. (1982), modificado por Gatiboni (2003), para avaliação das frações de P no solo, o qual tem sido amplamente utilizado em várias áreas do conhecimento, como pedologia, edafologia, agronomia e ecologia (JIEN et al., 2016). De forma particular, i) P resina foi determinado com base em metodologia descrita por Camargo et al. (1986); ii) Pi-NaHCO₃ e Pi-NaOH pelo método descrito por Murphy e Riley (1962), com neutralização parcial da acidez pela adição de NaOH e nitrofenol; iii) Pt, por digestão com persulfato de amônio e ácido sulfúrico em bloco digestor (UNITED STATUS ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 1971), sendo o Po obtido pela diferença entre o Pt e o Pi. Após as extrações, o solo remanescente foi submetido à digestão com H₂SO₄ + H₂O₂ a 360° para obtenção da fração P-residual. Tanto o Pt como P-residual foram posteriormente mensurados por metodologia desenvolvida pela Embrapa (2005). O fósforo total (PT) compreende a somatória de todas as frações. A caracterização química e a granulometria do solo das áreas avaliadas encontram-se no Anexo A.

3.2.5 Análise estatística

Os valores médios das variáveis estudadas (área basal, densidade de fustes, produção de serapilheira e concentrações de frações de P) foram submetidos à ANOVA e, posteriormente, os resultados significativos foram comparados pelo teste de Tukey, ao nível de 5 % de probabilidade. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, no esquema de parcelas subdivididas.

3.3 Resultados

As intervenções de restauração florestal propiciaram o desenvolvimento de uma comunidade arbórea com área basal de cerca de 1/3 da floresta nativa aos 6 anos e já similar à da floresta nativa aos 24 anos (Figura 2). A densidade de fustes foi similar entre as restaurações e a floresta nativa nos diâmetros menores, 0 a 5 cm e 5 a 10 cm, mas diferiram para a classe de DAP > 10 cm (Figura 3), na qual a restauração mais nova apresentou menor densidade, seguida pela restauração mais velha e, por fim, pela floresta conservada, que apresentou os maiores valores. As áreas jovens em restauração já restabeleceram parte relevante ($2,1 \text{ Mg ha}^{-1}$), mas ainda inferior, da produção de serapilheira observada em florestas nativas ($2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Anexo B).

Figura 2 - Área basal de florestas tropicais em restauração aos 6 (R6) e 24 anos de idade (R24), estabelecidas em minas de bauxita, e em remanescente de floresta nativa (FN). Box-plots seguidos de letras diferentes possuem médias que diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)

Figura 3 - Distribuição diamétrica de fustes de florestas tropicais em restauração aos 6 e 24 anos de idade, estabelecidas em minas de bauxita, e de remanescente de floresta nativa. Barras seguidas de letras diferentes, em cada classe de diâmetro, possuem médias que diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Linhas verticais em cada barra representam o desvio padrão

Os minerais encontrados em maior quantidade no solo estudado foram gibbsita (50%), goetita (15%) e caulinita (10%) (Anexo C). A maior parte do PT foi constituída de formas indisponíveis às plantas (Anexo D). Não houve diferença da concentração de PT e P não lábil entre as áreas de estudo, considerando-se as diferentes profundidades. A média dos teores de PT variaram de 660,2 a 1167,5 mg kg⁻¹ e os de P não lábil, de 544,2 a 978,8 mg kg⁻¹. As concentrações de P moderadamente lábil e lábil não apresentaram variações relevantes ao longo do perfil do solo para cada tipo de situação estudada (Figura 4 e Anexo E e F). No geral, a restauração florestal propiciou incrementos de P moderadamente lábil, atingindo valores similares aos da floresta madura aos 6 e 24 anos nas profundidades de 0-5, 5-10 e 20-40 cm; no entanto, a 10-20 cm, a concentração dessa fração de P da área recém-minerada não diferiu em relação à restauração de 6 anos, cujo solo apresentou valores inferiores aos observados na restauração mais antiga e na mata madura, que não diferiram entre si (Figura 4 e Anexo E). A recuperação dos teores de P lábil se mostrou mais lenta, tendo atingido valores similares aos da mata madura apenas aos 24 anos de restauração, e a partir de 5 cm de profundidade. Em todos os intervalos de profundidade, essa fração de P não diferiu entre a área recém-minerada e a restauração mais jovem (Figura 4 e Anexo F). A restauração mais velha recuperou os teores de Po moderadamente lábil (Po-NaOH) de 0-40 cm, Po lábil (Po-NaHCO₃) de 5-40 cm e Pi lábil (P-resina) de 0-40 cm. Em geral, teores Pi não lábeis (P-Residual e P-HCl), Pi lábil (Pi-NaHCO₃) e Pi

moderadamente lábil (Pi-NaOH) não diferiram entre as áreas (Figura 5, 6 e Anexo D, E e F).

Figura 4 - P lábil, moderadamente lábil e não lábil no solo em função do uso do solo nas áreas estudadas. Barras indicam a média de 4 repetições. Letras iguais para a mesma profundidade não diferem estatisticamente entre si ($p > 0,05$). RM = recém-minerada, R6 = floresta em restauração há 6 anos, R24 = floresta em restauração há 24 anos e FN = floresta nativa

Figura 5 - Frações lábeis de P no solo em função do uso do solo nas áreas estudadas. Barras indicam a média de 4 repetições. Letras iguais para a mesma profundidade não diferem estatisticamente entre si ($p > 0,05$). RM = recém-minerada, R6 = floresta em restauração há 6 anos, R24 = floresta em restauração há 24 anos e FN = floresta nativa

Figura 6 - Frações moderadamente lábeis de P no solo em função do uso do solo nas áreas estudadas. Barras indicam a média de 4 repetições. Letras iguais para a mesma profundidade não diferem estatisticamente entre si ($p > 0,05$). RM = recém-minerada, R6 = floresta em restauração há 6 anos, R24 = floresta em restauração há 24 anos e FN = floresta nativa

3.4 Discussão

Nessa pesquisa a área basal foi utilizada como um indicador do desenvolvimento florestal. Esse parâmetro além de indicar a recuperação da estrutural florestal, através da quantificação da biomassa, também indica se os serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, estão sendo restabelecidos (SUGANUMA et al., 2015). Nossos resultados demonstram que aos 24 anos a área restaurada já consegue alcançar os valores da referência, porém com uma distribuição diamétrica de árvores maiores diferente. Suganuma et al. (2015), analisando uma cronossequência de áreas restauradas, estimaram que essas alcançaram a área basal do ecossistema de referência a partir de 15 anos, corroborando nossos resultados. A estrutura florestal, comumente, é o componente mais rapidamente recuperado em áreas em processo de restauração, desde que o solo supra as demandas nutricionais da floresta em desenvolvimento. Nossos resultados evidenciam que as florestas em restauração desenvolveram-se adequadamente no solo estudado, que apresentou, surpreendentemente, níveis elevados de recuperação dos estoques de P. O fornecimento desse nutriente às plantas foi possivelmente favorecida pela expressiva produção de serapilheira encontrada nas florestas em restauração com menos de 10 anos, conseqüentemente com a matéria orgânica, num processo de retroalimentação positiva, entre o desenvolvimento da vegetação e a recuperação dos teores de P (principalmente de formas lábeis e moderadamente lábeis) no solo e vice-versa.

Em solos de clima tropical, óxidos de Fe e Al, comumente encontrados e predominantes na fração argila, formam ligações covalentes de elevada energia com o P, isto é, de alta estabilidade, tornando-se compostos de solubilidade muito baixa e conseqüente indisponibilidade para a absorção radicular (MOTTA et al., 2002; CASAGRANDE; SOARES, 2007; CORREA et al., 2015; CAMPOS; ANTONANGELO; ALLEONI, 2016). A extração de bauxita nessa região se justifica justamente em função da elevada concentração de gibbsita, um óxido de alumínio presente em até 60% na composição mineralógica do solo estudado. O P ligado às apatitas e ao fosfato de cálcio se apresentou, como esperado, em baixos teores, resultando em altos teores de P-residual retido por hematita, goethita e gibbsita (RAIJ, 1991; SOUZA et al., 2007), abundantes no solo estudado. A baixa disponibilidade de P na fração

mineral do solo é uma evidente limitação para o desenvolvimento da vegetação, uma vez que esse nutriente tem sido o mais relacionado ao ganho de biomassa vegetal em diversos ecossistemas (QUESADA et al., 2009; BARIBAULT; KOBE; FINLEY, 2012), e pode, inclusive, determinar a distribuição de espécies em alguns ecossistemas (CONDIT et al., 2013).

Em solos naturalmente pobres em P a matéria orgânica pode desempenhar papel crucial na sua disponibilização às plantas, por se ligar aos óxidos de Fe e Al e diminuir a associação entre os íons fosfatos e seus agentes fixadores, bem como promovendo a retenção de íons fosfatos em sua própria estrutura orgânica (GUPPY et al., 2005; FINK et al., 2016). Adicionalmente, o P pode ser absorvido diretamente a partir da matéria orgânica, antecipando-se à fixação do P no substrato mineral, por meio de raízes superficiais entrelaçadas à serapilheira e horizonte orgânico do solo (NOVAIS; SMYTH, FLANCER, 2007). Tal estratégia desempenha, provavelmente, importância destacada para o ecossistema florestal estudado, dada a limitação natural de nutrientes no solo da floresta madura, com valores similares ao observado na área recém-minerada. Se por um lado o solo da floresta madura se diferenciou em função do elevado conteúdo de matéria orgânica, por outro possuiu teores muito elevados de H+Al. Apesar da limitação natural de nutrientes no solo, a floresta nativa estudada apresentou estrutura bem desenvolvida, com área basal atingindo até 70 m² por hectare, evidenciando que a matéria orgânica do solo pode compensar os efeitos negativos da elevada concentração de óxidos de alumínio na disponibilização de P às plantas. Outras estratégias de aquisição de P potencialmente relevante em solos tão pobres é a associação com fungos micorrízicos, que auxiliam na mobilização de formas não lábeis de P (FRIZANO et al., 2002; MIRABELLO et al., 2013), a síntese da enzima fosfatase por raízes (DALLING et al., 2016) e a produção de *cluster roots* (LAMBERS et al., 2006), recentemente descrita para uma espécie arbórea nativa de Proteaceae da Mata Atlântica (COSTA et al., 2016; ENT; LAMBERS, 2016). A melhor compreensão dessas estratégias de aquisição de P pode certamente ter aplicação direta à restauração florestal, tornando-a mais eficiente em solos naturalmente pobres, bem como em condições de maior degradação antrópica.

Em solos tão pobres e intemperizados, se esperaria que a destruição completa da comunidade vegetal e transformação intensa do substrato

impedissem uma regeneração florestal bem sucedida. Embora o substrato recém-minerado tenha apresentado conteúdo reduzido de H+Al em função da extração dos minerais ricos em alumínio, apresentou-se também com teores muito baixos de matéria orgânica, restringindo seu potencial de suporte à regeneração da floresta nativa. Para as florestas tropicais de Madagascar, por exemplo, a falta de sucesso na regeneração natural e nos esforços de restauração ecológica tem sido atribuída à baixa fertilidade do solo, que ao perder sua cobertura vegetal e matéria orgânica em horizontes superficiais, não é mais capaz de dar suporte à sucessão florestal (STYGER et al., 2007). No entanto, contrariando nossa principal hipótese, a restauração florestal mostrou-se eficiente em recuperar a disponibilidade de P para as plantas no solo estudado, atingindo valores similares aos da floresta nativa madura já a partir dos 6 anos e, no caso do P lábil, dos 24 anos. O restabelecimento dos teores de P lábil, moderadamente lábil e, especificamente, das frações Po moderadamente lábil (Po-NaOH), Po lábil (Po-NaHCO₃) e Pi lábil (P-resina) na restauração mais velha, pode ter desempenhado destacada importância para dar suporte ao desenvolvimento da floresta em restauração, pois tais frações podem representar de 5 a 10 vezes o requerimento anual de P em solos florestais tropicais; se a mineralização anual da camada superficial do solo for considerada como "P lábil", esta pode contribuir ainda com 10 a 15% do P lábil em florestas tropicais (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003).

Outros estudos que avaliaram a disponibilidade de frações de P ao longo da sucessão florestal, como na Amazônia brasileira (FRIZANO et al., 2003) e no sul da China (ZHANG et al., 2015), também encontraram o aumento crescente com a idade da disponibilidade de P lábil ou de P moderadamente lábil. No entanto, as limitações evidentes para a recuperação do solo e da vegetação do nosso estudo de caso, em áreas de mineração, apontavam para outro resultado. Duas intervenções de restauração florestal certamente tiveram papel de destaque para reverter esse cenário restritivo: a distribuição de uma camada de topsoil sobre a área minerada e o plantio adensado de espécies arbóreas nativas, acompanhado de pesada adubação, após a distribuição do topsoil. Tais intervenções possibilitaram, conjuntamente, restabelecer a sucessão secundária nas áreas mineradas e promover a formação de uma estrutura florestal bem desenvolvida. Dada a influência direta e positiva da

cobertura vegetal na dinâmica de todas as frações do P, mas principalmente de P lábil e moderadamente lábil (NEGASSA; LEINWEBER, 2009), assume-se que a recuperação dos teores de P ocorreu em sinergia com a da estrutura da vegetação.

A distribuição de topsoil, prática recorrente na recuperação de áreas mineradas (COOKE; JOHNSON, 2002; KOCH; HOBBS, 2007; SHRESTHA; LAL, 2015), foi benéfica por praticamente reconstruir o horizonte orgânico do solo, trazendo consigo matéria orgânica, nutrientes – inclusive e principalmente Po –, fauna de solo e sementes de espécies nativas de várias formas de vida. A partir da expressão do banco de sementes e reocupação do solo por uma comunidade vegetal pioneira, o P disponibilizado a partir da decomposição da matéria orgânica do topsoil pode ter sido rapidamente incorporado à biomassa vegetal, antes de ser imobilizada pelos óxidos e minerais do solo. Complementarmente, o plantio adensado de mudas de árvores acelerou a sucessão florestal e contribuiu para a incorporação do P à vegetação, seja daquele gerado pela decomposição da matéria orgânica como pelo adicionado ao sistema por adubações frequentes. Essa estratégia resultou na rápida recuperação da produção de serapilheira pela floresta e, conseqüentemente, ciclagem e reciclagem do P, processos essenciais para a disponibilização desse nutriente às árvores ao longo da sucessão (CROSS; SCHLESINGER, 1995; NEUFELDT et al., 2000; JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003; BIZUTI, 2011).

Ao fomentar a sucessão florestal e a rápida estocagem de P na biomassa, as intervenções de restauração superaram os principais filtros ambientais iniciais para a recuperação do ecossistema, evidenciando que a restauração ecológica pode ser uma abordagem viável mesmo em áreas mineradas e de solos altamente pobres em nutrientes, contrariando a visão emergente de neo-ecossistemas (HOBBS; HIGGS; HARRIS, 2009). Tais evidências reforçam que características pouco favoráveis de solo à recuperação da vegetação nativa, sejam elas naturais ou causadas pelo homem, não devem servir de argumento para se aceitar resultados pouco efetivos de restauração ecológica, principalmente em ecossistemas altamente ameaçados e em casos de compensação ambiental (MARON et al., 2012, 2016; MARTIN; NEWTON; BULLOCK, 2013). É essencialmente necessário,

nesses casos, que se amplie o conhecimento sobre a ecologia desses ecossistemas e das estratégias de aquisição e conservação do P pelas plantas, e que esse conhecimento seja incorporado às práticas de restauração ecológica, adaptando gradativamente os métodos tradicionalmente empregados às condições em que a recuperação do solo se impõe como a primeira e mais importante ação de restauração.

Referências

ALVAREZ-CLARE, S.; MACK, M.C.; BROOKS, M. A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. **Ecology**, Hoboken, v. 94, n. 7, p. 1540-1551, 2013.

AMAZONAS, N.T.; MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; RODRIGUES, R.R. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, p. 1551-1557, 2011.

AMAZONAS, N.T. **Ciclagem do nitrogênio numa cronossequência formada por florestas restauradas e floresta natural**. 2010. 94 p. Dissertação. (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

AZAROFF, L.V.; BUERGER, M.J. **The powder method in X-ray crystallography**. New York: McGraw-Hill, 1958. 342 p.

BARIBAULT, T.W.; KOBE, R.K.; FINLEY, A.O. Tropical tree growth is correlated with soil phosphorus, potassium, and calcium, though not for legumes. **Ecological Monographs**, Hoboken, v. 82, p. 189–203, 2012.

BENVENUTI-FERREIRA, G.; COELHO, G.C.; SCHIRMER, J.; LUCCHESI O. A. Dendrometry and litterfall of neotropical pioneer and early secondary tree species. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 1-7, 2009.

BIZUTI, D.T.G. **Ciclagem do fósforo em Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos de Picinguaba e Santa Virgínia-SP**. 2011. 115 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).

CASAGRANDE, J.C.; SOARES, MR. Recuperação de solos degradados: Interação solo-planta. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 58., 2007, São Paulo **Resumos...** São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, 2007. p. 53-57.

CHAZDON, R.L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014. 449 p.

CLEVELAND, C.C.; TOWNSEND, A.R.; TAYLOR, P.; ALVAREZ-CLARE, S.; BUSTAMANTE, M.; CHUYONG, G.; DOBROWSKI, S.Z.; GRIERSON, P.; HARMS, K.E.; HOULTON, B.Z.; MARKLEIN, A.; PARTON, W.; PORDER, S.; REED, S.C.; SIERRA, C.A.; SILVER, W.L.; TANNER, E.V.J.; WIEDER, W.R. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 14, n. 9, p. 939–947, 2011.

CONDIT, R.; ENGELBRECHT, B.M.; PINO, D.; PÉREZ, R.; TURNER, B.L. Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 110, n. 13, p. 5064-5068, 2013.

COOKE, J.A; JOHNSON, M.S. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: a review of theory and practice. **Environmental Reviews**, Ottawa, v. 10, n. 1, p. 41–71, 2002.

CORREA, E.; CARVALHAIS, L.; UTIDA, M.; OLIVEIRA, C.A.; SCOTTI, M.R. Effect of plant species on P cycle-related microorganisms associated with litter decomposition and P soil availability: implications for agroforestry management. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, Viterbo, v. 9, n. 2, p. 294–302, 2015.

COSTA, P.B.; ABRAHÃO, A.; VIANI, R.A.G.; BRANCALION, P.H.S.; LAMBERS, H.; SAWAYA, A.C.H.F.; OLIVEIRA, R.S. Cluster-root formation and carboxylate release in *Euplassacantareirae* (Proteaceae) from a Neotropical biodiversity hotspot. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 403, n. 1, p. 1-9, 2015.

CREWS, T.E.; KITAYAMA, K.; FOWNES, J.H.; RILEY, R.H.; HERBERT, D.A.; MUELLER-DOMBOIS, D.; VITOUSEK, P.M. Changes in soil phosphorus fractions and ecosystem dynamics across a long chronosequence in Hawaii. **Ecology**, Hoboken, v. 76, n. 5, p.1407-1424, 1995.

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. Biological and geochemical controls on phosphorus fractions in semiarid soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, n. 2, p. 155-172, 2001.

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 64, n. 3/4, p. 197-214, 1995.

_____. Biological and geochemical controls on phosphorus fractions in semiarid soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, p.155-172, 2001.

DALLING, J.W.; HEINEMAN, K.; LOPEZ, O.R.; WRIGHT, S.J.; TURNER, B.L. Nutrient availability in tropical rain forests: the paradigm of phosphorus limitation. In: GOLDSTEIN, G.; SANTIAGO, L.S. **Tropical tree physiology**. Berlin: Springer International, 2016. p. 261-273.

DE CAMPOS, M.; ANTONANGELO, J.A.; ALLEONI, L.R.F. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 156, p. 110–118, 2016.

DEVAU, N.; LE CADRE, E.; HINSINGER, P.; JAILLARD, B.; GÉRARD, F. Soil pH controls the environmental availability of phosphorus: experimental and mechanistic modelling approaches. **Applied Geochemistry**, Kidlington, v. 24, n. 11, p. 2163-2174, 2009.

EGER, A.; ALMOND, P.C.; CONDRON, L.M. Pedogenesis, soil mass balance, phosphorus dynamics and vegetation communities across a Holocene soil chronosequence in a super-humid climate, South Westland, New Zealand. **Geoderma**, Amsterdam, v. 163, n. 3/4, p. 185-196, 2011.

ELSER, J.J.; BRACKEN, M.E.S.; CLELAND, E.E.; GRUNER, D.S.; HARPOLE, W.S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J.T.; SEABLOOM, E.W.; SHURIN, J.B.; SMITH, J.E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, Hoboken, v.10, n. 12, p.1135-1142, 2007.

EMBRAPA. **Manual de laboratórios: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos**. São Carlos: EMBRAPA, CNCS, 2005. 80 p.

_____. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006.306 p.

ENT, A.V.D.; LAMBERS, H. Plant-soil interactions in global biodiversity hotspots. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 403, p. 1-5, 2016.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER, C. Phosphorus adsorption and desorption in undisturbed samples from subtropical soils under conventional tillage or no-tillage. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 179, n. 2, p. 198-205, 2016.

FRIZANO, J.; JOHNSON, A.H.; VANN, D.R.; SCATENA, F.N. Soil phosphorus fractionation during forest development on landslide scars in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. **Biotropica**, Hoboken, v. 34, n. 1, p. 17–26, 2002.

FRIZANO, J.; VANN, D.R.; JOHNSON, A.H.; JOHNSON, C.M.; VIEIRA, I.C.G.; ZARIN, D.J. Labile phosphorus in soils of forest fallows and primary forest in the Bragantina region, Brazil. **Biotropica**, Hoboken, v. 35, n. 1, p. 2–11, 2003.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 247p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA, L.R.J.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.M.; NGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 113-163.

GUO, F.; YOST, R.S.; HUE, N.V.; EVENSEN, C.I.; SILVA, J.A. Changes in phosphorus fractions in soil under intensive plant growth. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 5, p.1681-1689, 2000.

GUPPY, C.N., MENZIES, N.W., MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. **Soil Research**, Clayton, v. 43, n. 2, p. 189-202, 2005.

HARRIS, J. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? **Science**, Washington, v. 325, p. 572-574, 2009.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 46, n. 4, p. 970-976, 1982.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; HARRIS, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v. 24, n. 11, p. 599–605, 2009.

HUANG, W.J.; LIU, J.X.; WANG, Y.P.; ZHOU, G.Y.; HAN, T.F.; LI, Y. Increasing phosphorus limitation along three successional forests in southern China. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 364, n. 1, p. 181-191, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapas interativos**. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos/arquivos/downloads>>. Acesso em: 14 set. 2014.

IZQUIERDO, J.E.; HOULTON, B.Z.; VAN HUYSSEN, T.L. Evidence for progressive phosphorus limitation over long-term ecosystem development: examination of a biochemical paradigm. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 367, n. 1, p.135-147, 2013.

JIEN, S.H.; BAILLIE, I.; HU, C.C.; CHEN, T.H.; IIZUKA, Y.; CHIU, C.Y. Forms and distribution of phosphorus in a plagicpodzol sequence in a subtropical subalpine forest, Taiwan. **Catena**, Amsterdam, v. 140, p. 145-154, 2016.

JOHNSON, A.H.; FRIZANO, J.; VANN, D.R. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. **Oecologia**, Berlin, v. 135, n. 4, p. 487-499, 2003.

KIM, J.; LI, W.; PHILIPS, B.L.; GREY, C.P. Phosphate adsorption on the iron oxyhydroxides goethite (α -FeOOH), akaganeite (β -FeOOH), and lepidocrocite (γ -FeOOH): a ^{31}P NMR study. **Energy & Environmental Science**, Cambridge, v. 4, n. 10, p. 4298-4305, 2011.

KOCH, J.M.; HOBBS, R.J. Synthesis: is Alcoa successfully restoring a jarrah forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia? **Restoration Ecology**, Hoboken, v.15, n. 4, p. S137–S144, 2007. Supplement.

LAMBERS, H.; SHANE, M.W.; CRAMER, M.D.; PEARSE, S.J.; VENEKLAAS, E.J. Root structure and functioning for efficient acquisition of phosphorus: matching morphological and physiological traits. **Annals of Botany**, Oxford, v. 98, n. 4, p. 693-713, 2006.

LANG, F.; BAUHUS, J.; FROSSARD, E.; GEORGE, E.; KAISER, K.; KAUPENJOHANN, M.; KRÜGER, J.; MATZNER, E.; POLLE, A.; PRIETZEL, J.; RENNENBERG, H.; WELLBROCK, N. Phosphorus in forest ecosystems: New insights from an ecosystem nutrition perspective. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 179, n. 2, p. 129-135, 2016.

LAURANCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 1137, 2009.

LAWRENCE, D.; SCHLESINGER, W.H. Changes in soil phosphorus during 200 years of shifting cultivation in Indonesia. **Ecology**, Hoboken, v.82, p.2769-2780, 2001.

LI, W.; FENG, X.; YAN, Y.; SPARKS, D.L.; PHILIPS, B.L. Solid-state NMR spectroscopic study of phosphate sorption mechanisms on aluminum (hydr)oxides. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 47, n. 15, p. 8308-8315, 2013.

MILLER, A.J.; SCHUUR, E.A.G.; CHADWICK, O.A. Redox control of phosphorus pools in Hawaiian montane forest soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 102, n. 3/4, p. 219-237, 2001.

MIRABELLO, M.J.; YAVITTA, J.B.; GARCIA, B.D.M.; HARMS, B.C.K.E.; TURNER, B.L.; WRIGHT, B.S.J. Soil phosphorus responses to chronic nutrient fertilization and seasonal drought in a humid lowland forest, Panama. **Soil Research**, Clayton, v. 51, n. 3, p. 215–221, 2013.

MOTTA, P.E.F.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; RAIJ, B.van; FURTINI NETO, A.E.; LIMA, J.M. Adsorção e formas de fósforo em latossolos: influência da mineralogia e histórico de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p.349-359, 2002.

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Oxford, v. 27, p. 31-36, 1962.

NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 3, p. 305–325, 2009.

NEUFELDT, H.; SILVA, J.E.; AYARZA, M.A.; ZECH, W. Land-use effects on phosphorus fractions in Cerradoolisols. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 31, n. 1, p.30-37, 2000.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; FLANCER, N.N. Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., H.V.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: UFV, 2007. p.472-549.

PLANO DE MANEJO. **Reserva particular do patrimônio Natural Retiro Branco**. Poços de Caldas: Biodiversitas, 2009. 164 p.

PORDER, S.; RAMACHANDRAN, S. The phosphorus concentration of common rocks: a potential driver of ecosystem P status. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 367, n. 1/2, p. 41-55, 2013.

POWERS, J.S.; BECKLUND, K.K.; GEI, M.G.; IYENGAR, S.B.; MEYER, R.; O'CONNELL, C.S.; SCHILLING, E.M.; SMITH, C.M.; WARING, B.G.; WERDEN, L.K. Nutrient addition effects on tropical dry forests: a mini-review from microbial to ecosystem scales. **Frontiers in Earth Science**, Lausanne, v. 3, n. 34, p. 1-8, 2015.

QUESADA, C. A., LLOYD, J., SCHWARZ, M., BAKER, T. R., PHILLIPS, O. L., PATINO, S.; LLOYD, G. Regional and large-scale patterns in amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. **Biogeosciences Discussion**, Göttingen, v. 6, p. 3993-4057, 2009.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato; Agronômica Ceres, 1991. 343 p.

REDDY, D.D.; RAO, A.S.; TAKKAR, P.N. Effects of repeated manure and fertilizers phosphorus additions on soil phosphorus dynamics under a soybean-wheat rotation. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 28, p. 150-155, 1999.

REED, S.C.; TOWNSEND, A.R.; TAYLOR, P.G.; CLEVELAND, C.C. Phosphorus cycling in tropical forests growing on highly weathered soils. In: BÜNEMANN, E.; OBERSON, A.; FROSSARD, E. (Ed.). **Phosphorus in action: biological processes in soil phosphorus cycling**. Berlin; Heidelberg: Springer, 2011. p. 339-369.

SCHACHTMAN, D.; REID, R.; AYLING, S. Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. **Plant Physiology**, Rockville, v. 116, n. 2, p. 447-453, 1998.

SHRESTHA, R.K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 161, p. 168–176, 2011.

SMITH, P.; COTRUFO, M. F.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.J.; ELLIOTT, J.A.; McDOWELL, R.; GRITHS, R.I.; ASAKAWA, S.; BUSTAMANTE, M.; HOUSE, J.I.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P.C.; GERBER, J.S.; CLARK, J.M.; ADHYA, T.; SCHOLE, R.J.; SCHOLE, M.C. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **Soil Discussions**, Göttingen, v. 2, n. 1, p. 537-586, 2015.

SOUZA, R.F.D.; FAQUIN, V.; ANDRADE, A.T.D.; TORRES, P.R.F. Phosphorus forms in soils under influence of liming and organic fertilization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1535-1544, 2007.

STYGER, E.; RAKOTONDRAMASY, H.M.; PFEFFER, M.J.; FERNANDES, E.C.M.; DAVID, M. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 119, p. 257–269, 2007.

SULLIVAN, B.W.; ALVAREZ-CLARE, S.; CASTLE, S.C.; PORDER, S.; REED, S.C.; SCHREEG, L.; CLEVELAND, C.C.; TOWNSEND, A.R. Assessing nutrient limitation in complex forested ecosystems: alternatives to large-scale fertilization experiments. **Ecology**, Hoboken, v. 95, n. 3, p. 668-681, 2014.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

TESTE, F.P.; LALIBERTÉ, E.; LAMBERS, H.; AUER, Y.; KRAMER, S.; KANDELER, E. Mycorrhizal fungal biomass and scavenging declines in phosphorus-impooverished soils during ecosystem retrogression. **Soil Biology and Biochemistry**, New York, v. 92, p. 119-132, 2016.

THEODOROU, M.E.; PLAXTON, W.C. Metabolic adaptations of plant respiration to nutritional phosphate deprivation. **Plant Physiology**, Rockville, v. 101, n. 2, p. 339-344, 1993.

TIESSEN, H.; MOIR, J.O. Characterization of available phosphorus by sequential extraction. In: CARTER, M.R.; GREGORICH, E.G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Canadian Society of Soil Science; Lewis Publ., 1993. p. 75-86.

TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B.; COLE, C.V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 853-858, 1984.

TURNER, B.L.; MAHIEU, N.; CONDRON, L.M. Phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectral assignments of phosphorus compounds in soil NaOH-EDTA extracts. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 497-510, 2003.

TURNER, B.L.; LAMBERS, H.; CONDRON, L.M.; CRAMER, M.D.; LEAKE, J.R.; RICHARDSON, A.E.; SMITH, S.E. Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 367, n. 1/2, p. 225-234, 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati, 1971. 312 p.

VINCENT, A.G.; TURNER, B.L.; TANNER, E.V.J. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. **European Journal of Soil Science**, London, v. 61, p. 48-57, 2010.

VITOUSEK, P.M.; PORDER, S.; HOULTON, B.Z.; CHADWICK, O.A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. **Ecological Applications**, Hoboken, v. 20, p. 5-15, 2010.

WALKER, T.W.; SYERS, J.K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 1-19, 1976.

WRIGHT, S.J.; YAVITT, J.B.; WURZBURGER, N.; TURNER, B.L.; TANNER, E.V.J.; SAYER, E.J.; SANTIAGO, L.S.; KASPARI, M.; HEDIN, L.O.; HARMS, K.E.; GARCIA, M.N.; CORRE, M.D. Potassium, phosphorus or nitrogen limit root allocation, tree growth and litter production in a lowland tropical forest. **Ecology**, Hoboken, v. 92, n. 8, p. 1616-1625, 2011.

YANG, X.; POST, W.M. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: a synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. **Biogeosciences**, Gottingen, v. 8, p. 2907-2916, 2011.

YANG, X.; POST, W.M.; THORNTON, P.E.; JAIN, A. The distribution of soil phosphorus for global biogeochemical modeling. **Biogeosciences**, Gottingen, v. 10, n. 4, p. 2525-2537, 2013.

ZHANG, H.; SHI, L.; WEN, D.I.; YU, K. Soil potential labile but not occluded phosphorus forms increase with forest succession. **Biology & Fertility of Soils**, Amsterdam, v. 52, n. 1, p. 54, 2016.

Anexo

Anexo A - Caracterização química e física dos solos das áreas estudadas segundo os diferentes usos do solo (recém minerada, florestas em restauração há 6 e 24 anos e floresta nativa)

Prof. cm	P resina mg/dm ³	M.O g/dm ³	pH Ca Cl ₂	K	Ca	Mg	H+Al mmol _c /dm ³	Al	SB	CTC	V %	S mg/dm ³	Argila %	Areia %	Silte
recém-minerada (RM)															
0-5	2,6	4,0	5,0	0,8	3,3	1,2	18,0	0,5	5,4	23,4	22,7	43,3	15,8	18,8	65,5
5-10	2,3	3,0	4,9	0,7	2,7	1,0	18,8	0,5	4,4	23,2	19,1	42,8	24,8	18,5	56,8
10-20	2,1	3,0	4,9	0,7	2,8	1,0	17,8	0,5	4,6	22,3	20,4	40,3	19,8	20,3	60,0
20-40	2,3	2,5	4,8	0,7	2,7	1,0	17,3	0,6	4,3	21,6	20,0	28,5	15,0	21,5	63,5
40-60	2,3	2,5	4,8	0,8	3,0	1,0	17,3	0,4	4,7	22,0	21,3	38,3	7,8	24,8	67,5
restauração (6 anos)															
0-5	1,9	35,3	4,7	2,7	14,3	5,5	50,8	4,4	21,7	72,5	29,5	27,5	44,3	19,3	36,5
5-10	1,9	26,3	4,6	2,3	7,3	4,0	53,8	5,7	13,5	67,3	19,8	49,5	43,8	17,8	38,5
10-20	1,7	17,8	4,5	1,5	4,0	3,0	45,0	6,7	8,6	53,6	16,3	75,3	40,3	20,0	39,8
20-40	1,5	12,5	4,6	1,5	4,0	3,0	34,5	4,6	11,4	43,0	20,0	77,5	38,8	20,3	41,0
40-60	1,7	10,3	4,9	1,1	5,5	2,8	28,0	3,0	8,8	36,8	24,3	73,8	34,3	21,5	44,3
restauração (24 anos)															
0-5	5,0	34,8	4,7	1,8	21,3	10,8	63,3	3,5	34,1	97,4	35,5	23,3	53,5	20,5	26,0
5-10	4,3	27,5	4,5	1,3	13,0	9,8	59,0	4,9	2	81,8	28,0	15,0	53,3	20,5	26,3
10-20	4,0	21,3	4,5	1,1	8,3	6,3	55,5	4,7	10,0	71,1	22,0	24,0	52,5	22,0	25,5
20-40	3,1	15,8	4,7	0,8	5,5	5,5	37,5	2,7	12,1	49,6	25,0	55,3	46,8	21,5	31,8
40-60	2,9	12,3	4,9	0,8	5,0	4,8	28,8	1,1	10,8	39,5	28,5	64,0	41,3	24,3	34,5
floresta nativa (FN)															
0-5	6,3	66,5	4,3	2,1	2,8	3,8	120,5	24,0	8,4	128,9	6,6	10,3	53,0	15,3	31,8
5-10	5,5	63,3	4,3	2,1	2,3	3,5	118,8	26,1	7,8	128,7	6,3	24,3	53,5	17,0	29,5
10-20	4,2	53,5	4,3	1,9	1,5	3,0	105,3	20,5	6,7	111,9	6,0	33,3	50,8	20,3	29,0
20-40	3,0	41,3	4,4	1,4	1,5	3,0	88,8	13,6	5,9	94,6	6,2	43,8	50,0	22,0	28,0
40-60	3,1	31,3	4,5	1,0	1,8	3,0	67,3	9,1	5,5	72,7	7,5	47,3	49,5	24,3	26,3

Anexo B: Produção anual de serapilheira nas florestas em restauração e nativas avaliadas.

Anexo C - Caracterização mineralógica dos solos de 3 florestas nativas e 3 florestas em restauração em função da profundidade

profundidade (cm)	gibbsita	caulinita	quartzo	goetita	muscovita	feldspato potássico	amorfo
%							
florestas nativas							
0-5	44.00 ± 3.46	11.67 ± 0.58	4.00 ± 0.00	16.00 ± 1.00	0.00 ± 0.00	3.66 ± 6.35	20.67 ± 1.53
5-10	41.00 ± 2.65	12.00 ± 0.00	11.00 ± 11.27	16.33 ± 2.08	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	19.67 ± 7.77
10-20	45.00 ± 4.36	10.33 ± 1.15	4.00 ± 1.00	15.00 ± 2.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	18.33 ± 2.08
20-40	49.33 ± 7.51	9.33 ± 1.15	3.00 ± 0.00	12.00 ± 1.73	0.67 ± 1.15	10.33 ± 2.89	15.33 ± 2.89
florestas em restauração							
0-5	53.67 ± 3.21	9.33 ± 1.53	3.00 ± 1.00	11.00 ± 2.65	7.33 ± 7.51	2.33 ± 4.04	13.33 ± 2.52
5-10	54.33 ± 5.13	9.33 ± 0.58	4.33 ± 1.53	11.33 ± 1.53	5.00 ± 8.66	2.33 ± 4.04	13.33 ± 0.58
10-20	57.67 ± 8.50	8.67 ± 1.53	3.33 ± 0.58	11.33 ± 2.08	2.00 ± 3.46	3.67 ± 6.35	13.33 ± 2.52
20-40	56.67 ± 2.08	9.67 ± 2.52	3.00 ± 1.00	12.00 ± 1.73	2.33 ± 4.04	2.33 ± 4.04	14.00 ± 2.65

Anexo D - Frações não lábeis das áreas avaliadas segundo os diferentes uso do solo (recém minerada, florestas em restauração há 6 e 24 anos e floresta nativa)

Áreas de estudo				
Prof. (cm)	RM	R6	R24	FN
Pi-HCl (mg kg⁻¹)				
0-5	6,0	5,9	5,6	5,8
5-10	8,6	6,5	6,0	5,0
10-20	6,4	5,8	6,0	5,1
20-40	5,8	6,8	5,4	5,3
40-60	6,4	8,3	5,5	5,1
Pi-Residual (mg kg⁻¹)				
0-5	644,7	538,3	807,8	911,8
5-10	557,2	689,6	765,3	942,6
10-20	663,6	654,1	699,0	935,5
20-40	588,0	644,7	708,5	961,5
40-60	682,5	611,6	703,8	973,6
Fósforo total (PT) (mg kg⁻¹)				
0-5	745,4	693,3	1028,9	1116,4
5-10	660,2	863,1	1016,5	1153,1
10-20	752,2	773,1	909,8	1167,5
20-40	670,0	786,4	865,7	1148,0
40-60	786,2	721,4	836,1	1150,2

RM = recém-minerada, R6 = em restauração há 6 anos, R24 = em restauração há 24 anos e FN = floresta nativa

Anexo E - Frações moderadamente lábeis das áreas avaliadas segundo os diferentes uso do solo (recém minerada, florestas em restauração há 6 e 24 anos e floresta nativa)

Áreas de estudo				
Prof. (cm)	RM	R6	R24	FN
Pi-NaOH (mg kg⁻¹)				
0-5	30,3	47,1	85,4	72,3
5-10	33,0	43,5	76,2	73,9
10-20	26,7	45,9	43,4	46,3
20-40	57,6	44,8	55,1	62,7
40-60	53,4	41,5	53,8	73,2
Pt-NaOH (mg kg⁻¹)				
0-5	69,6	128,3	184,4	158,5
5-10	79,1	114,6	212,6	164,3
10-20	61,8	111,6	171,1	193,8
20-40	71,9	117,2	150,1	154,0
40-60	81,6	79,6	102,6	158,5
Po-NaOH (mg kg⁻¹)				
0-5	51,4	82,2	110,7	90,5
5-10	47,1	102,6	136,4	93,1
10-20	42,0	53,0	133,1	153,4
20-40	8,2	72,4	80,5	97,2
40-60	30,7	45,8	53,2	83,1

RM = recém-minerada, R6 = em restauração há 6 anos, R24 = em restauração há 24 anos e FN = floresta nativa

Anexo F - Frações lábeis das áreas avaliadas segundo os diferentes uso do solo (recém minerada, florestas em restauração há 6 e 24 anos e floresta nativa)

Áreas de estudo				
Prof. (cm)	RM	R6	R24	FN
P-resina (mg kg⁻¹)				
0-5	2,6	1,9	5,0	6,3
5-10	2,3	1,9	4,3	5,5
10-20	2,1	1,7	4,0	4,2
20-40	2,3	1,5	3,1	3,0
40-60	2,3	1,7	2,9	3,1
Pi-NaHCO₃ (mg kg⁻¹)				
0-5	4,7	5,0	6,5	11,1
5-10	5,8	6,1	10,3	13,3
10-20	7,6	7,0	7,2	9,8
20-40	4,3	5,2	4,8	6,5
40-60	5,2	3,7	6,3	4,4
Pt-NaHCO₃ (mg kg⁻¹)				
0-5	9,9	16,6	15,0	30,5
5-10	11,3	18,3	25,5	32,8
10-20	10,0	12,2	18,1	28,6
20-40	10,2	12,2	15,3	19,0
40-60	12,8	12,2	12,8	14,7
Po-NaHCO₃ (mg kg⁻¹)				
0-5	5,6	12,9	17,8	18,4
5-10	6,2	12,6	18,0	19,6
10-20	3,7	5,5	16,9	13,1
20-40	3,8	10,8	8,1	11,7
40-60	5,7	8,7	10,6	7,5

RM = recém-minerada, R6 = em restauração há 6 anos, R24 = em restauração há 24 anos e FN = floresta nativa

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A urgência em mitigar danos ambientais em ecossistemas naturais, em especiais, os localizados em regiões tropicais, e com níveis elevados de degradação, passa necessariamente por um dos compartimentos mais importantes desse sistema, o solo. Ainda sem ser devidamente creditado nesse contexto, é esse compartimento que sustenta importantes serviços ecossistêmicos, essencial ao ser humano.

Esse trabalho embasa e ao mesmo tempo agrega esse componente do ecossistema no âmbito da restauração ecológica e não apenas em cenários os quais foram submetidos à mineração. Restaurar o solo é propiciar ao ecossistema, condições iniciais de desenvolvimento para que esse se perpetue no tempo, posteriormente com seus próprios mecanismos de manutenção, como também, é atender as premissas da visão ecossistêmica da restauração. Os resultados evidenciam que por meio de técnicas que viabilizem o restabelecimento dos parâmetros químicos, físicos e microbiológicos do solo, de maneira integrada, é possível que sejam recuperados rapidamente importantes atributos de estrutura, composição e funcionamento de solos tropicais, ressaltando o potencial da abordagem de restauração ecológica para mitigar os impactos ambientais negativos da mineração. Nesse sentido, os resultados encontrados nesse estudo dão respaldo ao fomento de políticas públicas voltadas à recuperação de áreas mineradas, as quais exigem um grau superior de qualidade ambiental, como o incentivo em tecnologia e inovação nas empresas de mineração.