



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



FERNANDA VIEIRA DA SILVA CRUZ

**DESEMPENHO DE SEMENTES E PLÂNTULAS DE
ESPÉCIES ARBÓREAS NO REJEITO ORIUNDO DO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO (MARIANA,
MG)**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do
Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal
de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Biologia Vegetal.**

Área de Concentração: Fisiologia Vegetal e Ecologia

BELO HORIZONTE – MG

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



FERNANDA VIEIRA DA SILVA CRUZ

**DESEMPENHO DE SEMENTES E PLÂNTULAS DE
ESPÉCIES ARBÓREAS NO REJEITO ORIUNDO DO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO (MARIANA,
MG)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de Concentração: Fisiologia Vegetal e Ecologia

**Orientadora: Prof^a. Dr^a. Queila de Souza Garcia
Universidade Federal de Minas Gerais**

**Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Pedrosa Gomes
Universidade Federal do Paraná**

BELO HORIZONTE – MG

2018

043 Cruz, Fernanda Vieira da Silva.
Desempenho de sementes e plântulas de espécies arbóreas no rejeito oriundo do rompimento da Barragem de Fundão (Mariana, MG) [manuscrito] / Fernanda Vieira da Silva Cruz. – 2018.

37 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientadora: Profa. Dra. Queila de Souza Garcia. Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Pedrosa Gomes.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas.

1. Colapso Estrutural. 2. Resíduos. 3. Germinação. 4. Plântulas. 5. Clorofila. I. Garcia, Queila de Souza. II. Gomes, Marcelo Pedrosa. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 581

Agradecimentos

Agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para o meu crescimento pessoal e profissional ao longo destes dois anos.

Agradeço aos meus pais, Livia e Adauto, por todo amor, apoio e confiança em mim depositados em todas as etapas da minha vida.

Ao Humberto, por ser o meu melhor amigo, parceiro no amor e na construção de uma família (obrigada pelo Cipó, nosso cachorrinho).

Ao meu irmão Daniel por ter feito uma tabela caber numa página só (risos), brincadeiras à parte por ter se tornado um amigo para todas as horas.

À minha vó Marieta, que nunca mediu esforços para me ajudar em qualquer situação, seguindo à risca o seu dizer de “vó é mãe duas vezes”.

À família do Humberto, Letícia, Daniel, Digo, Gabi, pelo carinho e apoio.

À minha orientadora Professora Dra. Queila Garcia pelos ensinamentos, dedicação e por sempre se preocupar com o bem-estar de seus alunos.

Ao meu orientador Professor Dr. Marcelo Gomes pelos ensinamentos, conselhos e pelo entusiasmo na execução deste estudo.

Aos membros que aceitaram o convite para compor a banca, Dra. Janaína Guernica Silva e Dra. Márcia Bacelar Fonseca como titulares e a Professora Dra. Elisa Monteze Bicalho e Dra. Leilane Carvalho Barreto como suplentes.

À Sandra, minha psicóloga, por me ajudar a me conhecer melhor e a me mostrar que eu sou um tanto quanto humana.

Aos meus amigos pela vida além do Lattes.

A todos meus companheiros do Laboratório de Fisiologia Vegetal pela convivência diária e pelo apoio nos experimentos.

Ao Alexandre, Felipe, Leandro e Tiago pelo companheirismo, pelo auxílio com os experimentos e pelos momentos de diversão.

À Elisa e a Janaína, por serem uma referência profissional no laboratório que eu sempre pude contar.

Ao Fábio Vieira, pela ajuda em campo.

À Bia, bióloga também, que mesmo sem me conhecer me auxiliou na montagem dos experimentos.

Aos professores do Departamento de Botânica da UFMG pelos ensinamentos em

sala de aula.

À Professora Dr. Ângela Lana pelas aulas sensacionais de estatística.


Aos funcionários do Instituto Espinhaço, em especial ao Leandro Duarte e à Daniela Herken, por todo suporte na condução dos experimentos em Sete Lagoas.

Ao programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da UFMG e aos órgãos financiadores do edital CAPES-FAPEMIG-FAPES-CNPq-ANA n° 06/2016 por permitirem a realização deste trabalho.

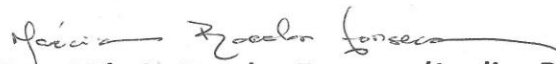
À CAPES, pela concessão da bolsa.

Muito Obrigada!

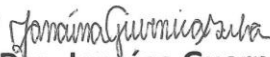
Dissertação defendida pela mestranda Fernanda Vieira da Silva Cruz e aprovada em 23 de julho de 2018, pela banca examinadora constituída pelos professores:



Dra. Queila de Souza Garcia (UFMG)



Dra. Márcia Bacelar Fonseca (Jardim Botânico de Belo Horizonte)



Dra. Janaína Guernica Silva (UFMG)

Sumário

Resumo	01
Abstract	03
Introdução	05
Material e métodos	08
Resultados	13
Discussão	16
Conclusão	23
Referências bibliográficas	24
Tabelas e figuras	30

Lista de tabelas

Tabela 1 - Propriedades físicas e químicas dos substratos utilizados nos tratamentos.

Tabela 2 - Tempo médio de germinação (dias) de sementes de dez espécies arbóreas submetidas a diferentes substratos (PF = papel filtro, R = rejeito, SC 1 = solo controle 1 e SC 2 = solo controle 2). Dados representam as médias \pm desvio padrão (n = 4). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Lista de figuras

Figura 1 - Porcentagem de germinação de sementes de dez espécies arbóreas submetidas a diferentes substratos (PF = papel filtro, R = rejeito, SC 1 = solo controle 1 e SC 2 = solo controle 2). As barras representam as médias \pm desvio padrão (n = 4). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$). ns = não significativo.

Figura 2 - Massa seca total das plântulas de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm desvio padrão (n = 10). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Figura 3 - Comprimento parte aérea (CPA) e da raiz principal (CRP) em centímetros (cm) e diâmetro do colo (DC) em milímetros (mm) de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm erro padrão (n = 10). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Figura 4 - Área foliar total de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm erro padrão (n = 10). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Figura 5 - Fração da massa total correspondente aos órgãos das plantas (FMR = fração de massa radicular; FMC = fração de massa caulinar; FMF = fração de massa foliar)

expressos em porcentagem (%). Os dados são exibidos para as plântulas de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (rejeito controle, solo controle, rejeito fertilizado e solo fertilizado). As barras representam as médias \pm desvio padrão ($n = 10$). Na mesma espécie, os tratamentos seguidos por letras diferentes são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$).

Figura 6 - Índice SPAD e rendimento quântico máximo do fotossistema II (Fv/Fm) de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm desvio padrão ($n = 10$). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Resumo

O maior desastre ambiental do setor de mineração do mundo, tanto em termos de volume do resíduo despejado, quanto da magnitude do dano, ocorreu em Mariana, MG, Brasil. O acidente impactou a bacia do Rio Doce, que tem 98% da área inserida no bioma Mata Atlântica, considerado um dos *hotspots* de biodiversidade para conservação. O objetivo deste estudo foi investigar a germinação das sementes e o crescimento inicial das plântulas de *Albizia polycephala*, *Bowdichia virgilioides*, *Mimosa bimucronata*, *Parapiptadenia rigida*, *Peltophorum dubium* (Fabaceae), *Cybistax antisiphilitica*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Handroanthus impetiginosus* (Bignoniaceae), *Bixa orellana* (Bixaceae) e *Dictyoloma vandelianum* (Rutaceae) no rejeito de minério oriundo do rompimento da barragem de Fundão. O experimento de crescimento foi baseado em quatro tratamentos (rejeito controle, solo controle, rejeito fertilizado e solo fertilizado). Foram realizadas análises físico-químicas dos substratos (rejeito e solos controles), testes de germinação, avaliação de parâmetros de crescimento: massa seca total e frações, comprimento da parte aérea e da raiz principal, diâmetro do colo, área foliar; teor de clorofila (Índice SPAD) e fluorescência da clorofila *a*. As análises mostraram que as concentrações de elementos potencialmente tóxicos estão abaixo do limite recomendado pelo Regulamento Brasileiro e, apesar da alta concentração de ferro e manganês no rejeito de minério de ferro, estes não estão totalmente disponíveis para as plantas. As sementes de todas as espécies estudadas foram capazes de germinar no rejeito de minério de ferro. O crescimento das plântulas das espécies testadas foi menor no rejeito e no solo (ambos sem fertilização) em comparação com os tratamentos fertilizados. Ressalta-se que as plântulas que cresceram no rejeito de minério de ferro acumularam menos biomassa em comparação ao solo controle. As plântulas (exceto as de *Albizia polycephala*) alocaram maior biomassa nas raízes quando crescidas no rejeito sem fertilização e, uma vez cultivadas no rejeito fertilizado, investiram na alocação de massa para a parte aérea. O rejeito não impediu a presença da microbiota uma vez que o processo de nodulação foi observado em *Albizia polycephala*. O comprimento da raiz principal foi um parâmetro com respostas variadas entre as espécies e parece não estar relacionado às características físicas do rejeito e sim às nutricionais. Todas as espécies tiveram uma menor área foliar total quando crescidas no rejeito, porém, a área foliar foi igual ou, para maioria das espécies, superior, à das plântulas crescidas no solo controle quando o rejeito foi fertilizado. Foi observado um menor teor de clorofila nas folhas das plântulas crescidas no rejeito de minério e um menor rendimento quântico do

fotossistema II na maioria das espécies. Embora o crescimento das espécies tenha sido maior no rejeito fertilizado do que no solo controle, ao qual as plantas da região estão naturalmente expostas, a maioria das espécies teve melhor desempenho no solo fertilizado do que no rejeito fertilizado. As espécies *Peltophorum dubium* e *Handroanthus impetiginosus* mostraram o mesmo desempenho em ambos os substratos fertilizados, ou até melhor, como foi o caso de *Peltophorum dubium*, cujo desempenho no rejeito fertilizado foi melhor que no solo natural da região com fertilização. Estas espécies são fortemente indicadas para a revegetação das áreas contaminadas com o rejeito. Nossos resultados demonstraram que o principal componente que impede o crescimento inicial das espécies arbóreas no rejeito é o estresse nutricional, entretanto, estudos mais aprofundados ainda são necessários para investigar se ocorre alguma interferência em vias metabólicas das plantas crescidas no rejeito.

Palavras-chave: área foliar, clorofila, crescimento, fluorescência da clorofila a, nutrição mineral, rejeito de minério de ferro.

Abstract

The world's biggest environmental accident in the mining sector, both in terms of dumped tailing volume and magnitude of damage, occurred in the Mariana municipality, MG, Brazil. This accident impacted the Rio Doce basin, which occurs in the Atlantic Rainforest Biome, considered one of the world's hotspots of biodiversity. The aim of this study was to investigate the performance of arboreal species native to the Rio Doce's basin under influence of the iron ore tailing dumped. The initial stages of development such as germination and initial growth were studied. The species used were: *Albizia polycephala*, *Bowdichia virgilioides*, *Mimosa bimucronata*, *Parapiptadenia rigida*, *Peltophorum dubium*, *Cybistax antisiphilitica*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Handroanthus impetiginosus*, *Bixa orellana* e *Dictyoloma vandelianum*. Physicochemical analysis were performed on substrates (tailing and control soil) and germination assays, growth measurements and photosynthesis or early growing plants were assessed. The analysis showed that the concentrations of the toxic elements were below the recommended Brazilian Regulation. Although iron and manganese were found in higher concentrations these elements were not totally available to the plants. All species were capable to germinate in the iron ore tailing. For seedling experiment, were used four treatments (tailing control, soil control, fertilized tailing and fertilized soil). The tailing control and the soil control restricted the growth of the plants, and the fertilization treatment was able to correct this effect and promote plant growth. Even though the seedlings still growing less in the tailing treatment compared to the soil treatment. All seedlings, except for *A. polycephala*, allocated more biomass in the roots when grown in the tailing treatment; when the tailing waste was fertilized, plants allocated more biomass in the shoots, especially in leaves. The tailing did not suppress the soil microbiota, allowing for nodulation. Root length was highly variable among species and could not be related to any physical characteristics of the treatments, but with nutritional ones. All species showed a reduction in total leaf area when grown in the tailing treatment, although fertilization inverted this trend. Less leaf chlorophyll content was observed in plants grown in the tailing treatment, as well as lower maximum PSII quantum efficiency, in most species. Despite the fact that the plants grew more in the fertilized tailing treatment compared to the non-fertilized soil treatment most species showed better performance in the fertilized soil compared to the fertilized tailing. The species *P. dubium* and *H. impetiginosus* showed the same performance in both fertilized treatments. These species could be strong candidates

to revegetation management of the impacted area. This data highlight that the main component impeding the initial growth of arboreal plant species is nutritional stress, though more in-depth studies are needed to investigate any possible metabolic interference due to the tailing.

Key words: leaf area, chlorophyll, growth, chlorophyll a fluorescence, mineral nutrition, iron ore tailings.

Introdução

A indústria da mineração, indispensável à sociedade atual, é uma das principais atividades responsáveis pelo lançamento de elementos químicos potencialmente tóxicos no meio ambiente. Produz enormes volumes de resíduos, cujos principais tipos são os rejeitos de minério que, geralmente, são armazenados em barragens de contenção (Kossoff et al., 2014). A Samarco Mineração S. A. (co-propriedade da Vale e da BHP Billiton) iniciou suas atividades empresariais no Brasil na década de 70 e começou a explorar o minério itabirítico, rocha com baixo teor de ferro que ainda não era explorado no país (Samarco, 2017). As minas de extração de ferro, os concentradores e as barragens de rejeito da empresa estão localizadas nos municípios de Mariana e Ouro Preto (Minas Gerais), e as usinas de pelotização e o terminal marítimo no estado do Espírito Santo (Samarco, 2014).

No dia 5 de novembro de 2015 uma das barragens de contenção da Samarco, a barragem de Fundão, localizada no município de Mariana, rompeu e lançou no ambiente cerca de 50 milhões de m³ de rejeito (IBAMA, 2015). Esse foi o maior desastre ambiental do setor de mineração do mundo, tanto em termos de volume do resíduo despejado quanto da magnitude do dano (Carmo et al., 2017). O grande volume de rejeito percorreu o total de 663,2 km de corpos hídricos passando pelos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce até chegar ao Oceano Atlântico (IBAMA, 2015). A enxurrada de rejeito de minério de ferro provocou a destruição das comunidades de Bento Rodrigues e Paracatu de Baixo, a morte de 19 pessoas, a interrupção do abastecimento de água para milhares de cidadãos e a mortalidade massiva da biota devido ao enterro e sufocação pela lama, gerando graves danos ambientais e socioeconômicos a toda bacia do Rio Doce (Samarco, 2016; SEDRU, 2016).

A bacia do Rio Doce é a principal bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil, com uma população de cerca de 3,5 milhões de habitantes na sua área de influência. Possui um longo histórico de degradação gerada pelas atividades industriais (siderurgia, mineração e celulose), agropecuária e pelo lançamento de esgotos domésticos sem tratamento em seus rios (ECOPLAN-LUME, 2010). A mineração, que começou em pequena escala, está presente desde o século XVII e contribui para a contaminação da região com elementos potencialmente tóxicos, como cobre, zinco e manganês (Costa et al., 2006). A maior parte da bacia do Rio Doce (98% da área) está inserida no bioma Mata Atlântica (IBAMA, 2015). A Mata Atlântica apresenta altos índices de biodiversidade e endemismo, mas encontra-se em situação crítica de alteração de seus ecossistemas naturais

devido às ações antrópicas, configurando um dos *hotspots* de biodiversidade para conservação (Myers et al., 2000). O rompimento da barragem de Fundão causou a destruição de 1.587 hectares de cobertura vegetal, incluindo áreas de preservação permanente e matas ciliares remanescentes onde, desse total, 511,08 hectares são de Mata Atlântica (SEDRU, 2016). Segundo o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2015), por ser um material inerte e sem matéria orgânica, o rejeito oriundo da mineração de ferro tem potencial para afetar o solo ao longo do tempo, dificultando a recuperação e o desenvolvimento de espécies estabelecidas anteriormente. Além disso, a sedimentação da lama sobre o banco de sementes prejudica a regeneração natural do ambiente.

As propriedades físicas e a composição química do rejeito oriundo da atividade mineradora dependem da mineralogia do corpo do minério, dos produtos usados para extrair os metais de interesse, da eficiência do método de extração e do grau de intemperismo durante o armazenamento do rejeito (Kossoff et al., 2014). Solos contaminados por rejeito de minério de ferro geralmente apresentam baixo teor de carbono orgânico e de nutrientes básicos, contendo grandes quantidades de partículas finas e altas concentrações de alguns metais (Wong e Tam, 1977; Hudson-Edwards et al., 2003). Amostras de rejeito de minério proveniente da barragem de Fundão, coletadas dias após o ocorrido, não apresentaram metais em concentrações potencialmente tóxicas e indicaram baixa fertilidade (baixo teor de argila e de matéria orgânica), de acordo com estudo realizado pela EMBRAPA (2015). Entretanto, outros estudos divergiram na avaliação dos resultados. De acordo com Hatje et al. (2017), o despejo de rejeito causou o aumento nas cargas de sedimento em suspensão e o depósito de resíduos ao longo da bacia do Rio Doce, e as concentrações de ferro, arsênio, mercúrio e manganês superaram as diretrizes de qualidade para sedimentos. Segundo Queiroz e colaboradores (2018), o rejeito, composto principalmente de feóxihdróxidos (goetita, hematita), caulinita e quartzo, aumentou as concentrações de manganês, cromo, zinco, níquel, cobre, chumbo e cobalto nas margens do rio Doce. Além disso, a força do volume de resíduos lançado nos rios provavelmente revolveu e colocou em suspensão sedimentos do fundo dos cursos d'água que, pelo histórico de uso, continham metais pesados e que podem ter se espalhado ao longo do trajeto da lama (SEDRU, 2016).

As plantas estão sujeitas a absorver qualquer elemento químico que esteja disponível no ambiente, independente da sua essencialidade (Epstein e Bloom, 2006). Um elemento é definido como essencial quando é um componente intrínseco na estrutura ou no

metabolismo vegetal ou cuja ausência impede a planta de completar seu ciclo vital (Arnon e Stout, 1939; Epstein e Bloom, 2006). Neste contexto, os elementos podem ser classificados como macro e micronutrientes, de acordo com suas concentrações relativas no tecido seco da planta (Malavolta, 1997), o que se refere à demanda exigida pelo metabolismo vegetal. Dessa forma, tanto a falta quanto o possível excesso de elementos minerais (no rejeito oriundo do rompimento da barragem) podem provocar desarranjos nos processos metabólicos das plantas, que refletirão diretamente no crescimento vegetal. Além disso, devido aos elevados teores de areia fina e silte do rejeito depositado, este material pode evoluir para condições de alta compactidade, dificultando a germinação de sementes e restringindo tanto a infiltração de água como o enraizamento das plantas (EMBRAPA, 2015).

Como as áreas atingidas pelos rejeitos da mineração de ferro tiveram as condições de solo profundamente alteradas, estudos de aclimação das plantas ao cenário atual são fundamentais para o trabalho de correção das áreas impactadas (SEDRU, 2016). Nesse sentido, investigações quanto à toxicidade, alterações físicas e/ou nutricionais do solo interpostas após o acidente se fazem necessárias para melhor compreender a resiliência e a capacidade de restauração das áreas afetadas pelo depósito de rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Técnicas de manejo específico deverão ser adaptadas à situação vigente, visando o recobrimento vegetal das áreas atingidas (EMBRAPA, 2015). No entanto, ações de plantio com espécies herbáceas e arbóreas exóticas foram feitas na mata ciliar da Bacia do Rio Doce sem o estudo adequado, o que pode gerar novos impactos na região (Silva et al., 2015).

Diante do exposto, e em face da necessidade de recompor a flora da área afetada, este estudo teve como objetivo investigar a germinação de sementes e o crescimento inicial de espécies arbóreas nativas da região da bacia do rio Doce expostas ao rejeito de minério de ferro. O desempenho das espécies foi avaliado através de testes de germinação, análises de medidas de crescimento, teor de clorofila e fluorescência da clorofila *a*. Com base nas informações disponibilizadas na literatura sobre a composição do rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da barragem de Fundão, nossa hipótese é que o rejeito é capaz de reduzir a capacidade de germinação das sementes e de limitar o crescimento e o desenvolvimento das plantas devido às suas características físicas e químicas.

Material e Métodos

Material vegetal

Dez espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica foram selecionadas com base na ocorrência na Bacia do Rio Doce (Lombardi e Gonçalves, 2000) e de acordo com a disponibilidade de sementes na época de realização dos experimentos. A germinabilidade foi investigada para as seguintes espécies: cinco pertencentes à família Fabaceae, *Albizia polycephala* (Benth.) Killip ex Record (angico branco), *Bowdichia virgilioides* Kunth (sucupira preta), *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze (maricá), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (angico vermelho), *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (canafístula); três representantes da família Bignoniaceae, *Cybistax antisiphilitica* (Mart.) Mart. (ipê verde), *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos (ipê roxo), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê roxo de bola), uma pertencente à família Bixaceae, *Bixa orellana* L. (urucum) e *Dictyoloma vandelianum* Adr. Juss. (tingui), pertencente à família Rutaceae. Em uma etapa posterior foi avaliado o crescimento inicial das plântulas, exceto para *Mimosa bimucronata*, *Parapiptadenia rigida* e *Bixa orellana*, devido à indisponibilidade de sementes.

Coleta dos substratos

A coleta dos substratos foi realizada em áreas distintas em abril de 2017, 18 meses após o rompimento da barragem de Fundão. Na primeira área (20°21'26.45"S/43°7'4.69"O) às margens do rio do Carmo, no município de Barra Longa (MG, Brasil) foram coletadas amostras do rejeito de minério de ferro sedimentado e do solo da região que não foi afetado pela lama de rejeito (controle 1). Na segunda área, localizada às margens do Rio Doce (20°11'39.85"S/42°51'0.35"O) no município de Rio Doce (MG, Brasil), após a barragem de Candonga, foi coletado solo que também não foi afetado pela lama de rejeito (controle 2).

Em cada área foram coletadas amostras múltiplas de solo/rejeito na profundidade de 0 a 20 cm, que em seguida foram homogeneizadas e acondicionadas em sacos plásticos até a realização dos experimentos.

Caracterização dos substratos

Caracterização química por ICP-OES

As amostras de rejeito e dos solos foram encaminhadas para o Laboratório de

Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP, onde os teores de Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn e Zr foram determinados por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, Agilent 725).

Textura, pH, nitrogênio total e micronutrientes B, Cu, Fe, Mn, Zn

O pH dos solos e do rejeito de minério de ferro foi mensurado no Laboratório de Fisiologia Vegetal da UFMG utilizando a proporção 1:2,5 (v/v) de solo: água (EMBRAPA, 2011). Amostras de rejeito e solos foram encaminhadas ao Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) para análise da textura (argila, silte e areia), quantificação de nitrogênio total (orgânico + amoniacal, pelo método Kjeldahl), e das formas disponíveis de zinco, cobre, ferro, manganês (extraídos com solução de DTPA-TEA a pH 7,3) e boro (extração por água quente) (Raij et al., 2001).

Experimento I: Germinação

Processamento das sementes

As sementes de *Handroanthus impetiginosus* foram cedidas pela Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte (Belo Horizonte, MG, Brasil) e as demais pelo Instituto Espinhaço - Biodiversidade, Cultura e Desenvolvimento Socioambiental (Gouveia, MG, Brasil). As sementes de *Albizia polycephala* e *Peltophorum dubium* foram escarificadas com lixa e as de *Bowdichia virgilioides* foram imersas em ácido sulfúrico PA por 7 minutos, ambos métodos com o objetivo de quebrar a dormência física das sementes. As demais espécies não passaram por nenhum pré-tratamento. Antes da montagem dos testes de germinação, as sementes foram desinfestadas superficialmente com solução de hipoclorito de sódio (NaClO) a 5% por 10 minutos e em seguida lavadas com água destilada.

Testes de germinação

Os testes de germinação foram compostos por quatro tratamentos: papel filtro (duas camadas, Whatman Nº. 1), solo controle 1 (coletado às margens do rio do Carmo), solo controle 2 (coletado às margens do rio Doce) e rejeito de minério de ferro (coletado às margens do rio do Carmo). Para cada tratamento, quatro repetições de 25 sementes de cada espécie foram colocadas para germinar em caixas do tipo gerbox transparentes. As caixas contendo papel filtro foram umedecidas com água destilada numa proporção de

aproximadamente 3,5 vezes o peso do papel filtro (Brasil, 2009). Nos tratamentos com rejeito/solos os substratos foram umedecidos com água destilada mantendo-se 75% da sua capacidade de campo para que houvesse a mesma disponibilidade hídrica em todos os tratamentos, sem restringir o oxigênio. A reposição da umidade dos substratos foi realizada de acordo com o peso inicial da caixa gerbox com o substrato. Os experimentos foram conduzidos em câmaras de germinação do tipo B.O.D em temperatura ótima de germinação (25 ou 30°C, dependendo da espécie), fotoperíodo de 12 h (40 μmol de fótons $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

O número de sementes germinadas foi monitorado diariamente até a estabilização da resposta e o critério de germinação foi a emergência de 2 mm da raiz primária. As variáveis da resposta germinativa foram a porcentagem final de germinação e o tempo médio de germinação (dias), este calculado de acordo com Labouriau (1983).

Experimento II: Crescimento inicial das plântulas

Substrato e condições de crescimento

O experimento de crescimento inicial das plântulas foi realizado para sete espécies: *Albizia polycephala*, *Bowdichia virgilioides*, *Peltophorum dubium*, *Cybistax antisiphilitica*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Handroanthus impetiginosus* e *Dictyoloma vandelianum*. Baseado nos resultados de determinação dos elementos químicos por ICP-OES, o crescimento das plantas das sete espécies foi avaliado em quatro tratamentos: 1) solo controle; 2) rejeito de minério de ferro; 3) solo fertilizado e 4) rejeito de minério de ferro fertilizado. O solo (denominado solo controle 1 no primeiro experimento) e o rejeito utilizados neste experimento foram coletados às margens do rio do Carmo. Utilizou-se o fertilizante mineral misto para aplicação via solo “Osmocote Plus 15-9-12” (15% N, 9% P_2O_5 , 12% K_2O , 1,3% Mg, 6% S, 0,05% Cu, 0,46% Fe, 0,06% Mn e 0,02% Mo; Dublin, USA - com duração de liberação de nutrientes de seis meses). O fertilizante osmocote foi utilizado por ser de liberação lenta, capaz de aumentar a eficiência do uso de nutrientes pelas plantas e reduzir as perdas por processos físicos (Shaviv e Mikkelsen, 1993), além da praticidade do manuseio e da possibilidade de uma única aplicação. A concentração utilizada foi 7,5 g L^{-1} conforme sugerido pelo fabricante do produto para espécies arbóreas nativas.

Sementes recém germinadas em papel filtro, pertencentes às sete espécies testadas, foram transplantadas para tubetes de PVC de 180 cm^3 contendo um dos quatro tratamentos, utilizando-se uma amostragem de 27 plantas por tratamento para cada espécie. O

experimento de crescimento foi realizado no viveiro do Instituto Espinhaço - Biodiversidade, Cultura e Desenvolvimento Socioambiental, localizado na Universidade Federal de São João Del Rey, campus Sete Lagoas (MG, Brasil). As plantas foram mantidas em viveiro coberto com tela de sombreamento de 50%, com irrigação por microaspersão por 15 minutos, quatro vezes ao dia. A remoção manual de eventuais plantas invasoras ocorreu semanalmente.

Parâmetros de crescimento

As plântulas foram arranjadas em delineamento inteiramente casualizado (4 tratamentos - 27 repetições) para cada espécie. Foram tomadas medidas de comprimento da parte aérea, comprimento da raiz principal e diâmetro do colo de 10 plântulas de cada tratamento ao final do experimento (10 semanas após o transplante, exceto para a espécie *Dictyoloma vandelianum*, cuja medida ocorreu com 8 semanas). O comprimento da parte aérea e da raiz principal foram medidos com o auxílio de uma trena (cm) e o diâmetro com um paquímetro digital (precisão de 0,01 mm). A área foliar total (cm²) foi calculada utilizando o programa ImageJ. Após limpeza com água destilada, as plântulas foram secas em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C até peso constante para obtenção da massa seca. A biomassa de cada parte (raiz, caule e folhas) da plântula foi obtida em balança analítica de precisão e a soma dessas partes configurou a massa seca total de cada plântula.

A fração da massa seca dos órgãos foi calculada de acordo com Poorter e Nagel, 2000:

- Fração de massa radicular: $FMR = M_R / M_T$
- Fração de massa caulinar: $FMC = M_C / M_T$
- Fração de massa foliar: $FMF = M_F / M_T$

onde, M_R = massa seca das raízes; M_C = massa seca do caule; M_F = massa seca das folhas; M_T = massa total.

Teor de clorofila (índice SPAD) e análise da fluorescência da clorofila a

Uma medida não destrutiva do teor de clorofila (índice SPAD) foi realizada por meio de quatro leituras no medidor portátil de clorofila SPAD-502 (Minolta, Japão) em três folhas fisiologicamente maduras de cinco plântulas. Todas as medidas foram realizadas no terço médio do comprimento das folhas.

Para a análise de fluorescência da clorofila *a*, a superfície das folhas foram cuidadosamente limpas com um chumaço de algodão umedecido com água. Após

aclimação no escuro por 30 minutos, o rendimento quântico máximo do fotossistema II estabelecido pelo Fv/Fm (Butler, 1978) foi determinado entre 9 e 12 horas utilizando-se um fluorômetro portátil modulado por pulsos (modelo PAM-2500, Walz, Eifeltrich, Alemanha). Para todas as espécies as medidas foram feitas em plântulas submetidas a 75 dias de tratamento, exceto para *D. vandellianum* cujas medidas foram realizadas com 60 dias, de forma a garantir que fossem realizadas em folhas visualmente saudáveis em todos os tratamentos.

Análise estatística

A verificação da resposta de cada variável aos tratamentos aplicados foi realizada através de modelos lineares generalizados (GLMs). Em seguida, todos os tratamentos foram comparados em uma análise de contraste para verificar os níveis das variáveis (Crawley, 2012). Posteriormente, análises de resíduos foram feitas para avaliar a adequação dos modelos e a distribuição de erros (Crawley, 2012). Todas as análises foram realizadas na plataforma R (R Development Core Team, 2014). Os gráficos foram feitos usando o programa SigmaPlot (versão 12.0).

Resultados

Caracterização dos substratos

O rejeito de minério de ferro, em relação aos solos controle, apresentou altos teores de silte (44,1 %) e de areia muito fina (26,6%), e apenas 6,9% de argila, sendo classificado como franco-arenoso. Os solos controle apresentaram entre 20 e 30% de argila e foram classificados como franco-argiloarenosos (Tabela 1). O pH do rejeito foi próximo de 8, enquanto o pH dos solos controles em torno de 6 (Tabela 1). Não foi detectada a presença de nitrogênio no rejeito, entretanto, nos solos controle 1 e 2, foram detectados 0,8 g N kg⁻¹ e 1,0 g N kg⁻¹, respectivamente (Tabela 1). Os elementos As, Bi, Cd, Mo não apresentaram valores quantificáveis pelo ICP-OES nos três substratos. Be, Co, Li, Ni, Pb, Th ficaram abaixo do limite de quantificação apenas no rejeito. Os elementos Al, Ba, Ca, Cr, K, Mg, S, Sc, Sr, Ti, V, Y, Zr foram encontrados em menor concentração no rejeito em comparação com os solos controle. O cobre e o zinco apresentaram menor concentração no rejeito, tanto pelo método de ICP-OES como pela determinação por DTPA. A quantidade de fósforo foi maior no rejeito em comparação com os solos controle. A concentração de ferro foi quatro vezes maior no rejeito em relação aos solos controle, entretanto, a disponibilidade do Fe foi maior nos solos. Resultado semelhante foi observado para o manganês, que apesar de apresentar maior concentração no rejeito, mostrou menor disponibilidade neste substrato. O boro foi encontrado nas concentrações de 0,07 mg kg⁻¹, 0,17 mg kg⁻¹ e 0,06 mg kg⁻¹ no rejeito, solo controle 1 e solo controle 2, respectivamente (Tabela 1).

Germinação de sementes

Para as dez espécies estudadas, a germinabilidade das sementes no rejeito de minério de ferro foi semelhante ao observado no papel filtro e/ou solos controles (Figura 1). A capacidade de germinação das sementes de *A. polycephala*, *Peltophorum dubium*, *H. heptaphyllus*, *H. impetiginosus* e *B. orellana* não diferiu entre os quatro tratamentos. As sementes de *M. bimucronata*, *Parapiptadenia rigida* e *C. antisiphilitica* apresentaram maior porcentagem de germinação no papel filtro do que nos substratos. A máxima germinabilidade das sementes de *B. virgilioides* ocorreu no solo controle 1 e para *D. vandellianum* no solo controle 1 e no papel filtro.

O tempo médio de germinação das sementes da maioria das espécies não foi alterado em função do substrato utilizado, exceto *H. heptaphyllus* e *M. bimucronata* que germinaram mais rápido no papel filtro e *D. vandellianum*, cujas sementes apresentaram

maior velocidade de germinação no papel filtro e no rejeito em comparação com os dois solos controle (Tabela 2).

Parâmetros de crescimento

A massa seca total das plântulas das sete espécies estudadas foi menor quando estas cresceram no rejeito controle (sem fertilização) (Figura 2). As plântulas crescidas em ambos substratos (solo e rejeito) fertilizados tiveram maior massa seca em relação aos mesmos substratos sem fertilização. Para cinco espécies (*A. polycephala*, *B. virgilioides*, *C. antisiphilitica*, *H. heptaphyllus* e *D. vandellianum*) a massa seca das plântulas foi maior quando crescidas no solo fertilizado do que no rejeito fertilizado.

As plântulas da maioria das espécies (*B. virgilioides*, *P. dubium*, *H. heptaphyllus* e *D. vandellianum*) apresentaram menor comprimento da parte aérea no rejeito controle em comparação com os demais tratamentos (Figura 3). Quando comparadas às do solo controle, as plântulas de *A. polycephala* apresentaram-se menores no rejeito controle, entretanto, estas não diferiram em altura das plântulas do rejeito fertilizado.

As plântulas das espécies *H. heptaphyllus*, *H. impetiginosus* e *B. virgilioides* apresentaram maiores comprimentos da raiz principal no solo controle em comparação aos demais tratamentos. A raiz principal das plântulas de *D. vandellianum* apresentaram menor comprimento no rejeito controle e as de *A. polycephala* maior comprimento em ambos os tratamentos com rejeito (controle e fertilizado) (Figura 3). Nódulos fixadores de nitrogênio foram observados apenas nas raízes de *A. polycephala*, para as quais a razão entre a massa seca dos nódulos e a massa seca das raízes foi maior no rejeito e solo sem fertilização ($p < 0,05$).

Comparado aos demais tratamentos, o diâmetro do colo foi menor em todas as plantas crescidas no rejeito controle (sem fertilização), exceto para *B. virgilioides* e *H. impetiginosus* (Figura 3). Para esta variável, estas duas espécies não diferiram entre rejeito controle e solo controle e apresentaram caules com maior diâmetro nos tratamentos fertilizados.

A área foliar total das plântulas de todas as espécies crescidas no tratamento rejeito controle foi menor que a dos demais tratamentos (Figura 4). As plântulas de *A. polycephala* que cresceram no solo controle apresentaram área foliar semelhante à do rejeito fertilizado. Não houve diferença entre os dois tratamentos fertilizados para as plântulas de *P. dubium* e *H. impetiginosus*. A resposta das demais espécies seguiu o padrão: rejeito controle < solo controle < rejeito fertilizado < solo fertilizado.

Alocação de biomassa

As plântulas de *B. virgilioides*, *H. heptaphyllus*, *H. impetiginosus* e *D. vandellianum* crescidas no rejeito controle (sem fertilização) alocaram proporcionalmente mais biomassa nas raízes do que as plântulas que cresceram nos demais tratamentos (Figura 5). Nas plântulas de todas as espécies, exceto *A. polycephala*, houve proporcionalmente menos biomassa alocada para as raízes nos tratamentos fertilizados em comparação ao rejeito e ao solo sem fertilização. *Albizia polycephala*, nos três órgãos, não particionou sua biomassa de forma diferente entre os tratamentos.

A fração de massa correspondente às folhas foi menor nas plântulas crescidas no rejeito controle para todas as espécies (exceto *A. polycephala*) e com a fertilização dos substratos a alocação de biomassa para as folhas foi maior.

Teor de clorofila (índice SPAD) e análise da fluorescência da clorofila a

As folhas das plântulas de todas as espécies estudadas, cultivadas no rejeito controle, apresentaram os menores teores de clorofila (Figura 6). Entretanto, em *H. impetiginosus*, os teores de clorofila não diferiram entre as plântulas crescidas no rejeito controle e no solo controle, sendo ambos menores do que os tratamentos fertilizados.

Plântulas de *B. virgilioides*, *C. antisiphilitica*, *H. heptaphyllus* e *D. vandellianum* crescidas no rejeito controle apresentaram menor potencial de rendimento quântico do fotossistema II (Fv/Fm) em comparação aos demais tratamentos (Figura 6). *Peltophorum dubium* e *H. impetiginosus* não apresentaram diferença significativa nas medidas de Fv/Fm entre o rejeito controle e o solo controle, entretanto, apresentaram valores menores do que pelo menos um dos tratamentos fertilizados. O rendimento quântico potencial do fotossistema II não diferiu entre os tratamentos para as plântulas de *A. polycephala*.

Discussão

As sementes das dez espécies estudadas foram capazes de germinar no rejeito de minério de ferro. A maior germinabilidade, observada para as sementes de *M. bimucronata*, *P. rigida* e *C. antisyphilitica* mantidas no papel filtro, provavelmente foi devido a maior facilidade de absorção de água nesta condição em comparação com os substratos. A água no papel filtro está livre, enquanto nos solos está agregada às partículas e a solutos dissolvidos (Ferreira e Borghetti, 2004). Dessa forma, a diferença de potencial hídrico entre a semente e o solo é menor do que entre a semente e a água livre (Taiz e Zeiger, 2009), o que pode diminuir a velocidade de absorção de água pelas sementes quando germinam no solo. Assim, por absorverem a água do solo lentamente, algumas sementes ficam mais sujeitas à deterioração por microrganismos antes de completarem o processo germinativo, o que conseqüentemente pode diminuir a germinabilidade nesta condição. A velocidade de absorção da água também poderia explicar porque as sementes de *H. heptaphyllus* e *M. bimucronata* germinaram mais rápido no papel filtro do que nos demais substratos. O rejeito de minério de ferro, por ser constituído de partículas muito finas, possui poros menores e, neste aspecto, se assemelha ao papel filtro por também formar uma fina lâmina de água, o que pode ter contribuído para o menor tempo de germinação das sementes de *D. vandellianum* no papel filtro e no rejeito de minério de ferro em comparação com os solos.

A fertilidade do solo não é uma característica determinante durante a fase de germinação, uma vez que assim que uma semente absorve água e ativa o metabolismo, o embrião mobiliza a reserva nutricional das sementes e, então, ganha energia suficiente para romper o tegumento que o circunda (Mayer e Poljakoff-Mayber, 1982; Bewley e Black, 1994). A presença de elementos-traço no rejeito de minério de ferro, que poderia comprometer a germinação, não foi confirmada pelas análises realizadas neste estudo. Em consonância com estudos prévios (Segura et al., 2016; SEDRU, 2016), as concentrações de elementos potencialmente tóxicos, tanto no rejeito de minério de ferro como nos solos controle, são inferiores às recomendações das Diretrizes Canadenses de Qualidade do Solo Ambiental (CCME, 2001) e abaixo do limite recomendado pelo Regulamento Brasileiro (CONAMA, 2009). Segura e colaboradores (2016), sugerem que o procedimento usado para produzir uma polpa de minério de ferro mais rica remove elementos tóxicos como chumbo e arsênio, mas também elementos essenciais como Mo, Cu, Co e Zn. Apesar da alta concentração de ferro e manganês no rejeito de minério de ferro, estes não estão totalmente disponíveis para as plantas (Tabela 1). Visto que a concentração de íons

hidrogênio (pH) interfere no equilíbrio de oxidação-redução e na solubilidade de vários constituintes, o pH alcalino reduz a disponibilidade de ferro e de manganês (Lucas e Davis, 1961) como observado no rejeito. Dessa forma, o ferro que está disponível para as plantas neste substrato tem a concentração classificada como média, enquanto os solos controle, com pH em torno de 6, apresentam classificação “muito alta” de disponibilidade de ferro (Raij, 1996). A concentração de manganês, ainda que menos disponível no rejeito, é classificada como “muito alta” nos três substratos (Raij, 1996).

O rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da barragem de Fundão limitou o crescimento e o desenvolvimento das plântulas das espécies arbóreas estudadas. A fertilização deste substrato foi capaz de reverter este efeito promovendo o crescimento das plântulas, o que demonstra a deficiência de nutrientes no rejeito. Os nutrientes minerais fazem parte de compostos estruturais e de processos metabólicos indispensáveis para o crescimento e desenvolvimento vegetal adequado e a baixa fertilidade é uma das principais condições do solo que impõe estresses nutricionais às plantas (Epstein e Bloom, 2006). Outros estudos apontaram a falta de nutrientes minerais no rejeito coletado logo após ao desastre (Segura et al., 2016, Andrade et al., 2018), característica que perdurou após 18 meses do ocorrido (época da coleta do rejeito utilizado neste estudo). As plântulas de todas as espécies avaliadas neste estudo acumularam menos biomassa quando cresceram no rejeito de minério de ferro em comparação com o solo natural da região. Quando as plântulas de *D. vandellianum* foram submetidas ao rejeito, um substrato extremamente pobre em nutrientes, a produção de biomassa vegetal foi 10 vezes menor do que no solo (também sem fertilização). Para as demais espécies, a produção de biomassa foi aproximadamente 3,5 (*C. antisiphilitica* e *H. heptaphyllus*), 2,6 (*A. polycephala* e *P. dubium*), 2,1 (*B. virgilioides*) e 1,3 (*H. impetiginosus*) vezes menor no rejeito em comparação ao solo (ambos sem fertilização). A produção de biomassa nos dois tratamentos controle pode estar relacionado à quantidade e a qualidade da reserva das sementes. *D. vandellianum* por exemplo, a espécie mais afetada nesse sentido, possui uma semente com pouca reserva nutritiva (Silva e Paoli, 2006), enquanto a maior reserva, em relação às demais espécies deste estudo, das sementes de *H. impetiginosus*, pode ter favorecido o crescimento das plântulas desta espécie no rejeito controle. Os cotilédones de todas as espécies estudadas indicam ser do tipo foliáceo e fotossintetizante (Ibarra-Manríquez et al., 2001; Souza e Oliveira, 2004), sendo assim, eles foram fonte de recurso nutritivo e permitiram a fotossíntese antes da emissão do primeiro par de folhas, tornando possível, ainda que discreto, o crescimento no rejeito de minério de ferro sem fertilização.

As plântulas de *A. polycephala* e *H. impetiginosus* acumularam quatro vezes mais biomassa quando o rejeito foi fertilizado, enquanto *B. virgilioides* e *C. antisiphilitica* acumularam sete e dez vezes mais, respectivamente. O aumento da biomassa em plântulas crescidas no rejeito fertilizado ultrapassou 2.000% para *P. dubium* e *H. heptaphyllus*. De modo recorrente, *D. vandellianum* demonstrou ser a espécie mais afetada pela falta de nutrientes no rejeito, uma vez que quando este é fertilizado as plântulas produzem 63 vezes mais biomassa. Este incremento de biomassa é refletido na maior altura e diâmetro do colo, o que indica a melhoria nutricional das plântulas advindas da fertilização. Para todas as espécies a fertilização do rejeito resultou em plântulas com maior comprimento da parte aérea quando comparadas ao rejeito não fertilizado, exceto para *A. polycephala*, onde o aumento da biomassa não foi diretamente proporcional ao aumento em altura. Apesar da fertilização do rejeito não resultar em maior altura das plântulas de *A. polycephala*, este tratamento permitiu maior diâmetro do caule das plântulas, assim como observado para as outras espécies.

Além de afetar a produção total de biomassa, a condição nutricional interfere no particionamento entre os órgãos da planta. Isto se torna evidente ao notar que as plântulas de todas as espécies alocaram maior biomassa nas raízes quando crescidas no rejeito sem fertilização e, uma vez cultivadas no rejeito fertilizado, investiram na alocação de massa para a parte aérea. A fração da massa seca da planta representada pelas folhas (FMF) aumenta com a disponibilidade de nutrientes (Poorter et al., 2012), enquanto plantas com baixa oferta de nutrientes mostram maior alocação para as raízes (Brouwer, 1963). Em uma metanálise realizada por Poorter et al. (2012) para investigar a alocação de biomassa, foi observado que plantas em solos com baixo recurso nutricional alocam proporcionalmente mais biomassa nas raízes em detrimento do caule e, principalmente das folhas. É interessante ressaltar que todas as plântulas das espécies estudadas investiram proporcionalmente mais nas folhas quando cresceram no solo do que no rejeito, ambos sem fertilização, reafirmando o importante impacto do rejeito na fertilidade do solo para a vegetação na região afetada. Nos substratos fertilizados, uma menor proporção de sistema radicular foi suficiente para fornecer os nutrientes requeridos e, assim, as plântulas puderam diminuir a alocação de recursos para as raízes e aumentaram para a parte aérea. Esses resultados mostram uma otimização do crescimento radicular com a disponibilidade de nutrientes, o que está de acordo com o conceito de equilíbrio funcional entre raízes e parte aérea. De acordo com este conceito, o crescimento da raiz está sob controle dos fotoassimilados e o crescimento da parte aérea é limitado pelos nutrientes disponíveis para

a raiz (Thornley, 1995; Bangerth et al., 2000). Em experimentos laboratoriais, espécies arbóreas frequentemente alocam mais de 50% de sua biomassa para as folhas (Poorter et al., 2012). *Albizia polycephala* foi a única espécie que não alocou pelo menos 50% da biomassa para as folhas e não mostrou diferença nos padrões de alocação de biomassa entre os tratamentos nos três órgãos, o que pode estar relacionado à simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio (nodulação), algo comum na família Fabaceae (Denison, 2000). Proporcionalmente à massa da raiz, houve maior nodulação nos substratos sem fertilização, o que é esperado, uma vez que a nodulação é inversamente proporcional à disponibilidade de nitrogênio (Parsons et al., 1993). É importante ressaltar que o rejeito não impediu a presença da microbiota, uma vez que foi observado o processo de nodulação e que a quantidade de nódulos presentes nas plântulas crescidas no solo controle foi a mesma das plantas crescidas no rejeito controle. Apesar de mais estudos serem necessários, ressalta-se que o rejeito, portanto, não é limitante ao crescimento de organismos diazotróficos e ao desenvolvimento da simbiose destes com plantas.

Geralmente a germinação de uma semente culmina com a protrusão da raiz primária (Bewley e Black, 1994), uma vez que a necessidade básica de uma plântula é estabelecer fontes externas de nutrientes e água. As raízes precisam adentrar uma matriz sólida e as condições físicas do solo estão diretamente relacionadas com a resistência mecânica que a matriz pode impor ao crescimento radicular (Clark et al., 2003). O comprimento da raiz principal foi um parâmetro com respostas variadas entre as espécies. Para a maioria das espécies em que houve diferença significativa entre os tratamentos, o menor comprimento da raiz principal foi observado no rejeito e nos tratamentos fertilizados. Ainda que as plântulas de *D. vandellianum* também tenham apresentado raízes mais curtas no rejeito, estas não tiveram comprimento semelhante à dos tratamentos fertilizados. Entretanto, as raízes de *A. polycephala* cresceram mais no rejeito, independente da fertilização. O rejeito é constituído principalmente por areia fina e silte, partículas pequenas que poderiam favorecer a compactação do solo (EMBRAPA, 2015), entretanto, essa característica parece não ter limitado o avanço das raízes no rejeito. Essa limitação parece ter ocorrido pela falta de nutrientes, uma vez que o desenvolvimento das raízes é mínimo em solos inférteis e seu alongamento depende de nitrogênio inorgânico exógeno (Epstein e Bloom, 2006). Possivelmente, a maior disponibilidade de nutrientes no solo controle, possibilitou maior crescimento da raiz principal das plântulas, quando comparadas àquelas crescendo no rejeito. É importante ressaltar que o comprimento da raiz principal não se refere ao sistema radicular, este envolve também as raízes laterais e é representado pela massa seca de todas

as raízes. Portanto, ainda que tenha sido observado menor comprimento da raiz principal nas plântulas crescidas no rejeito controle, o acúmulo de biomassa nas raízes ainda foi proporcionalmente maior nas plântulas que cresceram no rejeito controle em relação aos demais tratamentos porque a massa seca engloba a raiz principal e as raízes laterais. Dessa forma, nos substratos sem fertilização o investimento no sistema radicular ocorreu com o objetivo de explorar melhor o entorno e adquirir nutrientes, entretanto, foi necessário um mínimo de recurso nutricional para que as raízes pudessem crescer, o qual se mostrou suficiente no solo controle mas não no rejeito controle. Em contraste, na presença de altos níveis de nutrientes, devido à fertilização com osmocote, o crescimento pode ter sido limitado por carboidratos, tendendo a cessar, como sugerido pelo estudo de Durieux et al. (1994). Neste caso, o alongamento radicular estaria sendo inibido pelas citocininas que tendem a aumentar com a melhoria do estado nutricional da planta (Bangerth et al., 2000). Por outro lado, as citocininas também estimulam a expansão foliar (Takei et al., 2002), corroborando o observado nos substratos fertilizados, o que pode ser uma estratégia para garantir maior assimilação de carbono e garantir o crescimento das plântulas.

A área foliar indica a superfície disponível para a realização do processo fotossintético (Peixoto e Peixoto, 2009). Todas as espécies tiveram uma menor área foliar total quando crescidas no rejeito, porém, a fertilização do rejeito foi capaz de prover plântulas com área foliar igual ou, para maioria das espécies, superior à área foliar das plântulas crescidas no solo, demonstrando mais uma vez a limitação nutricional do rejeito de minério de ferro. A absorção da luz para realização da fotossíntese depende da captação da energia luminosa pelas clorofilas e o nitrogênio é um constituinte essencial do núcleo das moléculas destes pigmentos (Kjellbom e Larsson, 1984). Foi observado um menor teor de clorofila nas folhas das plântulas crescidas no rejeito de minério de ferro, o que poderia estar relacionado à falta de nitrogênio no rejeito de minério de ferro. Tanto para espécies herbáceas quanto para espécies arbóreas, o índice SPAD, além de indicar o teor relativo de clorofila, tem sido utilizado para inferir a quantidade de nitrogênio em uma folha (Blackmer e Schepers, 1995; Guimarães et al., 1999; Uddling et al., 2007; Coste et al., 2010). Dessa forma, é esperado que os tratamentos que apresentaram plantas com um menor teor de clorofila, provavelmente também possuem uma menor quantidade de nitrogênio nas folhas. Em comparação com o rejeito sem fertilização, o teor de clorofila foi maior no solo para todas as espécies, exceto para *H. impetiginosus*. A fertilização do rejeito de minério de ferro resultou em uma maior quantidade de clorofila nas folhas, provavelmente devido ao maior aporte de nitrogênio. Um maior suprimento de nitrogênio

permite que as folhas possam alocar uma proporção maior deste elemento para a Rubisco e outras enzimas, além de pigmentos da fotossíntese e de proteínas constituintes dos fotossistemas (como a proteína D1), aumentando a capacidade fotossintética das plantas (Gastal e Lemaire, 2002; Lawlor, 2002).

A menor quantidade de clorofila e a possível limitação nutricional de nitrogênio, impostas principalmente pelo rejeito, interferiram na estrutura do fotossistema II (PSII), o que pode ser observado pelo menor valor de F_v/F_m encontrado na maioria das plantas. Este parâmetro tem sido amplamente utilizado para detectar perturbações induzidas pelo estresse no aparelho fotossintético, uma vez que uma diminuição nos valores de F_v/F_m pode ser consequência de danos causados nos centros de reação do fotossistema II (Baker, 2004). A razão F_v/F_m fornece uma estimativa da eficiência máxima, na qual a luz absorvida pelas antenas coletoras de luz do fotossistema II é convertida em energia química (redução da quinona A, primeiro acceptor de elétrons da cadeia transportadora de elétrons) (Butler, 1978). Portanto, a deprivação da capacidade fotossintética é refletida na redução do crescimento das plantas, como observado nas plântulas cultivadas no rejeito. Em folhas de maçã, o teor decrescente de nitrogênio não foi associado a diminuições no F_v/F_m (Cheng et al., 2000). Entretanto, segundo Baker e Rosenqvist (2004), apesar da fluorescência ser um método capaz de sondar o estado do nitrogênio nas folhas, são necessários níveis baixos para que a eficiência quântica máxima da fotoquímica do PSII seja afetada. É importante ressaltar que o parâmetro F_v/F_m não reflete o rendimento no qual o PSII está operando sob a luz ambiente (Baker, 2008), portanto, não se pode afirmar que não houve danos aos fotossistemas das folhas das espécies que não tiveram o F_v/F_m reduzido no rejeito.

É interessante notar que, embora o crescimento das espécies tenha sido maior no rejeito fertilizado do que no solo ao qual as plantas da região estão naturalmente expostas, a maioria das espécies teve melhor desempenho no solo fertilizado do que no rejeito fertilizado. Tal observação sugere a presença de outros fatores, além da falta de nutrientes, que poderiam afetar negativamente o crescimento e desenvolvimento das plantas no rejeito. Dessa forma, seria pertinente a realização de experimentos específicos para verificar a interferência de fatores secundários no desempenho das plantas crescidas no rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, duas espécies apresentaram desempenho sem diferença significativa entre ambos os substratos fertilizados. As plântulas de *P. dubium* e *H. impetiginosus* no rejeito fertilizado apresentaram altura, comprimento radicular, diâmetro do colo, área foliar, alocação de

biomassa, teor de clorofila e F_v/F_m semelhantes às do solo fertilizado. Enquanto a biomassa total foi igual nos dois solos fertilizados para *H. impetiginosus*, as plântulas de *P. dubium* acumularam mais biomassa no rejeito do que no solo (ambos fertilizados). Isto indica a tolerância destas espécies a quaisquer possíveis fatores, além das limitações nutricionais, existentes no rejeito e que elas são indicadas para a revegetação das áreas contaminadas com o rejeito.

Conclusão

O rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da barragem de Fundão não impede a germinação das sementes de espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica. Entretanto, ainda que as plântulas consigam se estabelecer à custa da reserva nutritiva contida no endosperma da semente, o crescimento é limitado pela falta de nutrientes essenciais no rejeito. Essa deficiência nutricional provoca desarranjos metabólicos, como por exemplo, a diminuição da quantidade de clorofila nas folhas, reduzindo a capacidade fotossintética e conseqüente redução do crescimento. Esse estudo possui uma implicação prática nos projetos de recuperação da área impactada pelo desastre. A fertilização do rejeito é capaz de promover o crescimento e o desenvolvimento de espécies arbóreas e algumas espécies mostraram-se mais apropriadas para serem utilizadas nos projetos de revegetação. O rejeito não impediu o crescimento de organismos diazotróficos e tampouco o estabelecimento de nodulação nas espécies de Fabaceae. As espécies *Peltophorum dubium* e *Handroanthus impetiginosus* tiveram desempenho semelhante, ou melhor, como no caso da *Peltophorum dubium*, no rejeito fertilizado que no solo natural da região com fertilização. Embora nossos resultados tenham demonstrado que o principal componente que impede o crescimento inicial das espécies arbóreas no rejeito é o estresse nutricional, estudos mais aprofundados ainda são necessários para investigar se ocorre alguma interferência em vias metabólicas das plantas crescidas na presença do rejeito.

Referências Bibliográficas

Andrade, G. F., Paniz, F. P., Martins Jr, A. C., Rocha, B. A., da Silva Lobato, A. K., Rodrigues, J. L., ... & Batista, B. L. (2018). Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use? *Chemosphere*, *193*, 892-902.

Arnon, D. I., & Stout, P. R. (1939). The essentiality of certain elements in minute quantity for plants with special reference to copper. *Plant Physiology*, *14*(2), 371 p.

Baker, N. R., & Rosenqvist, E. (2004). Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. *Journal of Experimental Botany*, *55*(403), 1607-1621.

Baker, N. R. (2008). Chlorophyll fluorescence: a probe of photosynthesis in vivo. *Annual Review of Plant Biology*, *59*, 89-113.

Bangerth, F., Li, C. J., & Gruber, J. (2000). Mutual interaction of auxin and cytokinins in regulating correlative dominance. *Plant Growth Regulation*, *32*(2-3), 205-217.

Bewley, J. D., Black, M., (1994). *Seeds: Physiology of Development and Germination*. 2^a Ed. Springer, Boston, MA. 445 p.

Blackmer, T. M., & Schepers, J. S. (1995). Use of a chlorophyll meter to monitor nitrogen status and schedule fertigation for corn. *Journal of Production Agriculture*, *8*(1), 56-60.

Brasil. (2009). *Regras para análise de sementes / Ministério da Agricultura*. 1^a. ed. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. - Brasília. 399p.

Brouwer, R. (1963). Some aspects of the equilibrium between overground and underground plant parts. *Jaarboek van het Instituut voor Biologisch en Scheikundig onderzoek aan Landbouwgewassen*, *1963*, 31-39.

Butler, W. L. (1978). Energy distribution in the photochemical apparatus of photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology*, *29*(1), 345-378.

Carmo, F. F., Kamino, L. H. Y., Junior, R. T., de Campos, I. C., do Carmo, F. F., Silvino, G., ... & Pinto, C. E. F. (2017). Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation*.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment, (2001). Summary of a Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines.

Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

Cheng, L., Fuchigami, L. H., & Breen, P. J. (2000). Light absorption and partitioning in relation to nitrogen content in Fuji apple leaves. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 125(5), 581-587.

Clark, L. J., Whalley, W. R., & Barraclough, P. B. (2003). How do roots penetrate strong soil? In *Roots: The Dynamic Interface Between Plants and the Earth* (pp. 93-104). Springer, Dordrecht.

CONAMA. (2009). Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente. Resolução Nº 420, de 28 de dezembro de 2009.

Costa, A. T., Arias Nalini Jr, H., de Tarso Amorim Castro, P., Carvalho de Lena, J., Morgenstern, P., & Friese, K. (2006). Sediment contamination in floodplains and alluvial terraces as an historical record of gold exploitation in the Carmo River basin, Southeast Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34(3), 245-256.

Coste, S., Baraloto, C., Leroy, C., Marcon, É., Renaud, A., Richardson, A. D., ... & Hérault, B. (2010). Assessing foliar chlorophyll contents with the SPAD-502 chlorophyll meter: a calibration test with thirteen tree species of tropical rainforest in French Guiana. *Annals of Forest Science*, 67(6), 607-607.

Crawley, M. J. (2012). *The R book*. John Wiley & Sons.

Denison, R. F. (2000). Legume sanctions and the evolution of symbiotic cooperation by rhizobia. *The American Naturalist*, 156(6), 567-576.

Durieux, R. P., Kamprath, E. J., Jackson, W. A., & Moll, R. H. (1994). Root distribution of corn: the effect of nitrogen fertilization. *Agronomy Journal*, 86(6), 958-962.

ECOPLAN-LUME, C. (2010). Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. *Volume III, Relatório Final, Minas Gerais. Ano.* Acesso em: 25/06/2018. Disponível em: http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/PIRH_Doce_Volume_III1.pdf

EMBRAPA. (2011). Manual de métodos de análise de solo/Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2ª. ed. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, rev. revista. - Rio de Janeiro. 225p.

EMBRAPA. (2015). Relatório Técnico - Avaliação dos Impactos Causados ao Solo pelo Rompimento de Barragem de Rejeito de Mineração em Mariana, MG: Apoio ao Plano de Recuperação Agropecuária. Acesso em: 25/06/2018. Disponível em: http://www.consultaesic.cgu.gov.br/busca/dados/Lists/Pedido/Attachments/566237/RESP_OSTA_PEDIDO_Relatorio%20Tecnico_Avaliacao%20dos%20Impactos_Acidente%20Mariana_Embrapa.pdf

Epstein, E., Bloom, A.J. (2006). Nutrição Mineral de Plantas: Princípios e perspectivas. 2ª edição. Londrina: Editora Planta.

Ferreira, A. G., & Borghetti, F. (2004). Germinação: do básico ao aplicado. Porto Alegre: Editora Artmed.

Gastal, F., & Lemaire, G. (2002). N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Journal of Experimental Botany*, 53(370), 789-799.

Guimarães, T. G., FONTES, P. C. R., Pereira, P. R. G., Alvarez, V. H., & Monnerat, P. H. (1999). Teores de clorofila determinados por medidor portátil e sua relação com formas de nitrogênio em folhas de tomateiro cultivados em dois tipos de solo. *Bragantia*, 58(1), 209-216.

Hatje, V., Pedreira, R. M., Rezende, C. E., Schettini, C. A. F., Souza, G. C., Marin, D. C., & Hackspacher, P. C. (2017). The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*, 7(1), 10706.

Hudson-Edwards, K. A., Macklin, M. G., Jamieson, H. E., Brewer, P. A., Coulthard, T. J., Howard, A. J., & Turner, J. N. (2003). The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Rios Agrio-Guadamar, Aznalcóllar, Spain. *Applied Geochemistry*, 18(2), 221-239.

IBAMA. (2015). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Ministério do Meio Ambiente. Diretoria de Proteção Ambiental e DIPRO e Coordenação Geral de Emergências Ambientais - CGEMA. Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, Novembro de 2015, p. 38. Acesso em: 20/06/2018. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_Ibama.pdf

Ibarra-Manríquez, G., Martínez Ramos, M., & Oyama, K. (2001). Seedling functional types in a lowland rain forest in Mexico. *American Journal of Botany*, 88(10), 1801-1812.

Kjellbom, P., & Larsson, C. (1984). Preparation and polypeptide composition of

chlorophyll-free plasma membranes from leaves of light-grown spinach and barley. *Physiologia Plantarum*, 62(4), 501-509.

Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S. J., Macklin, M. G., & Hudson-Edwards, K. A. (2014). Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229-245.

Labouriau, L. G. A germinação das sementes. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, 1983. 174p.

Lawlor, D. W. (2002). Carbon and nitrogen assimilation in relation to yield: mechanisms are the key to understanding production systems. *Journal of Experimental Botany*, 53(370), 773-787.

Lombardi, J. A., & Gonçalves, M. A. I. S. A. (2000). Composição florística de dois remanescentes de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 23(3), 255-282.

Lucas, R. E., & Davis, J. (1961). Relationships between pH values of organic soils and availabilities of 12 plant nutrients. *Soil Science*, 92(3), 177-182.

Malavolta, E. (1997). Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações/Eurípedes Malavolta, Godofredo Cesar Vitti, Sebastião Alberto de Oliveira.- 2. ed., ver. e atual. *Piracicaba: Potafos*.

Mayer, A. M., & Poljakoff-Mayber, A. (1982). *The Germination of Seeds: Pergamon International Library of Science, Technology, Engineering and Social Studies*. Elsevier.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (6772), 853.

Parsons, R., Stanforth, A., Raven, J. A., & Sprent, J. I. (1993). Nodule growth and activity may be regulated by a feedback mechanism involving phloem nitrogen. *Plant, Cell & Environment*, 16(2), 125-136.

Peixoto, C. P., & Peixoto, M. F. S. P. (2009). Dinâmica do crescimento vegetal: princípios básicos. Tópicos em ciências agrárias, 38. Bahia: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas.

Poorter, H., & Nagel, O. (2000). The role of biomass allocation in the growth response of plants to different levels of light, CO₂, nutrients and water: a quantitative review. *Functional Plant Biology*, 27(12), 1191-1191.

Poorter, H., Niklas, K. J., Reich, P. B., Oleksyn, J., Poot, P., & Mommer, L. (2012). Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist*, 193(1), 30-50.

Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Almeida, L. S., Romero, T. B., Santaella, S. T., ... & Otero, X. L. (2018). The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, 637, 498-506.

Raij, B.V. (1996). Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: IAC.

Raij, B.V., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A., 2001. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 285p.

Samarco. (2014). Relatório anual de sustentabilidade. Acesso em: 25/06/2018. Disponível em: <https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2016/08/2014-Relatorio-Anual-de-Sustentabilidade.pdf>

Samarco. (2016). Relatório bienal 2015-16. Acesso em: 25/06/2018. Disponível em: https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2017/09/Samarco_Relatorio-Bienal-2015_16-08092017.pdf

Samarco. (2017). Relatório de impacto ambiental - RIMA - EIA - integrado do complexo germano. Acesso em: 25/06/2018. Disponível em: <https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2017/11/rima-samarco-2017.pdf>

SEDRU. (2016). Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Secretaria De Estado De Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana. Acesso em: 25/06/2018. Disponível em: http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor_assets/attachments/770/relatorio_final_ft_03_02_2016_15h5min.pdf. (Acesso em 18 de maio de 2018).

Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. Ú. L., ... & Batista, B. L. (2016). Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*, 218, 813-825.

Shaviv, A., & Mikkelsen, R. L. (1993). Controlled-release fertilizers to increase efficiency of nutrient use and minimize environmental degradation-A review. *Fertilizer Research*, 35(1-2), 1-12.

Silva, D. L., Ferreira, M. C., & Scotti, M. R. (2015). O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim*

Botânico da UFMG, 24(1-2).

Silva, L. L. D., & Paoli, A. A. S. (2006). Morphology and anatomy of seeds of *Dictyoloma vandellianum* Adr. Juss.(Rutaceae). *Revista Brasileira de Sementes*, 28(3), 116-120.

Souza, L. A., & de Oliveira, J. H. G. (2004). Morfologia e anatomia das plântulas de *Tabebuia avellaneda* Lor. ex Griseb e *T. chrysotricha* (Mart. ex Dc.) Standl. (Bignoniaceae). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(2), 217-226.

Taiz, L., & Zeiger, E. (2009). Fisiologia vegetal. 4ª edição. Porto Alegre: Editora Artmed.

Takei, K., Takahashi, T., Sugiyama, T., Yamaya, T., & Sakakibara, H. (2002). Multiple routes communicating nitrogen availability from roots to shoots: a signal transduction pathway mediated by cytokinin. *Journal of Experimental Botany*, 53(370), 971-977.

Thornley, J. H. (1995). Shoot: root allocation with respect to C, N and P: an investigation and comparison of resistance and teleonomic models. *Annals of Botany*, 75(4), 391-405.

Uddling, J., Gelang-Alfredsson, J., Piikki, K., & Pleijel, H. (2007). Evaluating the relationship between leaf chlorophyll concentration and SPAD-502 chlorophyll meter readings. *Photosynthesis research*, 91(1), 37-46.

Wong, M. H., & Tam, F. Y. (1977). Soil and vegetation contamination by iron-ore tailings. *Environmental Pollution (1970)*, 14(4), 241-254.

Tabela 1 - Propriedades físicas e químicas dos substratos utilizados nos tratamentos.

Parâmetros		Unidade	Rejeito	Solo controle 1	Solo controle 2
pH (H₂O)			7,8	6,1	5,9
Elementos macronutrientes	Ca	mg.kg ⁻¹	348,6	702,3	979,9
	K		49,6	5.173,7	1.769,0
	Mg		79,3	5.057,4	2.374,6
	P		418,3	383,9	348,5
	S		43,6	210,0	157,9
	N	g.kg ⁻¹	0	0,8	1,00
Elementos micronutrientes	Cu	mg.kg ⁻¹	7,3	38,6	35,1
	Fe		292.730,8	63.258,7	66.371,5
	Mn		994,2	717,7	479,2
	Mo		<LQ	<LQ	<LQ
	Ni		<LQ	21,7	24,8
	Zn		23,6	73,9	65,1
Elementos micronutrientes biodisponíveis	B (água quente)	mg.dm ⁻³	0,07	0,17	0,06
	Cu (DTPA)		0,2	0,7	0,6
	Fe (DTPA)		9,0	35,0	35,0
	Mn (DTPA)		19,5	26,0	32,3
	Zn (DTPA)		0,1	0,9	1,1
Elementos não essenciais	Al	mg.kg ⁻¹	3.375,8	37.983,4	26.593,9
	As		<LQ	<LQ	<LQ
	Ba		21,9	192,4	108,7
	Be		<LQ	1,3	0,6
	Bi		<LQ	<LQ	<LQ
	Cd		<LQ	<LQ	<LQ
	Co		<LQ	14,3	11,1
	Cr		22,1	64,1	82,9
	Li		<LQ	9,8	8,6
	Na		14,1	12,6	<LQ
	Pb		<LQ	30,1	19,3
	Sc		0,7	12,1	10,0
	Sr		2,4	11,8	7,5
	Th		<LQ	29,7	23,2
	Ti		102,7	1.254,1	825,3
	V		18,3	91,4	77,9
	Y		3,9	28,5	12,4
	Zr		2,5	5,0	5,5
	Textura	Argila	%	6,9	29,9
Silte			44,1	20,4	23,7
Areia grossa			0,9	10,0	2,3
Areia média			2,8	17,9	6,5
Areia fina			18,8	14,8	28
Areia muito fina			26,6	7,1	18,3
Classificação textural				Franco-arenosa	Franco-argiloarenosa

< LQ = valor abaixo do limite de quantificação do equipamento ICP-OES.

Tabela 2 - Tempo médio de germinação (dias) de sementes de 10 espécies arbóreas submetidas a diferentes substratos (PF = papel filtro, R = rejeito, SC 1 = solo controle 1 e SC 2 = solo controle 2). Dados representam as médias \pm desvio padrão (n = 4). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos (p < 0,05).

Espécies	Papel filtro	Rejeito	Solo controle 1	Solo controle 2
<i>Albizia polycephala</i>	1,3 \pm 0,2 a	1,4 \pm 0,2 a	1,3 \pm 0,1 a	1,3 \pm 0,1 a
<i>Bowdichia virgilioides</i>	15,5 \pm 1,1 a	13,3 \pm 2,3 a	15,9 \pm 2,1 a	15,6 \pm 1,0 a
<i>Mimosa bimucronata</i>	2,5 \pm 0,3 a	6,9 \pm 1,1 b	5,7 \pm 2,1 b	6,6 \pm 1,3 b
<i>Parapiptadenia rigida</i>	2,0 \pm 0,2 a	2,1 \pm 0,1 a	2,0 \pm 0,1 a	2,0 \pm 0,0 a
<i>Peltophorum dubium</i>	2,3 \pm 0,3 a	2,4 \pm 0,2 a	2,0 \pm 0,1 a	2,1 \pm 0,1 a
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	12,3 \pm 0,7 a	12,5 \pm 1,8 a	15,0 \pm 2,9 a	13,3 \pm 1,3 a
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	4,4 \pm 0,5 a	6,0 \pm 1,0 b	6,2 \pm 0,7 b	6,3 \pm 0,8 b
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1,6 \pm 0,0 a	1,6 \pm 0,1 a	1,6 \pm 0,1 a	1,7 \pm 0,0 a
<i>Bixa orellana</i>	27,9 \pm 3,5 a	26,0 \pm 3,6 a	25,2 \pm 2,8 a	25,2 \pm 2,3 a
<i>Dictyoloma vandelianum</i>	8,8 \pm 1,0 a	9,8 \pm 1,5 a	14,1 \pm 1,1 b	15,5 \pm 1,8 b

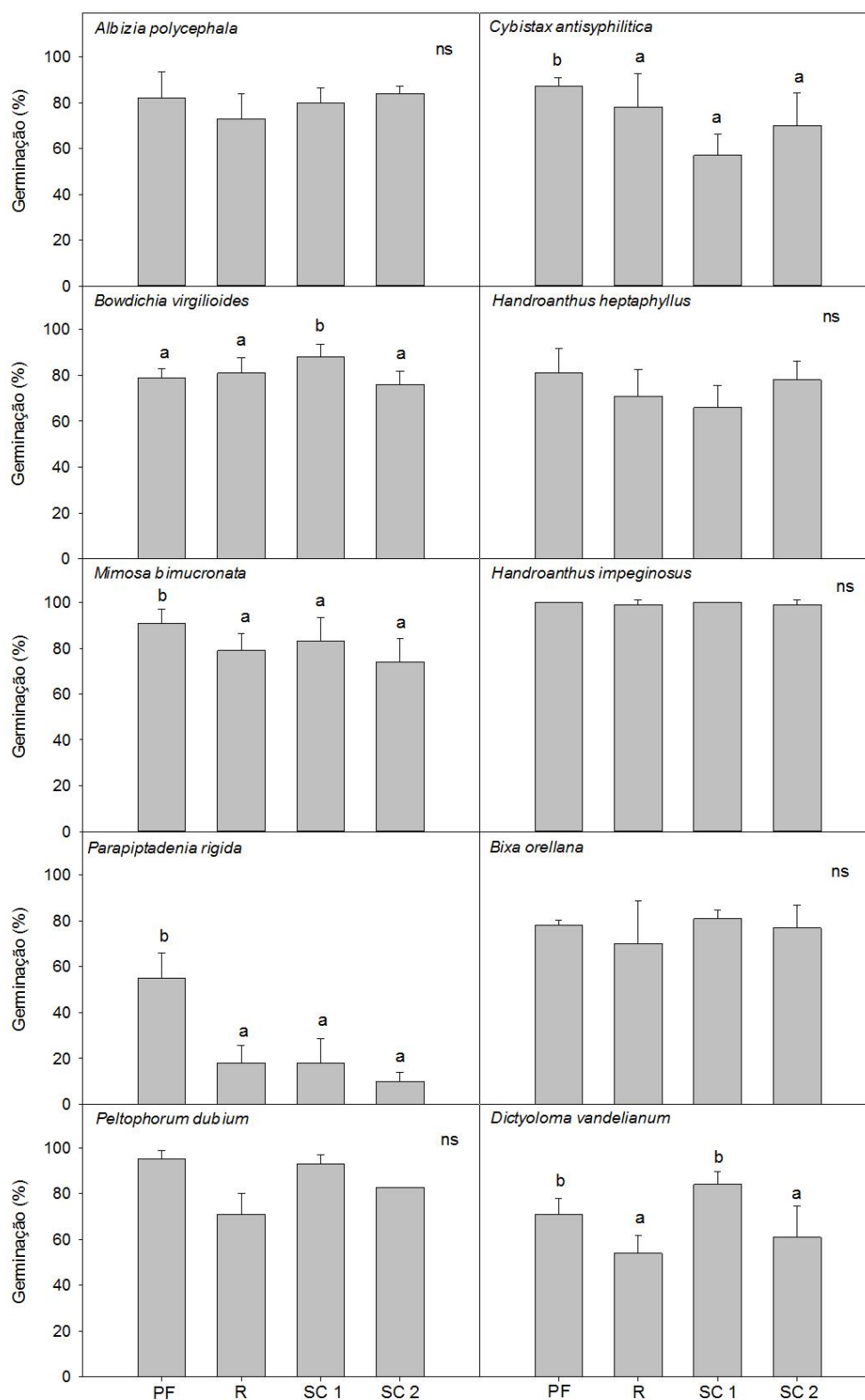


Figura 1 - Porcentagem de germinação de sementes de 10 espécies arbóreas submetidas a diferentes substratos (PF = papel filtro, R = rejeito, SC 1 = solo controle 1 e SC 2 = solo controle 2). As barras representam as médias \pm desvio padrão ($n = 4$). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$). ns = não significativo.

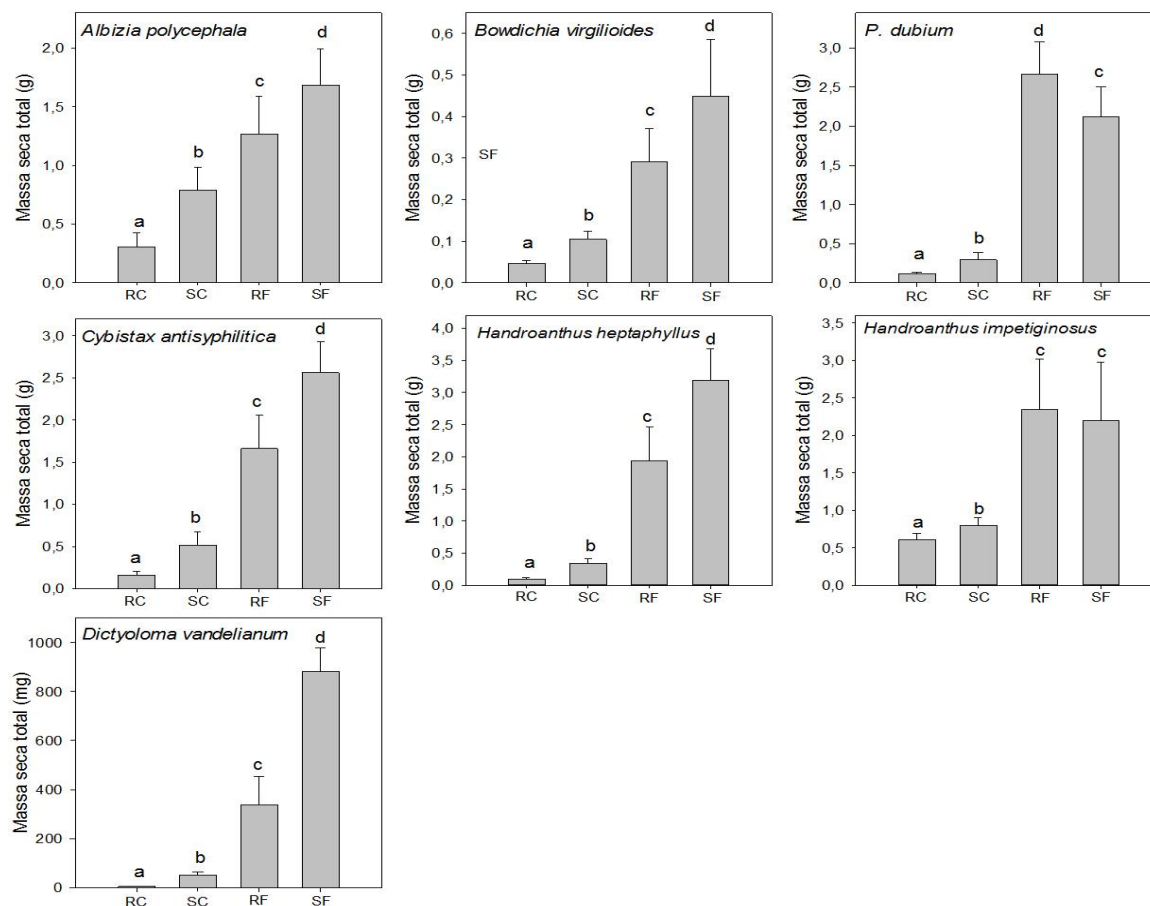


Figura 2 - Massa seca total das plântulas de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm desvio padrão ($n = 10$). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

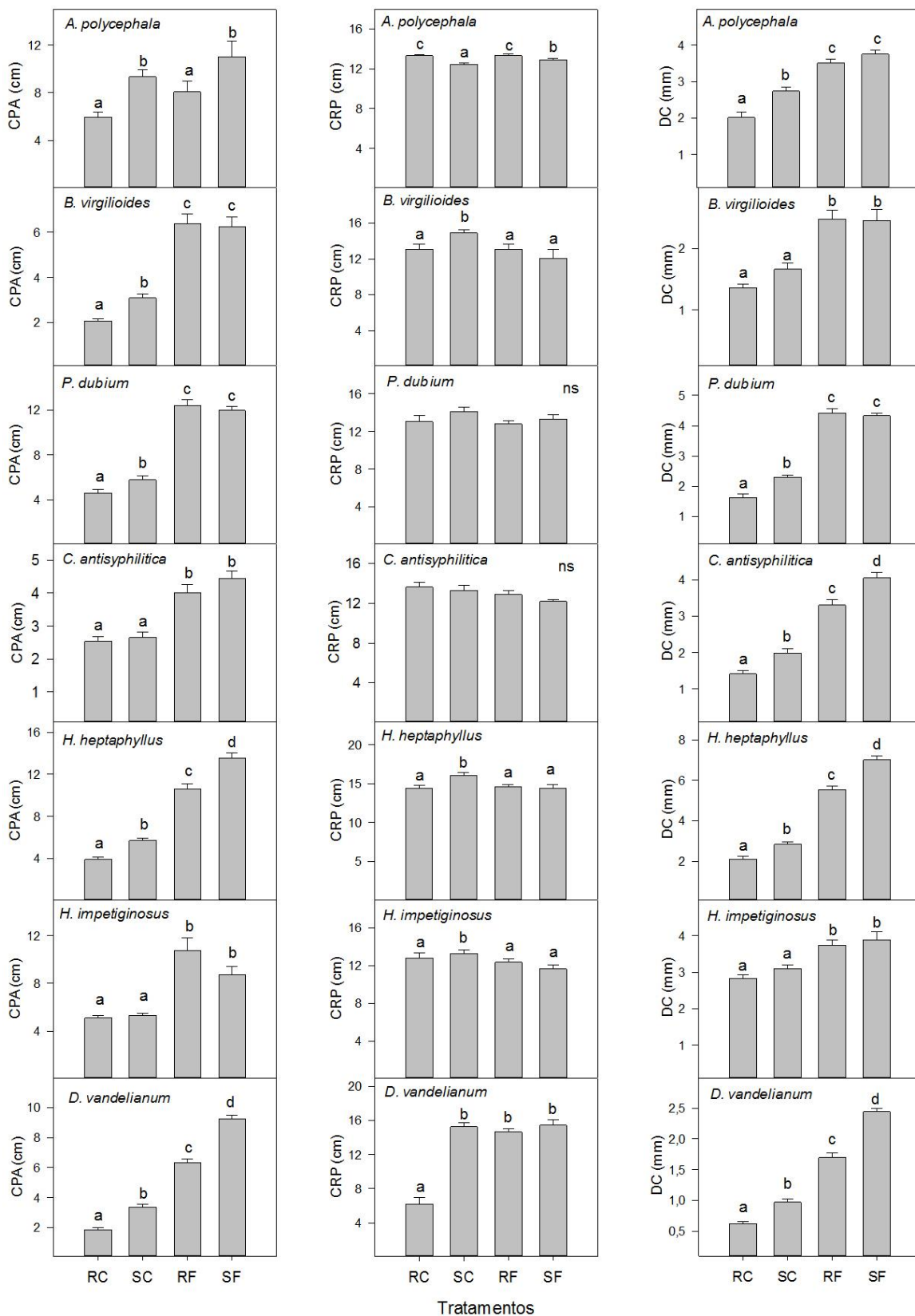


Figura 3 - Comprimento da parte aérea (CPA), da raiz principal (CRP) em centímetros (cm) e diâmetro do colo (DC) em milímetros (mm) de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm erro padrão (n = 10). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos (p < 0,05).

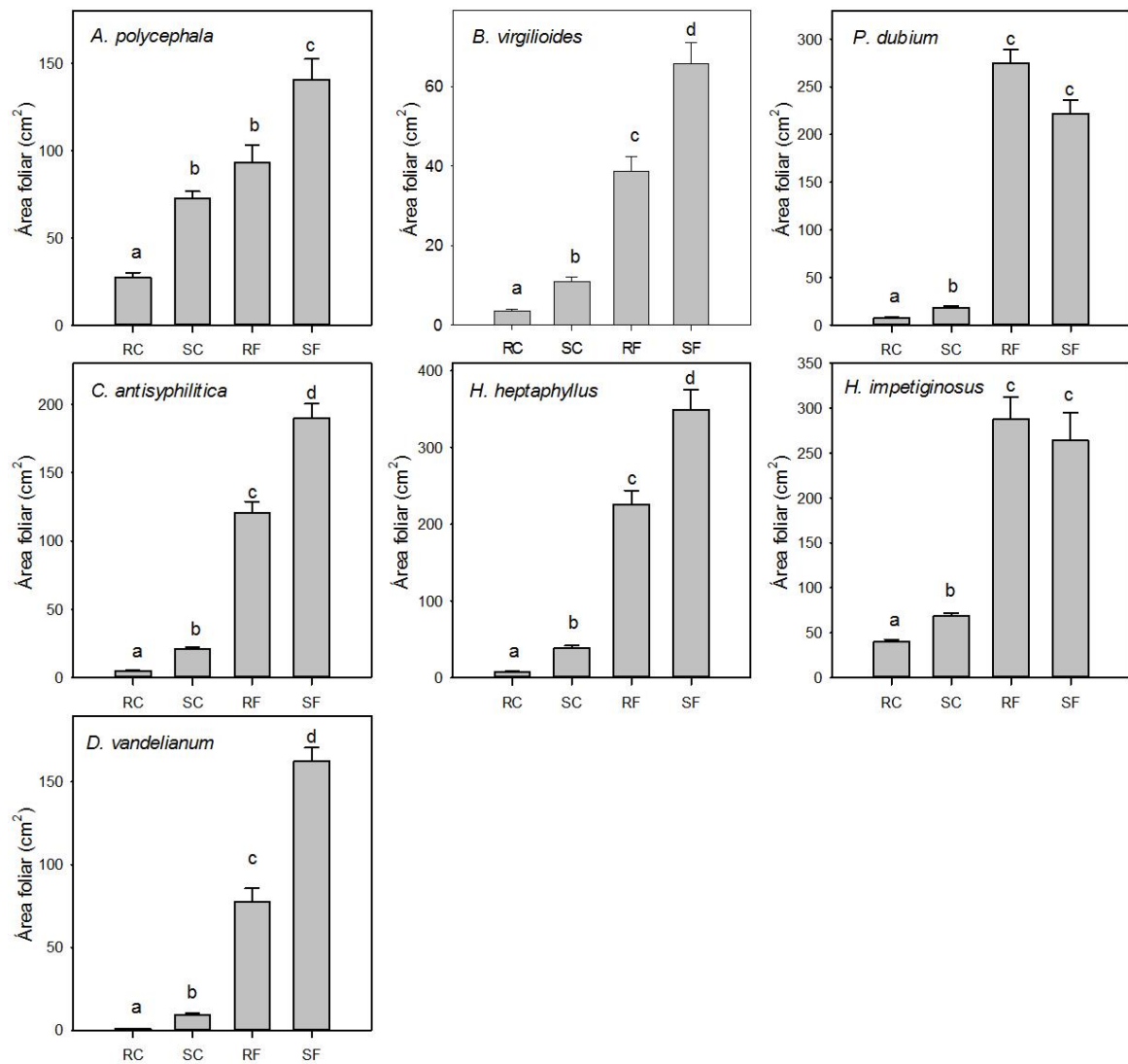


Figura 4 - Área foliar total de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm erro padrão (n = 10). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos (p < 0,05).

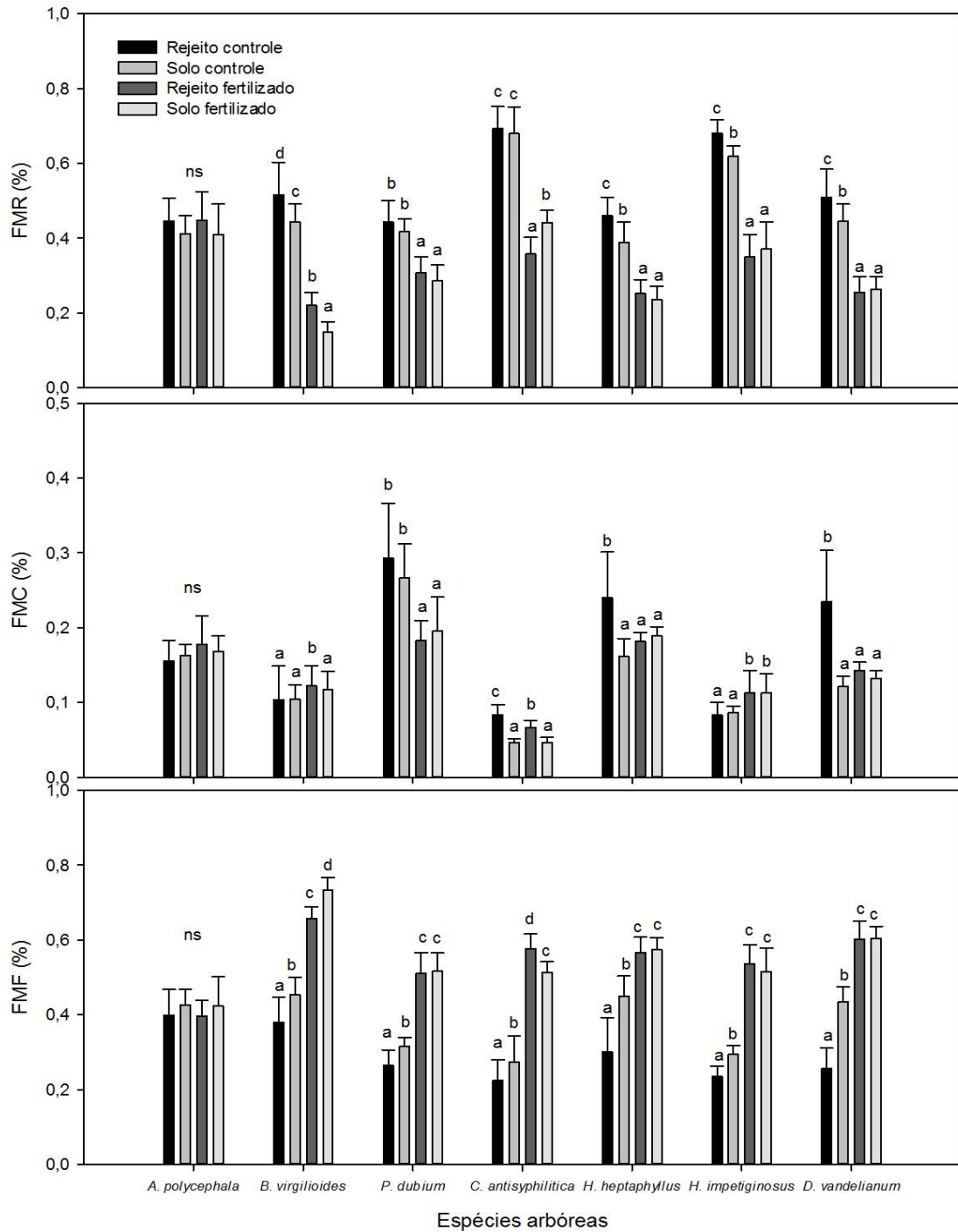


Figura 5 - Fração da massa total correspondente aos órgãos das plantas (FMR = fração de massa radicular; FMC = fração de massa caulinar; FMF = fração de massa foliar) expressos em porcentagem (%). Os dados são exibidos para as plântulas de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (rejeito controle, solo controle, rejeito fertilizado e solo fertilizado). As barras representam as médias \pm desvio padrão (n = 10). Na mesma espécie, os tratamentos seguidos por letras diferentes são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$).

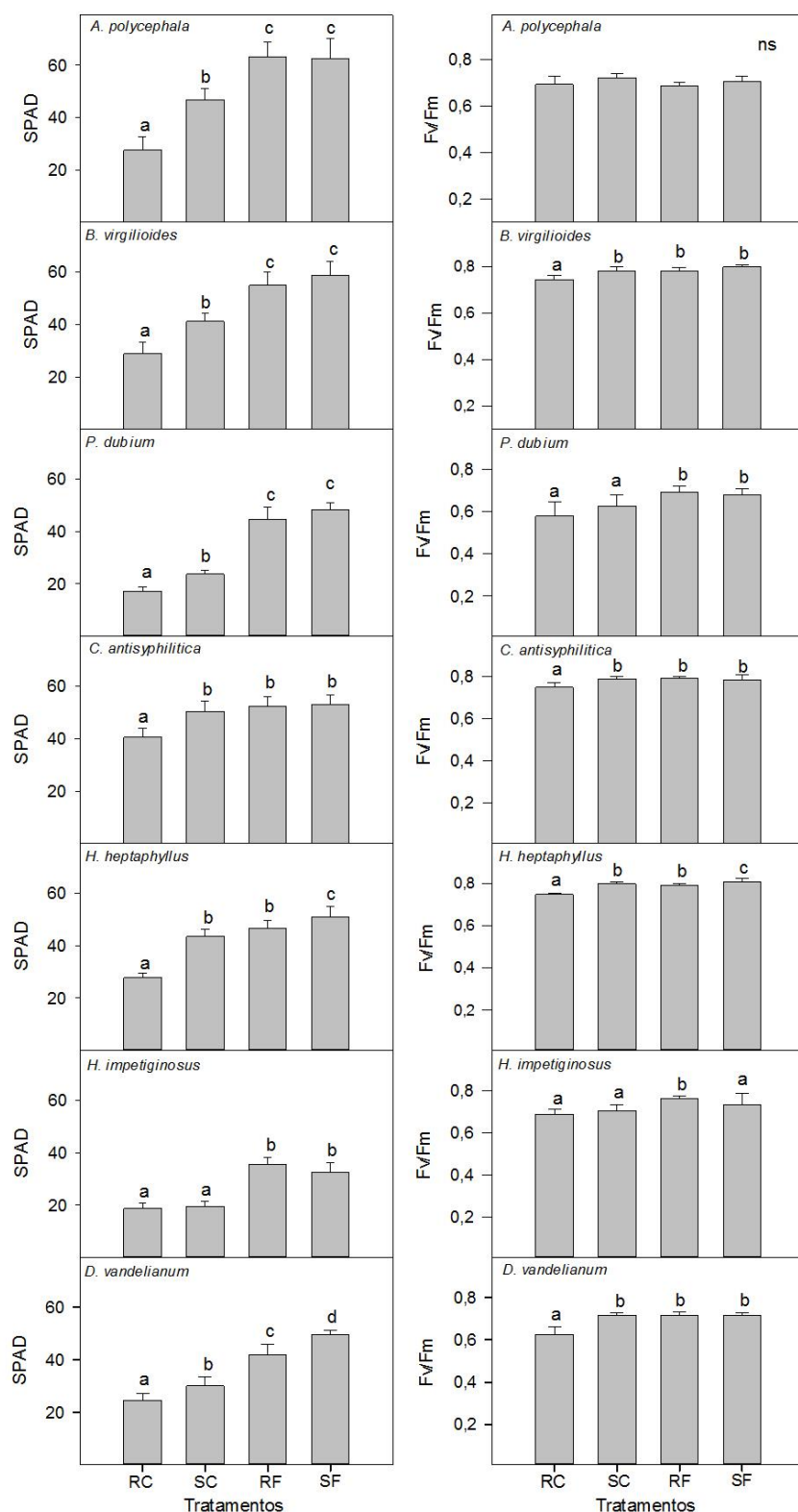


Figura 6 - Índice SPAD e rendimento quântico máximo do fotossistema II (Fv/Fm) de sete espécies arbóreas crescidas em diferentes tratamentos (RC = rejeito controle, SC = solo controle, RF = rejeito fertilizado e SF = solo fertilizado). As barras representam as médias \pm desvio padrão (n = 10). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos (p < 0,05).