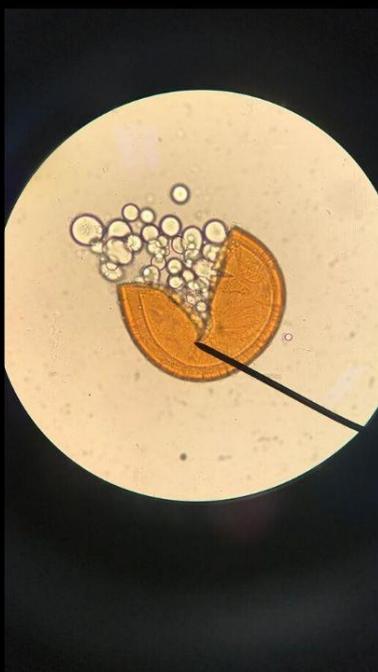


INDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E ECOSSISTEMAS ASSOCIADOS

1ª Edição

Lidia Klestadt Laurindo

Tancredo Souza



INDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E ECOSSISTEMAS ASSOCIADOS

1ª Edição

Lídia Klestadt Laurindo

Tancredo Souza



Edição dos autores

Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais

Curitiba, 2020

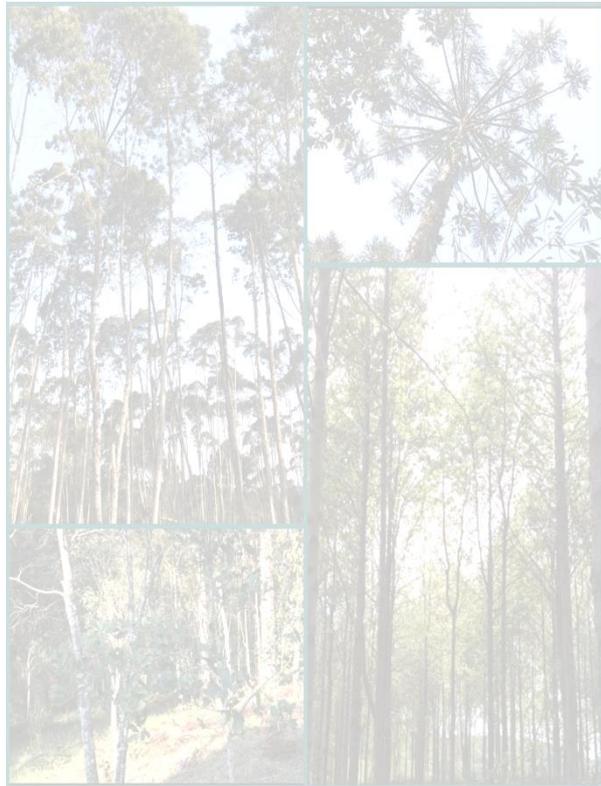
© 2020 by Tancredo Souza e Lídia Klestadt Laurindo

Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, por qualquer meio ou forma, sem a autorização escrita e prévia do detentor do copyright

Direitos de publicação reservados aos editores/autores

ISBN: 978-85-455046-4-1

Título: Indicadores da qualidade do solo em sistemas agroflorestais e ecossistemas associados



Sumário

| | |
|--|----|
| Capítulo 1. Fungos micorrízicos arbusculares..... | 6 |
| Resumo..... | 6 |
| Definição e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em sistemas agroflorestais | 7 |
| Monodominâncias vegetais vs. diversidade micorrízica: Os casos da Araucária, Bracatinga e Erva-mate | 11 |
| Impactos da invasão biológica: Efeito de espécies do gênero <i>Pinus</i> sobre a diversidade de micorrizas | 16 |
| Referências | 20 |
| Capítulo 2. Nematoides | 24 |
| Resumo..... | 24 |
| Conceito, classificação e grupos funcionais..... | 25 |
| Diversidade de nematoides em Sistemas Agroflorestais | 27 |
| Diversidade de nematoides em <i>Araucaria angustifolia</i> | 29 |
| Diversidade de nematoides em <i>Ilex paraguariensis</i> | 31 |
| Diversidade de nematoides em <i>Mimosa scabrella</i> | 33 |
| Diversidade de nematoides em ambientes invadidos por <i>Pinus</i> sp. | 36 |
| Referências | 38 |
| Capítulo 3. Produção primária líquida..... | 43 |
| Resumo | 43 |
| Produção primária líquida em ecossistemas naturais | 44 |
| Produção primária líquida em <i>Araucaria angustifolia</i> | 46 |
| Produção primária líquida em <i>Ilex paraguariensis</i> | 49 |
| Produção primária líquida em <i>Mimosa scabrella</i> | 50 |
| Produção primária líquida em <i>Pinus</i> sp..... | 52 |
| Referências | 54 |
| Capítulo 4. Propriedades químicas do solo | 61 |
| Resumo | 61 |
| Disponibilidade de carbono, nitrogênio e fósforo em sistemas agroflorestais (SAF's) e ecossistemas associados..... | 62 |
| Reação do solo e disponibilidade de C, N e P em <i>Araucaria angustifolia</i> | 65 |
| Reação do solo e disponibilidades de C, N e P em <i>Ilex paraguariensis</i> | 70 |
| Reação do solo e disponibilidade de C, N e P em <i>Mimosa scabrella</i> | 73 |
| Referências | 75 |
| Capítulo 5. Propriedades físicas do solo | 81 |
| Resumo | 81 |

| | |
|--|----|
| Propriedades físicas do solo, micorrizas e suas interações em ecossistema de <i>Araucaria angustifolia</i> | 82 |
| Propriedades físicas do solo, nematoides e suas interações em ecossistema de <i>Ilex paraguariensis</i> | 86 |
| Propriedades físicas do solo, micorrizas e suas interações em ecossistema de <i>Mimosa scabrella</i> | 89 |
| Propriedades físicas do solo, nematoides e suas interações em ecossistema de <i>Pinus</i> sp. | 91 |
| Propriedades físicas, químicas e biológicas e suas interações..... | 94 |
| Referências | 96 |

Capítulo 1. Fungos micorrízicos arbusculares



Lídia Klestadt Laurindo¹

Tancredo Augusto Feitosa de Souza²

Lucas Jónatan Rodrigues da Silva³

Thays Bragagnolo Casal⁴

Sarah Kormann⁵

Karoline de Jesus Conceição Pires⁶

Resumo

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), classificados no Filo Glomeromycota, são simbioses obrigatórios que se estabelecem no sistema radicular das plantas promovendo o crescimento, absorção de nutrientes e produção de biomassa em condições naturais e de estresse (e.g., hídrico e salino). No Sul do Brasil existe uma alta diversidade das Ordens Diversisporales e Glomerales em sistemas Agroflorestais. Em ambientes dominados por espécies arbóreas nativas como a Araucária (*Araucaria angustifolia*), Bracatinga (*Mimosa scabrella*) e Erva-mate (*Illex paraguariensis*) a diversidade de FMA é modulada por aspectos relacionados ao solo (e.g., pH) e as espécies hospedeiras (e.g., pareamento específico entre o fungo e a planta). Já em condições de invasão biológica (e.g., ambientes invadidos por espécies do gênero *Pinus*), observa-se correlação negativa linear entre redução na diversidade da comunidade de plantas nativas e diversidade de FMAs. O conhecimento da estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em ecossistemas naturais e submetidos a atividade antrópica (e.g., sistemas agroflorestais, silvicultura e produção agropecuária) é fundamental para o estabelecimento de estratégias de manejo da conservação e biodiversidade visando alta capacidade de produção primária líquida, qualidade do solo e sustentabilidade ambiental.

¹ Graduanda do curso de Agronomia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Bolsista PIBIC/CNPq.

² Doutor em Ciência do Solo, Professor Visitante Júnior no Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) da UFSC.

³ Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestrando do PPGEAN da UFSC.

⁴ Bacharel e Licenciada em Ciências Biológicas, Mestranda do PPGEAN da UFSC.

⁵ Graduanda do curso de Engenharia Florestal pela UFSC. PIBIC voluntário/UFSC.

⁶ Graduanda do curso de Engenharia Florestal pela UFSC. PIBIC voluntário/UFSC.

Definição e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em sistemas agroflorestais

Originalmente os fungos micorrízicos arbusculares foram classificados como sendo “endomicorrizas”, ou seja, fungos que apresentavam estruturas (e.g., hifas, vesículas, esporos e arbusculos) colonizando o interior das raízes das plantas independentemente do ecossistema avaliado (e.g., agrícola, florestal, natural e em processo de regeneração natural ou degradação) (Barros et al. 1978). Nesta classificação primordial também havia outros dois grupos, as ecto e ectendomicorrizas que não serão abordadas neste material. Atualmente, os fungos micorrízicos arbusculares são classificados dentro do Filo Glomeromycota⁷ (Figura 1).

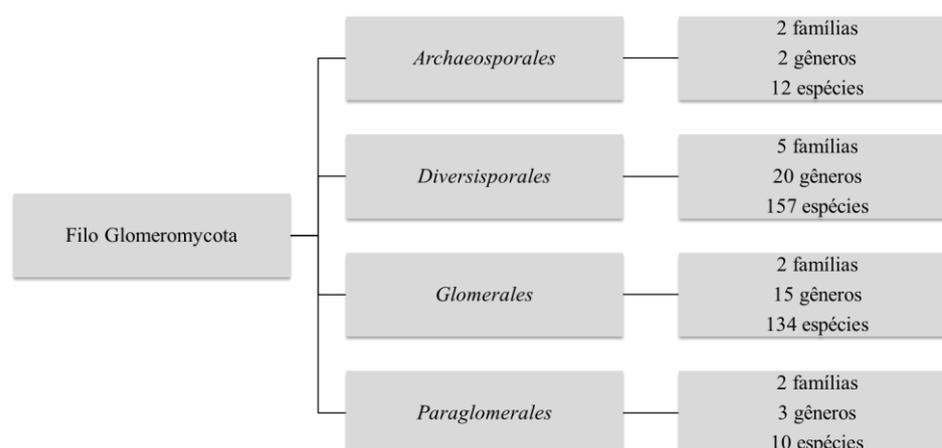


Figura 1. Filo Glomeromycota, principais ordens e número total de famílias, gêneros e espécies de fungos micorrízicos arbusculares. Adaptado de <https://sites.google.com/site/cicgfma/home>

Como descrito na Figura 1, o Filo Glomeromycota é subdividido em quatro ordens:

- Archaeosporales* – Constituído por 2 famílias (*Archaeosporaceae* e *Ambisporaceae*), 2 gêneros e 12 espécies;
- Diversisporales* - Constituído por 5 famílias (*Acaulosporaceae*, *Diversisporaceae*, *Gigasporaceae*, *Pacisporaceae*, *Sacculosporaceae*), 20 gêneros e 157 espécies;
- Glomerales* - Constituído por 2 famílias (*Glomeraceae* e *Claroideoglomeraceae*), 15 gêneros e 134 espécies;

⁷ Alguns pesquisadores já classificam os fungos micorrízicos arbusculares como pertencentes ao Filo Mucoromycota (Cheng et al. 2019).

d) *Paraglomerales* – Constituído por 2 famílias (Paraglomeraceae e Perveturstaceae), 3 gêneros e 10 espécies;

Os FMA são considerados como microrganismos chave na recuperação de áreas degradadas (Zhang et al. 2020). Em condições tropicais e subtropicais os esporos⁸ destas espécies deste grupo de fungos germinam no solo com temperaturas variando entre 25 e 30°C (Berude et al. 2015; Carrenho et al. 2010). No entanto, Souza (2015) relata que a germinação de esporos de FMAs na fase pré-simbiótica é altamente influenciada pela umidade do solo. Em sistemas agroflorestais no Sul do Brasil, observou-se alta riqueza de espécies de FMAs (Tabela 1). As ordens com maior riqueza de espécies encontradas no Sul do Brasil são *Diversisporales* e *Glomerales* (de Souza et al. 2010).

Tabela 1. Diversidade de FMAs das Ordens Diversisporales e Glomerales no Sul do Brasil

| Diversisporales | Glomerales |
|---|---|
| <i>Acaulospora colossica</i> P.A. Schultz, Bever & J.B. Morton | <i>Claroideoglopus claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>A. koskei</i> Blaszk. | <i>C. etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>A. morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck | <i>Funneliformis geosporus</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>A. rehmi</i> Sieverding & S. Toro | <i>F. mosseae</i> (T. H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>A. scrobiculata</i> Trappe | <i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck |
| <i>A. spinosa</i> C. Walker & Trappe | <i>Glomus</i> sp. (Tul. & C. Tul) |
| <i>A. tuberculata</i> Janos & Trappe | <i>G. botryoides</i> F.M. Rothwell & Victor |
| <i>Dentiscutata cerradensis</i> Sieverd., F.A. Souza & Oehl | <i>G. coremioides</i> (Berk. & Broome) D. Redecker & J. B. Morton |
| <i>Gigaspora albida</i> N.C. Schenck & G.S. Sm. | <i>G. glomerulatum</i> Sieverd |
| <i>G. decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott | <i>G. macrocarpum</i> Tul. & C. Tul |
| <i>G. margarita</i> W. N. Becker & I. R. Hall | <i>G. microcarpum</i> Tul. & C. Tul |
| <i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd & I. Ho) Oehl, F. A. Souza & Sieverd | <i>G. sinuosum</i> (Gerd. & B.K. Bakshi) R.T. Almeida & N.C. Schenck |
| <i>R. castanea</i> (C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. | <i>G. taiwanense</i> (CG Wu e ZC Chen) RT Almeida e NC Schenck ex YJ Yao |
| <i>R. verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. | <i>Paraglomus occultum</i> (C. Walker) J.B. Morton & D. Redecker |
| <i>Scutellospora dipurpurascens</i> J.B. Morton & Koske | <i>Rhizoglopus microaggregatum</i> (Koske, Gemma & P.D. Olexia) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| | <i>R. clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| | <i>R. invermaius</i> (I.R. Hall) C. Walker |
| | <i>Septoglopus constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| | <i>S. deserticola</i> (Trappe, Bloss & J.A. Menge) G.A. Silva, Oehl & Sieverd. |
| | <i>Oehlia diaphana</i> (J.B. Morton & C. Walker) Blaszk., Kozłowska & Dalpé |

⁸ Também denominados de “glomerosporos” (Souza 2015)

No contexto dos sistemas agroflorestais, a diversidade de FMAs torna-se importante pois estes simbioses podem promover o estado nutricional das plantas (Figura 2 A), o desenvolvimento em condições de estresse hídrico (Figura 2 B) e acúmulo de biomassa em condições de estresse salino (Figura 2C). Além de promover estes efeitos positivos, as micorrizas arbusculares também promovem o aumento da resistência das plantas ao ataque de patógenos, o que torna importante sua presença em áreas de sistemas agroflorestais ou em áreas em processo de recuperação (Berude et al. 2015; Soares 2010). Na figura abaixo, será possível identificar os efeitos da inoculação de FMAs nas seguintes condições:

- (i) Inoculação de 3 espécies de FMAs (e.g., *Acaulospora* spp., *Claroideoglomus claroideum*, *Glomus* spp. e *Rhizoglomus*) sobre o aumento nos teores de N em espécies arbóreas nativas de diferentes partes do mundo (Figura 2.A – Adaptado de Subramanian e Charest 1997; Caravaca et al. 2003; Gross et al. 2004). Observa-se neste caso que a inoculação com espécies de FMAs promoveram aumento de 8,37% no teor de N no tecido vegetal de espécies arbóreas nativas.
- (ii) Inoculação *Funneliformis mosseae* sobre o desenvolvimento radicular de espécies nativas e exóticas em condições de estresse hídrico (Figura 2.B – Adaptado de Liu et al. 2016; Chi et al. 2018). Para esta situação, a espécie *F. mosseae* promoveu incrementos no desenvolvimento radicular em torno de 60% em comparação com a não-inoculação desta espécie de FMA.
- (iii) Inoculação de 4 espécies de FMAs (e.g., *Acaulospora scrobiculata*, *C. etunicatum*, *F. mosseae* e *R. clarum*) sobre a produção de biomassa radicular em condições de estresse salino (Figura 3.C – Adaptado de Al-Karaki et al. 2001; Yano-Melo et al. 2003). Observa-se incremento de 150% na produção de biomassa radicular em espécies de plantas inoculadas com 4 diferentes espécies de FMAs.

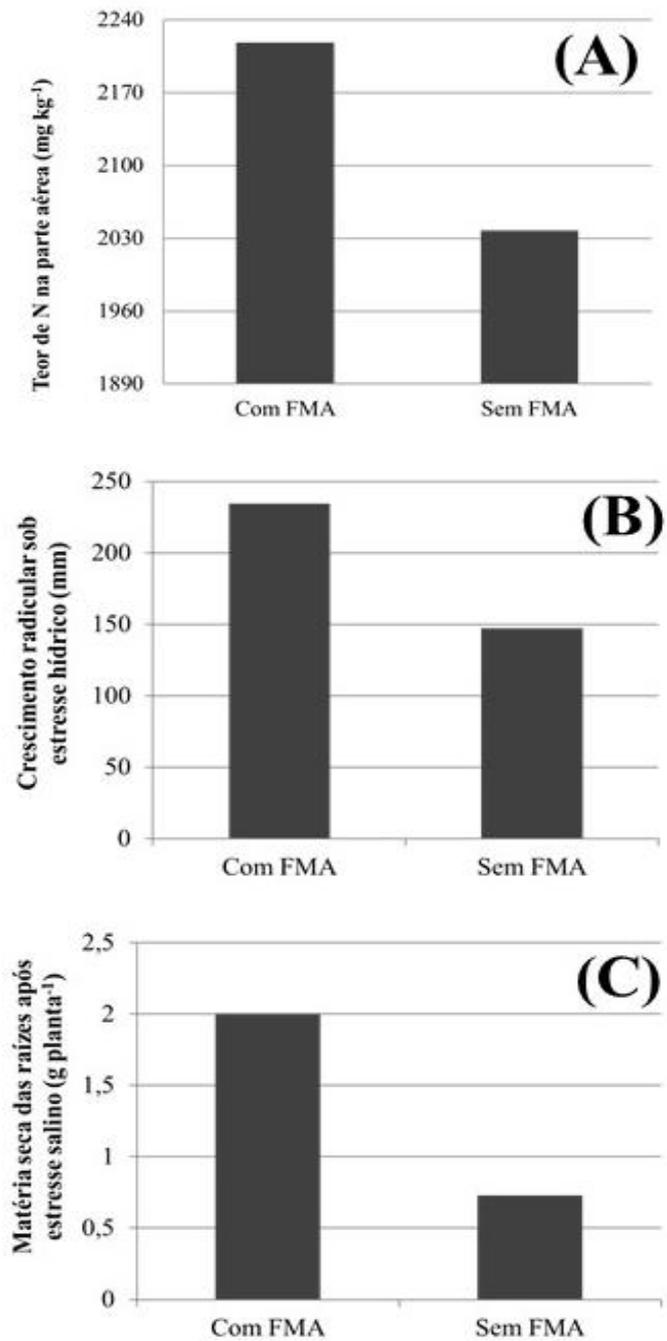


Figura 2. Efeitos da inoculação de FMAs sobre o teor de N na parte aérea (A), crescimento radicular sob estresse hídrico (B) e acúmulo de biomassa radicular sob estresse salino.

Monodominâncias vegetais vs. diversidade micorrízica: Os casos da Araucária, Bracatinga e Erva-mate

Um dos Biomas brasileiros mais diversificado em flora e fauna é o Bioma Mata Atlântica⁹ (Trevisan et al. 2020). Dentro desse Bioma podemos encontrar ao longo das comunidades de plantas as espécies *Araucaria angustifolia*, *Mimosa scabrella* e *Ilex paraguariensis* como exemplares de espécies arbóreas nativas de elevado interesse para a conservação da natureza, aspectos econômicos, sociais e culturais (Focking et al. 2020). Inclusive é bem reportado na literatura áreas naturais de floresta subtropical brasileira com monodominância de *A. angustifolia*¹⁰ que se estende nos estados do Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e alguns pontos de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Em Santa Catarina, *A. angustifolia* ocorre sobretudo na Floresta Ombrófila Mista (Figura 3).

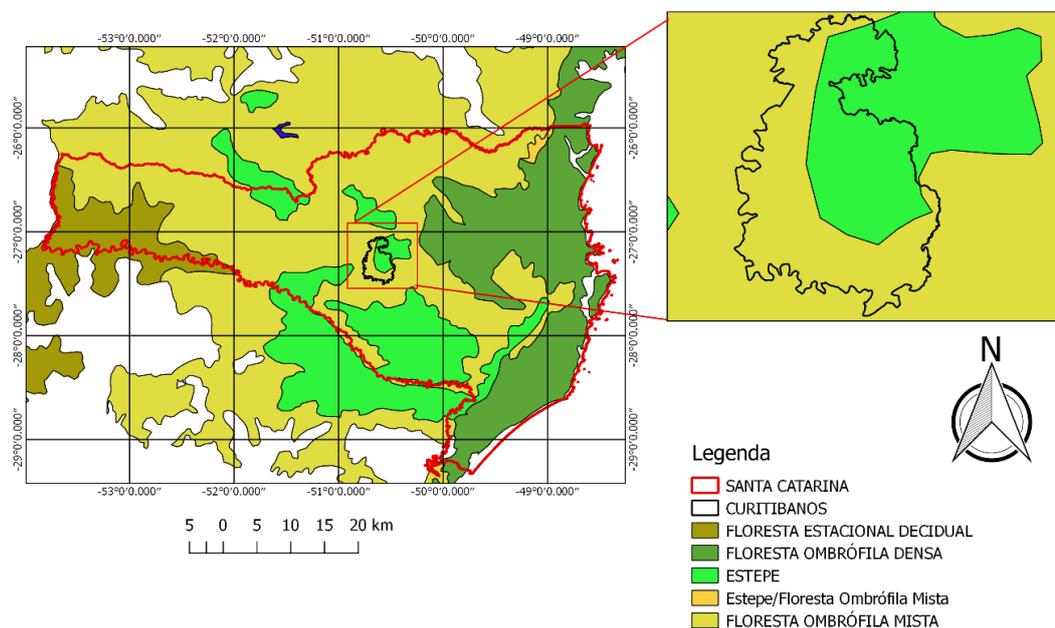


Figura 3. Fitofisionomias dominantes no Estado de Santa Catarina e distribuição da Floresta Ombrófila Mista com detalhamento para o município de Curitibanos, SC. Adaptado de IBGE (2006). Sistema de Coordenadas Geográficas: SIRGAS 2000

⁹ Considerado um hot spot de biodiversidade (Lembi et al. 2020).

¹⁰ Também denominado de Floresta das Araucárias (Pereira et al. 2020).

Como uma série de outras espécies vegetais, *A. angustifolia* apresenta dependência micorrízica, sobretudo nos estágios iniciais de desenvolvimento arbusculares (Vilcatoma-Medina et al. 2018). Também é relatado na zona radicular desta espécie uma alta diversidade de espécies de FMAs (Tabela 2), inclusive em alguns estudos foram descritas três novas espécies de FMAs consideradas endêmicas do Brasil (*Glomus citricolum*, *G. halonatum*, *G. reticulatum*), contribuindo assim com a expansão da lista de espécies de FMAs descritas no Brasil e no Mundo (Moreira et al. 2007; Zangaro et al. 2010).

Tabela 2. Lista de espécies de FMAs que já foram descritas ocorrendo na zona radicular de *A. angustifolia*

| |
|---|
| <i>Acaulospora koskei</i> Blazsk. |
| <i>A. laevis</i> Gerd. & Trappe |
| <i>A. longula</i> Spain & N.C. Schenck |
| <i>A. mellea</i> Spain & N.C. Schenck |
| <i>A. morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck |
| <i>A. rehmi</i> Sieverd. & S. Toro |
| <i>A. scrobiculata</i> Trappe |
| <i>A. spinosa</i> C. Walker & Trappe |
| <i>A. tuberculata</i> Janos & Trappe |
| <i>A. foveata</i> Trappe & Janos |
| <i>A. lacunosa</i> J.B. Morton |
| <i>Cetraspora pellucida</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd |
| <i>Claroideoglomus claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>C. etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Dentiscutata heterogama</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Sieverd., F.A. Souza & Oehl |
| <i>D. nigra</i> (J.F. Redhead) Sieverd., F.A. Souza & Oehl |
| <i>Funneliformis geosporus</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>F. mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe |
| <i>G. margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall |
| <i>G. decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott |
| <i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck |
| <i>G. macrocarpum</i> Tul. & C. Tul. |
| <i>G. microcarpum</i> Tul. & C. Tul. |
| <i>Oehlia diaphana</i> (J.B. Morton & C. Walker) Blazsk., Kozłowska, Niezgodna, B.T. Goto & Dalpé |
| <i>Paraglomus occultum</i> (C. Walker) J.B. Morton & D. Redecker |
| <i>Racocetra verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |
| <i>Rhizoglomus clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>R. fasciculatum</i> (Thaxt.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>R. microaggregatum</i> (Koske, Gemma & P.D. Olexia) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |

Rhizophagus aggregatus (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker

Scutellospora calospora (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders

S. cerradensis Spain & J. Miranda

S. fulgida Koske & C. Walker

S. gilmorei (Trappe & Gerd.) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.

S. aurigloba (I.R. Hall) C. Walker & F.E. Sanders

Septoglomus deserticola (Trappe, Bloss & J.A. Menge) G.A. Silva, Oehl & Sieverd

Em um estudo realizado em São Paulo, Moreira et al. (2007), identificaram 21 espécies de FMAs em uma área de ecossistema natural. Neste estudo, a espécie *Glomus macrocarpum* foi a mais frequente, mostrando boa adaptação ao habitat e a alterações na. Já no Rio Grande do Sul, Zandavalli et al. (2008), identificaram em uma área de ecossistema natural 8 espécies de FMA, enquanto em uma área de reflorestamento o reflorestamento após a retirada de *Pinus taeda* apresentou apenas 16 espécies de FMA. Sendo que em ambas as áreas avaliadas no Rio Grande do Sul a espécie de FMA, *Glomus ambisporum*, foi uma espécie com alta frequência de ocorrência (Figura 4).

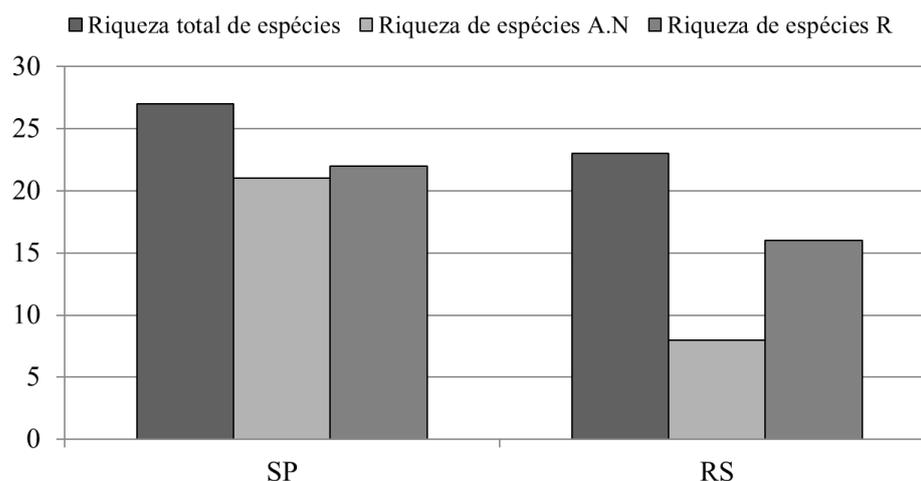


Figura 4. Riqueza de espécies de FMAs total e em ecossistemas naturais (AN) e reflorestamento (R) nos Estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, Brasil. Adaptado de Moreira et al. (2007) e Zandavalli et al. (2008).

A comparação entre ambos estudos mostra que em ecossistemas naturais um dos fatores que pode determinar a riqueza da comunidade de FMAs é a diversidade florística. No Estado de São Paulo, foram identificadas no ecossistema natural 23 espécies de plantas pertencentes a 14 famílias, enquanto no Rio Grande do Sul foram identificadas apenas 12 espécies de plantas pertencentes a 4 famílias. Neste cenário, a diversidade florística apresenta correlação positiva com a diversidade de FMA, devido a processos de especificidade do hospedeiro assim como

descrito por Mujica et al. (2020). Outra espécie arbórea nativa do Bioma Mata Atlântica é a erva-mate (*Ilex paraguariensis*). Esta espécie é nativa das regiões subtropicais e temperadas da América do Sul, sendo o Brasil o maior produtor de erva-mate do mundo. No entanto, trabalhos desenvolvidos relacionando a diversidade de micorrizas e a produção de erva-mate no Brasil são raros. Estudos descrevem que a associação estabelecida entre os ervais e as micorrizas pode favorecer a absorção de P e de outros nutrientes (Gaiad et al. 1983). Os principais gêneros de FMAs presentes no sul catarinense em ervais são *Gigaspora*, *Acaulospora*, *Glomus* e *Scutellospora* (Tabela 3). Sendo que o gênero *Acaulospora* pode ser encontrado em praticamente todos os solos subtropicais (Auer e Grigoletti Júnior 2002).

Tabela 3. Lista de espécies de FMAs que já foram descritas ocorrendo na zona radicular de *I. paraguariensis*

| |
|---|
| <i>Acaulospora</i> spp. |
| <i>A. laevis</i> Gerd. & Trappe |
| <i>A. scrobiculata</i> Trappe |
| <i>Claroideoglomus claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>C. etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Dentiscutata cerradensis</i> Sieverd., F.A. Souza & Oehl |
| <i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Gigaspora albida</i> N.C. Schenck & G.S. Sm. |
| <i>G. gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe |
| <i>G. margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall |
| <i>Glomus</i> spp. |
| <i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd |
| <i>Rhizoglomus intraradices</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>R. clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |

Como descrito anteriormente, estudos caracterizando a composição da comunidade de micorrizas e da microbiota associada à zona radicular da erva-mate são raros e incipientes. Andrade et al. (2000), em seu estudo relatadas associações de FMAs com árvores nativas presentes na Mata Atlântica dentre estas árvores a erva-mate. Já em outro estudo desenvolvido por Bergottini et al. (2017), foi demonstrado que os principais Filos de Fungo predominantes na zona radicular da erva-mate no Nordeste de Argentina foram Ascomycota (72%), Basidiomycota (13%), Zygomycota (9%), Glomeromycota (5%) e Chytridiomycota (1%). Por fim, Gaiad et al. (1983) e Tomazelli (2019), relataram que em plantas jovens de erva-mate há ocorrência de Glomeromycota é maior (23%). Neste contexto, nota-se que a associação de FMAs às raízes da erva-mate é importante para que a planta consiga absorver água e nutrientes além da zona de atuação do seu sistema radicular, corrigindo umas das principais limitações dos solos onde são cultivados ervais no Sul do Brasil que é a limitação de P no solo (Velázquez

et al. 2020). Como a associação com fungos micorrízicos arbusculares facilita neste processo, torna-se interessante que haja abundância destes organismos em ervais. No entanto, não existem estudos desenvolvidos nesta linha ainda no Brasil e na América do Sul.

Por último, temos a Bracatinga (*Mimosa scabrella*), espécie florestal da Família Leguminosae que ocorre em todos os Estados do Sul do Brasil e parte dos Estados do Sudeste (Radomski e Lacerda 2018). Em Santa Catarina, esta espécie arbórea nativa é uma alternativa de renda, principalmente para pequenos produtores, que praticam a agricultura família ou sistemas agroflorestais. A Bracatinga é uma espécie de planta que possui a capacidade de estabelecer simbiose do tipo tripartite que envolve bactérias fixadoras de nitrogênio (BFNs) e fungos micorrízicos arbusculares (Karvat 2018). Sendo o primeiro colonizando as raízes através da formação de nódulos radiculares e o segundo formando hifas intraradiculares, vesículas e arbúsculos. Um dos principais gêneros de FMAs que se associam com as raízes da Bracatinga é o gênero *Acaulospora* (Karvat 2018). Em um estudo realizado por Lammel et al. (2015), foi observado que a família Acaulosporaceae foi predominante colonizando as raízes de *M. scabrella*. No entanto, já foram identificadas outras espécies de FMAs ocorrendo na zona radicular desta espécie florestal como espécies de FMAs das Famílias Ambisporaceae (1 espécie de FMA), Claroideoglomeraceae (2 espécies de FMA), Glomeraceae (3 espécies de FMA), Gigasporaceae (7 espécies de FMA) e Paraglomeraceae (1 espécie de FMA), sem levar em consideração morfotípos identificados sem o detalhamento de espécie por conta da qualidade dos esporos visualizados (Tabela 4).

Tabela 4. Lista de espécies de FMAs que já foram descritas ocorrendo na zona radicular de *M. scabrella*

| |
|---|
| <i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos |
| <i>A. koskei</i> Blaszk |
| <i>Ambispora leptoticha</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler |
| <i>Claroideoglossum claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>C. etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Dentiscutata cerradensis</i> Sieverd., F.A. Souza & Oehl |
| <i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Gigaspora albida</i> N.C. Schenck & G.S. Sm. |
| <i>G. gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe |
| <i>G. margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall |
| <i>Glomus coremioides</i> (Berk. & Broome) D. Redecker & J.B. Morton |
| <i>Paraglossum occultum</i> (C. Walker) J.B. Morton & D. Redecker |
| <i>Rhizoglossum clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>Scutellospora calospora</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders |
| <i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd & I. Ho) Oehl, F. A. Souza & Sieverd |
| <i>R. verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |

De forma geral a associação com micorrizas aumenta a absorção de P e consequentemente o teor deste nutriente em plantas de *M. scabrella* (Tabela 5). Este fato é interessante para a produção de mudas, como também para seu uso em reflorestamentos ou em recuperação de áreas nativas (Rocha, 2016). Podendo ser plantada em conjunto com outras árvores, como a *Araucária* (Lammel et al, 2015).

Tabela 5. Efeito da inoculação de espécies de FMAs sobre o teor de P em *M. scabrella* em função dos níveis de fósforo no solo

| Níveis de fósforo no solo (mg kg ⁻¹) | <i>Acaulospora colombiana</i> | <i>Claroideoglobus etunicatum</i> | <i>Rhizoglobus</i> | <i>Gigaspora albida</i> | Não inoculado |
|--|--|-----------------------------------|--------------------|-------------------------|---------------|
| | Teor de P na planta (mg kg ⁻¹) | | | | |
| 0 | 2,25 | 2,25 | 2,10 | 2,00* | 1,40* |
| 50 | 2,25 | 3,00* | 2,00 | 1,50 | 1,20 |
| 200 | 2,25 | 2,00 | 2,50* | 1,75 | 1,25 |

*Diferenças significativas a 1% em comparação ao menor valor na coluna

Impactos da invasão biológica: Efeito de espécies do gênero *Pinus* sobre a diversidade de micorrizas

As micorrizas exercem papel fundamental na manutenção de ecossistemas naturais (Berude et al. 2015). Além disso, sua associação com espécies florestais garante um aumento na produtividade primária líquida, na manutenção da diversidade florística e sustentabilidade ambiental (Cheng et al. 2019). Nos Biomas Cerrado e Mata Atlântica os gêneros de FMAs mais predominantes são *Acaulospora*, *Glomus* e *Racocetra* (Pontes 2017; Silva et al. 2015; Souza et al. 2006). Na Mata Atlântica, Zangaro et al. (2010), descrevem uma extensa lista com a descrição de 78 espécies de FMAs (Tabela 5).

Tabela 5. Lista de espécies de FMAs que já foram descritas ocorrendo na Mata Atlântica

| |
|---|
| <i>Acaulospora bireticulata</i> F.M. Rothwell & Trappe |
| <i>A. colombiana</i> (Spain & N.C. Schenck) Kaonongbua, J.B. Morton & Bever |
| <i>A. delicata</i> C. Walker, C.M. Pfeiff. & Bloss |
| <i>A. denticulata</i> Sieverd. & S. Toro |
| <i>A. elegans</i> Trappe & Gerd. |

A. excavata Ingleby & C. Walker
A. foveata Trappe & Janos
A. lacunosa J. B. Morton
A. laevis Gerd. & Trappe
A. longula Spain & N.C. Schenck
A. mellea Spain & N.C. Schenck
A. morrowiae Spain & N.C. Schenck
A. rehmi Sieverd. & S. Toro
A. scrobiculata Trappe
A. spinosa C. Walker e Trappe
A. tuberculata Janos e Trappe
Ambispora appendicula (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker
A. gerdemannii (S.L. Rose, B.A. Daniels & Trappe) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler
A. jimgerdemannii (Spain, Oehl & Sieverd.) C. Walker
A. leptoticha (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler
Cetraspora gilmorei (Trappe & Gerd.) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.
C. pellucida (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.
Claroideoglomus claroideum (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüßler
C. etunicatum (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler
Dentiscutata erythropus (Koske & C. Walker) C. Walker & D. Redecker
D. heterogama (T.H. Nicolson & Gerd.) Sieverd., F.A. Souza & Oehl
D. nigra (J.F. Redhead) Sieverd., F.A. Souza & Oehl
D. reticulata (Koske, D.D. Mill. & C. Walker) Sieverd., F.A. Souza & Oehl
Entrophospora infrequens (I.R. Hall) R.N. Ames & R.W. Schneid.
Funneliformis geosporus (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler
F. mosseae (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler
Gigaspora albida N.C. Schenck & G.S. Sm.
G. decipiens I.R. Hall & L.K. Abbott
G. gigantea (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe
G. margarita W.N. Becker & I.R. Hall
G. ramisporophora Spain, Sieverd. & N.C. Schenck
G. rosea T.H. Nicolson & N.C. Schenck
Glomus clavisorum (Trappe) R.T. Almeida & N.C. Schenck
G. coremioides (Berk. & Broome) D. Redecker & J.B. Morton
G. globiferum Koske & C. Walker
G. glomerulatum Sieverd.
G. heterosporum G.S. Sm. & N.C. Schenck
G. hoi (S.M. Berch & Trappe) G.A. Silva, Oehl & Sieverd.
G. macrocarpum Tul. & C. Tul.
G. microcarpum Tul. & C. Tul.
Funneliformis monosporus (Gerd. & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.
Glomus pallidum I.R. Hall
G. pansihalos S.M. Berch & Koske
G. pachycaule (C.G. Wu & Z.C. Chen) Sieverd. & Oehl
G. pakistanicum (S.H. Iqbal & Perveen) Khade
G. tenebrosum (Thaxt.) S.M. Berch
Diversispora versiformis (P. Karst.) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.
Kuklospora kentinensis Oehl & Sieverd.
Oehlia diaphana (J.B. Morton & C. Walker) Błaszcz., Kozłowska, Niezgodna, B.T. Goto & Dalpé

| |
|--|
| <i>Pacispora scintillans</i> (S.L. Rose & Trappe) Sieverd. & Oehl ex C. Walker, Vestberg & A. Schüßler |
| <i>Paraglomus albidum</i> (C. Walker & L.H. Rhodes) Oehl, G.A. Silva & Sieverd |
| <i>P. occultum</i> (C. Walker) J.B. Morton & D. Redecker |
| <i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |
| <i>Redeckera fulva</i> (Berk. & Broome) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Rhizoglomus microaggregatum</i> (Koske, Gemma & P.D. Olexia) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>Rhizophagus aggregatus</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker |
| <i>Rhizoglomus clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>Rhizophagus fasciculatus</i> (Thaxt.) C. Walker & A. Schüßler |
| <i>Rhizoglomus intraradices</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>Rhizophagus invermaius</i> (I.R. Hall) C. Walker |
| <i>Scutellospora aurigloba</i> (I. R. Hall) C. Walker & F. E. Sanders |
| <i>Septoglomus constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl |
| <i>Dentiscutata biornata</i> (Spain, Sieverd. & S. Toro) Sieverd., F.A. Souza & Oehl |
| <i>Scutellospora calospora</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders |
| <i>Scutellospora dipurpurescens</i> J. B. Morton & Koske |
| <i>Scutellospora fulgida</i> Koske & C. Walker |
| <i>Racocetra gregaria</i> (N.C. Schenck & T.H. Nicolson) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |
| <i>Racocetra persica</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |
| <i>Racocetra verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |
| <i>Racocetra weresubiae</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd. |
| <i>Septoglomus deserticola</i> (Trappe, Bloss & J.A. Menge) G.A. Silva, Oehl & Sieverd. |
| <i>Sieverdingia tortuosa</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Błaszcz., Niezgoda & B.T. Goto |

Ainda neste Bioma, uma das principais causas de perda da biodiversidade é a invasão biológica causada por espécies do gênero *Pinus* (Cazetta e Zenni, 2020). Esta espécie arbórea exótica apresenta associação tanto com ectomicorrizas (e.g., *Thelephora terrestres* e *Pisolithus tinctorius*) como endomicorrizas (Tabela 6).

Tabela 6. Lista de espécies de FMAs que já foram descritas em áreas dominadas pelo gênero *Pinus*

| |
|--|
| <i>Acaulospora bireticulata</i> F.M. Rothwell & Trappe |
| <i>A. scrobiculata</i> Trappe |
| <i>Acaulospora</i> sp. |
| <i>A. spinosa</i> C. Walker & Trappe |
| <i>Dentiscutata heterogama</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Sieverd., F.A. Souza & Oehl |
| <i>Gigaspora</i> sp. |
| <i>Glomus</i> sp. |
| <i>Rhizophagus aggregatus</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker |
| <i>Scutellospora</i> sp. |

Ao falar-se dos efeitos negativos da invasão biológica podemos comparar o número de espécies de FMAs descritos por Zangaro et al. (2010) no ecossistema natural (78 espécies de FMAs) com o número de espécies de FMAs descritos por Silva et al. (2008) em áreas dominadas por *Pinus* (9 espécies de FMAs). Abaixo ilustramos o impacto do *Pinus* na redução

da riqueza de FMAs encontradas no solo esporulando (Figura 5). Neste contexto, podemos relatar que a invasão biológica por *Pinus* reduz a riqueza de FMAs.

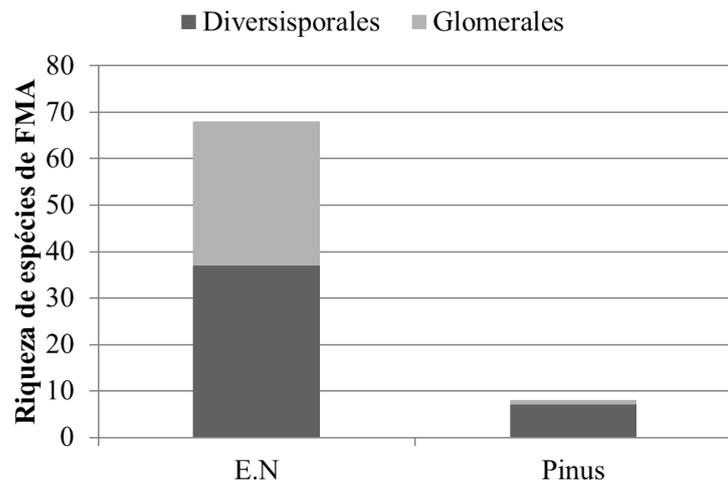


Figura 5. Riqueza de espécies de FMAs observadas em ecossistemas naturais e em ambientes sobre dominância de espécies do gênero *Pinus*. Adaptado de Silva et al. (2008) e de Souza et al. (2010).

Apesar de promover reduções da diversidade da comunidade de FMAs no solo, o *Pinus* consegue estabelecer associações com micorrizas específicas que em troca promovem efeitos positivos como o aumento da produção de biomassa seca da parte aérea e do sistema radicular de regenerantes de *Pinus* (Figura 6). As micorrizas portanto promovem o aumento da produção de biomassa das plantas nativas e exóticas, o que torna importante sua presença em áreas naturais visando a manutenção da diversidade florística, como também preocupante no sentido de promover o desenvolvimento de espécies exóticas com hábito invasor (de Souza et al. 2019).

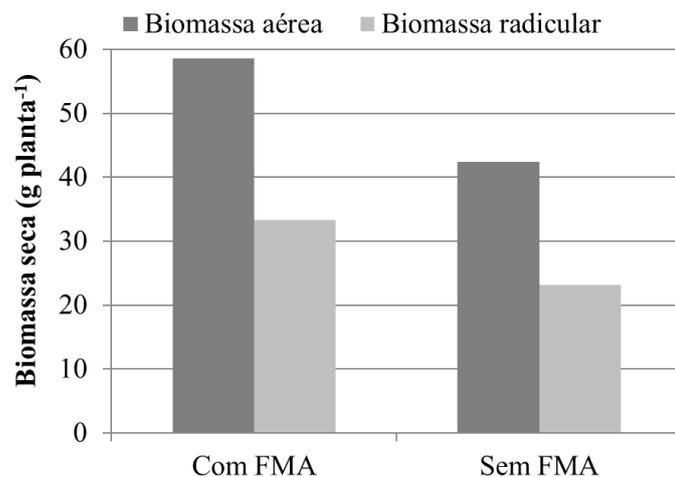


Figura 6. Efeitos da inoculação de FMAs sobre a produção de biomassa seca da parte aérea e radicular de mudas de *Pinus*.

Referências

- Al-Karaki, G., Hammad, R., Rusan, M. 2001. Response of two tomato cultivars differing in salt tolerance to inoculation with mycorrhizal fungi under salt stress. *Mycorrhiza* 11: 43–47. <https://doi.org/10.1007/s005720100098>
- Andrade, A., Queiroz, M., Hermes, R., Oliveira, V. L. 2000. Mycorrhizal status of some plants of the Araucaria forest and the Atlantic rainforest in Santa Catarina, Brazil. *Mycorrhiza*, 10: 131-136. <https://doi.org/10.1007/s005720000070>
- Auer, C. G., Grigoletti Junior, A. 2002. Association of fungi with *Ilex* spp. *Bol. Pesq. Fi.*, 45: 109-124.
- Barros, N. F., Brandi, R. M., Reis, M. S. 1978. Micorriza em eucalipto: uma revisão sobre a morfologia, a fisiologia e os efeitos mútuos da associação fungo-planta. *Revista Árvore*, 2(2): 130-140.
- Bergottini, V. M., Hervé, V., Sosa, D. A., Otegui, M. 2017. Exploring the diversity of the root-associated microbiome of *Ilex paraguariensis* St. Hill. (Yerba Mate). *Applied Soil Ecology*, 109: 23-31. [10.1016/j.apsoil.2016.09.013](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.09.013)
- Berude, M. C., Almeida, D. S., Riva, M. M., Cabanêz, P. A., Amaral, A. A. 2015. Micorrizas e sua importância Agroecológica. *Enciclopédia Biosfera*, 11(22): 132-146.
- Caravaca, F., Barea, J. M., Palenzuela, J., Figueroa, D., Alguacil, M. M., & Roldán, A. 2003. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, 22(2): 103–111. doi:10.1016/s0929-1393(02)00136-1
- Carrenhoo, R. et al. 1. ed. *Fungos micorrízicos arbusculares em agroecossistemas brasileiros*, 215 – 249, 2010.
- Cazetta, A. L., Zenni, R. D. 2020. Pine invasion decreases density and changes native tree communities in woodland Cerrado. *Plant Ecology & Diversity*, 13(1): 85-91. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1675097>
- Chang, Y., Desirò, A., Na, H., Sandor, L., Lipzen, A., Clum, A., Barry, K., Grigoriev, I. V., Martins, F. M., Stajich, J. E., Smith, M. E., Bonito, G., Spatafora, J. W. 2018. Phylogenomics of Endogonaceae and evolution of mycorrhizas within Mucoromycota. *New Phytologist*. 222: 511-525. <https://doi.org/10.1111/nph.15613>
- Cheng, J., Yue, M., Yang, H., Chen, B., Xin, G. 2019. Do arbuscular mycorrhizal fungi help the native species *Bidens biternata* resist the invasion of *Bidens alba*? *Plant Soil*, 444: 443–455 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04297-2>

Chi, G. G., Srivastava, A. K., Wu, Q. S. 2018. Exogenous easily extractable glomalin-related soil protein improves drought tolerance of trifoliolate orange, *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(10): 1341-1350. [10.1080/03650340.2018.1432854](https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1432854)

De Souza, F. A. et al. 1. ed. *Classificação e taxonomia de fungos micorrízicos arbusculares e sua diversidade de ocorrência no Brasil*. 15-73, 2010.

de Souza, T. A. F. 1. ed. *Micorrizas: Conceitos, classificação e métodos*, 72 p, 2015.

de Souza, T. A. F., Santos, D., de Andrade, L. A., Freitas, H. 2019. Plant-soil feedback of two legume species in semi-arid Brazil. *Braz J Microbiol* 50, 1011–1020. <https://doi.org/10.1007/s42770-019-00125-y>

De Souza, V. C., Da Silva, R. A., Cardoso, G. D., Barreto, A. F. 2006. Estudo sobre fungos micorrízicos. *Rev. bras. eng. agric. ambient*, 10(3). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300011>

Filho, M. T., Krugner, T. L. 1982. Aspectos da associação micorrízica em *Pinus* spp. IPEF-Ser. Tec, Piracicaba, 3(9): 1-32,

Focking, G. D., Zangalli, C., Oliveira, E., Kanieski, M. R. 2020. Espécies prioritárias para restauração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Altomontana na Bacia Hidrográfica do Rio Canoas. *Advances in Forestry Science*, 7(1): 911-923. <http://dx.doi.org/10.34062/afs.v7i1.8657>

Gaiad, S., Lopes, E. S. 1986. Ocorrência de micorriza vesicular-arbuscular em erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hill). EMBRAPA. 21-29.

Gross, E.; Cordeiro, L.; Caetano, F. H. 2004. Nodulação e micorrização em *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* em solo de cerrado autoclavado e não autoclavado. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 28(1): 95-101. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100010>

Karvat, C. G. 2018. Fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de mudas de bracinga (*Mimosa scabrella* Benth). Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, 74p.

Lammel, D. R., Cruz, L. M., Mescolotti, D., [Stürmer](#), S. L., Cardosos, E. J. B. N. 2015. Woody Mimosa species are nodulate by Burkholderia in ombrophylous forest soils and their symbioses are enhanced by arbuscular . mycorrhizal fungi (AMF). *Plant and Soil*, 393(1-2): 123- 135. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2470-0>

Lembi, R. C., Cronenberg, C., Picharillo, C., Koffler, S., Sena, P. H. A., Felappi, J. F., Moraes, A. R., Arshad, A., Santos, J. P., Mansu, a. V. 2020. Urban expansion in the Atlantic Forest: applying the Nature Futures Framework to develop a conceptual model and future scenarios. *Biota Neotropica* 20(1): e20190904. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2019-0904>

Liu, J., Guo, C., Chen, Z. L., He, J. D., Zou, Y. N. 2017. Mycorrhizal Inoculation Modulates Root Morphology And Root Phytohormone Responses In Trifoliolate Orange Under Drought Stress”. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 28(4): 251-6, doi:<https://doi.org/10.9755/ejfa.2015-11-1044>

Moreira, M., Baretta, D., Tsai, S. M., Da Costa, S. M. G., Cardoso, E. J. B. N. 2007. Biodiversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in *Araucaria angustifolia* forest. *Sci. Agric*, 64(4): 393-399. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400010>

Mujica, M. I., Burin, G., Pérez, M. F. Q., Quental, T. 2020. Seed plant families with diverse mycorrhizal states have higher diversification rates. *BioRxiv: The Preprint Server For Biology*, <https://doi.org/10.1101/824441>

Pereira, J. M., Baretta, D., Oliveira Filho, L. C. I., Baretta, C. R. D. M., Cardoso, E. J. B. N. 2020. Edaphic fauna and its relations with chemical, physical and microbiological attributes in *Araucaria* forest. *Ciência Florestal*, 30(1): 242-257. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831377>

Pontes, J. S. 2017. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em ecossistemas naturais e agrícolas do Cerrado. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, 97p.

Radomski, M. I., Lacerda, A. E. B. 2019. Sistemas Agroflorestais com Bracatinga para Uso e Conservação da Floresta com Araucária. *Cadernos de Agroecologia -ISSN 2236-7934 –Anais do III CPA*, 14(1): 1-3.

Rocha, D. A. G. 2016. Fungos micorrízicos arbusculares e biocarvão no crescimento de mudas de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em solo de áreas de mineração de carvão. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, 108 p.

Silva, D. K. A., Coutinho, F. P., Escobar, I. E. C., De Souza, R. G., Oehl, F., Silva, G. A., Cavalcante, U. M. T., Maia, L. C. 2015. The community of arbuscular mycorrhizal fungi in natural and revegetated coastal areas (Atlantic Forest) in northeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 24(9): 2213-2226. [10.1007/s10531-015-0968-7](https://doi.org/10.1007/s10531-015-0968-7)

Silva, R. F., Antonioli, Z. I., Andreazza, R., Kaminski, J. 2008. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em solo cultivado com Eucalipto, Pinus e campo nativo em solo arenoso, São Francisco de Assis, RS. *Ciência Florestal*, 18(3): 353-361. <https://doi.org/10.5902/19805098447>

Soares, C. R. F. S., Carneiro, M. A. C. 2010. Micorrizas arbusculares na recuperação de áreas degradadas, 44-47p.

Souza, V. C., Da Silva, R. A., Cardoso, G. D., Barreto, A. F. 2006. Estudo sobre fungos micorrízicos. *Rev. bras. eng. agric. ambient*, 10(3). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300011>

Subramanian, K. S.; Charest, C. 1997. Nutritional, growth, and reproductive responses of maize (*Zea mays* L.) to arbuscular mycorrhizal inoculation during and after drought stress at tasselling. *Mycorrhiza*, 7(1): 25–32. <https://doi.org/10.1007/s005720050159>

Tomazelli, D. 2019. Resposta de mudas de erva-mate a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares. Dissertação (mestrado) –Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, 76p.

Trevisan, C. C., Batalha-Filho, H., Garda, A. A., Menezes, L., Dias, I. R., Solé, M., Canedo, C., Juncá, F. A., Napoli, M. F. 2020. Cryptic diversity and ancient diversification in the northern Atlantic Forest *Pristimantis* (Amphibia, Anura, Craugastoridae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 148(106811): 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2020.106811>

Velázquez, M. S., Fabisik, J. C., Abarca, C. L., Allegrucci, N., Cabello, M. 2020. Colonization dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in *Ilex paraguariensis* crops: Seasonality and influence of management practices. *Journal of King Saud University – Science*, 32(1): 183-188. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.03.017>

Vilcatoma-Medina, C., Kaschuk, G., Zanette, F. Colonization and Spore Richness of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Araucaria Nursery Seedlings in Curitiba, Brazil. *International Journal of Agronomy*. <https://doi.org/10.1155/2018/5294295>

Yano-Melo, A. M., Saggin, O. J., Costa Maia, L. 2003. Tolerance of mycorrhized banana (*Musa* sp. cv. *Pacovan*) plantlets to saline stress. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1): 343–348. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00044-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00044-0)

Zandavalli, R. B., Sturmer, S. L., Dillenburg, L. R. 2008. Species richness of arbuscular mycorrhizal fungi in forests with Araucaria in Southern Brazil. *Hoehnea*, 35(1): 63-68. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000100003>

Zangaro, W., Moreira, M. 2010. Micorrizas Arbusculares nos Biomas Floresta Atlântica e Floresta de Araucária, 15-73p.

Zhang, Z., Wang, H., Song, X., Liang, Z., Tang, Z. 2020. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity is affected by soil salinity and soil nutrients in typical saline-sodic grasslands dominated by *Leymus chinensis*. *Arid Land Research and Management*, 34(1): 68-82. <https://doi.org/10.1080/15324982.2019.1631405>

Capítulo 2.

Nematoídes

Lídia Klestadt Laurindo¹¹

Tancredo Augusto Feitosa de Souza¹²

Lucas Jónatan Rodrigues da Silva¹³

Sarah Kormann¹⁴

Karoline de Jesus Conceição Pires¹⁵

Thays Bragagnolo Casal¹⁶

Resumo

Os nematoídes são vermes de corpo cilíndrico, classificados no Filo Nematoda, que desempenham papel importante na teia alimentar do solo estabelecendo a função de predação (e.g., fungos, bactérias, nematoídes, protozoários, rotíferos e mesofauna) em condições naturais e de parasitas (e.g., raízes da planta) em condições de estresse. No Brasil existe uma alta diversidade do Filo Nematoda, com registros da presença de diversos gêneros em sistemas agroflorestais, na zona radicular de espécies arbóreas nativas (e.g., *Araucaria angustifolia*, *Mimosa scabrella* e *Ilex paraguariensis*) e em ambientes em processo de invasão biológica (e.g., *Pinus* spp.). Em ambientes dominados por espécies arbóreas nativas como a Araucária (*Araucaria angustifolia*), Bracatinga (*Mimosa scabrella*) e Erva-mate (*Ilex paraguariensis*) a diversidade de nematoídes é modulada por aspectos relacionados à rizodeposição. Já em condições de invasão biológica, observa-se redução na diversidade da comunidade de nematoídes, especialmente em grupos carnívoros e onívoros. O conhecimento da estrutura da comunidade de nematoídes em ecossistemas naturais e submetidos a atividade antrópica (e.g., sistemas agroflorestais, silvicultura e produção agropecuária) é fundamental para o estabelecimento de estratégias de manejo da conservação considerando a diversidade de grupos-funcionais deste grupo de microrganismos e a complexidade da teia alimentar do solo.

¹¹ Graduanda do curso de Agronomia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Bolsista PIBIC/CNPq.

¹² Doutor em Ciência do Solo, Professor Visitante Júnior no Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) da UFSC.

¹³ Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestrando do PPGEAN da UFSC.

¹⁴ Graduanda do curso de Engenharia Florestal pela UFSC. PIBIC voluntário/UFSC.

¹⁵ Graduanda do curso de Engenharia Florestal pela UFSC. PIBIC voluntário/UFSC.

¹⁶ Bacharel e Licenciada em Ciências Biológicas, Mestranda do PPGEAN da UFSC.

Conceito, classificação e grupos funcionais

Os nematoides são vermes microscópicos do Filo Nematoda que possuem corpo em formato cilíndrico com extremidades afiladas (Fig. 1) e que são classificados dentro da microbiota edáfica. São cosmopolitas e estão presentes no solo e em ambientes dulcícolas e marinhos (Costa Neto et al. 2016).

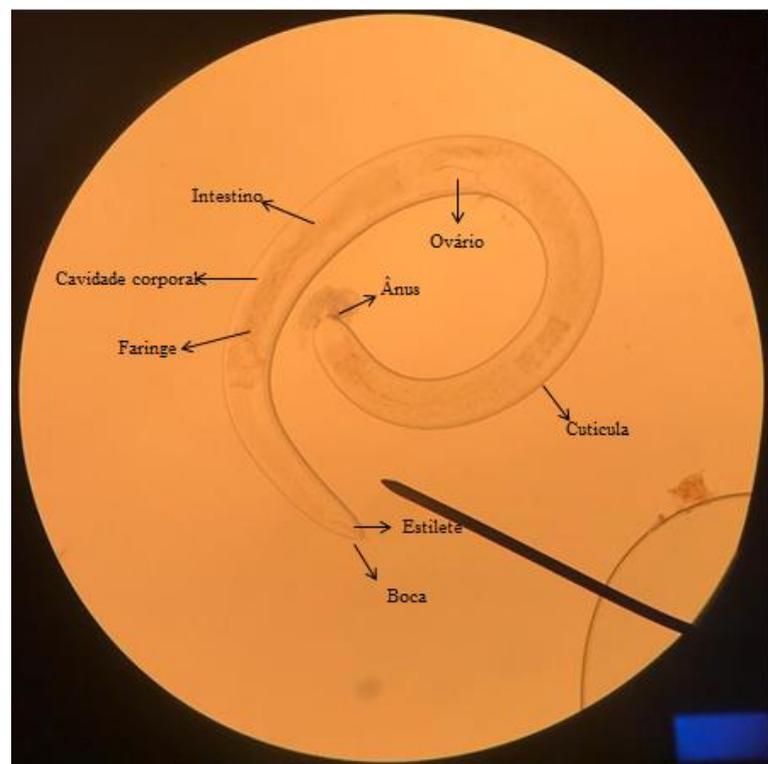


Figura 1. Visão geral de um nematoide de solo extraído da zona radicular de *Araucaria angustifolia* por peneiramento úmido e centrifugação em gradiente de sacarose.

No solo, existem uma elevada diversidade de nematoides subdividida em 3 classes (e.g., Enoplea, Chromadorea e Secernentea) e 7 subclasses (e.g., Enoplia, Chromadoria, Diplogasteria, Dorylaimia, Rhabditia, Spiruria e Tylenchia) (Fig. 2). Basicamente estes indivíduos são agrupados em diferentes níveis taxonômicos com base na morfologia do

aparelho bucal, do estilete e dos ovários das fêmeas (Cabral 1996). Para alguns gêneros também é possível identificar diferenciação morfológica entre machos e fêmeas (Ferraz, 2016).

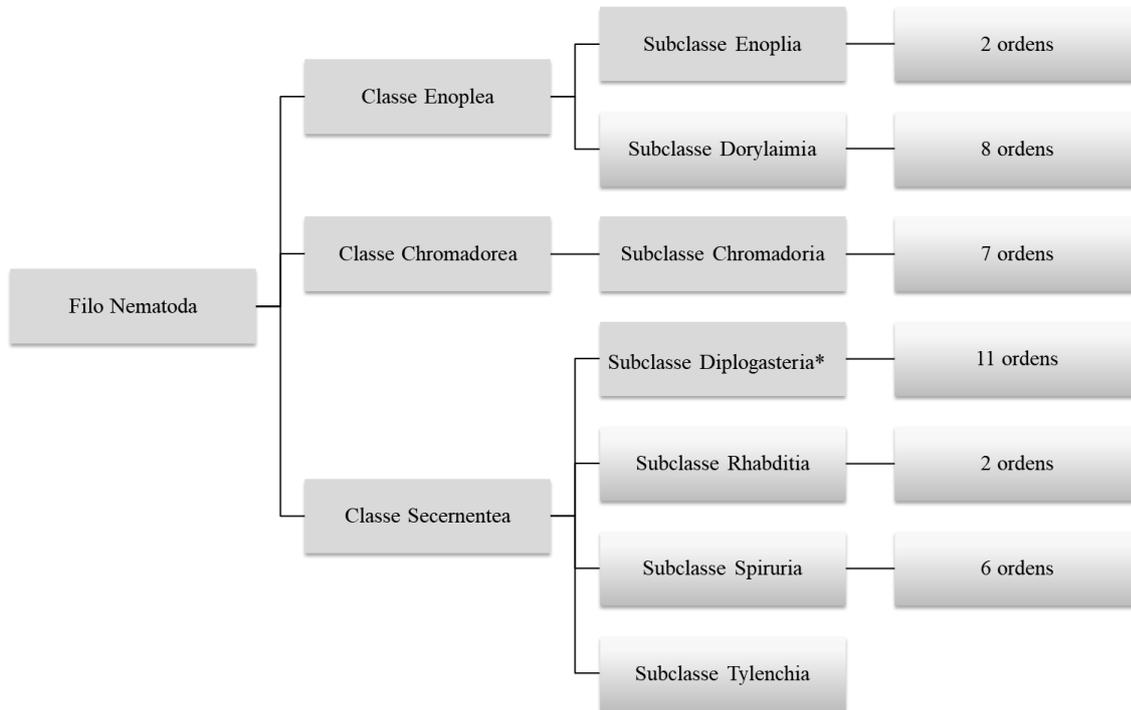


Figura 2. Classificação taxonômica de nematoides edáficos com base em características morfológicas observadas no microscópio. Com base em análises moleculares a subclasse indicada com * não é mais considerada como grupo individual.

No entanto, também podemos classificar os nematoides de acordo com seu hábito alimentar assim como descrito por Coutinho (2014) em:

- a) Bacteriófagos: Nematoides (e.g., *Acrobeles*, *Rhabditis*, *Chiloplacus*, *Diploscapter* e *Eucepholobus*) que se alimentam de bactérias presentes na solução do solo. Facilmente identificados pelo aparelho bucal ornamentado.
- b) Fitófagos: Nematoides (e.g., *Helicotylenchus*, *Macroposthonia*, *Pratylenchus*, *Meloidogyne*, *Paratrichodorus* e *Discocriconemella*) que se alimentam das raízes das plantas. Também classificados como parasitas de plantas.
- c) Fungívoros: Nematoides (e.g., *Aphelenchoides*, *Aphelenchus*, *Ditylenchus* e *Tylenchus*) que se alimentam de fungos.
- d) Onívoros: Nematoides (e.g., *Dorylaimus*, *Aporcelaimus* e *Pungentus*) que se alimentam de uma ampla variedade de organismos presentes no solo.

- e) Carnívoros: Nematoides (e.g., *Prionchulus*, *Miconchus*, *Tobrilus*, *Tripyla*, *Monanchus* e *Sporonchulus*) que se alimentam de outros nematoides e protozoários.

Sendo o grupo dos fitófagos maioria em comparação aos demais grupos (Tomazini et al. 2008). Além de se alimentarem das raízes das plantas promovendo em muitos casos alterações nas morfologias das raízes (e.g., galhas e tumores na forma de rins), estes indivíduos podem ser vetores de outras doenças (e.g., *Fusarium*) (Einsenback 1993). A maioria das espécies presentes no Brasil se multiplica melhor em condições de altas temperaturas e precipitação.

Em estudos de estrutura de comunidade, podemos calcular a diversidade de nematoides utilizando os índices de Shannon e Simpson (Kimenju et al. 2009). Há também os índices específicos como os índices de maturidade e índice de parasitas de plantas. Em resumo, estes três índices medem o estágio de sucessão ecológica em que se encontra a comunidade de nematoides, o ambiente e o nível de perturbação do ecossistema avaliado (Bongers e Bongers 1998; Pate et al. 2000; Liu et al. 2020).

Diversidade de nematoides em Sistemas Agroflorestais

Os SAF's são importantes na recuperação de áreas degradadas e garantem segurança alimentar (Nascimento et al. 2019). Este tipo de sistema também é vantajoso, devido ao custo de implantação e manutenção acessível aos agricultores familiares (Velo 2015). O consórcio de culturas agrícolas e florestais encontradas no SAF possibilita que a abundância de nematoides neste sistema seja semelhante a abundância observada em ecossistemas com vegetação nativa arbórea (Fig. 3).

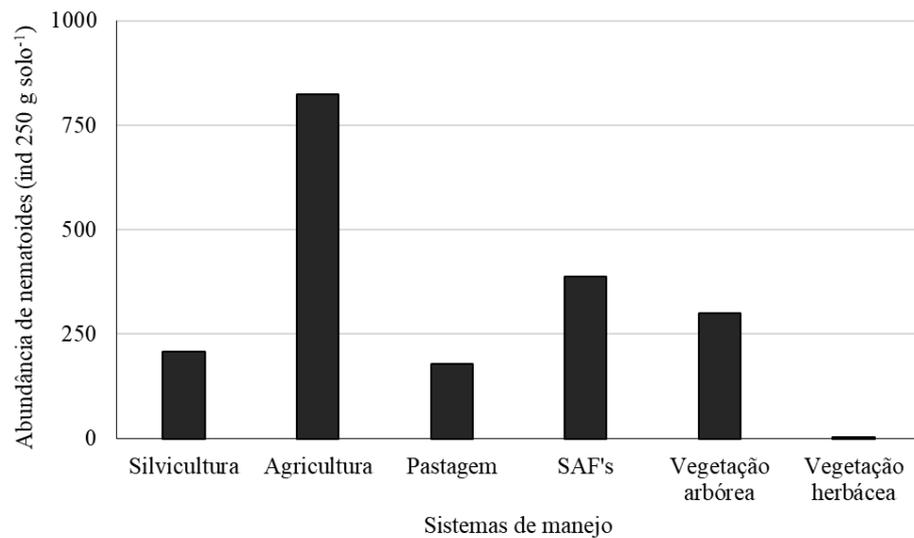


Figura 3. Abundância de nematoides (ind. 250 g solo⁻¹) observados em sistemas agroflorestais (SAF's) e outros sistemas de manejo. Adaptado de Coutinho (2014).

Outro aspecto importante observado no SAF é a capacidade deste sistema em sustentar uma comunidade diversificada de nematoides (Marsden et al. 2019) com a manutenção dos 5 grupos-funcionais chave (e.g., bacteriófagos, onívoros, fungívoros, fitófagos e carnívoros) deste grupo de microrganismos (Tabela 1). Sendo assim, estudos considerando a composição da comunidade de nematoides em área de SAF são importantes para descrever como este sistema de manejo pode promover a teia alimentar do solo e tornar este conhecimento mais acessível aos agricultores familiares (Nardele e Conde 2019; Pinheiro 2019). Em um estudo realizado por Vieira Junior (2016), foi avaliada a abundância de nematoides em SAF's e em ecossistemas naturais no Estado de Minas Gerais. Não foi observada diferença significativa na abundância total entre o SAF's e os ecossistemas naturais, tal qual descrevemos anteriormente na figura 3. No entanto, foi observado diferenças significativas na diversidade de Shannon entre o SAF e os ecossistemas naturais, sendo que este último apresentou diversidade de nematoides superior (e.g., devido a presença de fitófagos) ao observado no SAF. Nas classes Chromadorea e Enoplea são onde se encontram os nematoides parasitas de plantas (fitófagos). Na classe Chromadorea, há a subordem Tylenchina, onde estão as espécies mais prejudiciais à agricultura em todo o mundo. Nesta mesma classe há a ordem Rhabditida, no qual está a espécie *Bursaphelenchus xylophilus*, agente causal da “murcha dos pinheiros” (Ferraz 2011; Macara 1988).

Tabela 1. Diversidade de nematoides em sistemas agroflorestais (SAF's) e outros sistemas de manejo

| Gênero | Silvicultura | Agricultura | Pastagem | SAF's | Vegetação arbórea | Vegetação herbácea |
|--------------------------|--------------|-------------|----------|-------|-------------------|--------------------|
| <i>Acrobeles</i> | + | + | + | + | + | + |
| <i>Aphelenchus</i> | + | + | + | + | + | + |
| <i>Aphelenchoides</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Aporcelaimus</i> | + | + | + | + | | |
| <i>Chiloplacus</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Diploscapter</i> | + | + | + | + | | |
| <i>Discocriconemella</i> | | | | | + | |
| <i>Ditylenchus</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Dorylaimus</i> | + | + | + | + | + | + |
| <i>Eucephalobus</i> | | + | | | | |
| <i>Helicotylenchus</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Lotonchus</i> | | | | + | + | |
| <i>Macroposthonia</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Meloidogyne</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Miconchus</i> | | | + | + | + | |
| <i>Mononchus</i> | | | + | + | + | |
| <i>Paratrichodorus</i> | + | + | + | + | | + |
| <i>Pratylenchus</i> | + | + | + | + | + | + |
| <i>Prionchulus</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Pungentus</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Rhabditis</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Sporonchulus</i> | | + | | | | |
| <i>Tobrilus</i> | + | + | + | + | + | |
| <i>Tripyla</i> | | | | + | + | |
| <i>Tylenchus</i> | + | + | + | + | + | + |

+: Presença. Adaptado de Coutinho (2014)

Diversidade de nematoides em *Araucaria angustifolia*

A Araucária (*Araucaria angustifolia*) é uma espécie arbórea nativa do Sul do Brasil que apresenta significativa importância cultural e social especialmente para o Estado de Santa Catarina (Batista 2015). Atualmente esta espécie se encontra ameaçada de extinção (perigo crítico de acordo com a IUCN) (Santos 2014) e que, segundo Marchioro et al. (2020), é uma espécie arbórea nativa que pode ser empregada em SAF's com o intuito de recuperação e conservação de áreas degradadas. Outro ponto interessante é a falta de estudos relacionando a composição da comunidade de nematoides na zona radicular desta espécie. Segundo Kanzaki et al. (2018), foram observados 8 gêneros de nematoides em *A. angustifolia*, sendo *Panagrolaimus* e *Tylenchus* os gêneros que apresentaram o maior número de espécies presentes (Fig. 4).

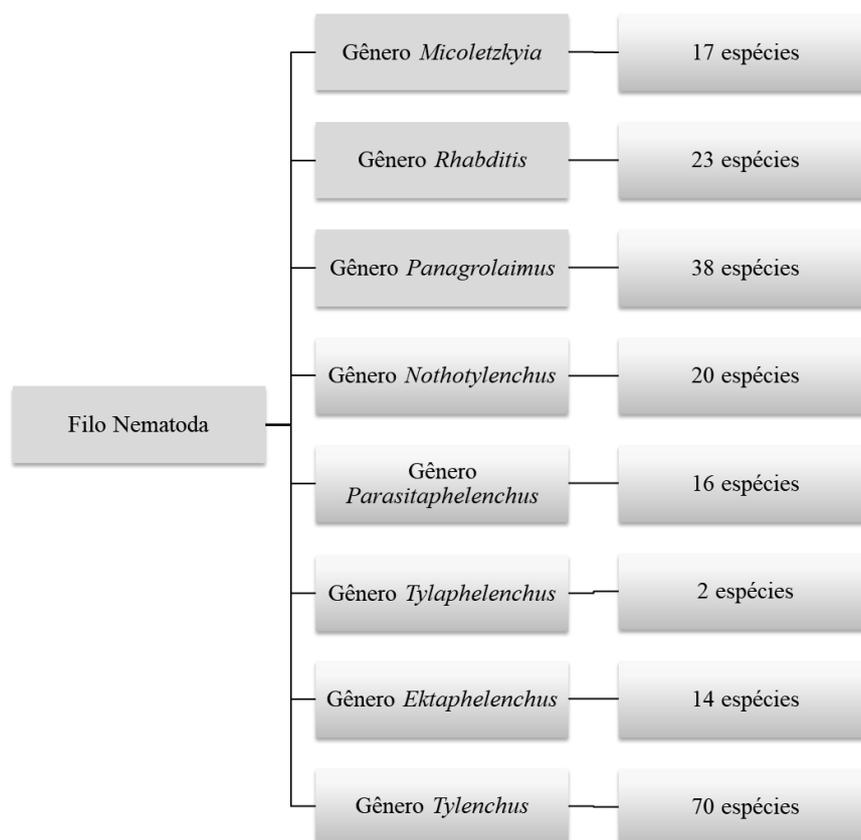


Figura 4. Principais gêneros de nematoides já descritos na zona radicular do gênero *Araucaria*. Adaptado de Kanzaki et al. (2018).

Em um trabalho realizado por Macara (1988) e Ferraz e Monteiro (2011), foi observado que os nematoides associados as raízes de *A. angustifolia* e *A. heterophylla* favorecem a dispersão de ectoparasitas (e.g., bactérias e vírus). Neste mesmo estudo, foi observada a presença dos gêneros *Aporcelaimellus*, *Ditylenchus* e *Sectonema*. Já Vellozo et al. (2001), relataram que os nematoides associados com as raízes de *A. angustifolia* favoreceram a dispersão de *Fusarium* sp. Como demonstrado, as evidências levam a crer que *A. angustifolia* pode servir como hospedeira de uma ampla diversidade de nematoides. No entanto, são necessários estudos para avaliar:

- O grau de imunidade de *A. angustifolia* e nativas associadas aos nematoides presentes nas suas rizosferas.
- Quais grupos de microrganismos são favorecidos pela presença de nematoides.
- Como funciona a teia alimentar do solo, através do levantamento de espécies nematoides presentes nas raízes de Araucária e de outras arbóreas nativas associadas.

- d) Os efeitos de gêneros específicos de nematoides sobre a produção de biomassa, estado nutricional e taxa de mortalidade de mudas de *A. angustifolia*.

Diversidade de nematoides em *Ilex paraguariensis*

A erva-mate (*Ilex paraguariensis*) desempenha um importante papel econômico e sociocultural no sul do Brasil (Heinrichs e Malavolta 2001). No início dos anos 1980, o plantio desta cultura foi afetado devido a expansão de áreas com plantações de soja e trigo. Porém, houve incentivos para a produção de mudas de *I. paraguariensis* visando a complementação da renda de pequenos produtores nos anos seguintes (Printo et al. 1998). O que acabou gerando uma produção histórica nacional recorde de 675.000 toneladas no ano de 1996. Porém, associado a esta expansão de produção, também ocorreu uma expansão do número de doenças descritas na erva-mate (Tabela 2). O principal fitopatógeno descrito é o nematoide de galhas (*Meloidogyne incognita*) que chega a causar perdas econômicas em torno de 56% em áreas de produção de erva-mate (Lozano e Santos 1991). Também existem registros da presença de outras espécies do gênero *Meloidogyne* (e.g., *M. javanica*, *M. hapla* e *M. incognita*) em viveiros de erva-mate dos Estados de Santa Catarina e Paraná (Santiago et al. 2000).

Tabela 2. Principais espécies de nematoides registradas na zona radicular de *Ilex paraguariensis*.

| |
|--------------------------------|
| <i>Helicotylenchus</i> sp. |
| <i>Meloidogyne hapla</i> |
| <i>Meloidogyne incognita</i> |
| <i>Meloidogyne javanica</i> |
| <i>Meloidogyne paranaensis</i> |
| <i>Meloidogyne</i> sp. |

Adaptado de Santiago et al. (2000).

A espécie de nematoide *M. incognita* pode provocar a redução da biomassa seca da parte aérea de plantas de erva-mate em 63,45%, e da biomassa seca da raiz em 53,31% (Fig. 5). Já a espécie *M. paranaensis* provoca a redução de 53,31% e 5,89% da biomassa seca da parte aérea e raiz de plantas de erva-mate, respectivamente (Santiago et al. 2000).

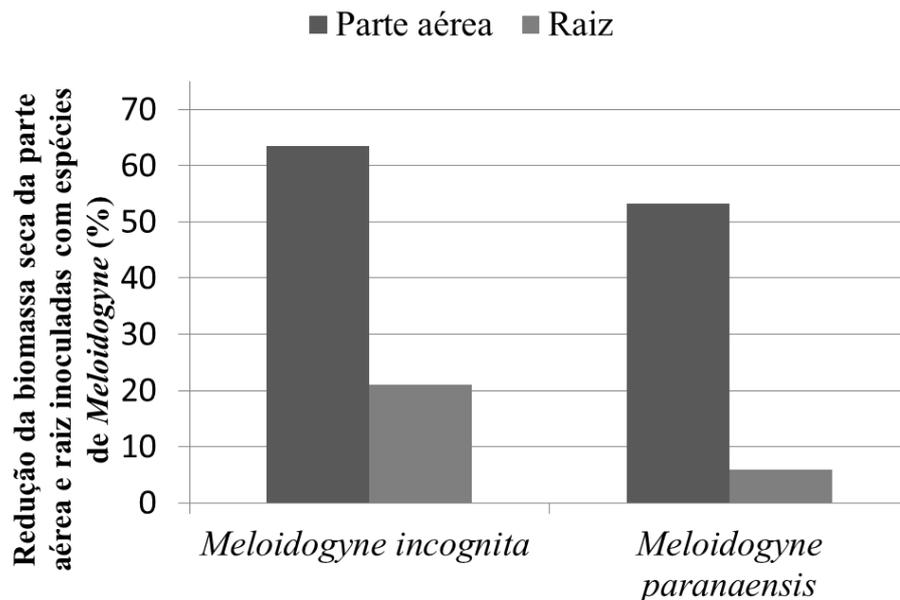


Figura 5. Redução na produção de biomassa seca da parte aérea e da raiz de mudas de *I. paraguariensis* inoculadas com espécies de nematoides do gênero *Meloidogyne* (*M. incognita* e *M. paranaensis*). Adaptado de Santiago et al. (2000).

Outro fator a ser levado em consideração para produção de mudas de *I. paraguariensis* é a sua permanência no viveiro. Grigoletti Junior et al. (1996), descrevem que manter as mudas em viveiro além do tempo necessário pode favorecer o ataque de nematoides fitófagos. Por outro lado, Fanti et al. (2009), reportam que a broca-da-erva-mate (*Hedipathes betulinus*) pode ser controlada eficientemente com os gêneros de nematoides *Heterorhabditis* e *Steinernema*. Sendo que este último possui características que possibilitam maior eficiência no controle da broca-da-erva-mate. Este gênero fica à espera do hospedeiro (tipo “ambusher”) e caso o Coleoptera ataque as plantas, o parasitoide se hospeda e inicia a fase de reprodução (Alves et al. 2009). Abaixo descrevemos a porcentagem (%) de mortalidade da broca-da-erva-mate após infecção com os nematoides *Steinernema carpocapsae* e *Heterorhabditis* sp, na concentração de 100 juvenis infectantes (JIs/cm²) (Fig. 6). Os resultados mostram uma mortalidade de 78,1% e 75% após a infecção de *S. carpocapsae* e *Heterorhabditis* sp, respectivamente.

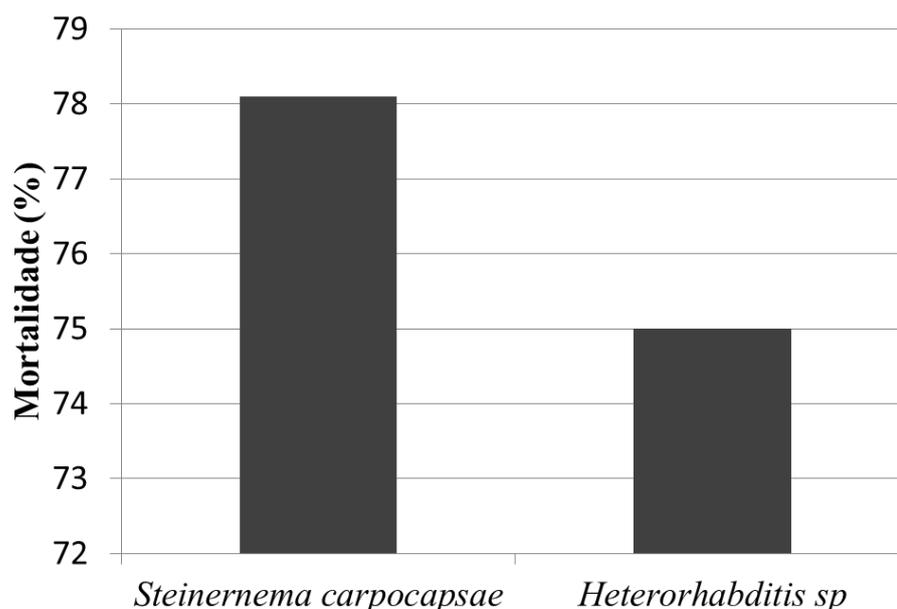


Figura 6. Porcentagem de mortalidade de indivíduos da broca-da-erva-mate (*Hedipathes betulinus*) em função da infestação de nematoides dos gêneros *Steinernema* e *Heterorhabditis*. Adaptado de Alves et al. (2009) e Fanti et al. (2011).

Sabe-se da importância da erva-mate para a economia sul brasileira. Sendo assim, uma produção de qualidade precisa ser garantida. Como visto, os nematoides desempenham papel tanto nocivo quanto benéfico para esta cultura. Sendo assim, o estudo das principais espécies de nematoides e o papel que desempenham se torna importante. Possibilitando um manejo adequado e viável para pequenos produtores, que possuem papel fundamental no cultivo de erva-mate.

Diversidade de nematoides em *Mimosa scabrella*

A Bracatinga (*Mimosa scabrella*) é uma espécie nativa do Sul do Brasil que possui alto valor econômico, pois apresenta múltiplos usos e finalidades, como, produção de lenha, carvão e mel (Baggio et al. 1986). Entre outras vantagens, essa espécie arbórea apresenta rápido crescimento o que torna seu plantio vantajoso com a finalidade de regenerações agroflorestais (Mazuchowski et al. 2004). Por ser uma espécie nativa pioneira, sabe-se que, poucos organismos edáficos afetam Bracatingais em nível econômico. Há registros para presença de

Tachardiella sp. (cochonilha), *Hylesia* sp. (mariposa) e *Oncideres impluviata* (serrador de galhos), porém, nenhuma delas traz prejuízos (Regazolli 2019). Já no caso dos nematoides fitófagos, estes podem parasitar as raízes de mudas de *M. scabrella* causando grandes perdas em viveiros (Fig. 7).

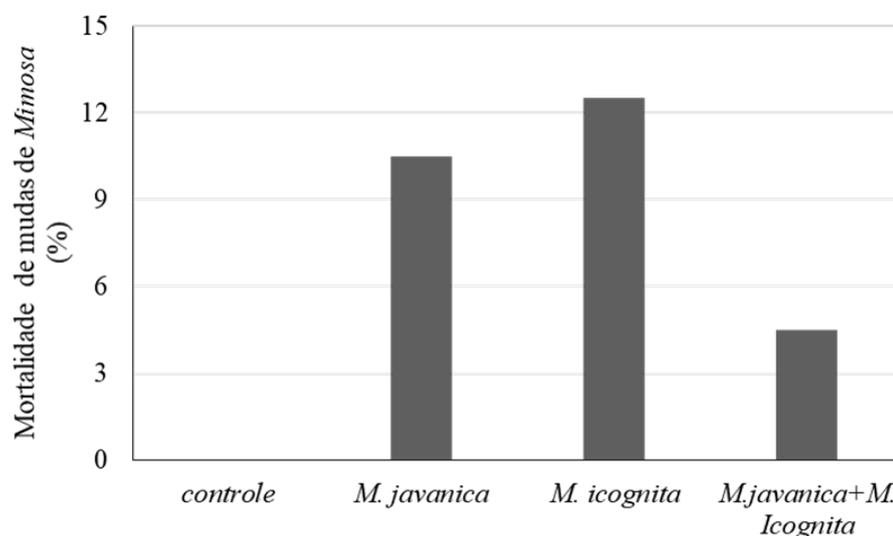


Figura 7. Taxa de mortalidade de mudas de Mimosa (%) inoculadas com espécies de nematoides do solo do gênero *Meloidogyne*. Adaptado de Mcardle e Santamour Júnior (1986).

Sendo assim, um dos principais fatores bióticos que podem influenciar a qualidade de mudas é a presença de nematoides do gênero *Meloidogyne*, que segundo Mattos (2017), nematoides fitófagos deste gênero são difíceis de se controlar uma vez que eles encontram condições adequadas para reprodução. Este gênero de nematoides fitófagos faz parte da classe Chromadorea, Ordem Rhabditida e Família Meloidogynidae (Mattos 2017) e as espécies *Meloidogyne incognita* e *M. javanica* podem provocar perda de aproximadamente 70% das mudas do gênero *Mimosa* (Carpanezi et al. 1988), e de acordo com Carneiro e Altéia (1996) essas espécies foram observadas em altas frequências (63,7 % e 15,2 %) em estudos de fitonematoides em sistemas cafeeiros, onde a Bracatinga tem grande importância na proteção da cultura contra geadas e servindo de sombreamento. Os resultados obtidos por esses autores mostraram alta susceptibilidade da Bracatinga a infestação de *M. javanica* e reação intermediária as raças 1, 2, 3 e 4 da *M. incognita* (Tabela 3).

Tabela 3. Série histórica sobre relatos da presença de nematoides do gênero *Meloidogyne* na zona radicular de *Mimosa scabrella*

| Referência | Índice de infestação | <i>M. incognita</i> | <i>M. javanica</i> | <i>M. exigua</i> |
|--------------------------|---|---------------------|--------------------|------------------|
| Iede et al. (1983) | 71 % de infestação | + | + | - |
| Carneiro e Altéia (1996) | Infestação intermediária para <i>M. incognita</i> (50 %) e alta para <i>M. javanica</i> | + | + | - |
| Salgado et al. (2011) | Não descrito | - | - | + |
| Machado et al. (2015) | Não descrito | + | - | - |

+: indica que a espécie de nematoide foi observada com diferenças significativas; -: indica ausência da espécie de nematoide.

Os nematoides de solo em Bracatingais não só desempenham papel negativo na zona radicular, esses organismos edáficos podem servir como bioindicadores ecológicos (Ritzinger et al. 2010). Devido seu curto ciclo de vida, sua capacidade de sobrevivência a condições adversas e serem cosmopolitas, mudanças na abundância de espécies e na composição da estrutura trófica desses indivíduos podem indicar perturbações ambientais (Caixeta 2015). A Bracatinga influencia a estrutura trófica de nematoides na sua zona radicular o que ativa a população de nematoides bacteriófagos (Figueira 2008), além do que a alta sensibilidade da *Mimosa* a nematoides do gênero *Meloidogyne* é demonstrada também por Silva et al. (2013). Nesse estudo, as maiores taxas de reprodução (Fator de Reprodução= 22,73) do nematoide *M. javanica* foram observadas nas raízes de *Mimosa*, além dos maiores índices de galhas e massa de ovos (4,66 para ambos) (Fig. 8).

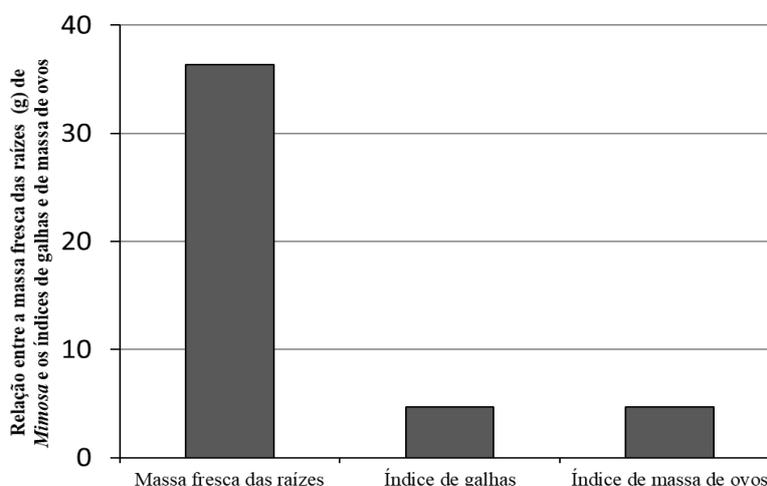


Figura 8. Biomassa fresca de raízes de Bracatinga e número médio de índice de galhas e massas de ovos de *M. javanica* nas raízes desta arbórea nativa. Adaptado de Silva et al. (2013).

Diversidade de nematoídes em ambientes invadidos por *Pinus* sp.

As espécies do gênero *Pinus* mais plantadas no Brasil são *Pinus taeda* e *Pinus elliottii* (Lambert 2018). Em ambientes invadidos por ambas espécies exóticas têm sido registrado o aumento populacional de pragas, como a vespa-da-madeira (*Sirex noctilio*) (Rodrigues 2011). O aumento deste inimigo natural é favorecido pela ausência de inimigos naturais, abundância de alimento e pela formação de maciços populacionais com a espécie exótica. Neste caso em específico, o controle biológico da vespa-da-madeira pode ser realizado com nematoídes (Fig. 9), e segundo Penteado et al. (2015), a presença de indivíduos de *S. noctilio* decresce em função do tempo com a inoculação e nematoídes do gênero *Deladenus*.

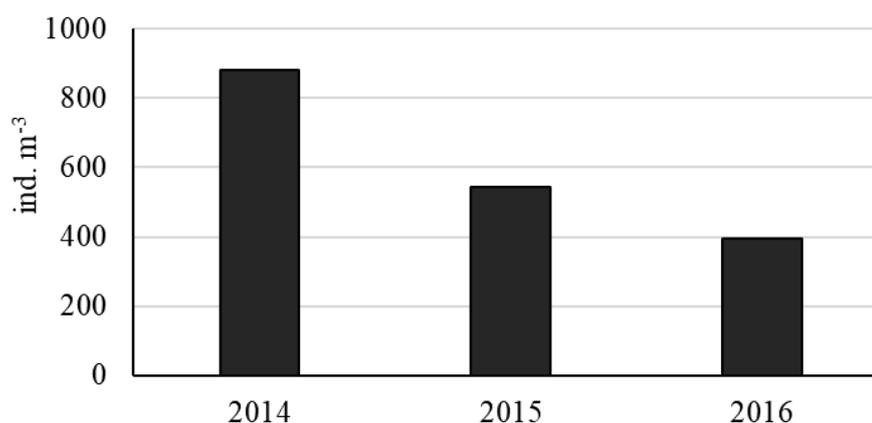


Figura 9. Controle biológico de *Sirex noctilio* (ind. m⁻³) utilizando *Deladenus siricidicola* em *Pinus* sp. Adaptado de Castillo et al. (2018).

Neste contexto, podemos considerar como inimigo natural da vespa-da-madeira o nematoíde *Deladenus siricidicola*. Em condições naturais, nematoídes do gênero *Deladenus* são considerados de vida livre e se alimentam do fungo *Amylostereum areolatum*, que é usado como alimento pela larva da vespa. No entanto, em ambientes com alta incidência de *S. noctilio*, quando os nematoídes se tornam adultos, passam se alimentar das larvas da vespa (e.g., devido possuírem estilete mais longo e mais largo que outros nematoídes de vida-livre) (Penteado et al. 2015). Em outro estudo, Cares e Huang (1991), relataram alta incidência de nematoídes da Superfamília Criconematoidea e das Famílias Tylenchidae e Anguinidae em vegetação nativa.

Enquanto na vegetação exótica, composta por *Pinus* sp., houve maior abundância do gênero *Trophotylenchulus* e da Superfamília Criconematoidea.

Com base nos seus hábitos alimentares (Fig. 10), podemos identificar indivíduos sensíveis que são capazes de indicar a preservação do solo e, conseqüentemente, com sua ausência, indicar distúrbios ambientais causados pela invasão biológica. Os gêneros de nematoides *Aporcelaimus*, *Discocriconemella*, *Dorylaimellus*, *Gracilacus*, *Mononchus* e *Scutellonema* são exclusivos de ecossistemas naturais (e.g., Bioma Mata Atlântica) e não ocorrem em ecossistemas invadidos por espécies de plantas exóticas. A presença destes gêneros pode indicar alta estabilidade do ecossistema natural (Müller 2017).

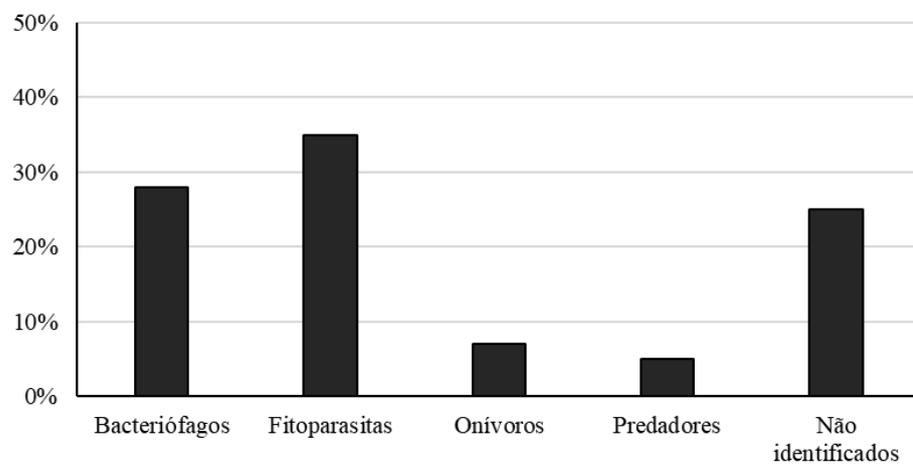


Figura 10. Composição da comunidade de nematoides do solo de acordo com seus hábitos alimentares. Adaptado de Müller (2017).

Também podem-se utilizar índices ecológicos para avaliar a composição da comunidade de nematoides do solo. Em monodominâncias de espécies exóticas (*Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp.) e nativas (Bioma Mata Atlântica) existe uma dissimilaridade entre a composição da comunidade de nematoides (Fig. 11). Ficando evidente que a substituição de espécies nativas por espécies exóticas diminui a diversidade de nematoides (Rodrigues 2011).

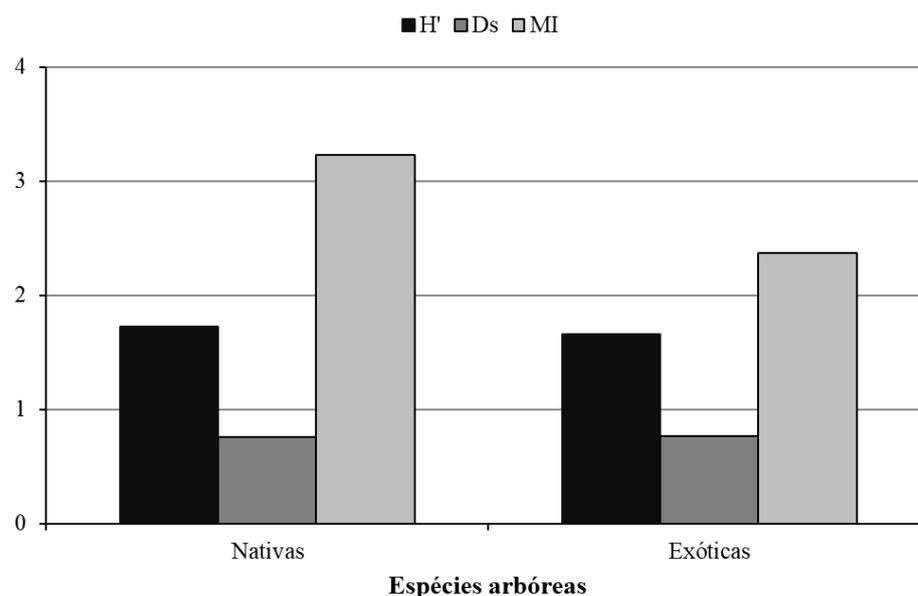


Figura 11. Índice de diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson (D_s) e índice de maturidade (MI) da comunidade de nematoides presentes em ecossistemas dominados por espécies nativas e exóticas.

Desta forma, observa-se que a diversidade e índice de maturidade de indivíduos da comunidade de nematoides do solo foram maiores em ecossistemas dominados por espécies nativas do Bioma Mata Atlântica. Segundo Caixeta (2015), a invasão biológica por espécies de plantas exóticas pode impactar a composição da comunidade de nematoides do solo. Este autor também relata que a presença de determinados gêneros da comunidade de nematoides do solo são capazes de servir como bioindicadores de qualidade ambiental.

Referências

Alves, V. S., Alves, L. F. A., Quadros, J. C., Leite, L. G. 2009. Suscetibilidade da broca-da-erva-mate *Hedypathes betulinus* (Klug, 1825) (Coleoptera: Cerambycidae) ao nematóide *Steinernema carpocapsae* (Nematoda, steinernematidae). Arq. Inst. Biol. 76(3): 479-482.

Baggio, A. J., Carpanezzi, A. A., Graça, L. R. Cecon, E. 1986. Sistema agroflorestal tradicional da Bracatinga com culturas agrícolas anuais. Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo, 12: 73-82.

Batista, G. 2015. O javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) na região do parque nacional das araucárias: percepções humanas e relação com regeneração de *Araucaria angustifolia* (bertol.) Kuntze. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, centro de ciências biológicas, Florianópolis, 110p.

Bongers, T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83: 14-19. <https://doi.org/10.1007/BF00324627>

Bongers, T., Bongers, M. 1998. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology*, 10(3): 239-251. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00123-1)

Cabral, R. B. 1996. Retificação e Análise de Características de Imagens de Nematoides. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia, Produção e Sistemas, 98p.

Caixeta, L. B. 2015. Diversidade de nematoides em sistemas de uso do solo nos Biomas de Mata Atlântica e Caatinga e aspectos taxonômicos e filogenéticos da Família Telotylenchidae. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Fitopatologia da Universidade de Brasília, Departamento de Fitopatologia, 186p.

Cares, J. H.; Huang, S. P. 1991. Nematodes fauna in natural and cultivated cerrados of Central Brazil. *Fitopatologia Brasileira*, 16(3): 199-209.

Carneiro, R. G., Altéia, A. A. K. 1996. Reação da Bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) a *Meloidogyne javanica* e às raças 1, 2, 3 e 4 de *M. incognita*. *Nematologia brasileira*. 20(1): 63-66.

Carpanezzi, A. A. et al. 1988. Manual técnico de bracatinga (*Mimosa scarabella* Benth). Curitiba: EMBRAPA – CNPF, 70 p.

Castillo, M., Sanfuentes, E., Angulo, A., Becerra, J., Romero-Romero, J. L., Arce-Johnson, P. 2018. Biocontrol of *Sirex noctilio* by the parasitic nematode *Deladenus siricidicola*: A five season field study in southern Chile. *Plos One*. 13(11): e0207529. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207529>.

Costa Neto, I. F., Gonçalves, M. N., Salles, P. H. P., Gomes, S. S., Oliveira, V. F., Paulo, K. J., Silva, D. A. S. 2016. Microbiota aquática de três ambientes dulcícolas da RPPN Adília Paraguassu, Mucugê-BA – BA. Anais: 19º Semana de mobilização científica da UCSAL, 9p.

Coutinho, R. R. 2014. Estudo das comunidades de nematoides como bioindicadores de distúrbios em sistemas agrícolas. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Fitopatologia, 68p.

Eisenback J.D. (1993) Interactions between nematodes in cohabitation. In: Khan M.W. (eds) *Nematode Interactions*. Springer, Dordrecht, p.134-174. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1488-2_7

Fanti, A. L. P. 2011. Seleção de isolados de fungos e nematoides entomopatogênicos visando ao controle da broca da erva-mate (*Hedypathes betulinus*) Kluger (Coleoptera; Cerambycidae). Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Agrárias, 55 p.

Fanti, A. L. P., Rodrigues, L. D. F. de S., Holz, N., Thomazoni, Dhyego., Rodrigues, E., Alves, L. F. A. 2009. Seleção de isolados de fungo e nematoides entomopatogênicos para o controle

da broca da erva-mate *Hedypathes betulinus* (KLUG) (Coleoptera: Cerambycidae). Rev. Bras. De Agroecologia, 4(2): 2392-2395

Ferraz, L. C. C. B. 2016. Nematoides: conhecer para combater o inimigo. Tópicos em entomologia agrícola. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16873.08805>

Ferraz, L. C. C. B., Monteiro, A. R. 2011. Nematoides. In Amorin, L., Rezende, J. A. M., Filho, A. B. Manual de Fitopatologia. São Paulo: Agronômica Ceres.

Figueira, A. F. 2008. Nematoides como Indicadores de Qualidade do Solo em Agroecossistemas no Cerrado do Estado do Mato Grosso do Sul. Tese (doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia, 78 p.

Grigoletti Jr., A., Auer, C. G. 1996. Doenças da erva-mate: identificação e controle. Colombo: EMBRAPA-CNPQ.

Heinrichs, R., Malavolta, E. (2001). Composição mineral do produto comercial da erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.). Ciência Rural, 31(5), 781-785. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782001000500007>

Iede, E. T., Sturion, J. A., Ahrens, D. C. 1983. Ocorrência de nematóides das galhas das raízes, *Meloidogyne incognita* (Kofoid & White, 1919) Chitwood, 1949 e *M. javanica* (Treub, 1885) Chitwood, 1949 em bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) no Estado do Paraná. Pesquisa em andamento, 76: 221-222.

Kanzaki, N., Ekino, T., Ide, T., Masuya, H., Degawa, Y. 2018. Three new species of parasitaphelenchids, *Parasitaphelenchus frontalis* n. sp., *P. costati* n. sp. and *Bursaphelenchus hirsutae* n. sp. (Nematoda: Aphelenchoididae), isolated from bark beetles from Japan. Nematology, 20(10): 957-1005. <https://doi.org/10.1163/15685411-00003189>

Kimenju, J. W., Karanja, N. K., Mutua, G. K., Rimberia, B. M., Wachira, P. M. 2009. Nematode community structure as influenced by land use and intensity of cultivation. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 11(2): 353 – 360.

Lambert, L. 2018. Crescimento de diferentes espécies de *Pinus* spp. na região Serrana de Santa Catarina. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Pós-graduação em Engenharia Florestal, 108p.

Liu, X., Zhang D., Li, H., Qi, X., Gao, Y., Zhang Y., Han, Y., Jiang, Y., Li. H. 2020. Soil nematode community and crop productivity in response to 5-year biochar and manure addition to yellow cinnamon soil. BMC Ecol, 20(30): 1-13. <https://doi.org/10.1186/s12898-020-00304-8>

Lozano, L. A. L., Santos, B. B. 1991. Ocorrência de Nematoides do gênero *Meloidogyne* em Mudanças de erva-mate no estado do Paraná. Revista de Agricultura, 66(2): 203-205. <https://doi.org/10.37856/bja.v66i2.903>

Macara, A. M. 1988. Nematodos associados a plantas florestais em Portugal. Bol. San. Veg. Plagas, 14: 185-225.

Machado, A. C. Z., Vanzo, G. L., Dorigo, O. F., Santoro, P. H., Silva, S. A. 2015. Parasitismo de *Meloidogyne incognita* em arbóreas utilizadas no sombreamento de cafeeiros. Anais: IX Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, Curitiba – PR.

Marchioro C. A., Santos K. L., Siminski A. 2020. Present and future of the critically endangered *Araucaria angustifolia* due to climate change and habitat loss. *Forestry*, 93(3):401-410. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz066>

Marsden, C., Martin-Chave, A., Cortet J., Hedde, M., Capowiez, Y. 2019. How agroforestry systems influence soil fauna and their functions - a review. *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04322-4>

Mattos, V. S. 2017. Caracterização e identificação de populações de *Meloidogyne* spp. do arroz, estabelecimentos de marcadores SCAR e seleção de novas fontes de resistência em *Oryza* spp. a *M. graminicola*. Tese (doutorado) – Universidade de Brasília, 177p.

Mazuchowski, J. Z., Rech, T. D., Toresan, L. 1 ed. Bracatinga (*Mimosa scarabella* Benth): Cultivo, manejo e usos da espécie. Florianópolis: Epagri. 365p, 2014.

Mcardle, A. J., Santamour Júnior, F. S. 1986. Screening mimosa (*Albizia julibrissin*) seedlings for resistance to nematodes and Fusarium wilt. *Plant Disease*. 70: 249-251. [10.1094/PD-70-249](https://doi.org/10.1094/PD-70-249)

Müller, C. A. 2017. Estudo da nematofauna no bioma Mata Atlântica. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Zoologia. 27p.

Nardele, M. Conde, I. 2019. Apostila Sistemas Agroflorestais.

Nascimento, D. R. do, Alves, L. N., Souza, M. L. 2019. Implantação de sistemas agroflorestais para a recuperação de áreas de preservação permanente em propriedades familiares rurais da região da Transamazônica, Pará. *RAF*. 13: 103-120.

Pate, E., Ndiaye-Faye, N., Thioulouse, J., Villenave, C., Bongers, T., Cadet, P., Debouzie, D. 2000. Successional trends in the characteristics of soil nematode communities in cropped and fallow lands in Senegal (Sonkorong). *Applied Soil Ecology*, 14: 5–15. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00051-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00051-7)

Penteado, S. R. C., Iede, E. T., Reis Filho, W. 2 ed. Manual para controle da vespa-da-madeira em plantio de pinus. EMBRAPA Florestas, 39p, 2015.

Pinheiro, J. B. 2019. Nematoides. Agência Embrapa de Informação Tecnológica.

Pintro, J. C., Matumoto-Pintro, P. T., Schwan-Estrada, K. R. F. 2008. Crescimento e desenvolvimento de mudas de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.) cultivadas em solo sob diferentes níveis de fertilidade. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 20: 285-289.

Regazolli, P.H. M. 2019. Influência da posição das sementes de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) nos frutos em relação à qualidade fisiológica. Trabalho Conclusão do Curso (graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina. 46p.

Ritzinger, C. H. S. P., Fancelli, M., Ritzinger, R. 2010. Nematoides: bioindicadores de sustentabilidade e mudanças edafoclimáticas. Jaboticabal: Rev. Bras. Frutic., 32(4): 1289-1296. <https://doi.org/10.1590/S0100-29452010000400045>

Rodrigues, C. S. 2011. Comunidades de nematoides associados às principais fitofisionomias do Cerrado do parque nacional de Brasília. Dissertação (mestrado) – Universidade de Brasília. 53p.

Salgado, S. M. L., Cunha, R. L., Carvalho, V. L., Pereira, T. B., Pauli, B. 2011. População de *Meloidogyne exigua* em cafeeiros arborizados com aléias de leguminosas. Anais: 37º Congresso Brasileiro de Pesquisas Cafeeiras, 1p.

Santiago, D. C., Krzyzanowski, A. A., Homechin, M. 2000. Behavior of *Ilex paraguariensis* St. Hilaire, 1822 to *Meloidogyne incognita* and *M. paranaenses* and their influence on development of plantlets. Braz. Arch. Biol. Technol., 43(2): 139-142. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132000000200001>

Santos, J. C. S. dos, Bonome, L. T. da S. 2014. Conservação de sementes de *Araucaria angustifolia* (Berth.) O. Ktze submetidas a diferentes condições de armazenamento. Trabalho de conclusão de curso (graduação) - Universidade Federal da Fronteira Sul. 18p.

Silva, J. G. P., Furlanetto, C., Almeida, M. R. A., Rocha, D. B., Mattos, V. S., Correa, V. R., Carneiro, R. M. D. G. 2013. Occurrence of *Meloidogyne spp.* in Cerrado Vegetations and Reaction of Native Plants to *Meloidogyne javanica*. Journal of Phytopathology, 162(7-8): 449-455. <https://doi.org/10.1111/jph.12211>

Tomazini, M. D., Ferraz, L. C. C. B., Monteiro, A. R. 2008. Estrutura trófica e índices de maturidade de comunidades de nematoides em áreas contíguas de vegetação natural e submetidas a diferentes tipos de uso agrícola. Nematologia Brasileira, 32(3): 220-230.

Vellozo, L. G. C., Nowacki, M. J., Vernalha, M. M. 2001. Contribuição ao levantamento fitossanitário do Estado do Paraná. Braz. Arch. Biol. Technol., 4: 9-24. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132001000500013>

Veloso, A. S. 2015. Implantação do sistema agroflorestal sucessional para conservação de sete nascentes em área degradada por pastagem. Revista Terceiro Incluído, 5(2): 428-451. <https://doi.org/10.5216/teri.v5i2.38799>

Vieira Júnior, J. O. L. 2016. Comunidade de nematoides do solo em cafeeiros agroflorestais com diferentes sistemas de adubação orgânica. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, 45p.

Capítulo 3. Produção primária líquida

Lídia Klestadt Laurindo¹⁷

Tancredo Augusto Feitosa de Souza¹⁸

Lucas Jónatan Rodrigues da Silva¹⁹

Sarah Kormann²⁰

Resumo

Em biologia a produção primária líquida faz referência a quantidade de biomassa produzida por uma planta na biosfera. Esta variável pode ser determinada através de métodos diretos e indiretos de mensuração. Neste capítulo será dada ênfase aos métodos indiretos de mensuração, especialmente ao uso de modelos matemáticos (modelos alométricos) para estimativa da produção de biomassa e teores de carbono orgânico no solo nas principais espécies arbóreas cultivadas em sistemas agroflorestais no Sul do Brasil (e.g., *Araucaria angustifolia*, *Mimosa scabrella* e *Ilex paraguariensis*) e em ambientes em processo de invasão biológica (e.g., *Pinus* spp.). Em ambientes dominados por espécies arbóreas nativas como a *Araucaria angustifolia*, *Bracatinga* (*Mimosa scabrella*) e Erva-mate (*Illex paraguariensis*) o produtor pode gerar rendas com base na produtividade primária líquida nas ordens de R\$ 2.577,24 ha⁻¹, R\$ 1.363,88 ha⁻¹ e R\$ 41.524,90 ha⁻¹, respectivamente. Já em plantios comerciais de *Pinus* sp. (e.g., espécie arbórea exótica), em plantas com 28 anos de idade, é possível estimar uma quantidade de biomassa correspondente a uma quantia de R\$ 113.588,84 ha⁻¹. O conhecimento de modelos matemáticos específicos em ecossistemas naturais e submetidos a atividade antrópica (e.g., sistemas agroflorestais e silvicultura) é fundamental para o estabelecimento de estratégias de manejo, estimativa da produção primária líquida e sobretudo para estimar os lucros por unidade de área.

¹⁷ Graduanda do curso de Agronomia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Bolsista PIBIC/CNPq.

¹⁸ Doutor em Ciência do Solo, Professor Visitante Júnior no Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) da UFSC.

¹⁹ Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestrando do PPGEAN da UFSC.

²⁰ Graduanda do curso de Engenharia Florestal pela UFSC. PIBIC voluntário/UFSC.

Produção primária líquida em ecossistemas naturais

A produção primária líquida em biologia do solo faz referência a quantidade de biomassa (e.g., seca ou verde; da parte aérea ou das raízes) produzida pelas plantas superiores na biosfera (Mendes 2018). Essa variável é muito útil quando pretendemos mensurar a capacidade produtiva de um determinado ecossistema e, sobretudo a qualidade do solo em sustentar o desenvolvimento de plantas de alta capacidade de produção de biomassa (Lu et al. 2019). Na determinação desta biomassa podemos empregar métodos diretos e indiretos de mensuração. Nos métodos diretos, basicamente corta-se a planta, fragmenta-a em diferentes partes (e.g., galhos, troncos, folhas e raízes) e realiza-se a pesagem do material (Ratuchne 2010). Podendo o valor dessa biomassa ser expresso em kg por planta ou em toneladas por hectare, caso o pesquisador tenha a densidade de plantas (e.g., plantas ha^{-1}) precisamente descrita (Carvalho et al. 2019). Já nos métodos indiretos, basicamente são utilizadas equações matemáticas que levam em consideração variáveis com correlação altamente significativa com a produção de biomassa (Raqeeb et al. 2020).

Estas equações, também conhecidas como modelos alométricos ou modelos de regressão, geralmente são geradas considerando dados reais de campo (e.g., altura da planta, diâmetro a nível do peito, densidade da madeira, densidade de plantas e dados climáticos) e elaboradas em softwares específicos através do procedimento de “*Stepwise*” (Nakai 2016). Neste capítulo, vamos dar ênfase a esse tipo de abordagem para estimativa da biomassa das plantas. Primeiro, pela facilidade de obtenção e segundo devido a existência de aspectos legais que impossibilitam em ecossistemas naturais o corte de plantas nativas. Outra característica importante da estimativa da produção primária líquida é sua correlação positiva e linear com os teores de carbono orgânico no solo. O que abre uma série de possibilidades em pesquisas relacionando a ciclagem de nutrientes, matéria orgânica do solo, sequestro de carbono e estoques de carbono no solo e no material vegetal (Silveira et al. 2008, Cotrufo et al. 2019). Ambas as variáveis são excelentes indicadores da qualidade biológica do solo e no Brasil, tanto a produção primária líquida e o teor de carbono do solo são bastante variáveis e dissimilares (Longo et al. 2016; Nascimento et al. 2017) em função dos diferentes biomas (Fig. 1).

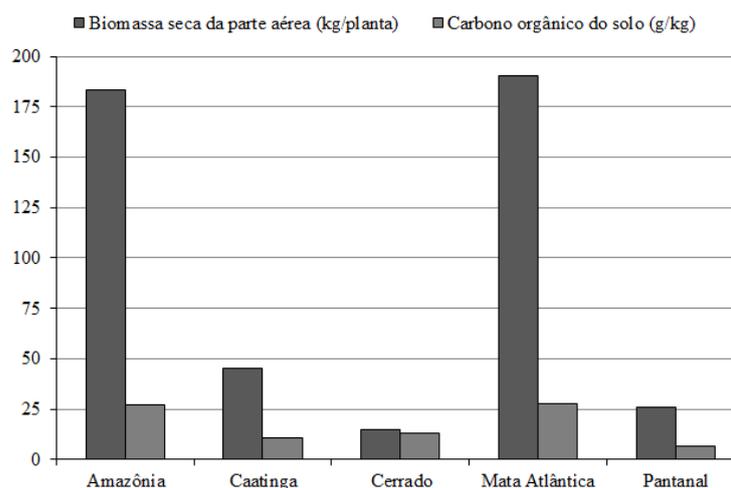


Figura 1. Produção de biomassa seca da parte aérea média (kg planta⁻¹) e teores médios de carbono no solo (g kg⁻¹) nos diferentes biomas brasileiros. Adaptado de Barni et al. (2016), Cardoso et al. (2009), Levis et al. (2020), Morais et al. (2019), Nogueira Júnior et al. (2011), Moura et al. (2016), Ribeiro et al. (2011), Vieira et al. (2008), Virgens et al. (2017) e Wittmann et al. (2008).

Portanto, em ecossistemas naturais podemos estimar a biomassa das plantas (e.g., produção primária líquida) através de modelos alométricos pré-definidos em função de cada bioma e em algumas situações específicas para espécies arbóreas nativas (Tabela 1). Estudos considerando estas estimativas da biomassa em ecossistemas naturais, bem como das suas relações com os teores de carbono do solo, são importantes para programas de manejo, de crédito de carbono e manutenção da biodiversidade, pois as árvores armazenam elementos poluentes em sua estrutura carbônica (Cerveira 2015).

Tabela 1. Equações alométricas, coeficientes de correlação e valor de *P* em diferentes biomas e espécies nativas do Brasil

| Biomas (Equações alométricas) | R ² | Valor de <i>P</i> |
|--|----------------|-------------------|
| Amazônia | | |
| $\text{Ln}(B) = -2,19 + (5,54 \cdot \text{Ln DBH})$ | 0,97 | 0,001 |
| Caatinga | | |
| <i>A. pyrifolium</i> : $B = 0,25 \cdot \text{DGL}^{1,77}$ ou $B = 0,37 \cdot \text{DBH}^{1,83}$ | 0,92 e 0,85 | 0,01 e 0,001 |
| <i>C. sonderianus</i> : $B = 0,15 \cdot \text{DGL}^{1,8741}$ ou $B = 0,36 \cdot \text{DBH}^{1,86}$ | 0,82 e 0,84 | 0,01 e 0,01 |
| <i>J. mollisima</i> : $B = 0,07 \cdot \text{DGL}^{2,06}$ ou $B = 0,20 \cdot \text{DBH}^{1,81}$ | 0,76 e 0,82 | 0,05 e 0,01 |
| <i>C. pyramidalis</i> : $B = 0,28 \cdot \text{DGL}^{1,93}$ ou $B = 0,24 \cdot \text{DBH}^{2,19}$ | 0,90 e 0,81 | 0,01 e 0,01 |
| <i>M. rígida</i> : $B = 0,11 \cdot \text{DGL}^{2,25}$ ou $B = 0,35 \cdot \text{DBH}^{2,02}$ | 0,96 e 0,95 | 0,001 e 0,001 |
| <i>M. hostilis</i> : $B = 0,11 \cdot \text{DGL}^{2,29}$ ou $B = 0,32 \cdot \text{DBH}^{2,12}$ | 0,96 e 0,95 | 0,01 e 0,01 |
| <i>A. macrocarpa</i> : $B = 0,14 \cdot \text{DGL}^{2,16}$ ou $B = 0,25 \cdot \text{DBH}^{2,16}$ | 0,92 e 0,93 | 0,01 e 0,01 |
| <i>M. urundeuva</i> : $B = 0,06 \cdot \text{DGL}^{2,48}$ ou $B = 0,14 \cdot \text{DBH}^{2,47}$ | 0,97 e 0,98 | 0,01 e 0,01 |

| | | |
|---|-------------|--------------|
| <i>S. glabra</i> : $B = 0,15 * DGL^{2,21}$ ou $B = 0,23 * DBH^{2,27}$ | 0,96 e 0,97 | 0,01 e 0,01 |
| <i>C. jamacaru</i> : $B = 0,0268 * DGL^{2,3440}$ ou $B = 0,0010 * DBH^{3,2327}$ | 0,96 e 0,70 | 0,001 e 0,05 |
| Cerrado | | |
| $B = 82,41 * DBH^{2,10}$ | - | - |
| $Ln(B) = 2,88 * Ln(DBH) + 2,44$ | 0,87 | 0,001 |
| $B = 469,95 * V^{0,97}$ | - | - |
| $Ln(B) = 0,99 * Ln(V) + 5,96$ | 0,92 | 0,001 |
| $B = \exp[-3,14 + 0,97 * \ln(DBH^2 * H)]$ | 0,97 | 0,01 |
| Mata Atlântica | | |
| Área de reflorestamento: $B = \exp(-2,13 + 2,53 * Ln DBH)$ | 0,98 | 0,01 |
| Floresta ombrófila densa: $B = 21,29 - (6,95 * DBH) + (0,74 * DBH^2)$ | 0,97 | 0,01 |
| Pantanal | | |
| $B = (BA * H * 0,6 * SG)/PD$ | 0,88 | 0,001 |

Ln = logaritmo natural, B = biomassa seca da parte aérea (kg planta⁻¹), DGL = diâmetro do caule ao nível do solo (cm), DBH = diâmetro ao nível do peito (cm), V = volume da planta (dm³), BA = área basal (m² ha⁻¹), H = altura das plantas (m), SG = densidade da madeira (g cm⁻³), PD = plant density (plants ha⁻¹). Adaptado de Azevedo et al. (2018), Lima et al. (2008), Lopes e Miola (2010), Roitman et al. (2018), Sampaio e Silva (2005) e Wittmann et al. (2008).

Os critérios selecionados que melhor se ajustam nas equações de acordo com Ratuchne (2010), são: variáveis que apresentem maior coeficiente de determinação ajustado (R² ajustado), menor erro padrão da estimativa, maior valor estatístico pelo teste *F* (e.g., com valor de *p* significativo e melhor distribuição dos resíduos). Na elaboração de modelos, geralmente são utilizadas as variáveis diâmetro ao nível do peito, altura total da árvore e densidade da madeira (Aabeyir et al. 2020). Nesse contexto, estudos de estimativa de produção biomassa em ecossistemas naturais são importantes como referências e em estudos comparativos de produção de biomassa em outros ecossistemas. Interesses econômicos e ambientais estão envolvidos em tal determinação, tais como, quantificação da ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, quantificação para fins energéticos e para melhores manejos florestais (Silveira et al. 2008).

Produção primária líquida em *Araucaria angustifolia*

A estimativa da biomassa na floresta de Araucária auxilia na quantificação dos recursos que ela oferece em termos de produção primária líquida (Bogonia et al. 2020). Esse tipo de abordagem reforça aspectos relacionados à conservação, do manejo e, sobretudo de aspectos

legais relacionados a esse bioma (Roik et al 2020). O uso de modelos matemáticos neste sentido facilita a obtenção de dados de biomassa da parte aérea e raiz da planta-alvo, como também possibilita o avanço de estudo relacionados a mudanças edafoclimáticas e seus efeito sobre o desenvolvimento de *Araucaria angustifolia* (Ribeiro 2017). Outra vantagem relacionada a aplicação de modelos matemáticos para estimativa da biomassa é a possibilidade de estimar os teores de carbono orgânico total (Roik et al. 2020) e relacionar a capacidade de *A. angustifolia* produzir biomassa seca na sua parte aérea, como também a capacidade de incorporar carbono orgânico no solo (Fig. 2).

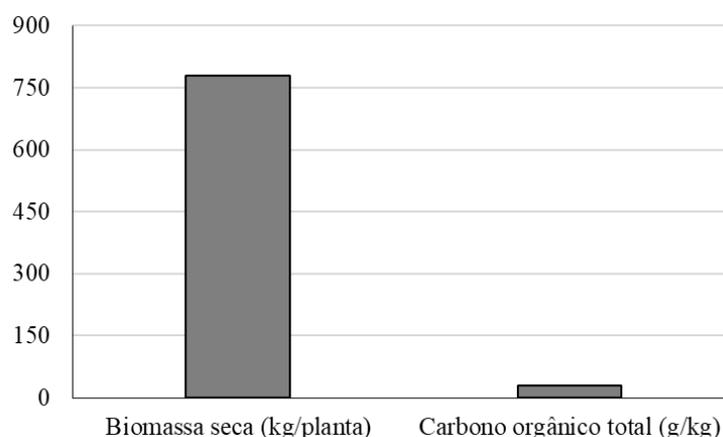


Figura 2. Produção de biomassa seca da parte aérea média (kg planta⁻¹) e teores médios de carbono no solo (g kg⁻¹) em monodominância de *A. angustifolia* em Floresta Ombrófila Mista. Os dados de biomassa seca foram obtidos de plantas adultas com 20 anos de idade. Adaptado de Schumacher et al. (2011) e Mafra et al. (2008).

Como observado na fig. 2, os indivíduos de *A. angustifolia* possuem alta capacidade de produção de biomassa, o que não é verdade para sua capacidade de incorporar carbono orgânico no perfil do solo. Segundo Pereira et al. (2013), as características intrínsecas da serapilheira oriunda de *A. angustifolia*²¹, não favorecem a decomposição deste material devido sua alta relação C/N e altos teores de materiais recalcitrantes (e.g., lignina). Em um estudo realizado por Sanquetta et al. (2003), as variáveis mais indicadas para se estimar a biomassa da Araucária por alometria são: peso verde do fuste (kg planta⁻¹), peso verde da folhagem (kg planta⁻¹), peso verde de galhos (kg planta⁻¹), diâmetro ao nível do peito (cm) e altura das plantas (m) (Tabela 2).

²¹ A serapilheira de *A. angustifolia* também é conhecida popularmente como “grimpa”.

Tabela 2. Equações alométricas, coeficientes de correlação (R^2) e valor de F em plantas adultas de *A. angustifolia*

| Equações alométricas | R^2 | Valor de F |
|--|-------|------------|
| $PVF = -929,56 - (43,24*DBH) + (1,77*DBH^2) - (0,01*DBH^2*H) + (1220,48LnH)$ | 0,99 | 6,76 |
| $PV = 172,50 - (4,75*DBH) + (1,38*DBH^2*H)$ | 0,99 | 5,52 |
| $PV = 31,11 - (3,03*DBH) + (0,009*DBH^2*H)$ | 0,99 | 10,94 |
| $PV = 94,42 - (12,58*DBH^2) + (0,33*DBH^2) + (0,009*DBH^2*H)$ | 0,99 | 7,27 |
| $PV = -7,70 + (0,09*DBH^2) + (0,04*DBH^2*H)$ | 0,99 | 6,62 |
| $PS = -1,24 + (1,96*DBH) + (H*0,96)$ | 0,99 | 7,70 |

PVF: peso verde do fuste ($kg\ planta^{-1}$); PV: peso verde ($kg\ planta^{-1}$); PS: peso seco ($kg\ planta^{-1}$); DBH: diâmetro ao nível do peito (cm); H: altura de plantas (m); Ln: logaritmo natural. Adaptado de Balbinot et al. (2009).

Nota-se que vários modelos podem ser testados na estimativa da biomassa de *A. angustifolia*. Neste caso específico, não é possível repassar valores para comercialização da madeira dessa espécie, uma vez que *A. angustifolia* está ameaçada de extinção e existem leis que proíbem seu corte e comercialização (Eisfeld et al. 2020). No entanto, pode-se repassar a quantidade em R\$ gerada por hectare através da venda do pinhão²², como também da quantidade em R\$ gerada através de créditos de carbono (Fig. 3).

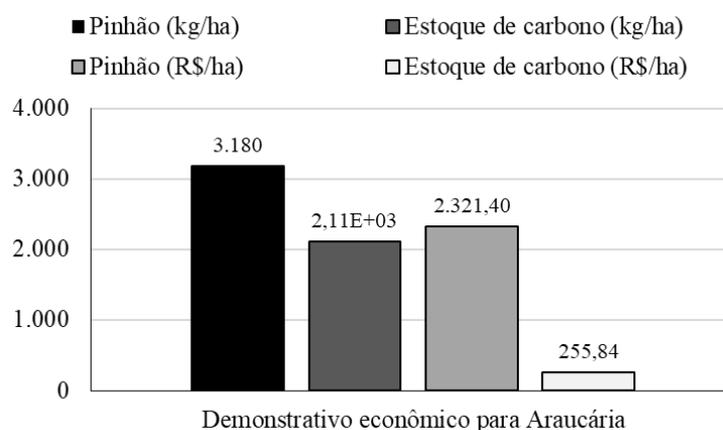


Figura 3. Produção de pinhão ($kg\ ha^{-1}$) e estoque de carbono ($kg\ ha^{-1}$) e seus respectivos valores em $RS\ ha^{-1}$ em uma área com plantas de *A. angustifolia* com 15 anos de idade. Adaptado de Silva e Clemente (2008).

²² Iguaria muito consumida e procurada no Sul do Brasil.

Produção primária líquida em *Ilex paraguariensis*

A erva-mate (*Ilex paraguariensis*) é um tipo de planta arbórea bastante afetada por fatores abióticos, especialmente com relação a ausência de luz, onde as plantas crescem melhor (e.g., maior área e produção de biomassa foliar) (Rossa et al. 2017; Fleig 2002) e apresentam alta capacidade de incorporar carbono orgânico no solo (Fig. 4). Por outro lado, em ambiente abertos com alta incidência de luz solar, as plantas de *I. paraguariensis* produzem mais biomassa no sistema radicular para compensar a perda de água (Caron et al. 2014a), o que interfere na qualidade do produto da erva-mate que são suas folhas para consumo na forma de chá e chimarrão (Caron et al. 2014b). No entanto, não existem evidências científicas sobre diferenças entre os teores de carbono orgânico no solo em plantios sombreados e em pleno sol (Rossa et al. 2017).

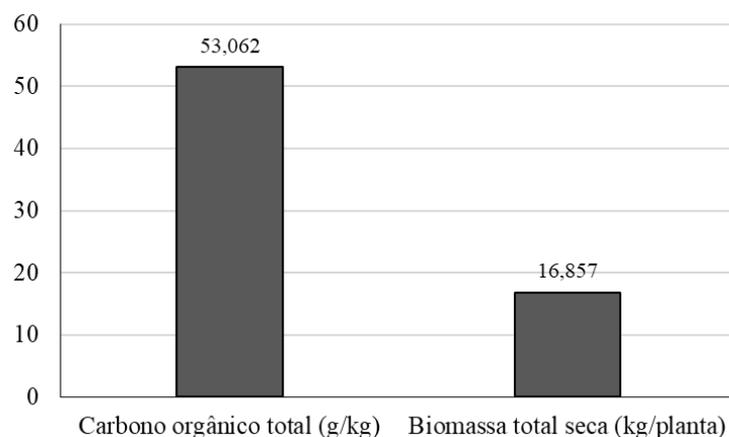


Figura 4. Carbono orgânico total (g kg^{-1}) e biomassa seca (kg planta^{-1}) em plantio comercial de erva-mate sombreado com 7 anos de idade. Adaptado de Berger (2006) e Zampier (2001).

Modelos comuns para a estimativa da biomassa em plantios comerciais de erva-mate levam em consideração equações de regressão (Fleig 2002). Os atributos mais comuns em equações de regressão (Tabela 3) para estimar a biomassa de erva-mate são: diâmetro ao nível do peito (cm); altura da planta (m) e volume da madeira (m^3) (Martins 2004; Vuaden et al. 2009).

Tabela 3. Equações alométricas, coeficientes de correlação (R^2) e valor de F em plantas adultas de *I. paraguariensis*

| Equações alométricas | R^2 | Valor de F |
|---|-------|------------|
| $B = 23,84 + (0,03*DBH^2*H) - (2,15E-06*dap^5) - (0,011*dap^3)$ | 0,97 | 1197,39 |
| $B = 284,49 - (58,61*DBH) + (4,213*DBH^2) - (0,107*DBH^3) + (0,001*DBH^4) - (5,68E6*DBH^5)$ | 0,95 | 599,91 |
| $B = -(3,02*DBH) + (0,42*DBH^2) + (0,006*DBH^2*H)$ | 0,95 | 1192,31 |
| $B = (4,27*DBH) - (0,11*DBH^2) + (0,013*DBH^3) - (7,22E-05*DBH^4)$ | 0,95 | 878,92 |
| $B = (0,34*DBH^2) - (0,12*H^2) + (0,008*DBH^2*H)$ | 0,95 | 1162,31 |
| $B = (0,32*DBH^2) + (0,009*DBH^2*H)$ | 0,95 | 1740,47 |
| $B = (11,29*RM) + (0,11*DBH*H^2)$ | 0,93 | 232,78 |

B: Biomassa seca da parte aérea (kg planta⁻¹); Ln: logaritmo natural; H: altura de plantas (m); DBH: diâmetro ao nível do peito (cm); RM: Raio médio da copa em metros (cm). Adaptado Ratuchne de (2010) e Berger (2006).

A produtividade gerada pela erva-mate começa a partir do sexto ano de produção, momento em que é realizado o primeiro corte das folhas (Wenling 2004). O preço da erva-mate tem sido valorizado nos últimos anos, com um aumento no valor da arroba²³ de R\$ 2,40/arroba em 2005 (Malinovski et al. 2006), para uma média de R\$ 10,00/arroba entre os anos de 2015 a 2018 (Camara et al. 2019). Entretanto, o custo para implantação de um erval também apresentou aumento, o preço das mudas por unidade, por exemplo, passou de R\$ 0,15/unidade (Malinovski et al. 2006), para R\$ 1,00/unidade e o custo total para a implantação de um hectare de erva-mate, no primeiro ano de investimento, incluindo plantio, coroamento, limpeza, mudas, adubação, inseticidas e mão-de-obra chega a R\$ 5.100,00/ha (Pedrassani et al. 2020). Através do cálculo do valor presente líquido (VPL), conseguimos saber se os lucros superam, ou não, os investimentos iniciais do projeto (Neves 2010), levando em consideração o investimento citado acima, o VPL após dez anos de plantio de erva-mate foi de R\$ 41.524,90 (Pedrassani et al. 2020), revelando que os lucros para o produtor dessa espécie superam os investimentos.

Produção primária líquida em *Mimosa scabrella*

A madeira da Bracatinga (*Mimosa scabrella*), planta nativa do Sul do Brasil, pode ser usada como lenha (fonte energética), construção e no setor mobiliário (Roeder 2009; Zamarian 2012). Geralmente sua madeira é comercializada como base no volume de madeira em metros

²³ Uma arroba de erva-mate equivale a 15kg de folhas secas.

cúbicos, enquanto os galhos são comercializados com base no peso de matéria seca (Souza et al. 2014). Sendo bastante interessante em bracatingais comerciais o uso de estratégias de manejo e a estimativa de produção de biomassa com base em modelos matemáticos para repassar ao produtor a capacidade produtiva de sua área e qual será seu rendimento por unidade de área (Souza et al. 2013). Em bracatingais bem manejados é possível encontrar valores médios de biomassa seca da parte aérea de $69,16 \text{ kg planta}^{-1}$ em plantas com 6 anos de idade, enquanto o carbono orgânico do solo fica em torno de $54,21 \text{ g kg}^{-1}$ (Fig. 5).

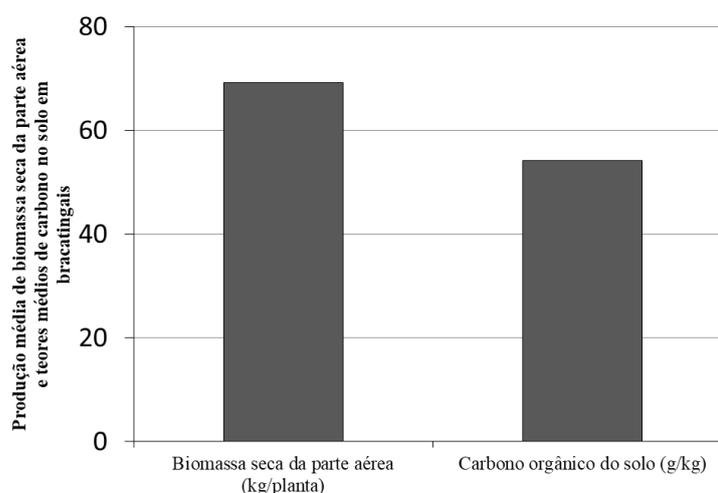


Figura 5. Produção média de biomassa seca da parte aérea (kg planta^{-1}) e teores médios de carbono no solo (g kg^{-1}) para bracatingais. Adaptado de Somarriba e Kass (2001), Pomianoski et al. (2006).

A quantificação da biomassa de bracatingais pode ser feito pelo método direto (e.g., corte e pesagem da madeira) onde se determina as biomassas seca e fresca da parte aérea e pelo método indireto (e.g., estima a biomassa através de dados sobre o volume da madeira, diâmetro ao nível do peito, altura comercial do tronco, diâmetro da copa e altura da árvore) onde se estima as biomassas seca e fresca da parte aérea e raiz (Teixeira 2003). Para a escolha do melhor modelo, critérios como coeficiente de determinação ajustado, erro padrão de estimativa e análise gráfica dos resíduos foram levados em consideração. As melhores equações para peso seco total e peso seco da lenha estão representadas na tabela 4. Para a obtenção do peso seco total, somaram-se os pesos de todos os componentes e para a obtenção do peso seco da lenha, somou-se o peso do componente fuste e dos galhos com diâmetro superior a 4 cm.

Tabela 4. Equações alométricas, coeficiente de determinação ajustado, erro padrão da estimativa percentual e valores do Teste F para Bracatingais.

| Equações alométricas | R ² _{aj} | Syx% | F |
|--|------------------------------|-------|------|
| PS = -11,83 + (0,51*DBH ²) | 0,96 | 21,68 | - |
| PS = 6,67 + (0,21DBH ² + 0,013*DBH ² *H) | 0,83 | 43,14 | - |
| PS = 0,19*DBH ^{2,23} | 0,9795 | 17,5 | 5358 |
| PS = 0,02*DBH ^{2,22} | 0,9988 | 44,8 | 8822 |
| PS = 0,007*DBH ^{2,49} | 0,9216 | 38,6 | 1172 |
| PS = 0,21*DBH ^{2,25} | 0,9816 | 17,7 | 5309 |
| CT = 6,13 + G ^{0,94} + H ^{0,64} | 0,9162 | 10,28 | 1341 |
| CT = 1061,34 + (130,97*G*H) | 0,8516 | 14,73 | 1459 |

PS = peso seco individual (kg planta⁻¹), DBH = diâmetro ao nível do peito (cm), CT = carbono orgânico total (g kg⁻¹), G = Área basal (m² ha⁻¹), H = altura total média (m). Adaptado de: Baggio e Carpanezzi (1997), Baggio et al. (1995), Souza et al. (2013), Urbano et al. (2008).

Essas equações permitem a quantificação indireta da biomassa de bracatingais. Podem ser usados em conjunto com equações das estimativas de carbono, sendo este um fator ambiental importante, já que estima a quantidade de CO₂ liberada. O cultivo de bracatinga é comum entre médios e pequenos produtores, então o avanço de técnicas na silvicultura se torna importante para o aumento da renda destes produtores e o cálculo de biomassa desempenha papel fundamental para isso (Souza et al. 2014; Urbano et al. 2008). As áreas médias voltadas para produção de bracatinga são de 6,3 hectares, gerando uma renda média anual de 1.363,88 R\$/ha. Sendo que a produtividade média dos bracatingais, num ciclo de 7 anos, varia entre 150 e 200 m³/ha de lenha (Mazuchowski e Angelo 2012).

Produção primária líquida em *Pinus* sp.

As florestas plantadas de *Pinus* sp. apresentam rápido crescimento e são eficientes em incrementar os teores de carbono orgânico no solo (Lima 2014). Isso se torna interessante na diminuição de gases do efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO₂) (Balbinot et al. 2008), e diretamente contribui para o aumento da biomassa da planta e indiretamente na deposição de serapilheira e teores de carbono no solo (Figura 6) (Santos et al. 2019; Ratuchne, 2010). No entanto, deve-se tomar cuidados no manejo de áreas com monodominâncias de espécies exóticas, sobretudo as com potencial invasor (Signori 2018). Estudos recentes têm demonstrado que *Pinus* sp. apesar de apresentar resultados interessantes a longo-prazo para o produtor,

também apresenta efeitos negativos sobre a diversidade da fauna e flora nos ambientes invadidos (Rabelo et al. 2020; Ramos et al. 2019).

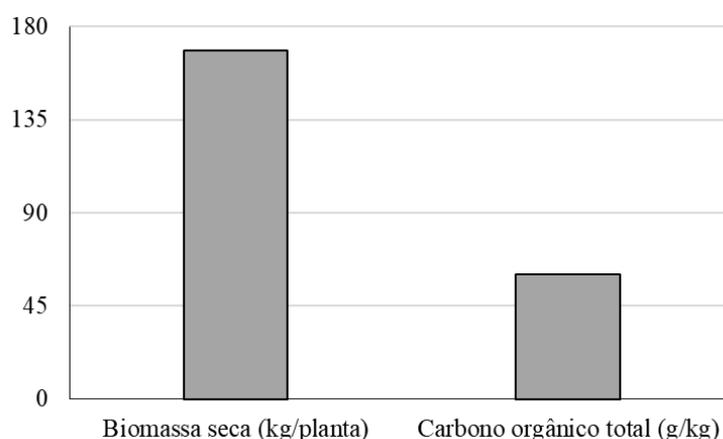


Figura 6. Produção de biomassa seca da parte aérea média (kg/planta) e teores médios de carbono no solo (g/kg) em plantas de *Pinus*. Adaptado de Corrêa e Bellote (2011); Ferreira et al. (2019); Cassol et al. (2019); Santos et al. (2019).

Das espécies do gênero *Pinus* presentes no Brasil, *Pinus elliottii* se destaca devido sua facilidade nos tratamentos culturais, rápido crescimento e alta produção no Sul e Sudeste do Brasil (Shimizu 2008). A quantificação da sua biomassa facilita no manejo florestal. Para tal, calcula-se a biomassa dos compostos, separadamente os compartimentos correspondentes às acículas²⁴, galhos, madeira e casca (Santos et al. 2019). Sendo que outros componentes da espécie podem ser usados para realizar os cálculos, como as raízes (Corte et al. 2012). Diferentes modelos matemáticos podem ser testados para estimar biomassa em espécies do gênero *Pinus* (Tabela 5).

Tabela 5. Equações alométricas, coeficiente de correlação e valor de *F* para plantas adultas do gênero *Pinus*

| Equações alométricas | R ² | Valor de <i>F</i> |
|---|----------------|-------------------|
| $B = -1513,82 + (62,55 \cdot DBH)$ | 0,92 | 332,06 |
| $B = -230,88 + (0,61 \cdot DBH^2)$ | 0,97 | 1213 |
| $B = -76,12 - (13,94 \cdot DBH) + (0,74 \cdot DBH^2)$ | 0,98 | 639,37 |
| $B = 22,18 + (0,02 \cdot DBH^2 \cdot H)$ | 0,98 | 1546 |

B: Biomassa (kg planta⁻¹); DBH: diâmetro ao nível do peito (cm); H: altura de plantas (m). Adaptado de Ali et al. (2020).

²⁴ Folhas modificadas com forma de agulha e características do gênero *Pinus*

A variável biomassa é de difícil medição e os modelos alométricos relacionam essa variável com variáveis comuns, como diâmetro ao nível do peito e altura de plantas (Zaki e Latif 2017). Sendo assim, a utilização desses modelos torna-se interessante para que os métodos indiretos possam ser usados para estimar a biomassa de grandes áreas florestais. Extrapolando, posteriormente, para a área total estudada (Schikowski et al. 2013), além de oferecer ao produtor uma estimativa confiável de lucro por unidade de área (Figura 7) e eventuais tomadas de decisão sobre utilização de insumos, manejo e viabilidade da área (Lima 2014).

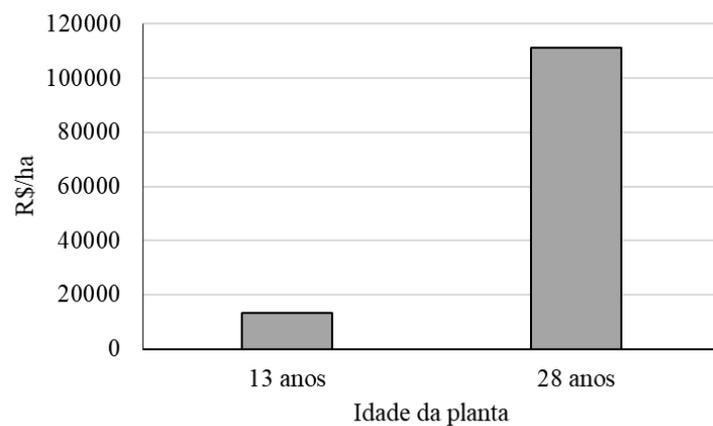


Figura 7. Valor em R\$ por hectares em plantio de *Pinus* com 13 e 28 anos. Adaptado de Schneider et al. (2018).

Referências

Aabeyir, R., Adu-Bredu, S., Agyare, W. A., Weir, M. J. C. 2020. Allometric models for estimating aboveground biomass in the tropical woodlands of Ghana, West Africa. For. Ecosyst. 7(41). <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00250-3>

Ali, A., Ashraf, M. I., Gulzar, S., Akmal, M. 2020. Development of an allometric model for biomass estimation of *Pinus roxburghii*, growing in subtropical pine forests of Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. Sarhad Journal of Agriculture. 36(1): 236-244. <http://dx.doi.org/10.17582/journal.sja/2020/36.1.236.244>

Baggio, A. J., Carpanezi, A. A. 1997. Biomassa aérea da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) em talhões do sistema de cultivo tradicional. Boletim de Pesquisa Florestal. 34: 31-44.

Baggio, A. J., Carpanezi, A. A., Sanmiguel, A. A. 1995. Equações para a estimativa de peso da biomassa aérea de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) na idade de corte. Embrapa Florestas. Boletim de Pesquisa Florestal. 30/31: 37-49.

Balbinot R., Koehler H. S., Watzlawick L. F., Marcene E. A. 2009. Ajuste de equações alométricas para *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. utilizando análises de componentes principais conjuntamente com análise de regressão. Floresta. 39(2): 232-237. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v39i2.14148>

Balbinot, R., Valério, A. F., Sanquetta, C. R., Caldeira, M. V. W. Silvestre, R. 2008. Estoque de carbono em plantações de *Pinus* spp. em diferentes idades no sul do estado do Paraná. Floresta. 38(2): 317-324. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v38i2.11626>

Barni, P. E., Manzi, A. O., Condé, T. M., Barbosa, R. I., Fearnside, P. M. 2016. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. Forest Ecology and Management. 377: 170–181. <https://doi.org/doi:10.1016/j.foreco.2016.07.010>

Berger, G. 2006. Biomassa e nutrientes em plantios de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St-Hil.), no município de Nova Prata- RS. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, 93p.

Bogoni, J. A., Muniz-Tagliari, M., Peroni, N., Peres, C. A. 2020. Testing the keystone plant resource role of a flagship subtropical tree species (*Araucaria angustifolia*) in the Brazilian Atlantic Forest. Ecological Indicators, 118: 106778. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106778>

Camara, S. B., Andreatta, T., Casarin, M. A. B., de Azevedo, J., Christofari, L. F. 2019. Empreendimentos rurais sustentáveis e composição de reserva legal: um estudo de viabilidade econômica do cultivo consorciado de noqueira-pecã e erva-mate. Cuyonomics. Investigaciones En Economía Regional. 2(4): 148-169.

Cardoso, E. L., Silva, M. L. N., Moreira, F. M. S., Curi, N. 2009. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. Pesq. agropec. bras., 44(6): 631-637.

Caron, B. O., Santos, D. R. dos, Schmidt, D., Basso, C. J., Behling, A., Eloy, E., Bamberg, R. 2014a. Biomassa e acúmulo de nutrientes em *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. Ciência Florestal. 24(2): 267-276. <https://doi.org/10.5902/1980509814565>

Caron, B. O., Schmidt, D., Manfron, P. A., Behling, A., Eloy, E., Busanello, C. 2014b. Eficiência do uso da radiação solar por plantas *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. cultivadas sob sombreamento e a pleno sol. Ciência Florestal. 4(2): 257-265. <https://doi.org/10.5902/1980509814563>

Carvalho, E. X. de, Menezes, R. S. C., Sampaio, E. V. de S. B., Simões Neto, D. E., Tabosa, J. N., Oliveira, L. R. de, Simões, A. L., Sales, A. T. 2019. Allometric equations to estimate sugarcane aboveground biomass. Sugar Tech. 21(6): 1039–1044. <https://doi.org/10.1007/s12355-019-00741-w>

Cassol, P. C., Fachini, L., Mafra, Á. L., Brand, M. A., Simonete, M. A., Coimbra, J. L. M. 2019. Changes in organic carbon in soil of natural grassland converted to *Pinus taeda* plantations at three ages. Ciência. Florestal. 29(2): 545-558. <https://doi.org/10.5902/198050986301>

Cerveira, S. S. 2015. Equações alométricas para estimar a biomassa acima do solo em floresta plantada com Tachi-Branco (*Tachigali vulgaris*), Dom Eliseu/Pará. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Pará, Pós-graduação em Ciências Ambientais, 112p.

Corrêa, R. S., Bellote, A. F. J. 2011. Soil attributes and biomass yield from *Pinus caribaea* var. *Hondurensis*. *Cerne*. 17(2): 181-187. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602011000200004>

Corte, A. P. D., Silva, F. da, Sanquetta, C. R. 2012. Fator de expansão de biomassa e razão de raízes – parte aérea para *Pinus* spp. plantadas no Sul do Brasil. *Floresta*. 42(4): 755 – 768. <http://dx.doi.org/10.5380/uf.v42i4.17771>

Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., Lugato, E. 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*. 12: 989–994. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>

Eisfeld, R. de L., Arce, J. E., Sanquetta, C. R., Braz, E. M. 2020. Is it forbidden the wood use of *Araucaria angustifolia*? An analysis on the current legal budget. *Floresta*. 50(1): 971-982. <http://dx.doi.org/10.5380/uf.v50i1.60023>

Ferreira, J. C., Stähelin, T. S. F., Jesus, M. S. de, Muñoz, G. I. B. de, Brand, M. A., Freitas, T. P. 2019. Estimativa da oferta de biomassa florestal em povoamentos de *Pinus taeda* L. após intervenções culturais. *Ciência Florestal*. 29(3): 1459-1468. <https://dx.doi.org/10.5902/1980509815187>

Fleig, F. D. 2002. Morfometria e quantificação da biomassa comercial e residual da poda de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.), em reflorestamentos. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Centro de Ciências Rurais, 140p.

Levis, C., Peña-Claros, M., Clement, C. R., Costa, F. R.C., Alves, R. P., Ferreira, M. J., Figueiredo, C. G., Bongers, F. 2020. Pre-Columbian soil fertilization and current management maintain food resource availability in old-growth Amazonian forests. *Plant Soil*, 450: 29–48. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04461-z>

Lima, J. A. S., Villela, D. M. Manzatto, C. V. 1. ed. Biomassa arbórea em fragmentos da Mata Atlântica Fluminense. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 21p, 2008.

Lima, R. 2014. Crescimento, biomassa e carbono de *Pinus taeda* L. em função do espaço vital. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, 104p.

Longo, M., Keller, M., Santos, M. N., Leitold, V., Pinagé, E. R., Baccini, A., Saatchi, S., Nogueira, E. M., Batistella, M., Morton, D. C. 2016. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles*, 30(11): 1639-1660. <https://doi.org/10.1002/2016GB005465>

Lopes, R. B., Miola, D. T. B. 2010. Sequestro de carbono em diferentes fitofisionomias do cerrado. *SynThesis Revista Digital FAPAM*, 2(2): 127-143.

Lu, Y., Li, X., Ni, H., Chen, X., Xia, C., Jiang, D., Fan, H. 2019. Temporal-spatial evolution of the urban ecological footprint based on net primary productivity: a case study of Xuzhou Central Area, China. *Sustainability*, 11(1): 199-220. <https://doi.org/10.3390/su11010199>

Mafra, Á. L., Guedes, S. de F. F., Klauberg Filho, O., Santos, J. C. P., Almeida, J. A. de, Rosa, J. D. 2008. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. *Revista Árvore*, 32(2): 217-224. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000200004>

Malinovski, R. A., Berger, R., Silva, I. C., Malinovski, R. A., Barreiros, R. M. 2006. Viabilidade econômica de reflorestamentos em áreas limítrofes de pequenas propriedades rurais no município de São José dos Pinhais – PR. *Floresta*, 36(2): 261-274. <http://dx.doi.org/10.5380/uf.v36i2.6451>

Martins, F. B. 2004. Estabelecimento de equações de biomassa para *Pinus pinaster* Aiton. Monografia (relatório de estágio)- Universidade Federal de Santa Maria, 92p.

Mazuchowski, J. Z., Angelo, A. C. 2012. Caracterização e entraves do sistema de produção com bracinga na região metropolitana de Curitiba. *Floresta*, 42(4): 711-724. <http://dx.doi.org/10.5380/uf.v42i4.17698>

Mendes, L. S. S. 2018. Dinâmica de raízes finas em relação à disponibilidade sazonal de nutrientes e de diferentes níveis de deposição úmida em florestas tropicais. Tese (doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 156p.

Morais, V. A., Ferreira, G. W. D., Mello, J. M de, Silva, C. A., Mello C. R. de, Araújo, E. J. G., David, H. C., Silva, A. C. da, Scolforo, J. R. S. 2019. Spatial distribution of soil carbon stocks in the Cerrado biome of Minas Gerais, Brazil. *Catena*, 185: 104285. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104285>

Moura, P. M., Althoff, T. D., Oliveira, R. A., Souto, J. S., Souto, P. C., Menezes, R. S. C., Sampaio, E. V. S. B. 2016. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 105: 25–38. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9771-4>

Nakai, E. S. 2016. Quantificação da biomassa e estoque de carbono em diferentes coberturas vegetais por meio de sensoriamento remoto. Dissertação (doutorado) – Universidade de São Paulo, Engenharia de Sistemas Agrícolas, 153p.

Nascimento, R. de S., Brito, J. I. B. de, Borges, V. P., Borges, P. de F., Araújo, L. de S. 2017. Variabilidade interanual dos teores de carbono absorvido nos biomas nordestinos e sua relação com fatores climáticos. *Gaia Scientia*, 11(3): 232-242. <https://doi.org/10.21707/gaia.v11.n03a17>

Neves, W. G. 2010. Estudo da viabilidade econômico financeira para uma empresa de cosméticos. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em administração) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 70 p.

Nogueira Junior, L. R., Gonçalves, J. L. M., Engel, V. L., Parrota, J. 2011. Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. *Forest Systems*, 20(3): 536-545. <http://dx.doi.org/10.5424/fs/20112003-11844>

Pedrassani, D., Knop, M. L., Perciak, J. 2020. Análise comparativa de lucratividade das culturas de erva-mate em relação à soja no Planalto Norte Catarinense. DRd - Desenvolvimento Regional em debate, 10: 269-282. <https://doi.org/10.24302/drd.v10i0.2717>

Pereira, J. M., Baretta, D., Bini, D., Vasconcellos, R. L. F., Cardoso, E. J. B. N. 2013. Relationships between microbial activity and soil physical and chemical properties in native and reforested *Araucaria angustifolia* forests in the state of São Paulo, Brazil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 37(3): 572-586. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000300003>

Pomianoski, D. J. W., Dedecek, R. A., Vilcahuaman, L. J. M. 2006. Efeito do fogo nas características químicas e biológicas do solo no sistema agroflorestal da bracatinga. Bol. Pesq. Fl., 52: 93-118.

Rabelo, L. K. L., Maestri, M. P., Aquino, M. G. C., Baumann, S. S. R. T., Brígida, C. A. S. 2020. Cenário das árvores plantadas no Brasil. Biodiversidade, 19 (3): 170-179.

Ramos, M., Magro, T. C., Couto, H. T. Z., Castro, T. N. 2019. Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito -SP. Ciência Florestal, 29(1): 75-85. <https://doi.org/10.5902/1980509825789>

Raqeeb, A., Nizami, S. M., Saleem, A., Ansari, L., Gulzar, S., Ali, B., Saleem, M. 2020. Biomass allometric equations of naturally growing *Cedrus deodara* in dry temperate forests ecosystems. Pakistan Journal of Agricultural Research, 33(3): 498-507. <http://dx.doi.org/10.17582/journal.pjar/2020/33.3.498.507>

Ratuchne, L. C. 2010. Equações alométricas para a estimativa de biomassa, carbono e nutrientes em uma floresta ombrófila. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Pós-Graduação em Agronomia, 111p.

Ribeiro, S. C., Fehrmann, L., Soares, C. P. B., Jacovine, L. A. G., Kleinn, C., Gaspar, R. de O. 2011. Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. Forest Ecology and Management 262(3): 491-499. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.017>

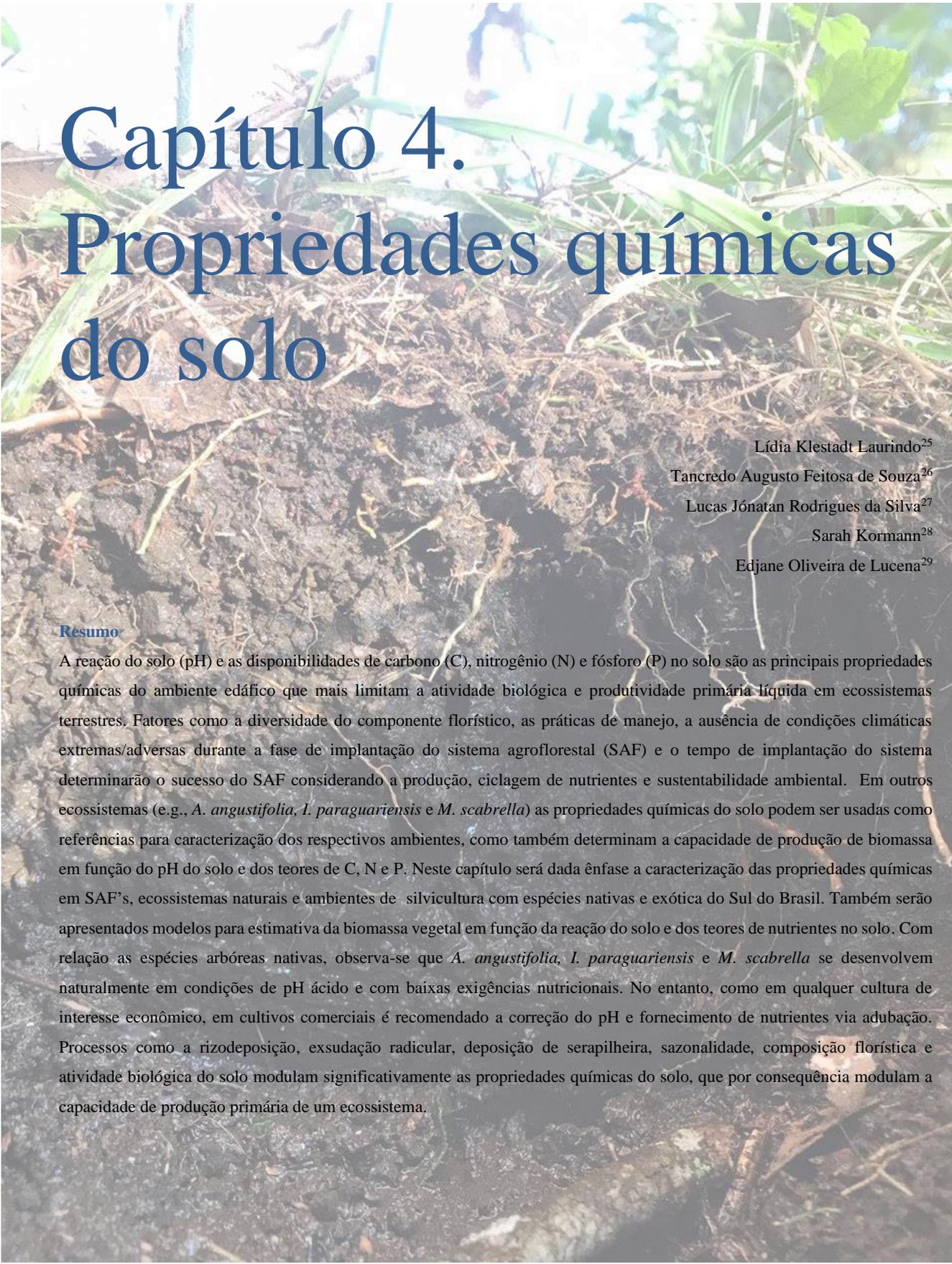
Ribeiro, S. F. 2017. Crescimento e fenologia de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em três cotas de um gradiente de altitude na Serra da Mantiqueira. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, Pós-Graduação em Botânica Aplicada, 75p.

Roeder, R. 2009. Conflitos de legislação entre os estados do Paraná e Santa Catarina. Dissertação (mestrado) - Universidade do Contestado, Pós-graduação em Desenvolvimento Regional.

Roik, M., Machado, S. A., Figueiredo Filho, A., Sanquetta, C. R., Ruiz, E. C. Z. 2020. Aboveground biomass and organic carbon of native *Araucaria Angustifolia* (Bertol.) Kuntze. Floresta e Ambiente, 27(3): e20180103. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.010318>

Roitman I., Bustamante M. M. C., Haidar, R. F., Shimbo, J. Z., Abdala, G. C., Eiten, G., Christopher W., Fagg, C. W., Felfili, M. C., Jacobson, T. K. B., Lindonso, G. S., Keller, M., Lenza, E., Miranda, S. C., Pinto, J. R. R., Rodrigues, A. A., Delitti, W. B. C., Roitman, P., Sampaio, J. M. 2018 Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial

- Souza, R. F., Machado, S. A., Figueiredo Filho, A. 2014. Modelagem da biomassa total e da lenha por unidade de área para bracatingais nativos. *Revista Árvore*, 38 (1): 53-62. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000100005>
- Souza, R. F., Machado, S. A., Figueiredo Filho, A., Koehler, H. S. 2013. Modelagem do carbono orgânico total e da lenha por unidade de área para bracatingais nativos. *Ciência Florestal*, 23(1): 117-127. <https://doi.org/10.5902/198050988446>.
- Teixeira, L. M. 2003. Influência da intensidade de exploração seletiva de madeira no crescimento e respiração do tecido lenhoso das árvores em uma floresta tropical de terra-firme na região de Manaus. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Amazonas, 59 p.
- Urbano, E., Machado, S. A., Figueiredo Filho, A., Koehle, H. S. 2008. Modelagem da biomassa aérea em bracatingais nativos da região metropolitana de Curitiba. *Floresta*, 38(2): 361-372.
- Vieira, S. A., Alves, L. F., Aidar, M., Araújo, L. S., Baker, T., Batista, J. L. F., Campos, M. C., Camargo, P. B., Chave, J., Delitti, W. B. C., Higuchi, N., Honorio, E., Joly, C. A., Keller, M., Martinelli, L. A., Mattos, E. A., Metzker, T., Phillips, O., Santos, F. A. M., Shimabukuro, M. T., Silveira, M., Trumbore, S. E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8(2): 21-29. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000200001>
- Virgens, A. P., Barreto-Garcia, P. A. B., Paula, A., Carvalho, F. F., Aragão, M. A., Monroe, P. H. M. 2017. Biomassa de espécies florestais em área de Caatinga arbórea. *Pesq. Flor. Bras.*, 37(92): 555-561. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1465>
- Vuaden, E. Fleig, F. D., Selle, G. L., Lana, M. D., Silva, G. F., Vargas, J. F. 2009. Estimativas da biomassa comercial de brotos de *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. *Ciência Florestal*, 19(3): 279-291. <https://dx.doi.org/10.5902/19805098882>
- Wenling, I. 2004. Propagação vegetativa de erva-mate (*Ilex paraguariensis* Saint Hilaire): estado da arte e tendências futuras. Embrapa Florestas, 46p.
- Wittmann, F., Zorzi, B. T., Tizianel, F. A. T., Urquiza, M. V. S., Faria, R. R., Sousa, N. M., Módena, E. S., Gamarra, R. M., Rosa, A. L. M. 2008. Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the lower miranda river, southern pantanal, Brazil. *Folia Geobot*, 43: 397–411. <https://doi.org/10.1007/s12224-008-9022-9>
- Zaki, N. A. M., Latif, Z. A. 2017. Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling. *Geocarto International*. 32(7): 701-716. <https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1178814>
- Zamarian, E. H. C.; Albuquerque, C. E. C. de, Matos, J. L. M. 2012. Usinagem da madeira da bracatinga para uso na indústria moveleira. *Floresta*, 42(3): 631 – 638. <https://doi.org/10.5380/ufv.v42i3.14624>
- Zampier A. C. 2001. Avaliação dos níveis de nutrientes, cafeína e taninos após adubação mineral e orgânica, e sua relação com a produtividade na erva-mate (*Ilex paraguariensis* St Hil.). Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Pós-graduação em Engenharia Florestal, 114p.



Capítulo 4.

Propriedades químicas do solo

Lídia Klestadt Laurindo²⁵

Tancredo Augusto Feitosa de Souza²⁶

Lucas Jónatan Rodrigues da Silva²⁷

Sarah Kormann²⁸

Edjane Oliveira de Lucena²⁹

Resumo

A reação do solo (pH) e as disponibilidades de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) no solo são as principais propriedades químicas do ambiente edáfico que mais limitam a atividade biológica e produtividade primária líquida em ecossistemas terrestres. Fatores como a diversidade do componente florístico, as práticas de manejo, a ausência de condições climáticas extremas/adversas durante a fase de implantação do sistema agroflorestal (SAF) e o tempo de implantação do sistema determinarão o sucesso do SAF considerando a produção, ciclagem de nutrientes e sustentabilidade ambiental. Em outros ecossistemas (e.g., *A. angustifolia*, *I. paraguariensis* e *M. scabrella*) as propriedades químicas do solo podem ser usadas como referências para caracterização dos respectivos ambientes, como também determinam a capacidade de produção de biomassa em função do pH do solo e dos teores de C, N e P. Neste capítulo será dada ênfase a caracterização das propriedades químicas em SAF's, ecossistemas naturais e ambientes de silvicultura com espécies nativas e exótica do Sul do Brasil. Também serão apresentados modelos para estimativa da biomassa vegetal em função da reação do solo e dos teores de nutrientes no solo. Com relação as espécies arbóreas nativas, observa-se que *A. angustifolia*, *I. paraguariensis* e *M. scabrella* se desenvolvem naturalmente em condições de pH ácido e com baixas exigências nutricionais. No entanto, como em qualquer cultura de interesse econômico, em cultivos comerciais é recomendado a correção do pH e fornecimento de nutrientes via adubação. Processos como a rizodeposição, exsudação radicular, deposição de serapilheira, sazonalidade, composição florística e atividade biológica do solo modulam significativamente as propriedades químicas do solo, que por consequência modulam a capacidade de produção primária de um ecossistema.

²⁵ Graduanda do curso de Agronomia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Bolsista PIBIC/CNPq.

²⁶ Doutor em Ciência do Solo, Professor Visitante Júnior no Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) da UFSC.

²⁷ Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestrando do PPGEAN da UFSC. Bolsista FAPESC.

²⁸ Graduanda do curso de Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Voluntária PIBIC/CNPq.

²⁹ Doutoranda em Ciência do Solo pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) no Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo (PPGCS-Areia-PB), Mestre em Ciências Florestais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG-Patos-PB), no Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais, Bolsista CAPES.

Disponibilidade de carbono, nitrogênio e fósforo em sistemas agroflorestais (SAF's) e ecossistemas associados

Os sistemas agroflorestais (SAF's) são alternativas sustentáveis que visam maximizar a produtividade primária líquida por unidade de área considerando a produção de origem agrícola, animal e florestal. Neste sentido, podemos considerar esse sistema de manejo como um eficiente reservatório de CO₂ como demonstrando no capítulo anterior. SAF's bem estabelecidos favorecem a cobertura do solo, reduzindo a incidência de luminosidade diretamente na sua superfície e desta forma favorecendo a manutenção de altos teores de umidade por um período maior em comparação ao observado em solos agrícolas e sem cobertura vegetal. Ambientes com cobertura vegetal diversificada e com teores ótimos de umidade no solo favorecem positivamente a atividade da biota e microbiota edáfica. E a ação destes organismos e microrganismos do solo acelera a decomposição da matéria orgânica e consequentemente a ciclagem de nutrientes (e.g., C, N e P).

Neste contexto, os SAF's podem ser considerados uma excelente alternativa na recuperação de áreas degradadas (Ribaski et al. 2001). Este sistema de manejo favorece a ciclagem de nutrientes e em quando bem estabelecidos apresentam características similares (e.g., processos ecológicos, ciclagem de nutrientes e regeneração natural) as observadas nos ecossistemas naturais (Ferreira et al. 2004; Cardoso et al. 2011) e são dissimilares a sistemas baseados em monodominâncias (e.g., silvicultura de *Pinus*) onde é comum a exploração intensiva que acaba gerando necessidades extras, como a reposição de nutrientes no solo através da adubação mineral.

Os teores de C, N e P nos solos dos SAF's de maneira geral estão relacionados com a diversidade do componente florístico (e.g., espécies arbóreas e espécies herbáceas), as práticas de manejo (e.g., correção da acidez, nucleação, fosfatagem, rochagem e transposição de solo), ausência de condições climáticas extremas durante a fase de implantação do SAF (e.g., ciclones, geadas, secas, granizo e encharcamento) e ao tempo de implantação do sistema. A interação entre estes fatores determinará o sucesso na produção primária líquida, na deposição e decomposição de resíduos, na intensificação da ciclagem de nutrientes (e.g., C, N e P), no favorecimento da teia trófica no solo. Em geral, quando comparado com outros sistemas (e.g., silvicultura de *Pinus* e ecossistema natural), O SAF apresenta teores médios de N em torno de

5,1 g/kg. Valor esse estatisticamente semelhante ($p = 0,9234$) ao observado em silvicultura de *Pinus* (4,6 g/kg) e ecossistema natural (4,3 g/kg). Já, em relação ao C, o SAF apresenta altos teores de C (49,8 g/kg). Com valores médios estatisticamente iguais ($p = 0,9344$) aos observados no ecossistema natural e significativamente maiores ($p < 0,001$) aos observados na silvicultura de *Pinus*. Por fim, os teores de P em SAF são ligeiramente superiores (11,2 mg/kg) aos observados tanto na silvicultura de *Pinus* (7,2 mg/kg) quanto no ecossistema natural (9,8 mg/kg). O que pode ser justificado por práticas de adição de rochas fosfáticas no SAF o que em longo prazo pode favorecer ao aumento da disponibilidade de P no solo (Figura 1).

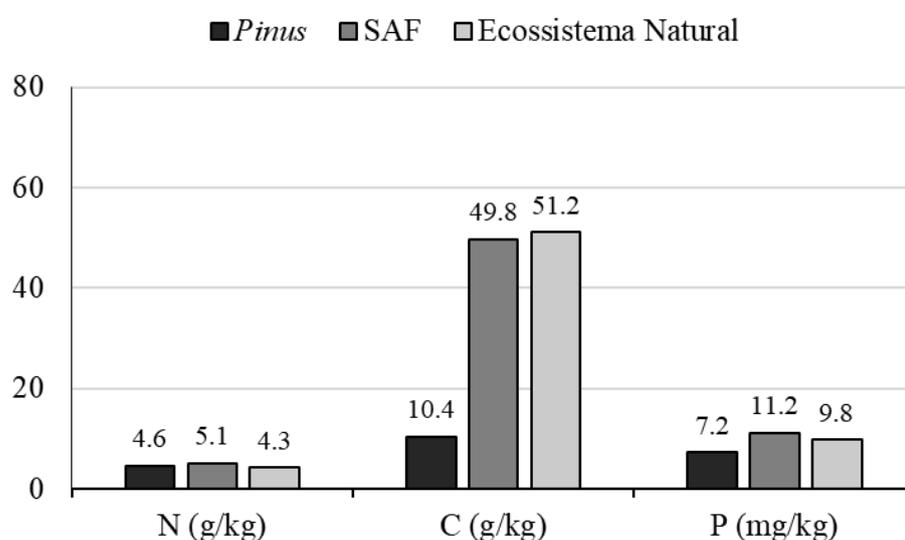


Figura 1. Teores de carbono, nitrogênio e fósforo em plantio de pinus, sistema agroflorestal e ecossistema natural. Adaptado de Iwata et al. (2012), Abraão et al. (2015) e Silva et al. (2019).

A combinação de espécies arbóreas de diferentes famílias, especialmente leguminosas (e.g., *Mimosa scabrella*), favorecem a melhoria da fertilidade do solos através de dois processos básicos:

- a) Rizodeposição.
- b) Exsudação radicular.

Em SAF's com predominância de espécies arbóreas leguminosas, a incorporação de N no solo através da fixação biológica de N_2 e deposição de serapilheira rica em N é muito superior quando comparada a sistemas com ausência de leguminosas. Solos com teores significativos de N favorecem a assimilação de CO_2 através das trocas gasosas foliares e sua conversão em biomassa vegetal através da fotossíntese. Por fim, plantas com altas taxas fotossintéticas tendem a ter sistemas radiculares mais ativos com liberação contínua de ácidos

orgânicos na rizosfera que favorecem a solubilização de P na solução do solo que é absorvido através de interceptação radicular. Neste contexto, as culturas agrícolas inseridas no SAF são beneficiadas por esses incrementos pontuais e contínuos nos teores de C, N e P, de forma que o uso de adubos/fertilizantes possa ser diminuído ou não recomendado (Ribaski et al. 2001).

Por outro lado, diferentemente dos SAF's onde o P pode ser fornecido através de práticas de correção da fertilidade (e.g., adubação mineral, rochagem e fosfatagem) ou pelo favorecimento do ambiente edáfico (e.g., correção do pH ou exsudação radicular), em ecossistemas naturais, a disponibilidade de P está diretamente ligada à ciclagem das formas orgânicas de P no solo (Santos et al. 2008) e é suficiente para a manutenção da comunidade de plantas em função de mecanismos moleculares e fisiológicos desenvolvidos ao longo dos anos pelas plantas que compõem um ecossistema natural (Gomes et al. 2008). Já em silvicultura de *Pinus*, observa-se reduções nos teores de P no solo em função da acidificação promovida pela atividade radicular. Outro aspecto relevante do *Pinus* é que apesar desta exótica arbórea ser pouco exigente em P, ela responde com incremento lineares na produção de biomassa em relação a incremento dos teores de P no solo (Koehles 1989; Melo e Resck 2002; Ferreira et al. 2004; Vieira e Schumacher 2010).

Tanto em SAF's como ecossistemas associados, o C, N e P apresentam forte influência sobre a capacidade de produção de biomassa destes ecossistemas. Alguns estudos têm demonstrado modelos para estimar a produção de biomassa de um determinado ecossistema (e.g., SAF, silvicultura de *Pinus* e ecossistema natural) em função dos teores de C, N e P no solo (Tabela 1) mostrando forte correlação em todos os ambientes. Para as três situações consideradas (e.g., C, N e P no solo), foram observadas relação exponenciais entre os teores desses três elementos no solo e a produção de biomassa. Os modelos para estimativa de biomassa em função dos teores de carbono orgânico no solo foram os que apresentaram maiores coeficientes de correlação (0,91; 0,78; e 0,88 na silvicultura de *Pinus*, SAF e ecossistema natural, respectivamente) em comparação aos dois outros nutrientes considerados na nossa meta-análise. O nitrogênio foi o nutriente disponível no solo que apresentou os modelos com menores coeficientes de correlação (Tabela 1), o que pode ser justificado pelas características intrínsecas de mobilidade deste nutriente na solução do solo.

Tabela 1. Modelos para estimar a produção de biomassa em função dos teores de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson (r) em silvicultura de *Pinus*, sistemas agroflorestais e ecossistemas naturais.

| Ecosistema | Modelos | r |
|------------------------------|---------------------------------------|------|
| Silvicultura de <i>Pinus</i> | Biomassa = 5330.6e ^{-0.051C} | 0,91 |
| | Biomassa = 532.86e ^{-0.159N} | 0,17 |
| | Biomassa = 551.76e ^{-0.123P} | 0,30 |
| Sistema agroflorestal | Biomassa = 525.4e ^{-0.032C} | 0,78 |
| | Biomassa = 34.731e ^{0.0442N} | 0,39 |
| | Biomassa = 40.238e ^{0.0303P} | 0,13 |
| Ecossistema natural | Biomassa = 551.06e ^{-0.014C} | 0,88 |
| | Biomassa = 182.31e ^{0.0216N} | 0,50 |
| | Biomassa = 201.36e ^{0.0245P} | 0,75 |

Adaptado de Santos et al. (2004), Baretta et al. (2005), Cunha et al. (2009), Rocha (2009), Corrêa e Bellote (2011), Silva et al. (2011), Fachini (2012), Iwata et al. (2012), Lopes et al. (2012), Schwiderke et al. (2012), Silva Junior et al. (2012), Schumacher et al. (2013), Machado et al. (2014), Notaro et al. (2014), Ribeiro (2014), Abraão et al. (2015), Silva (2017), Ferreira et al. (2019), Pontes et al. (2019), Silva et al. (2019) e Santos et al. (2020).

Reação do solo e disponibilidade de C, N e P em *Araucaria angustifolia*

A floresta ombrófila mista (FOM), conhecida também como mata-de-araucária, faz parte da Mata Atlântica e distribui-se principalmente no Sul do Brasil, predominantemente em regiões frias e de maiores altitudes (Sonego et al. 2007). Devido à grande exploração da *A. angustifolia*, os remanescentes de FOM encontram-se fortemente descaracterizados quanto a sua composição florística e estrutural de origem. Desse modo, áreas que conservam sua estrutura e composição florística próximas às originais são de grande relevância para a pesquisa que visam entender o comportamento dessas florestas (Longhi et al. 2011).

As baixas temperaturas, juntamente com a resistência foliar comuns na região Sul do país podem levar à baixa ação dos microrganismos, e conseqüentemente à menor disponibilidade de nutrientes. Portanto, a resistência do vegetal à decomposição está associada aos componentes existentes neste, como o carbono, nitrogênio e fósforo, por exemplo. Além disso, os baixos teores de pH presentes nos solos da região Sul do país também dificultam a ação microbiana (Santos 2014).

A condição dos solos ácidos dessa região está diretamente associada ao intenso intemperismo que os solos estão propensos, além da elevada quantidade de ácidos orgânicos que se acumulam no solo devido a lenta decomposição dos resíduos orgânicos (Silva et al. 2008). Condição comprovada por Klug et al. (2020) avaliando os teores de carbono no solo em

diferentes ecossistemas, obtiveram para o pH do solo na área de FOM as menores médias sendo os valores considerados ácidos (Figura 2).

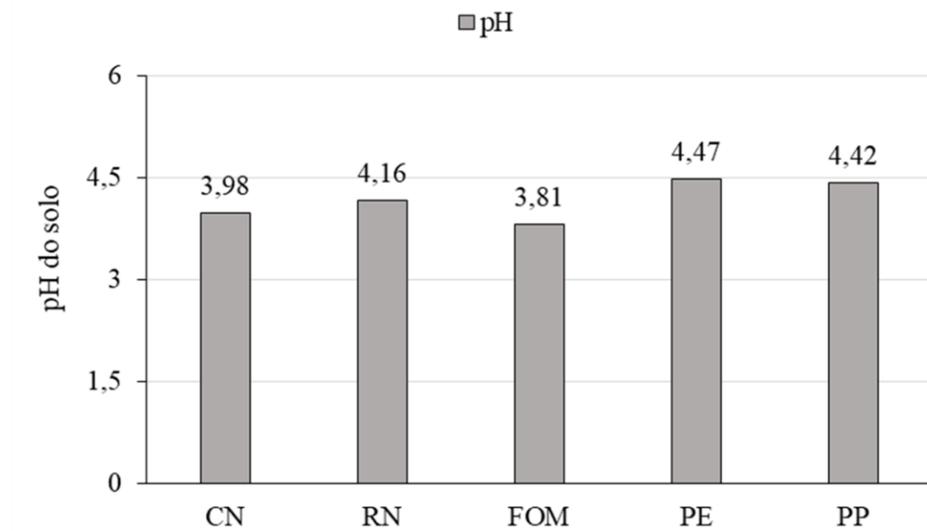


Figura 2. Valores de pH em diferentes ecossistemas em um Cambissolo Húmico. Campo nativo com pecuária (CN), Regeneração natural (RN), Floresta ombrófila mista (FOM), Plantio de *Eucalipto* (PE) e Plantio de *Pinus* (PP). Adaptado de Klug et al. (2020).

Quando avaliado como a sazonalidade afeta a produção de biomassa, se observa que no verão ocorre aumento na disponibilidade de nutrientes no solo oriundos da decomposição da serapilheira. Dentre os macronutrientes presentes na solução do solo, o fósforo apresenta maiores concentrações no verão, sendo que sua presença está associada à presença de Mg, já que este último facilita a absorção de P (Schumacher et al. 2004).

Esse material que é depositado na superfície do solo é composto por folhas (grimpa), galhos e cascas, flores e miscelânea (material de difícil identificação), atua como uma camada de cobertura no solo, e tem como função fornecer nutrientes para as plantas, conduz maior reserva de água no solo, habitat e fonte de alimento para a biota edáfica (Amorim et al. 2014). Contudo, de acordo com Longhi et al. (2011) deve-se ressaltar que a quantidade de serapilheira que se acumula na superfície do solo é influenciada por diversos fatores intrínsecos ao ecossistema (Figura 3).

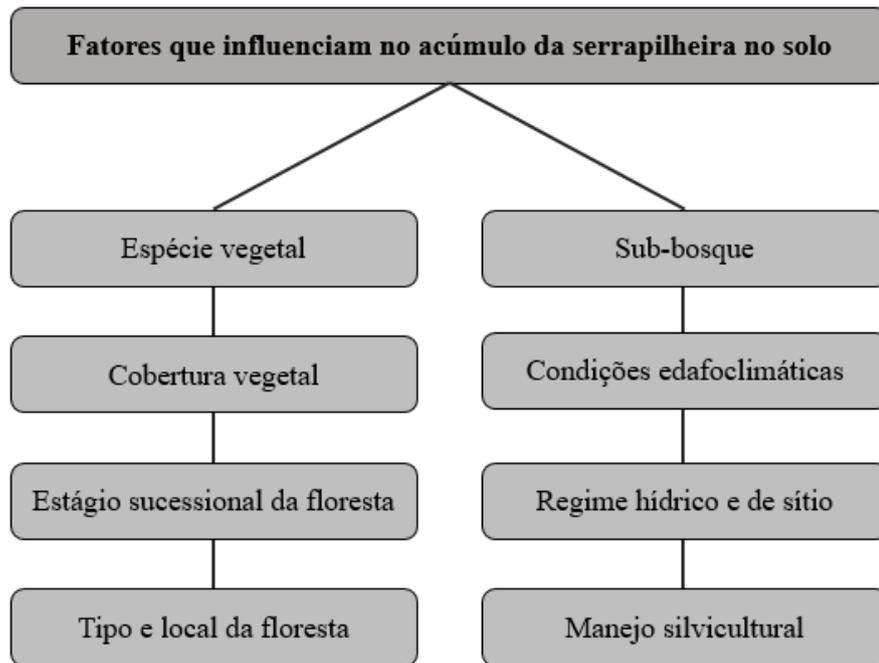


Figura 3. Fatores que influenciam no acúmulo de serrapilheira do solo. Adaptado de Longhi et al. (2011).

A araucária é uma espécie que sofre com a extinção, e o estudo da serrapilheira proporciona a realização de um manejo adequado da espécie já que este componente atua no crescimento de plantas, e que interfere nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Caldeira et al. 2007). O acúmulo deste material garante um estoque de nutrientes para a planta. Além disso, a serrapilheira atua na retenção de água, o que influencia no pH do solo e consequentemente na nitrificação (Santos 2014).

Em um estudo realizado por Schumacher et al. (2004) observou-se que a serrapilheira de *A. angustifolia* apresentaram maiores teores de nutrientes em relação aos galhos, e dentre os nutrientes, o N mostrou maior diferença. De acordo com Zinn et al. (2012) a determinação de alguns nutrientes no solo é complexa, a exemplo do carbono orgânico, em virtude da forte variação ambiental e espacial (i.e., relevo e declividade). Barbosa (2017) avaliando os atributos físicos e químicos do solo e sua relação com o crescimento de *A. angustifolia* em função do relevo, observou efeito no teor de C no solo, em destaque para o relevo plano (Figura 4).

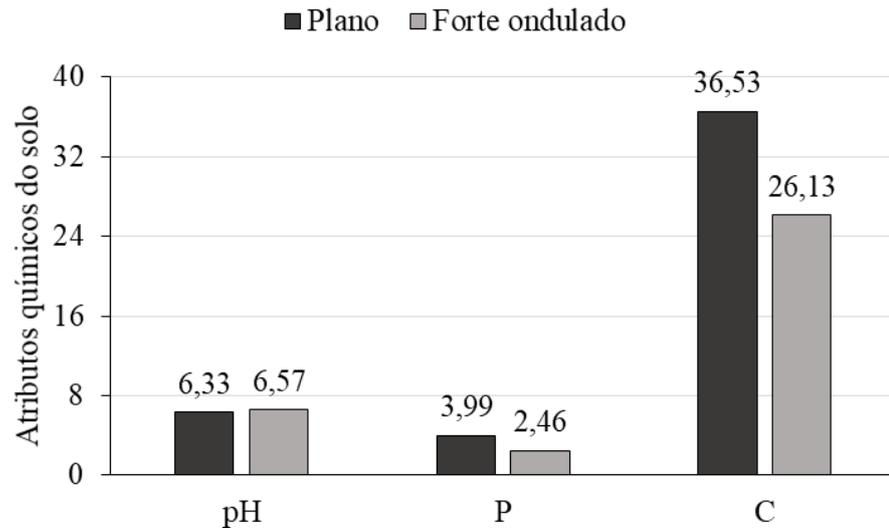


Figura 4. Valores médios dos atributos químicos do solo (15cm de profundidade): pH e de teores de fósforo (P – mg kg⁻¹) e carbono (C – g kg⁻¹) no solo em Floresta Ombrófila Mista (FOM) em função do relevo (plano e forte ondulado). Adaptado de Barbosa (2017).

É importante ressaltar que alguns fatores ambientais como alta umidade relativa do ar e baixas temperaturas favorecem ao acúmulo de material orgânico nas camadas mais superficiais do solo (Carducci et al. 2017). De acordo com Schumacher et al. (2004) os teores de nutrientes presentes na serapilheira podem variar dentro da mesma espécie, tendo em vista que alguns fatores como características da planta e sítio de ocorrência podem variar no espaço, o que dificulta a comparação entre povoamentos da espécie.

Conforme Primieri et al. (2017) o acúmulo de carbono no solo está diretamente relacionado a quantidade de resíduos orgânicos que são depositados no solo, bem como da velocidade de decomposição desse material. Longhi et al. (2011) avaliando a produção e a disponibilidade de nutrientes nas frações da serapilheira em FOM, mencionam que dentre as frações da serapilheira, a miscelânea apresentou maior concentração de nutrientes, em destaque o N e o P (Figura 5).

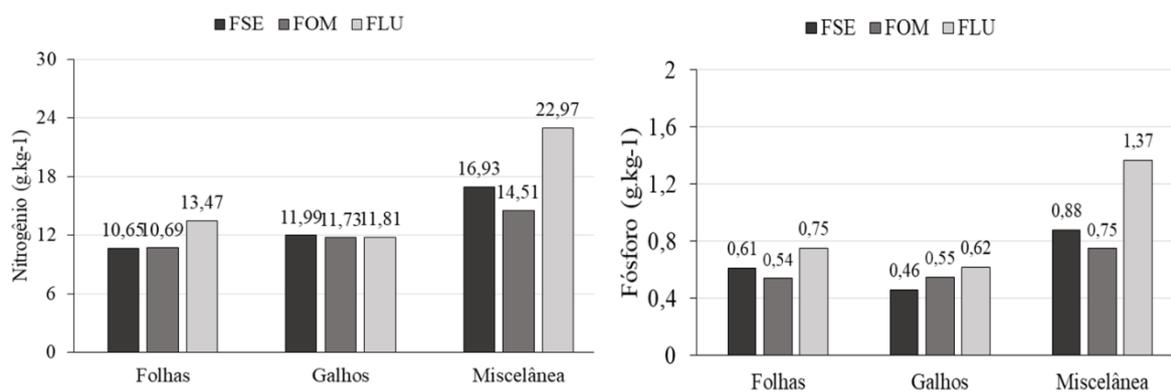


Figura 5 Teores médios (g kg⁻¹) de fósforo (P) e nitrogênio (N) nas frações da serapilheira de *A. angustifolia* em diferentes usos do solo. Floresta Secundária de Encosta (FSE), Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Floresta de Locais Úmidos (FLU). Adaptado de Longhi et al. (2011).

A disponibilidade dos nutrientes para absorção dos vegetais está diretamente relacionada com cinética de decomposição da serapilheira e o conteúdo de água no solo, este último que consiste no veículo de transporte desses nutrientes até as raízes da planta, no entanto, a quantidade de nutrientes que é disponibilizado pode suprir ou não as necessidades das plantas, o que interfere na produtividade e no crescimento vegetal. Contudo, é conveniente que a decomposição desses resíduos ocorra de forma lenta, pois isso garantirá equilíbrio dos nutrientes para a floresta ao longo do ano (Andrade e Amorim 2018). A diferença entre os teores e conteúdo de macronutrientes presentes na serapilheira acumulada podem estar relacionados com a mobilidade desses elementos dentro da planta, como o potássio por exemplo, que devido sua alta mobilidade no solo pode ser facilmente lixiviado, e esses nutrientes disponíveis na serapilheira e/ou solo perfazem o total dos nutrientes que estarão disponíveis para absorção dos vegetais (Caldeira et al. 2007). Quando relacionado à produção de biomassa e os teores de nutrientes presentes na serapilheira, Sousa (2003) verificou que as quantidades de nutrientes (N e P) retornados ao solo através da deposição e decomposição da serapilheira acompanhou a biomassa produzida (Figura 6).

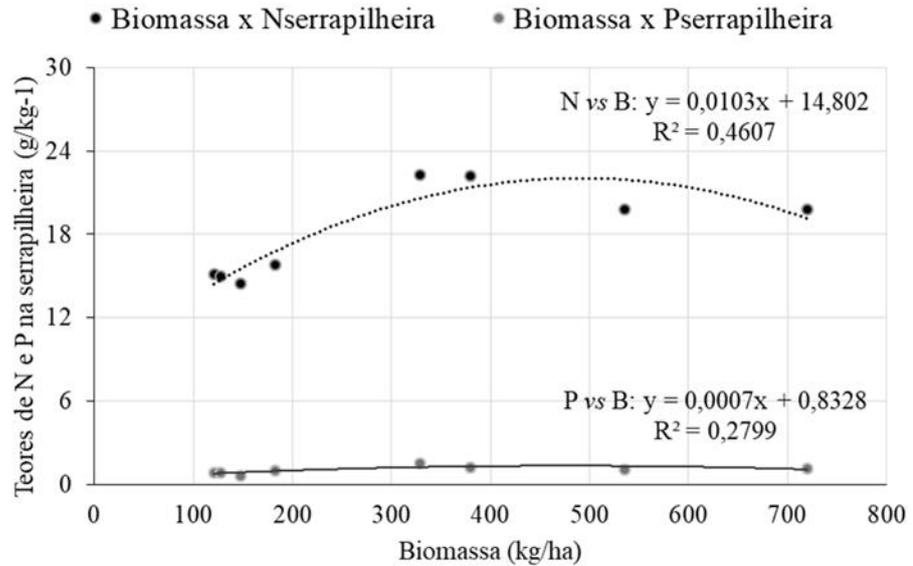


Figura 6. Produção média de biomassa (kg/ha) de *A. angustifolia* e teores médios de nitrogênio (N) e fósforo (P) na serapilheira (g/kg). Adaptado de Sousa (2003).

O compartimento formado pelo acúmulo da serapilheira em conjunto com o solo é o ambiente propício para decomposição dos resíduos orgânicos e da ciclagem de nutrientes, e a diversidade de espécies contribui fortemente com a variabilidade da serapilheira. O retorno dos nutrientes ao solo, particularmente nitrogênio, cálcio e magnésio, através da deposição da serapilheira em fragmentos florestais é de suma importância para a produtividade desses ecossistemas nativos, pois é pela dinâmica da serapilheira que os ecossistemas garantem sua sustentabilidade (Diniz et al. 2015).

Reação do solo e disponibilidades de C, N e P em *Ilex paraguariensis*

Com o intuito de manter a demanda pelos produtos oriundos da erva-mate (*I. paraguariensis*), os ervais nativos se transformaram em densos cultivos com intervalos de colheitas mais curtos. Estes fatores acabam gerando uma demanda por práticas de correção, adubação e manejo mais intensificadas e precisas, pois segundo Santin et al. (2017), ervais plantados em solos deficientes apresentam produção 60% inferior quando comparados com ervais bem manejados. A erva-mate é uma espécie arbórea nativa que ocorre com bastante frequência no Sul do Brasil, em solos ácidos de baixa fertilidade e pode ser considerada uma

excelente cultura com o intuito de sequestrar carbono³⁰. No entanto, em cultivos comerciais visando alta produtividade recomenda-se cultivá-la em solos com teores médios de matéria orgânica, Ca⁺², K⁺ e P disponível (Penteado Júnior e Goulart 2019). É uma cultura com bastante potencial quando usada em SAF's voltados a recuperação de áreas degradadas, devido seu potencial para elevar os teores de carbono e nitrogênio no solo, mesmo em condições de alta acidez (Figura 7). No entanto, não existem evidências científicas que demonstrem seu potencial para melhorar a acidez do solo e, conseqüentemente os baixos teores de P disponível em solos com esta condição.

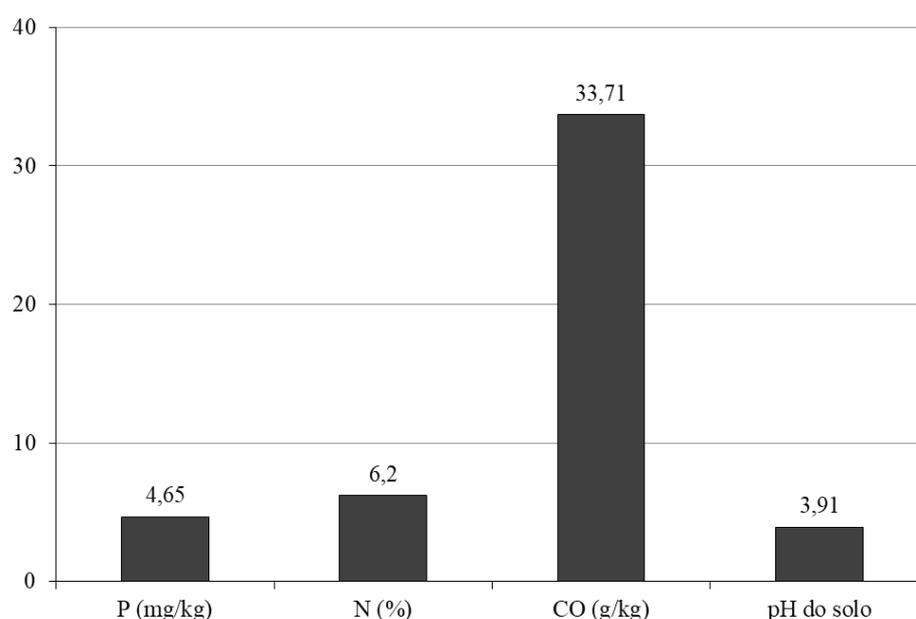


Figura 7. Teores de fósforo (P, mg/kg), nitrogênio (N, %) e carbono orgânico total (CO, %) e reação do solo (pH) em ervais nativos localizados no Sul do Brasil. Adaptado de Borsoi e Costa (2001), Ceconi et al. (2007) e Santin et al. (2017).

A erva-mate é considerada uma espécie arbórea tolerante a solos ácidos e pouco exigente em solos ricos em nitrogênio e fósforo. O pH do solo é um fator determinante para produção de compostos fenólicos das folhas. Estes compostos são conhecidos pela atividade antioxidante presente na planta. Sendo que para maximizar a produção destes agentes orgânicos, recomenda-se ajustar o pH para a faixa próxima de 6.0. Evidências científicas demonstram que *I. paraguariensis* ocorre naturalmente em solos com pH abaixo de 4,5, apresenta respostas nulas e/ou negativas a adição de N no solo e apresentam alta necessidade/absorção de P (Lourenço et al. 1997; Santin et al. 2013; Saidelles et al. 2013). Já

³⁰ O conteúdo de carbono fixado na biomassa vegetal pode ser determinado pela equação: $CC = BT * 0,45$, onde CC é o conteúdo de carbono (g planta⁻¹); BT é a biomassa seca da parte aérea (kg planta⁻¹) e 0,45 é a proporção de carbono na biomassa seca de plantas de *I. paraguariensis* (Santin et al. 2013; Alegre et al. 2007).

outros estudos, demonstram a produção de biomassa total de plantas de *I. paraguariensis* com o detalhamento da caracterização química do solo (e.g., pH e teores de C, N e P) durante o período de crescimento da cultura (Lourenço et al. 1997, Oliva et al. 2004, Ceconi et al. 2007, Santin et al. 2011, Saidelles et al. 2013 e Santin et al. 2017). Neste capítulo, demonstramos através de meta-análise e aplicação de modelos criados por “stepwise” para estimar a produção de biomassa total em plantas de *I. paraguariensis* em função do pH do solo e teores de C (Figura 8a) e em função dos teores de N e P (Figura 8b).

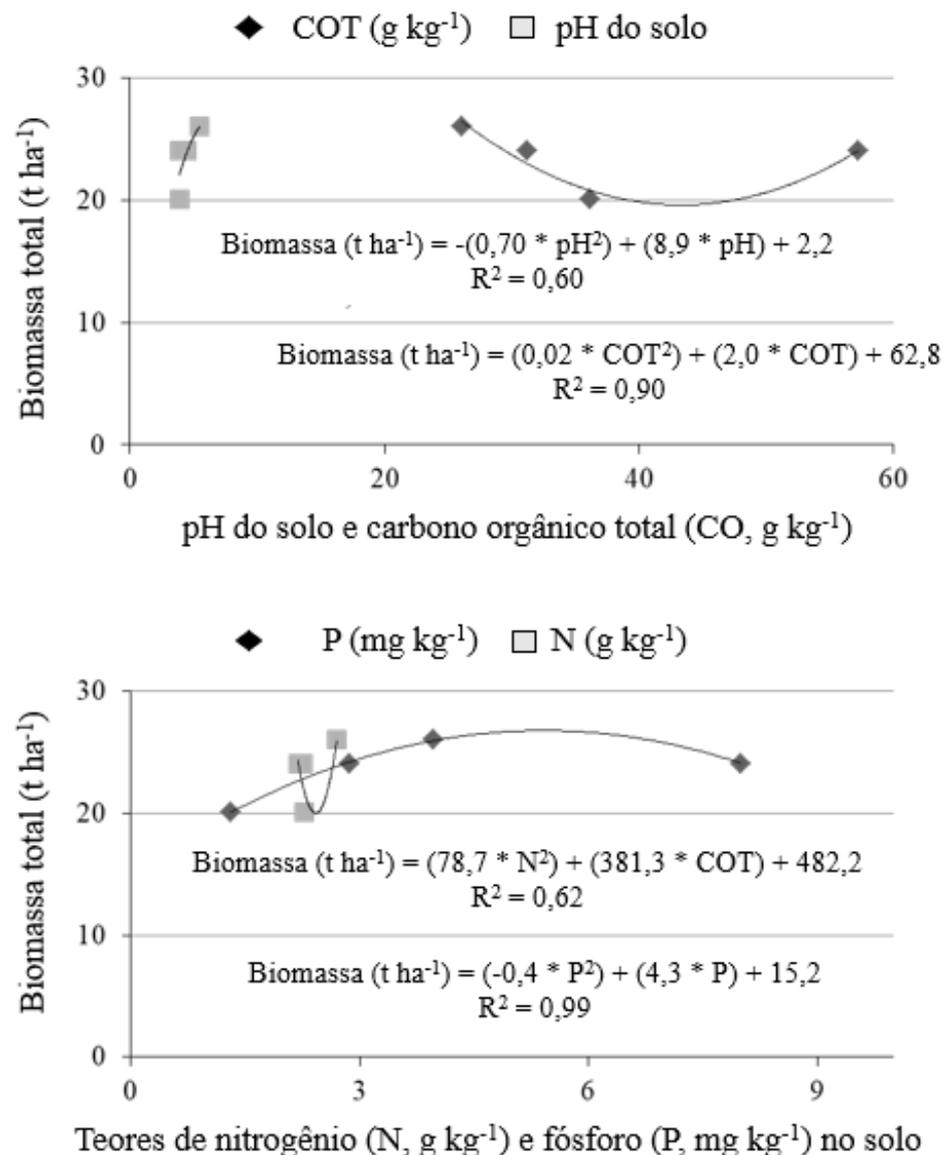


Figura 8. Modelos para estimar produção de biomassa total de plantas de *I. paraguariensis* (t ha^{-1}) em função do: (a) pH do solo e teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}); e (b) dos teores de P (mg kg^{-1}) e N (g kg^{-1}). Adaptado de Lourenço et al. (1997), Oliva et al. (2004), Ceconi et al. (2007), Santin et al. (2011) e Santin et al. (2017).

Em suma, a erva-mate é uma cultura de elevado interesse comercial e que é utilizada para gerar produtos alimentícios de alta procura durante todo o ano. Neste contexto, ervais comerciais devem ser manejados de forma racional visando a adequação e reposição dos nutrientes (e.g., C, N e P) e do pH do solo, visando atender as necessidades da cultura, do ambiente e dos envolvidos nessa cadeia produtiva (Murakami 2010).

Reação do solo e disponibilidade de C, N e P em *Mimosa scabrella*

A Bracatinga é uma leguminosa, sendo assim, associa-se a bactérias do gênero *Rhizobium*, ocorrendo nodulação nas raízes e fixação de nitrogênio (Carpanezzi et al. 1988). Em um estudo realizado por Ribeiro e Machado (2012) foi constatado que os macronutrientes encontrados na parte aérea de plantas de Bracatinga em ordem decrescente foram N, Ca, K, Mg e P. Em um estudo de campo, Capanezzi et al. (1988), mostraram que uma das limitações ao estabelecimento de plantações de Bracatinga é a deficiência de fósforo. Na maioria das vezes, está arbórea nativa ocorre espontaneamente em solos pobres, com pH variando entre 3,5 e 5,5 (Carvalho 2002). Outro componente importante no solo é o carbono, que é usado para estudar a sustentabilidade dos Bracatingais em função dos teores de matéria orgânica, decomposição e ciclagem de nutrientes (Guedes et al. 2019).

Os resultados obtidos por Silva (2016) e Feistauer e Ouriques (2003) em relação às propriedades químicas do solo demonstram que houve diferença significativa nos teores de fósforo (P), nitrogênio total (N total), carbono orgânico total (COT) e pH do solo. Entre o potássio, nitrogênio total e carbono orgânico do solo, a propriedade em maior quantidade no solo em plantio de bracatinga foi o COT, seguida do N total e por último o P. Em relação ao pH do solo (H₂O), observou-se uma característica ácida (Figura 9).

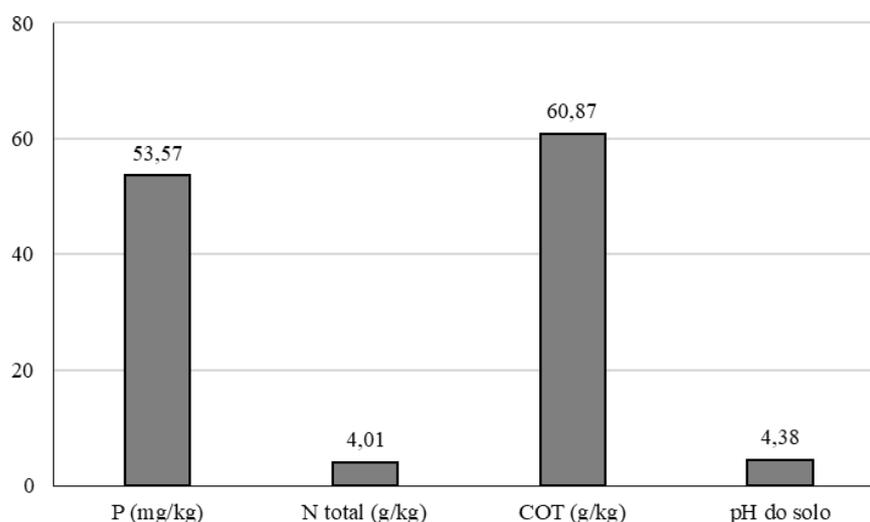


Figura 9. Teor de fósforo, nitrogênio total, carbono orgânico do solo e pH do solo em plantio de Bracatinga. Adaptado de Feistauer e Ouriques (2003) e Silva (2016).

A Bracatinga é comum em sistemas agroflorestais no Sul do Brasil, principalmente em pequenas propriedades (Guedes et al. 2019). O sequestro de carbono em sistemas agroflorestais é de grande importância, já que as espécies utilizam o CO₂ na fotossíntese, diminuindo a emissão do mesmo na atmosfera. Em um período de oito anos, a bracatinga pode acumular 60,9 Mg ha⁻¹ de C em sua biomassa (Feistauer e Ouriques 2003). Outro elemento encontrado na atmosfera é o nitrogênio. Devido sua forma estável (N₂), é de difícil assimilação pelas plantas, sendo limitante nos solos. Entretanto, leguminosas, como a bracatinga, conseguem assimilá-lo devido à presença de rizóbios. Estas bactérias fixadoras, porém, podem ser afetadas pelo pH e a deficiência de nutrientes (Cunha et al. 2018). A região de predominância da espécie, sul do Brasil, apresenta também, baixa disponibilidade de fósforo, raramente ultrapassando 3 mg kg⁻¹ (Carpanezzi et al. 1988).

A partir dos resultados das análises de correlação realizados, observou-se que as principais propriedades químicas do solo que contribuem com a produtividade vegetal em plantio de bracatinga foram o COT e o N total. As demais propriedades (e.g., pH e fósforo) não demonstraram uma contribuição significativa em relação à produtividade vegetal (Tabela 2).

Tabela 2. Modelos para estimar produção de biomassa total de plantas de *M. scabrella* (t ha⁻¹) em função do pH do solo e teores de COT (g kg⁻¹) e N (g kg⁻¹) e P (mg kg⁻¹).

| Modelos | r |
|--|------|
| Biomassa (t ha ⁻¹) = - (31,6 * pH) + 190,4 | 0,27 |
| Biomassa (t ha ⁻¹) = 29,7ln(COT) – 35,6 | 0,95 |
| Biomassa (t ha ⁻¹) = 45,5ln(N) + 28,3 | 0,95 |
| Biomassa (t ha ⁻¹) = (0,3 * P) 30,20 | 0,43 |

Adaptado de Feistauer e Ouriques (2003) e Silva (2016).

A bracatinga é muito usada para a recuperação de ambientes degradados. Pois é uma espécie pioneira e que exige pouco do solo, desenvolvendo-se em solos ácidos e pouco férteis, por exemplo. Essa espécie recobre rapidamente o solo com uma camada orgânica, fixa N atmosférico e coloniza rapidamente as áreas, protegendo o solo exposto. Isso favorece também a ação de microrganismos, que ajudarão na recuperação das áreas (Arruda et al., 2016).

Referências

- Abraão, S. F., Rosa, S. F., Reinert, D. J., Reichert, J. M., Secco, D., Ebling, A. A. 2015. Alterações químicas de um cambissolo húmico causadas por florestamento com *Pinus taeda* em área de campo natural. Revista Floresta, 45(3): 455-464. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v45i3.36103>
- Alegre, J. C., Vilcahuaman, L. J. M., Corrêa, G. 1. ed. Geração da curva alométrica para avaliar as reservas de carbono em plantios de Erva-Mate, no Sul do Brasil. Colombo: Embrapa Florestas. 19 p, 2007
- Amorim, L. B., Salcedo, H. I., Pareyn, F. G. C., Alvarez, I. A. 2014. Assesment of nutrients returns in a typical dry forest after clear-cut without burning. Nutr Cycl Agroecosystem, 100(3): 333-343. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-014-9646-5>
- Andrade, F. A. F., Amorim, L. B. 2018. Deposição, estoque e decomposição de serrapilheira em ecótono Caatinga-Cerrado em Oeiras, PI. Revista Somma, 4(2): 102-114.
- Arruda, G. O. S. F., Corazza, T., Saiki, F. A., Dill, L., Stedille, L. I. B., Mantovani, A. 176. ed. A bracatinga na recuperação de áreas degradadas. Lages: SB Rural, 4 p, 2016.
- Barbosa, J. S. 2017. Atributos físicos e químicos do solo e sua relação no crescimento da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze sob um teste de progênese de segunda geração. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina, 28p.
- Baretta, D., Santos, J. C. P., Figueiredo, S. R., Klauberg-Filho, O. 2005. Efeito do monocultivo de Pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no Planalto Sul Catarinense. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 29(5): 715-724. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000500007>

- Borille, A. M. W., Reissmann, C. B., Freitas, R. J. S. 2005. Relação entre compostos fitoquímicos e o nitrogênio em morfotipos de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St.Hil.). B.CEPPA, 23(1): 183-198. <http://dx.doi.org/10.5380/cep.v23i1.1279>
- Borsoi, G. A., Costa, E. C. 2001. Avaliação nutricional de plantas de erva-mate atacadas e não atacadas pelo *Hedypathes betulinus* (Klug, 1825). Ciência Florestal, 11(2): 131-142. <https://doi.org/10.5902/198050981661>
- Borsoi, G. A., Costa, E. C. 2001. Avaliação nutricional de plantas de erva-mate atacadas e não atacadas pelo *Hedypathes betulinus* (Klug, 1825). Ciência Florestal, 11(2): 131-142. <https://doi.org/10.5902/198050981661>
- Caldeira, M. V. W., Marques, R., Balbinot, R. 2007. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. Revista Acadêmica, 5(2): 101-116. <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v5i2.9720>.
- Carducci, C. E., Bosco, L. C., Kohn, L. S., Barbosa, J. S., Benevenuto, P. A. N., Regazolli G. H. M. 2017. Dinâmica da água em Cambissolo húmico sob cultivo do linho no planalto catarinense. Scientia Agraria, 18(1): 1-11. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v18i1.49885>
- Cardoso, E. L., Silva, M. L. N., Curi, N., Ferreira, M. M., Freitas, D. A. F. 2011. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato-Grossense. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 35(2): 613-622.
- Carpenezzi, A. A., Laurent, J. E., Carvalho, P. E. R., Pegoraro, A., Baggio, A. J., Zanon, A., Oliveira, E. B., Iede, E. T., Rotta, E., Sturion, J. A., Pereira, J. C. D., Graça, L. R., Rauen, M. J., Carpanezzi, O. T. B., Oliveira, Y. M. M. 1. ed. Manual Técnico da bracatinga. Curitiba: Embrapa, 70p, 1988.
- Carvalho, P. E. R. 59. ed. Bracatinga. Colombo: Embrapa. 12 p, 2002.
- Ceconi, D. E., Poletto, I., Lovato, T., Muniz, M. F. B. 2007. Nutritional exigency of erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-hil.) seedlings to the phosphorus fertilization. Ciência Florestal, 17(1): 25-32. <https://doi.org/10.5902/198050981932>
- Corrêa, R. S., Bellote, A. F. J. 2011. Soil attributes and biomass yield from *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. Cerne, 17 (2): 181-187. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602011000200004>
- Cunha, G. M., Gama-Rodrigues, A. C., Forestieri Gama-Rodrigues, E. F., Velloso, A. C. X. 2009. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da mata atlântica na região Norte do estado do Rio de Janeiro. R. Bras. Ci. Solo, 33: 1175-1185. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000500011>
- Cunha, M. G., Pinheiro, M. S., Cavalcante, F. G., Martins, S. C. S., Martins, C. M. 2018. Caracterização cultural e tolerância a pH extremos de rizóbios oriundos da região de Baixo Acarú do Ceará. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiânia, 15(28): 977-985. http://dx.doi.org/10.18677/EnciBio_2018B79
- Diniz, A. R., Machado, D. L., Pereira, M. G., Balieiro, F. C., Menezes, C. E. G. 2015. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, R.J. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, 10(3): 443- 451.

Fachini, L. 2012. Frações e estoques de carbono orgânico em solo do planalto catarinense cultivado com pinus. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em ciências agrárias, 51 p.

Feistauer, D., Ouriques, M. 2003. Sequestro de carbono em um sistema agroflorestal com bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) na região metropolitana de Curitiba - PR. Trabalho de conclusão de curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, 62p.

Ferreira, C. A. Silva, H. D., Bellote, A. F. J., Dedecek, R., Andrade, G. C. Ferrari, M. P. 83. ed. Pesquisas sobre nutrição de pinus no Sul do Brasil. Revista da Madeira, 2004.

Ferreira, J. C., Stähelin, T. S. F., Jesus, M. S., Muñoz, G. I. B., Brand, M. A., Freitas, T. P. 2019. Estimativa da oferta de biomassa florestal em povoamentos de *Pinus taeda* L. após intervenções culturais. Ciência Florestal, 29(3): 1459-1468. <https://doi.org/10.5902/1980509815187>

Gomes, M. A. F., Souza, M. D., Boeira, R. C. Toledo, L. G. 2. ed. Nutrientes Vegetais no Meio Ambiente: ciclos biogeoquímicos, fertilizantes e corretivos. Embrapa Meio Ambiente, 2008.

Guedes, F. A. G., Dedecek, R. A., Wisniewski, C., Montoya V. L. J. 2019. Avaliação da biomassa e carbono do sistema agroflorestal da bracatinga. Embrapa Florestas, 1p.

Iwata, B. F., Leite, L. F. C., Araújo, A. S. F., Nunes, L. A. P. L., Gehring, C., Campos, L. P. 2012. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 16(7): 730-738. <https://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000700005>

Klug, I., Mafra, A. L., Rech, A. F. C., Fert Neto, J. 2020. Atributos químicos do solo em plantios florestais em substituição à vegetação nativa em campos de altitude. Ciência Florestal, 30(2): 279-290. <https://doi.org/10.5902/1980509818905>

Koehler, W. C. 1989. Variação estacional de deposição de serapilheira e de nutrientes em povoamentos de *Pinus taeda* na região de Ponta Grossa-PR. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Paraná, 138p.

Longhi, R. V., Longhi, S. J., Chami, L. B., Watzlawick, L. F., Ebling, A. A. 2011. Produção de serapilheira e retorno de macronutrientes em três grupos florísticos de uma Floresta Ombrófila Mista, RS. Ciência Florestal, 21:4, 699-710. <https://doi.org/10.5902/198050984514>

Lopes, V. G., Schumacher, M. V., Müller, I., Calil, F. N., Witschoreck, R., Liberalesso, E. 2012. Variáveis físicas e químicas do solo importantes na distribuição de raízes finas em um povoamento de *Pinus taeda* L. no nordeste do Rio Grande do Sul. Ecologia e Nutrição Florestal, 1: 14-23. <http://dx.doi.org/10.13086/2316-980x.v01n01a02>

Lourenço, R. S., Curcio, G. R., Rachwal, M. G., Medrado, M. J. S. 1997. Avaliação de níveis de nitrogênio sobre a produção de erva mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.) em Fernandes Pinheiro, PR, em Latossolo Vermelho Escuro. Boletim de Pesquisa Florestal, 34: 75-98.

Machado, L. V., Rangel, O. J. P., Mendonça, E. S., Machado, R. V., Ferrari, J. L. 2014. Fertilidade e compartimentos da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo. Coffee Science, 9 (3): 289-299.

Melo, J. T., Resck, D. V. S. 2002. Retorno, ao solo, de nutrientes de serapilheira de pinus no cerrado do Distrito Federal. Planantina, DF: Embrapa Cerrados, 18p.

Murakami, A. N. N. 2010. Concentração de compostos fenólicos de extrato aquoso de folhas de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St. Hill.). Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, 130p.

Notaro, K. A., Medeiros, E. V. Duda, G. P., Silva, A. O., Moura, P. M. 2014. Agroforestry systems, nutrients in litter and microbial activity in soils cultivated with coffee at high altitude. *Scientia Agricola*, 71(2), 87-95. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162014000200001>

Oliva, E. V., Reissmann, C. B., Gaiad, S., Oliveira, E. B., Sturion, J. A. 2014. Composição nutricional de procedências e progênies de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.) cultivadas em Latossolo Vermelho distrófico. *Ciência Florestal*, 24(4): 793-805. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509816577>

Penteado Junior, J. F., Goulart, I. C. G. R. 1. ed. Erva 20: sistema de produção de erva-mate. Embrapa. 152p, 2019.

Platão, R. G. 2013. Estoque de carbono em sistemas agroflorestais no norte de Minas Gerais. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de pós-graduação em ciências agrárias. 68 p.

Pontes, D. M. F., Engel, V. L. E., Parrotta, J. A. 2019. Forest structure, wood standing stock, and tree biomass in different restoration systems in the Brazilian Atlantic Forest. *Forests*, 10 (588): 1-18. <https://doi.org/10.3390/f10070588>

Primieri, S., Muniz, A. W., Lisboa, H. M. 2017. Dinâmica do carbono no solo em ecossistemas nativos e plantações florestais em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*, 24: e00110314 <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.110314>

Ribaski, J., Montoya, L. J., Rodigheri, H. R. 2001. Sistemas Agroflorestais: aspectos ambientais e socioeconômicos. *Informe Agropecuário*, 22(212): 61-67.

Ribeiro, A., Machado, S. A. 2012. Avaliação econômica dos benefícios dos macronutrientes em diferentes povoamentos de bracatinga. *Floresta e Ambiente*, 19(4): 422-430 <https://doi.org/10.4322/loram.2012.047>

Ribeiro, J. M. 2014. Atributos químicos e microbiológicos do solo em sistemas agroflorestais do norte de minas gerais. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em produção vegetal. 89 p.

Rocha, G. P. 2009. Estoque de carbono em sistemas agroflorestais no norte de Minas Gerais. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, 68 p.

Saidelles, F. L. F., Reinert, D. J., Salet, R. L. 2003. Crescimento inicial de mudas de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.) em três classes de solos, na região central do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, 13(2): 17-25. <https://doi.org/10.5902/198050981738>

Santin, D. Wendling, I., Morande, D., Domingos, D. M., Benedetti, E. L. 2011. Produtividade de erva-mate com mudas produzidas por miniestacas juvenis e por sementes. *Embrapa Forestry*, 83-88p.

Santin, D., Benedetti, E. L., Bastos, M. C., Kaseker, J. F., Reissmann, C. B., Brondani, G. E., Barros, N. F. 2013. Crescimento e nutrição de erva-mate influenciados pela adubação nitrogenada, fosfatada e potássica. *Ciência Florestal*, 23(2): 363-375. <https://doi.org/10.5902/198050989282>

Santin, D., Benedetti, E. L., Barros, N. F., Fontes, L. L., Almeida, I. C., Neves, J. C., Wendling, I. 2017. Manejo de colheita e adubação fosfatada na cultura da erva-mate (*Ilex paraguariensis*) em fase de produção. *Ciência Florestal*, 27(3): 783-797. <https://dx.doi.org/10.5902/1980509828629>

Santin, D., Wendling, I., Benedetti, E. L., Nagaoka, R. E. 2014. Fontes de nitrogênio e técnicas de propagação de mudas atuam na produtividade de erva-mate. *Embrapa Forestry*.

Santos, D. R., Gatiboni, L. C., Kaminski, J. 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob plantio direto. *Cienc. Rural*, 38(2): 576-586. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000200049>.

Santos, F. C. 2014. Disponibilidade de nitrogênio no solo em um gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Dissertação (mestrado) – Instituto de Botânica da Secretária de Estado do Meio Ambiente, 83p.

Santos, S. R. M., Miranda, I. S., Tourinho, M. M. 2004. Estimativa de biomassa de sistemas agroflorestais das várzeas do rio Juba, Cametá, Pará. *Acta Amazonica*, 38(1): 1-8. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672004000100001>

Santos, V. C. L., Silva, C. V. V., Almeida, J. R., Moraes, J. C. R., Carvalho, A. G., Silva, C. D., Brandão, V. S., Esper, F. J., Silva, R. C. P. 2020. Biomass and carbon stored estimated in the forest ecosystem of the Nova Canaã farm (Porciúncula/RJ). *Naturae*, 2(1): 1-15. <http://doi.org/10.6008/CBPC2674-6441.2020.001.0001>

Schumacher, M. V., Brum, E. J., Hernandez, J. I., König, F. G. 2004. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande - RS. *Revista Árvore*, 28(1): 29-37.

Schumacher, M. V., Witschoreck, R., Calil, F. N., Lopes, V. G. 2013. Biomassa e nutrientes no corte raso de um povoamento de *Pinus taeda* L. de 27 anos de idade em Cambará do Sul – RS. *Ciência Florestal*, 23(2): 321-332. <http://dx.doi.org/10.5902/198050989278>

Schwiderke, D. K., Cezar, R. M., Vezzani, F. M., Roufe, L. C. M., Seoane, C. E. S. 2012. Atributos químicos do solo em sistemas agroflorestais multiestratos sucessionais e em áreas de regeneração natural. In: Congresso Florestal Paranaense, 4. Anais. [Curitiba]: Malinovski Florestal.

Silva E. P. 2016. Atributos do solo e comunidades microbianas associadas à bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) em áreas de mineração de carvão em recuperação. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais, 101p.

Silva Junior, C. A., Boechat, C. L., Carvalho, L. A. 2012. Atributos químicos do solo sob conversão de floresta Amazônica para diferentes sistemas na região norte do Pará, Brasil. *Bioscience Journal*, 28(4): 566-572.

Silva, D. C., Silva, M. L. N., Curi, N., Oliveira, A. H., Souza, F. S., Martins, S. R., Macedo, R. L. G. 2011. Atributos do solo em sistemas agroflorestais, cultivo convencional e floresta nativa. *Revista de estudos ambientais*, 13: 77-86. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2011v13n1p77-86>

Silva, J. C. S. 2017. Estoque e fluxo de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de floresta atlântica no sul do Brasil. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Paulo, Programa de pós-graduação em ciências. 150p.

Silva, L. B., Dick, D. P., Inda Júnior, A. V. 2008. Solos subtropicais de altitude: atributos químicos, teor de matéria orgânica e resistência à oxidação química. *Ciência Rural*, 38(4): 1167-1171. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000400044>.

Silva, V. E., Silva, P. R. T., Montanari, R., Lisboa, S. D. S., Batello, E. R. B., Aguilar, J. V., Lisboa, L. A. M., Albertini, M. M. 2019. Produtividade de *Pinus caribaea* VAR. hondurensis e suas relações com atributos químicos dos solos em região de Cerrado brasileiro. *Ciência Florestal*, 29(1): 292-306. <https://doi.org/10.5902/1980509829367>

Sonego, R. C., Backes, A., Souza, A. F. 2007. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não parométricos de riqueza e rarefação de amostras. *Acta Botânica Brasílica*, 21(4): 943-955. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000400019>.

Sousa, S. G. A. 2003. Produção e decomposição de serapilheira de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Rio Barigui, Araucária, PR. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Paraná, 127p.

Vieira, M., Schumacher, M. V. 2010. Teores e aporte de nutrientes na serapilheira de *Pinus taeda* L., e sua relação com a temperatura do ar e pluviosidade. *Revista Árvore*, 34(1): 85-94. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000100010>.

Zinn, Y. L, Guerra, A. R., Silva, A. C., Marques, J. J., Oliveira, G. C., Curi, N. 2012 Perfis de carbono orgânico do solo nas regiões sul e serra do espinhaço meridional, Minas Gerais: modelagem em profundidade. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36: 1395-1406. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500003>.

Capítulo 5.

Propriedades físicas do solo

Lídia Klestadt Laurindo³¹

Tancredo Augusto Feitosa de Souza³²

Lucas Jónatan Rodrigues da Silva³³

Edjane Oliveira de Lucena⁴

Samuel Inocência Alves da Silva⁵

Resumo

A agregação, macro-, microporosidade e a umidade do solo são as principais propriedades físicas do ecossistema edáfico que influenciam a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e nematoides. A associação planta-solo faz com que as propriedades físicas do solo sejam influenciadas pelas espécies arbóreas, nos diferentes ecossistemas (e.g., *A. angustifolia*, *I. paraguariensis* e *M. scabrella*), criando habitats característicos para certos grupos de indivíduos edáficos, em especial, para os pertencentes à microbiota. A avaliação das propriedades físicas do solo nesses diferentes ecossistemas é fundamental, então, para manter a qualidade da comunidade dos FMAs e nematoides. Em ambientes sem a interferência humana, as interações entre as espécies arbóreas, o solo e consequentemente a microbiota, ocorrem de maneira equilibrada, mesmo que haja situações em que a diversidade de certos grupos seja prejudicada. Entretanto, em ambientes onde ocorrem processos silviculturais (e.g., *Pinus* na região Sul do Brasil) as interações ocorrem de maneira desequilibrada, o que pode afetar a comunidade edáfica, a depender do tipo de manejo do solo e da espécie em questão. No caso do *Pinus*, comum na região Sul do Brasil, estudos mostram que as propriedades físicas do solo não sofrem muitas influências negativas, além de criar uma densa serapilheira favorável à comunidade de nematoides edáficos. Ao longo dos tópicos, será abordado, de forma intercalada, como a comunidade de FMAs e nematoides são influenciadas pelas propriedades físicas do solo em ecossistemas de *A. angustifolia*, *I. paraguariensis*, *M. scabrella* e *Pinus* sp. e quais as melhores condições para manter a diversidade desses organismos edáficos.

³¹ Graduanda do curso de Agronomia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Bolsista PIBIC/CNPq.

³² Doutor em Ciência do Solo, Professor Visitante Júnior no Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) da UFSC.

³³ Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestrando do PPGEAN da UFSC. Bolsista FAPESC.

⁴ Doutoranda em Ciência do Solo pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) no Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo (PPGCS-Areia-PB), Mestre em Ciências Florestais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG-Patos-PB), no Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais, Bolsista CAPES.

⁵ Doutorando em Ciência do Solo pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) no Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo (PPGCS-Areia-PB), Mestre em Agronomia pela Universidade Federal da Paraíba, Bolsista CAPES.

Propriedades físicas do solo, micorrizas e suas interações em ecossistema de *Araucaria angustifolia*

O Brasil por ser formado em uma grande extensão territorial associado às variações climáticas, de massas de ar, de relevo e gênese, proporciona através dos fatores de formação, solos de características heterogêneas, o que diretamente resulta na diversidade de ecossistemas, conseqüentemente, cada solo dispõe de características particulares (Lepsch 2011). Dentre as propriedades do solo, a porosidade, que consiste na fração do volume que é preenchido pela parte líquida e gasosa do solo, é de grande importância para o equilíbrio dos processos físicos (Figura 1), em destaque para a infiltração e retenção da água no solo, condutividade, drenagem, crescimento de microrganismos, difusão de nutrientes e do sistema radicular (Moreira e Siqueira 2006). A diminuição da porosidade do solo resulta no processo de compactação, que consiste no aumento da resistência à penetração das raízes e da infiltração da água, diminuindo a umidade do solo, o que compromete o crescimento da planta (Mósen e Dillenburg 2004).

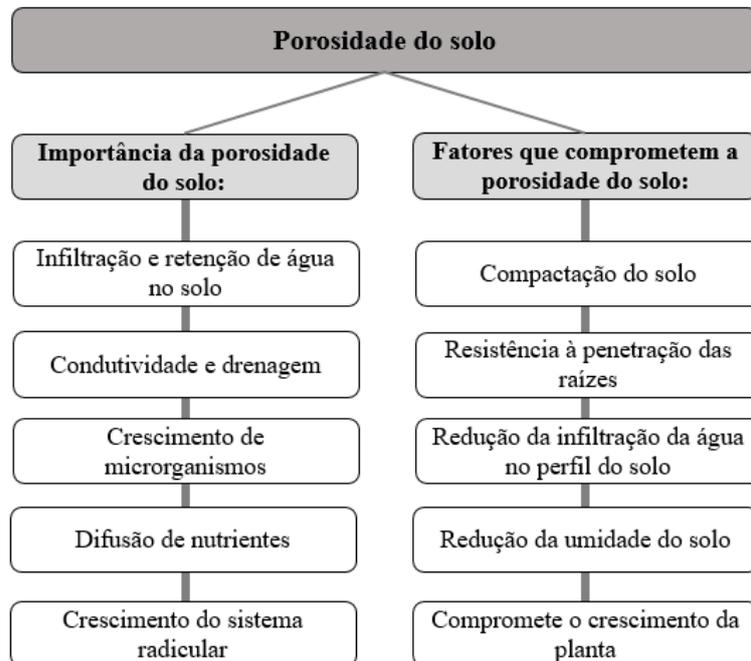


Figura 1. Importância e os fatores que comprometem a porosidade do solo. Adaptado de Moreira e Siqueira (2006) e Mósen e Dillenburg (2004).

Conforme Cunha et al. (2010), a distribuição dos poros na matriz do solo é de fundamental importância para interligar as fases sólida, líquida e gasosa, que contribui na

evolução espaço-temporal dos processos que estão relacionados com a movimentação da água ao longo do perfil do solo, assim, a distribuição dos poros em função do seu tamanho influencia no processos físico-hídrico do solo. A porosidade do solo é composta por diferentes formas, continuidade e tamanhos, desse modo, a fase líquida é influenciada por fatores como infiltração, armazenamento e drenagem, enquanto a fase gasosa contribui para a movimentação e distribuição dos gases e do crescimento das raízes (Kay e Vandenbygaart, 2002). Em solos que apresentam textura mais arenosa, a formação de poros é representada por espaços maiores (macroporosidade), enquanto em solos com textura mais argilosa os poros formados são de tamanhos menores (microporosidade). Essa condição para solos mais arenosos favorece a atividade dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica, em contrapartida desfavorece a agregação das partículas do solo (Donagemma et al. 2016). O solo é um ecossistema de grande importância para os ecossistemas florestais, haja vista sua participação direta no desenvolvimento das florestas naturais, pois fornecem nutrientes, água e habitat para a fauna edáfica (Rodrigues et al. 2016). A Floresta de Araucárias é caracterizada por uma ampla diversidade de organismos do solo, como os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (Moreira et al. 2009) e invertebrados (Merlin 2005). Em estudo desenvolvido por Melloni et al. (2018) avaliando o efeito do sistema agroflorestal cafeeiro-araucária, sob intensidades de sombreamento, na qualidade físico-química do solo e na microbiota, observaram diferenças no volume de poros entre os tratamentos, onde a *Araucaria angustifolia* apresentou as maiores médias para a porosidade total do solo (Figura 2).

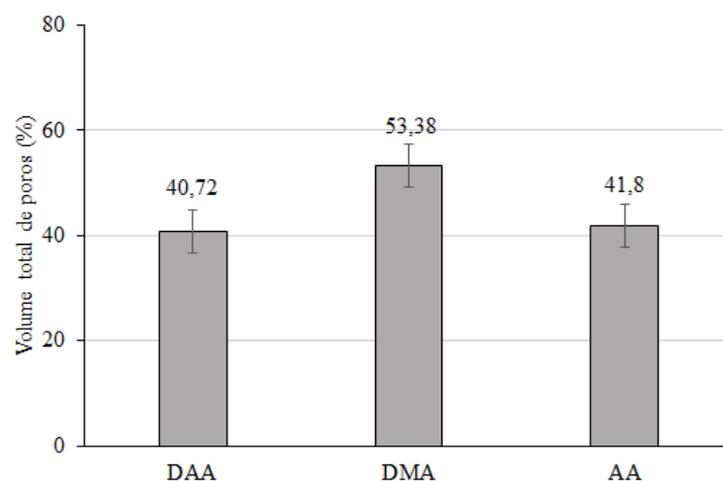


Figura 2. Volume total de poros (%) em sistema agroflorestal de café e *A. angustifolia* na qualidade do solo e a microbiota (DMA: densidade média de árvores de *A. angustifolia*; DAA: densidade alta de árvores de *A. angustifolia* e AA: ausência de árvores de *A. angustifolia*). Adaptado de Melloni et al. (2018).

Um estudo realizado por Pereira et al. (2013) envolvendo florestas de *Araucaria* nativa e reflorestada no estado de São Paulo, em função da sazonalidade (verão e inverno) observaram maior macroporosidade no solo em área de Araucária nativa ($0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) em ambas estações. No entanto, a porosidade total foi maior na área de reflorestamento de *Araucária* ($0,63 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ no inverno e $0,62 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ no verão). Conforme os mesmos autores, a condição de maior porosidade na área de reflorestamento de *Araucária* provavelmente deve-se a maior porcentagem de microporosidade e teor de argila encontrados no solo. Alves et al. (2007) explicam que os macroporos possibilitam maior difusão do O_2 e infiltração de água, o que contribui favoravelmente ao desenvolvimento dos microrganismos.

A perda da qualidade física do solo faz com que os agregados formados sejam instáveis e a densidade seja alta, o que se pode indicar como principais características de um solo afetado fisicamente. Além das espécies vegetais, outro componente do solo afetada pelas características físicas é a biota (Lima et al. 2013). A agregação do solo compõe uma das propriedades físicas que responde diretamente com a qualidade do solo, tendo em vista que a sua estruturação contribui com a infiltração de água e aeração, bem como atua reduzindo os riscos de erosão.

A formação e estabilidade dos agregados no solo estão diretamente relacionadas à qualidade do solo, que por sua vez favorece de forma significativa no estoque de carbono e nutrientes no solo (Fernandes et al. 2017). De acordo com Salton e Tomazi (2014) solos que apresentam boa agregação das partículas são menos propensos a sofrer erosão e compactação, logo, dispõem de melhor densidade, partindo do princípio de que estão mais estruturados quanto a aeração e maior capacidade de infiltração de água, assim contribui para o crescimento das raízes. O processo de agregação do solo envolve alguns elementos e dentre eles, a presença da matéria orgânica é de fundamental importância, pois esta atua como agente cimentante unindo as partículas do solo (Corrêa et al. 2009). Desse modo, conforme Soares et al. (2018) os agregados do solo formam-se em diferentes tamanhos, e que são fortemente influenciados pelo manejo do solo. Em estudo realizado por Melloni et al. (2018) observaram efeito significativo em sistema agroflorestal de cafeeiro e *A. angustifolia* (Tabela 1). Os autores observaram que o tratamento de cafeeiro em sombreamento intenso (CSI) por *A. angustifolia* apresentou as maiores médias para a densidade do solo, para a agregação (diâmetro médio ponderado), para o número de esporos e a porcentagem de FMA. E explicam que provavelmente essa condição ocorreu pela maior deposição de matéria orgânica do solo, que contribuiu com a atividade microbiana, conseqüentemente favoreceu os atributos físicos do solo.

Tabela 1. Densidade do solo ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) e número de esporos de FMA no solo ($\text{g}^{-1}\cdot\text{solo}$) em sistema agroflorestal com predominância de *A. angustifolia* em diferentes densidades populacionais.

| Variáveis | DMA | DAA | AA |
|---|---------|---------|---------|
| Densidade do solo ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) | 1,23 b | 1,49 a | 1,51 a |
| Diâmetro médio ponderado (mm) | 3,83 b | 4,55 a | 4,05 b |
| Esporos de FMA ($\text{g}^{-1}\cdot\text{solo}$) | 27,63 b | 57,48 a | 49,63 a |
| Porcentagem de colonização radicular (%) | 11,50 a | 6,81 b | 2,71 c |

DMA: densidade média de árvores de *A. angustifolia*; DAA: densidade alta de árvores de *A. angustifolia* e AA: ausência de árvores de *A. angustifolia*. Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Duncan ($p < 0,05$). Adaptado de Melloni et al. (2018).

Quanto à umidade do solo, Brocca et al. (2009) afirmam que essa propriedade física é de relevância considerável para compreender uma série de processos hidrológicos e climáticos em função da variação espaço-temporal. E deve-se levar em consideração que alguns fatores são responsáveis por controlar essa variação espacial, dentre eles a topografia, tipo de vegetação, radiação solar, precipitação, propriedades do solo e manejo do solo (Rosembaum et al. 2012). Pereira et al. (2013) avaliando a relação entre a atividade microbiana e as propriedades físico-químicas do solo em florestas de *Araucaria* nativa e reflorestada no estado de São Paulo, em função da sazonalidade observaram maiores valores de umidade para a área com reflorestamento de *Araucaria*, principalmente na área reflorestada (Figura 3).

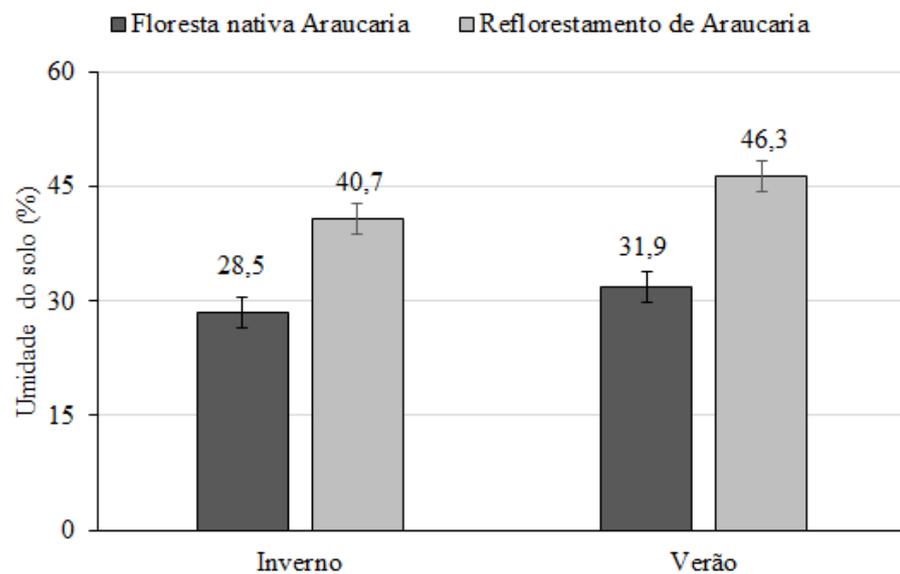


Figura 3. Percentual de umidade do solo em área de floresta nativa de *A. angustifolia* e sob reflorestamento de *A. angustifolia* em função da sazonalidade. Adaptado de Pereira et al. (2013).

Sendo assim, o solo comporta-se como um ecossistema aberto que funciona em troca de energia entre as inter-relações solo-planta-organismos. Portanto, deve-se levar em consideração o papel da vegetação e dos organismos na manutenção dos ecossistemas naturais. Os atributos físicos são de grande importância na qualidade do solo sendo possível compreender através dos fatores que influenciam na sua manutenção como manter em equilíbrio o uso do solo.

Propriedades físicas do solo, nematoides e suas interações em ecossistema de *Ilex paraguariensis*

A cultura da erva-mate possui a maioria das raízes na camada superficial do solo. Devido a isso, não suporta solos compactados, pedregosos e encharcados. Recomenda-se o uso de cobertura morta nos ervais, para que estas proporcionem condições de temperatura e umidade favoráveis à atividade biológica (Medrado et al. 2000). Dentre as propriedades físicas destacam-se a macro-, microporosidade, agregação e umidade (Bortolini et al. 2016; Arcoverde et al. 2019). Esses quatro atributos físicos são importantes para o crescimento e desenvolvimento radicular de espécies arbóreas, bem como para manutenção de habitat adequado para sustentar uma comunidade diversificada presente no solo (Barbosa et al. 2020).

Em síntese, a macroporosidade do solo é responsável pela circulação rápida da água e ar, facilitação da penetração de raízes e locomoção dos nematoides. Já a microporosidade é responsável pela circulação mais lenta da água através da capilaridade e tensão superficial (água disponível para as planta) podendo ter origem de alterações texturais e estruturais do solo (Silva 2007). A agregação resulta das forças de aproximação e cimentação de partículas orgânicas e minerais no solo contribuindo para a criação de um ambiente ideal ao desenvolvimento de plantas (Reinert e Reichert 2006). E por fim, a umidade do solo está diretamente ligada ao volume armazenado de água, bem como sua disponibilidade (Gonçalves et al. 1999).

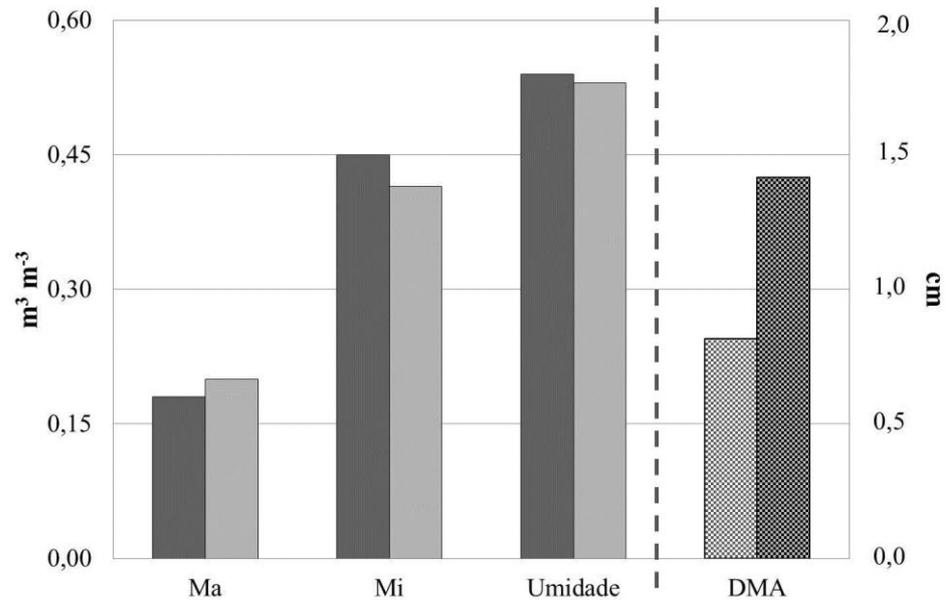


Figura 4. Valores da macroporosidade (Ma), microporosidade (Mi), diâmetro média de agregado (DMA) e umidade do solo cultivado com erva-mate. Adaptado de Barbosa et al. (2017), Martinkoski et al. (2017), Spliethoff et al. (2020), Philipovsky et al. (2003).

Os valores da macroporosidade e microporosidade observados por Barbosa et al. (2017) e Martinkoski et al. (2017), variam entre 0,18 e 0,20 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ e de 0,41 e 0,50 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ na camada de 0-20 cm, respectivamente (Figura 4). As áreas de estudos foram no sistema agroflorestal com a presença de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hill.) atribuindo os valores ao desenvolvimento do sistema radicular, rizodeposição e deposição de serapilheira na superfície do solo com isso contribuindo com o aumento da porosidade do solo (Palacios 2010).

O valor médio ideal de umidade no solo para *Ilex paraguariensis* é de 0,535 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ (Spliethoff et al. 2020). Para o diâmetro médio dos agregados (DMA), observa-se valores médios de 1,70 cm em ambientes com cobertura verde (Philipovsky et al. 2003), já em ambientes sem cobertura verde observa-se DMA de apenas 0,98 cm, ambos resultados observados em plantios comerciais de erva-mate. Neste contexto, evidencia-se o potencial da manutenção da cobertura verde como estratégia de manejo eficiente em aumentar o DMA em cultivo de *I. paraguariensis* (Philipovsky et al. 2003).

Os nematoides são organismos da microbiota edáfica, que dependem de condições ideais de umidade e porosidade para se locomover no perfil do solo (Francilino 2017). A abundância e diversidade desse grupo de indivíduos da microbiota edáfica é bastante influenciada por mudanças climáticas (e.g., sazonalidade) e, sobretudo, por alterações morfológicas do solo (Neher et al. 1999). Dentre essas propriedades morfológicas do solo temos

o espaço poroso do solo (i.e., tamanho dos poros), umidade, temperatura, concentração de CO₂, agregação e textura (Figura 5).

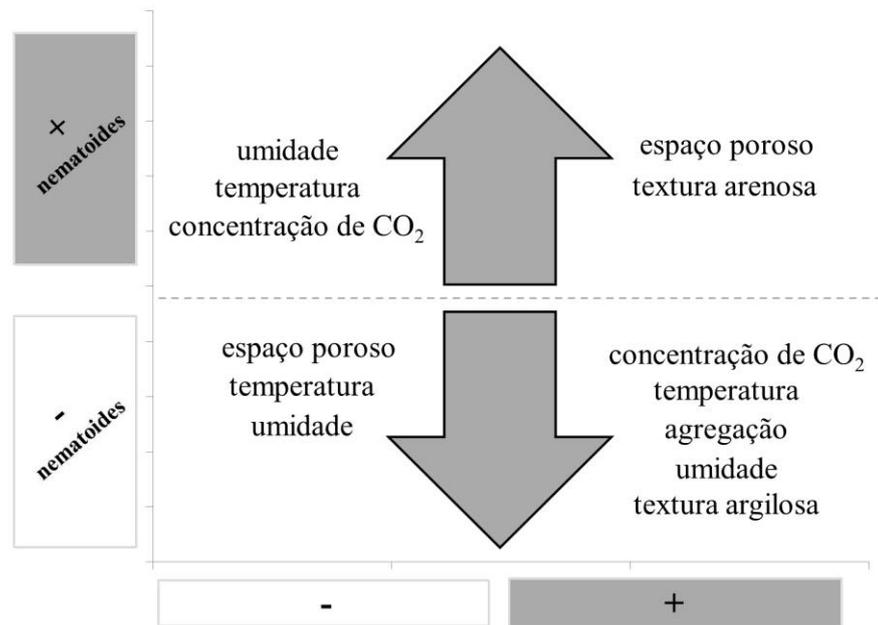


Figura 5. Influência de propriedades físicas do solo e fatores climáticos na ocorrência de nematoides no solo. Adaptado de Wallace (1973), Castillo e Vovlas (2007), Ferraz et al. (2010), Silva Neto et al. (2012), Ferraz e Brown (2016).

A abundância de nematoides está relacionada com sua movimentação que é afetada pelo espaço poroso quando se encontra totalmente preenchido com água ou na medida em que o solo seca diminuindo o fluxo (Vicente et al. 2016). Sendo favorecida quando a umidade apresenta valores em torno de 40% a 60% da capacidade de campo (Francilino et al. 2017). Em relação à textura, solos argilosos tendem a encharcaram com maior facilidade dificultando a locomoção ao contrário aos solos de textura arenosa (Figura 5).

Tanto a porosidade como a agregação, possuem papel importante na movimentação e sobrevivência dos nematoides, mostrando que não só influencia no crescimento das plantas, conteúdo de água do solo e gases no solo. Solos com agregados com DMA variando entre 0,05 e 0,2 favorecem a sobrevivência e predominância desses organismos nos intra-agregados (Quénehervé e Chotte 1996). Importante frisar que o diâmetro dos nematoides limita sua ocorrência e domínio no solo em função das dimensões dos macro- e microporos do solo (Barros 2016). Existindo modificações significativas nesses fatores as comunidades de nematoides são afetadas podendo contribuir positivamente ou negativamente, ressaltando assim

o conhecimento desses atributos e sua aplicabilidade no ecossistema e na produtividade agrícola.

Propriedades físicas do solo, micorrizas e suas interações em ecossistema de *Mimosa scabrella*

O manejo inadequado é uma das principais atividades antrópicas que gera efeitos negativos nas propriedades físicas do solo (Freitas et al. 2017). A recuperação de áreas degradadas é um tema que tem ganhado destaque, pois a simples conservação dos recursos remanescentes não garante a reversão dos processos de degradação ambiental (Silva et al. 2019). A escolha correta das espécies arbóreas para o processo de recuperação do solo é essencial, dentro deste contexto destacam-se as espécies leguminosas como a bracatinga, que é considerada pioneira, de rápido crescimento e nativa do bioma Mata Atlântica do Sul do Brasil. Normalmente ocorre em solos argilosos e bem drenados e por ter grande quantidade de folhas ricas em nitrogênio e com rápida decomposição contribui para a melhoria nas qualidades físico-químicas do solo (Ferreira et al. 2002).

A estabilidade dos agregados em ecossistema de *M. scabrella* pode ser uma propriedade física usada como indicadora de recuperação do solo (Silva et al. 2019). Agregados maiores aumentam os macroporos e diminuem os microporos, o que auxilia na recuperação do ambiente edáfico (Rosone et al. 2020). A incorporação de matéria orgânica no solo facilitada pela fauna edáfica (e.g., transformadores de serapilheira), em ecossistemas de bracatinga favorece a ciclagem de nitrogênio, agregação, porosidade, aeração e infiltração de água (Ferreira et al. 2002).

O diâmetro dos agregados do solo está intimamente relacionado com o tamanho de suas partículas (areia, silte e argila), ou seja, com a textura do solo (Borges et al. 2015). São consideradas areias, as partículas com diâmetro entre 0,05 mm e 2 mm. O silte refere-se às partículas entre 0,002 mm e 0,05 mm e por fim, as argilas são àquelas com diâmetro menor que 0,002 mm. Através da análise granulométrica do solo, conseguimos identificar os teores de areia, silte e argila e relacionar com a estabilização dos agregados. Um estudo realizado por Carpenezzi (1994) revelou que em áreas onde há cultivo de bracatinga, a porcentagem de argila é superior em relação às outras partículas do solo (Figura 6), o que contribui para uma maior

estabilização dos agregados (Box-Fayos et al. 2001; Dufranc et al. 2004). Isso é causado devido à alta área superficial específica e reatividade dessa fração, causando uma maior interação entre os minerais (Dick et al. 2009).

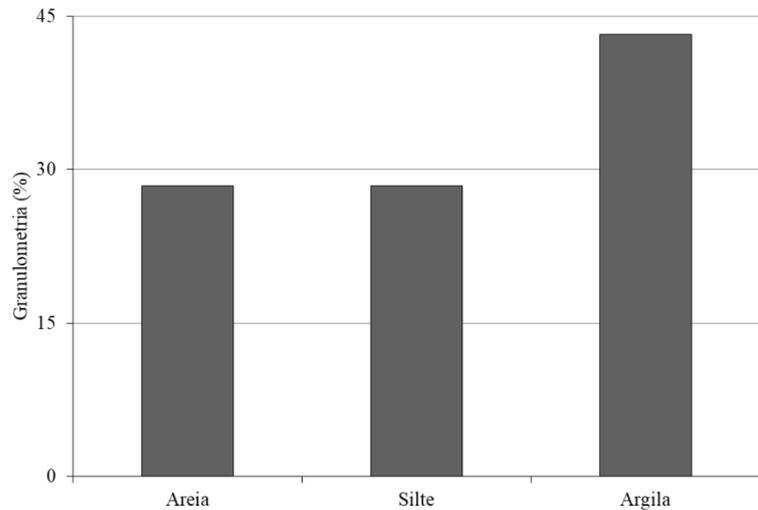


Figura 6. Análise granulométrica em ecossistema de bracatinga. Adaptado de Carpenazzi (1994).

Em bracatingais é comum à realização de queimadas para realizar a quebra da dormência das sementes (Salomão e Hirle 2019). Essa técnica, como demonstrado por Pomianoski (2005), traz consequências negativas para as propriedades físicas do solo (Figura 7). É evidente que em áreas de bracatinga sem a aplicação do fogo, os teores de água disponível, porosidade total e macroporosidade são maiores em comparação as áreas com aplicação do fogo.

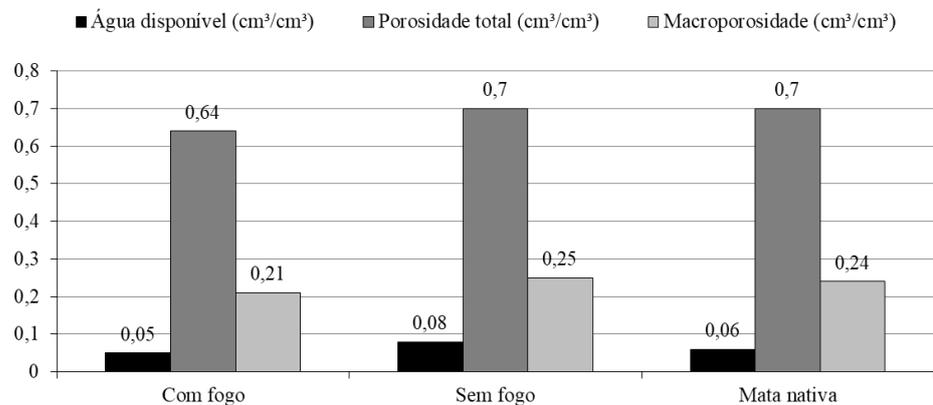


Figura 7. Análise das propriedades físicas (água disponível, porosidade total e macroporosidade) em cultivos de bracatinga com e sem a presença de fogo e a comparação com uma área nativa. Adaptado de Pomianoski (2005).

A bracatinga é uma espécie que mantém o solo estável, o que traz benefícios para a comunidade de fungos micorrízicos, já que a viabilidade desses é afetada pelas perturbações do solo (De Vries et al. 2012), assim como quaisquer organismos do ecossistema solo. Entretanto, diferente da maioria dos organismos, os fungos micorrízicos são muito resistentes a estresses hídricos (Siqueira 2001; Frank et al. 2015) além disso, ajudam as espécies vegetais a sobreviverem sob essas condições (Mickan 2014). A tolerância dos FMA a seca é relatada por Mickan et al. (2019) e Serrão et al. (2007), ambos os estudos mostraram que a colonização (%) dos fungos micorrízicos foi maior em áreas com déficit hídrico, assim como o número de esporos, avaliado no segundo estudo (Figura 8).

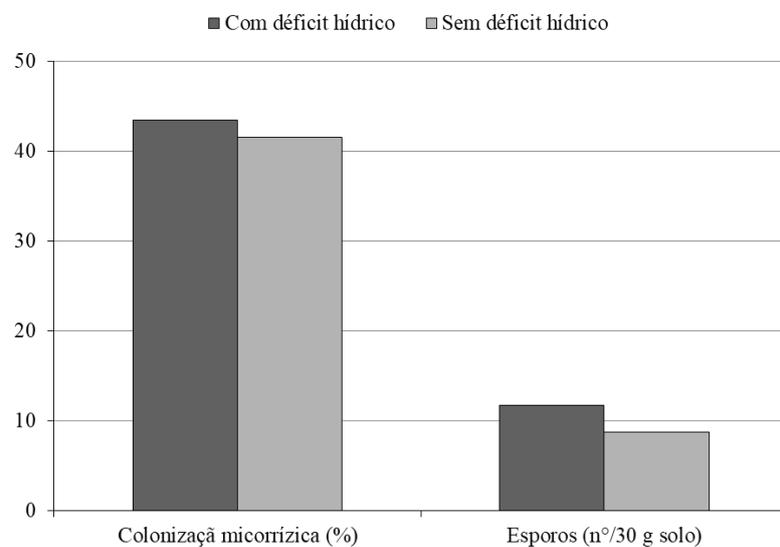


Figura 8. Colonização micorrízica (%) e número de esporos (nº/30 g solo) em solos com déficit hídrico e sem déficit hídrico. Adaptado de Mickan et al. (2019) e Serrão et al. (2007).

Propriedades físicas do solo, nematoides e suas interações em ecossistema de *Pinus sp.*

Nos solos brasileiros, a perda de qualidade normalmente está relacionada com a degradação dos seus atributos físicos, químicos e biológicos (Melo et al. 2017). Dessa forma, é interessante avaliar como esses fatores influenciam a produção primária líquida em florestas plantadas (Gonçalves 2002). Em ecossistema de *Pinus sp.*, a qualidade do solo está intimamente relacionada com as práticas de manejo da cultura e do solo (Ali et al. 2019). Nestas condições,

o acúmulo de acículas pode afetar a disponibilidade de nutrientes e as propriedades físicas do solo (Ceccagno et al. 2019). Segundo Abrão et al. (2015), não existem evidências científicas que demonstrem efeitos negativos do *Pinus taeda* sobre os atributos físicos do solo. Estes autores também avaliaram a macro-, microporosidade e densidade do solo em plantio de *Pinus* e campo nativo não observaram diferenças significativas para a microporosidade e densidade do solo em relação aos dois ambientes avaliados. Foi observado que no plantio de *Pinus* apresentou maiores valores de macroporosidade (Figura 9), o que condiciona habitat de melhor qualidade para nematoides que ocupam altos níveis tróficos (e.g., predadores, onívoros e fungívoros), além de contribuir para a maior infiltração de água no solo.

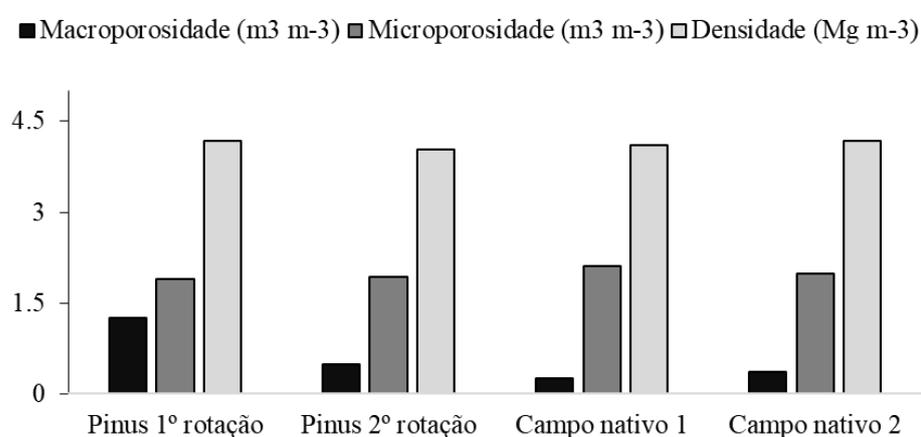


Figura 9. Atributos físicos do solo em ecossistema de *Pinus taeda* e campos nativos. Adaptado de Abrão et al. (2015).

As propriedades físicas do solo, como a macro-, microporosidade e densidade do solo estão diretamente ligadas à qualidade do solo (e.g., agregação, capacidade de retenção de água, resistência à penetração e areação), sendo fatores determinantes para a manutenção de uma comunidade de nematoides edáficos diversificada e ativa (Cardoso et al. 2016). Esses organismos e seus grupos funcionais dependem de solos bem estruturados para sobreviver (Zhang et al. 2012). Em ecossistema de *Pinus*, a intensa deposição de serapilheira cria habitat desfavorável para os transformadores de serapilheira, no entanto, estimula a comunidade de decompositores e de nematoides que promovem o controle biológico desses indivíduos (Zang et al. 2012). Ao caracterizar grupos-funcionais de nematoides em florestas de *Pinus*, Kitagami et al. (2017), observaram que a abundância relativa de nematoides está diretamente correlacionada à umidade do solo (Figura 10).

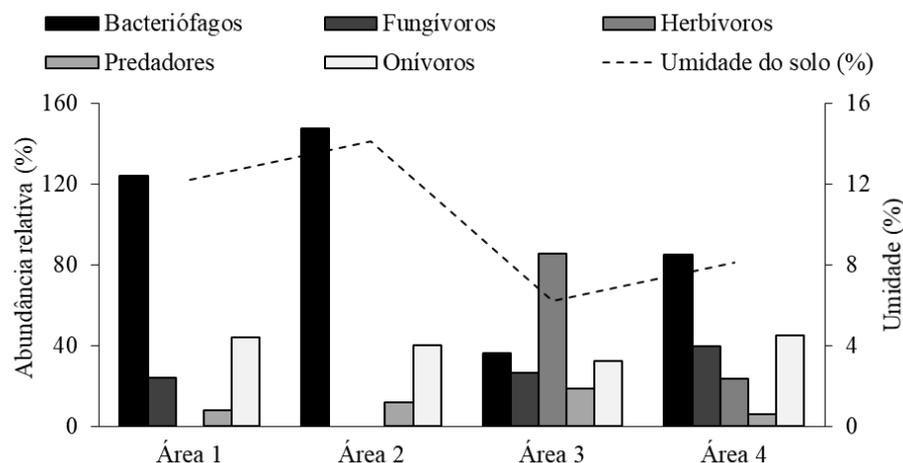


Figura 10. Abundância relativa (%) de grupos-funcionais de nematoides em floresta de *Pinus* na porção central do Japão. Os valores médios representados nesta figura são referentes a amostras de solo coletadas nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm. Adaptado de Kitagami et al. (2017).

Observa-se que alguns grupos-funcionais de nematoides responderam negativamente com a diminuição do conteúdo de água no solo (e.g., bacteriófagos e herbívoros), indicando que esses indivíduos podem funcionar como bioindicadores do conteúdo de água no solo (Bakonyi et al. 2007). Segundo Sohlenius e Boström (2001) e Kitagami et al. (2017), os índices ecológicos da comunidade de nematoides são significativamente correlacionados com os teores de umidade no solo (Tabela 2). Enquanto Sohlenius (2002) observou que ecossistemas perturbados de *Pinus* apresentaram menor número de táxons e dominância de grupos específicos. Esses resultados podem estar relacionados com: adaptabilidade e disponibilidade de recursos específicos.

Tabela 2. Modelos de estimativa de riqueza, diversidade e dominância de nematoides em função da umidade do solo em ecossistema de *Pinus*

| Índices ecológicos | Modelos matemáticos | R ² |
|--------------------|--|----------------|
| Riqueza | $S = (1.62 * U^2) - (33.12 * U) + 200.17$ | 0.72 |
| Diversidade | $H' = (0.03 * U^3) - (0.86 * U^2) + (7.76 * U) - 18.355$ | 0.99 |
| Dominância | $C = (0.01 * U^2) - (0.10 * U) + 2.15$ | 0.94 |

Adaptado de Kitagami et al. (2017).

Propriedades físicas, químicas e biológicas e suas interações

Chegamos ao final deste livro, e até aqui conseguimos entender a importância de dois grupos de microrganismos essenciais para a sobrevivência do ecossistema que fazemos parte: fungos micorrízicos arbusculares e nematoides. Mesmo sendo seres de tamanho tão reduzido, descobrimos que sem eles muitos processos ecossistêmicos não aconteceriam (e.g. proteção das espécies vegetais contra pragas e doenças; produção primária líquida e manutenção de uma comunidade diversificada). A contribuição de cada um desses organismos em processos específicos garante que os ecossistemas naturais continuem em equilíbrio e favorece a recuperação de ambientes degradados. Além de fornecer serviços dos quais todos os seres vivos se beneficiam. Entretanto, também pôde-se perceber, ao longo dos tópicos abordados, que o desejo e a necessidade do aumento da produção para satisfazer as necessidades humanas acabam por degradar alguns ecossistemas e por consequência afetar a comunidade edáfica (e.g., monocultivo de *Ilex paraguariensis* e *Pinus* sp.).

Assim como os organismos edáficos influenciam no ambiente, o contrário também é verdadeiro. Como foi descrito no capítulo cinco, a depender das propriedades físicas do solo, a abundância da comunidade é favorecida ou prejudicada. As espécies arbóreas possuem influência direta dessas propriedades, e por consequência, influenciam os indivíduos do solo. Nos solos em que as condições são favoráveis à umidade (i.e., microporos > macroporos), a abundância de nematoides, principalmente os bacteriófagos e herbívoros, é maior, pois esses vivem nos filmes de água do solo. Já os FMA são mais abundantes em ambientes secos, por possuírem adaptações a essas condições de estresse, e auxiliarem as plantas a superarem esse tipo de estresse também.

A disponibilidade de nutrientes no solo (e.g., carbono, nitrogênio e fósforo) (Figura 11 a, b e c) e o pH possuem correlação direta com o crescimento vegetal. A incorporação de nutrientes na biomassa da planta, além de contribuir para o meio ambiente (e.g., sequestro de CO₂ pelas espécies vegetais auxilia na diminuição dos gases de efeito estufa), aumenta sua produtividade e consequentemente seu valor comercial. Os valores de biomassa podem ser quantificados de forma direta e indireta, como visto anteriormente, no capítulo sobre 'Produtividade primária líquida', auxiliando na obtenção de dados para avaliar os ganhos (R\$/ha) obtidos por determinada cultura. Através das equações alométricas, utilizadas para

quantificar a biomassa vegetal de maneira indireta, podemos quantificar como os nutrientes e o pH do solo influenciaram para o ganho da biomassa de cada espécie.

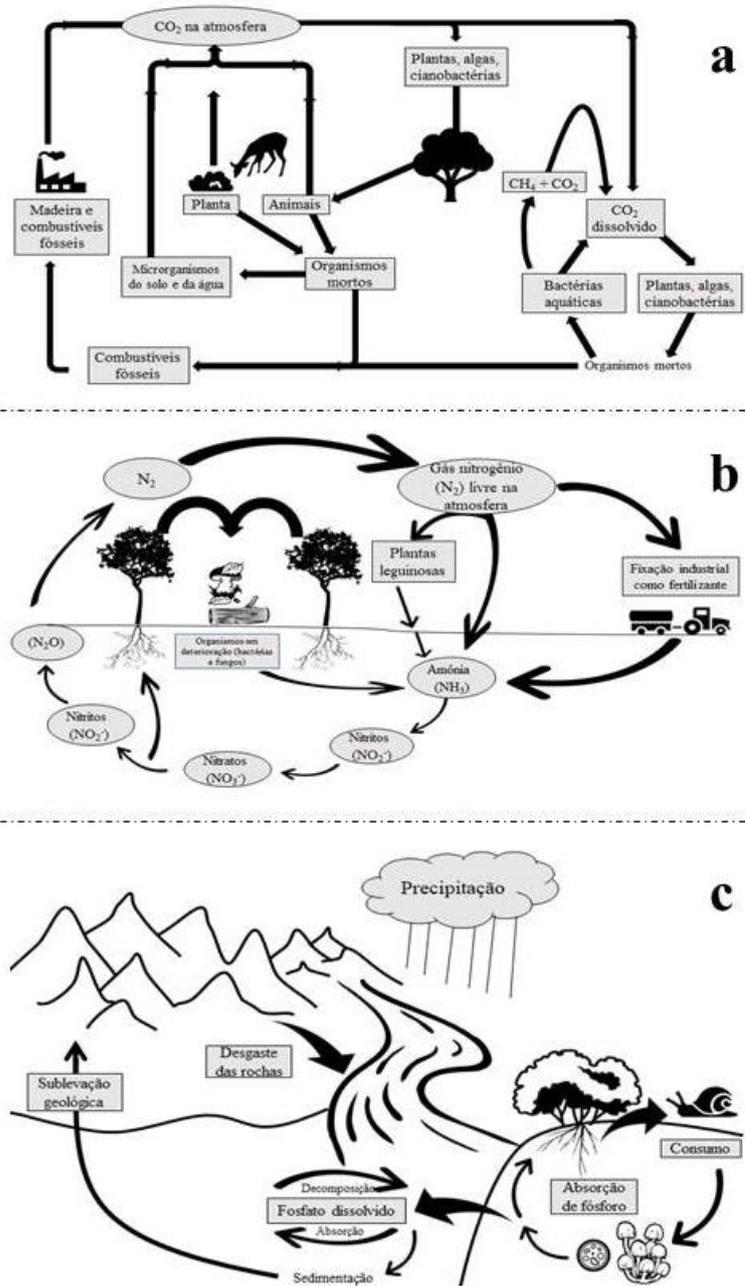


Figura 11. Ciclo do carbono (a), nitrogênio (b) e fósforo (c).

Adaptado de Tortora et al. (2012)

A partir dos capítulos abordados percebemos que nada funciona de maneira isolada no ecossistema solo. A sua qualidade depende das interações e as alterações nas propriedades químicas e físicas influenciam no equilíbrio e manutenção desse ecossistema (Figura 12).

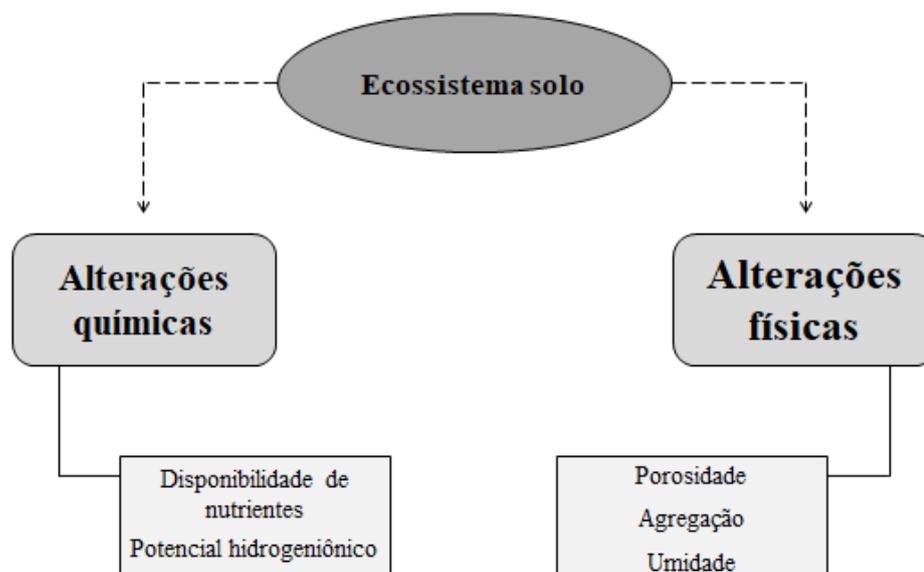


Figura 12. Principais propriedades que sofrem alterações no ecossistema solo.

Referências

Abrão, S. F., Secco, D., Reinert, D. J., Reichert, J. M., Ebling, A. A. 2015. impacto do florestamento com *Pinus taeda* L. na porosidade e permeabilidade de um cambissolo húmico1. Revista *Árvore*, 39 (6): 1073-1082. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000600010>

Ali, A., Dai, D., Akhtar, K., Teng, M., Yan, Z., Urbina-Cardona, N., Mullerova, J., Zhou, Z. (2019). Response of understory vegetation, tree regeneration, and soil quality to manipulated stand density in a *Pinus massoniana* plantation. *Global Ecology and Conservation*, e00775. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00775>

Alves, M. C., Suzuki, L. G. A. S., Suzuki, L. E. A. S. 2007. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(4). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400002>

Arcoverde, S. N. S, Souza, C. M. A., Suarez, A. H. T., Colman, B.A., Nagahama, J. H. 2019. Atributos físicos do solo cultivado com cana-de-açúcar em função do preparo e época de amostragem. *Journal of Neotropical Agriculture*, 6 (1): 41-47. <https://doi.org/10.32404/rean.v6i1.2761>

Bakonyi, G., Nagy, P., Kovács-Láng, E., Kovács, E., Barabás, S., Répási, V., Seres, A. 2007. Soil nematode community structure as affected by temperature and moisture in a

temperate semiarid shrubland. *Applied Soil Ecology*, 37 (1-2): 31–40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.03.008>

Barbosa, J. D. S., Silva K. C. R., Carducci, C. E., Santos, K. L., Kohn, L. S., Fucks, J. S. 2017. Atributos físico-hídricos de um cambissolo húmico sob sistema agroflorestal no planalto catarinense. *Floresta e Ambiente*, 24, e20160251. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.025116>

Barbosa, T. C. S., Costa, N. M. G. B., Santos, D. B., Machado, M. S., Marques Filho, F. 2020. Qualidade física do solo em áreas sob manejo agroecológico e convencional. *Braz. J. of Develop.*, 6 (7): 48899-48909. <http://doi.org/10.34117/bjdv6n7-511>

Barros, P. A. 2016. Dinâmica de nematóides em colunas de solo. Tese (doutorado), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. 87 p.

Borges, C. S., Ribeiro, B. T., Wendling, B., Cabral, D. A. 2015. Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO₂ em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. *Rev. Ambient. Água*, 10 (3): 660-675. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1573>.

Bortolini, D., Albuquerque, J. A., Rech, C., Mafra, A. L., Ribeiro Filho, H. M. N., Pértile P. 2016. Propriedades físicas do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em Cambissolo Húmico. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 15: 60-67. <https://doi.org/10.5965/223811711512016060>

Box-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A. C., Soriano-Soto, M. D. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate stability as land degradation indicators. *Catena*, 44: 47-67. [http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00176-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00176-4)

Brocca, L., Melone, F., Moramarco, T., Morbidelli, R. 2009. Soil moisture temporal stability over experimental areas in central Italy. *Geoderma*, 148 (3): 364–374. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.004>

Cardoso, M. S. O., Pedrosa, E. M. R., Rolim, M. M., Oliveira, L. S. C., Santos, A. N. 2016. Relationship between nematode assemblages and physical properties across land use types. *Trop. Plant Pathol.*, 41: 107–114. <https://doi.org/10.1007/s40858-016-0075-7>

Carpenezzi, O. T. B. 1994. Produtividades florestal e agrícola em sistemas de cultivo da bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) em Bocaiúva do Sul, região metropolitana de Curitiba – Paraná. Dissertação (mestrado)- Universidade de São Paulo, 77p.

Castillo, P., Vovlas, N. 2007. *Pratylenchus* (Nematoda: Pratylenchidae): Diagnosis, biology, pathogenicity and management. *Nematology monographs and perspectives*. Brill academic publishers, 6: 555p.

Ceccagno, H., Souza, P. V. D., Schafer, G., Avrella, E. D., Fior, C. S., Schwarz, S. F. 2019. Potential of *Pinus* sp. needles for use as substrate conditioners in the production of 'Trifoliata' rootstock in greenhouses. *Revista Chapingo. Serie horticultura*, 25(1), 5-16. <https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2018.02.003>

Corrêa, J. C., Bull, L. T., Crusciol, C. A. C., Moraes, M. H. 2009. Alteração de atributos físicos em Latossolo com aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(3): 263-272. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000200004>

Coutinho, E. S., Barbosa, M., Beiroz, W., Mescolotti, D. L. C., Bonfim, J. A., Berbara, R. L. L., Fernandes, G. W. 2019. Soil constraints for arbuscular mycorrhizal fungi spore community in degraded sites of rupestrian grassland: Implications for restoration. *European Journal of Soil Biology*, 90(1): 51-57. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.12.0034>

Cunha, E. Q., Stone, L. F., Moreira, J. A. A., Ferreira, E. P. B., Didonet, A. D. 2010. Atributos físicos do solo sob diferentes preparos e coberturas influenciados pela distribuição de poros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(11): 1160-1169. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010001100005>

De Vries, F. T., Liiri, M. E., Bjørnlund, L., Bowker, M. A., Christensen, S., Setälä, H. M., Bardgett, R. D. 2012. Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change*, 2: 276–280. <https://doi.org/10.1038/nclimate1368>

Dick, D. P., Novotny, E. H., Dieckow, J., Bayer, C. 2009. Química da matéria orgânica do solo. In: Melo, V. F., Alleoni, L. R. F. 1ª ed. Química e mineralogia do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, (2 695), 67 p.

Donagemma, G. K., Freitas, P. L., Balieiro, F. C., Fontana, A., Spera, S. T., Lumbreras, J. F., Viana, J. H. M., Araújo Filho, J. C., Santos, F. C., Albuquerque, M. R., Macedo, M. C. M., Teixeira, P. C., Amaral, A. J., Bortolon, E., Bortolon, L. 2016. Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51 (9): 1003-1020. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900001>

Dufranc, G., Dechen, S. C. F., Freitas, S. S., Camargo, O. A. 2004. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois Latossolos em plantio direto no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 505-517. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000300012>

Fernandes, J. C. F., Pereira, M. G., Silva Neto, E. C., Corrêa Neto, T. A. C. 2017 Caracterização de agregados biogênicos, intermediários e fisiogênicos em áreas sob domínio de mata atlântica. *Revista Caatinga*, 30: 59-67. <http://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/sistema>

Ferraz, L. C. C. B., Brown, D. J. F. 2016. Nematologia de plantas: Fundamentos e importância. Manaus Norma Editora, 251 p.

Ferraz, S., Freitas, L. G., Lopes, E. A., Dias-Arieira, C. R. 2010. Manejo sustentável de fitonematoides. Viçosa, 1ª ed. 304 p.

Ferreira, C. A. G., Tauk-Tornisielo, S. M., Chaves, M. M. F. 2002. Comportamento de bracinga (*Mimosa scabrella*) e sesbânia (*Sesbânia sesban*) em áreas degradadas pela disposição de resíduos provenientes do processamento da bauxita. *Holos Environment*, 2 (2): 156-173. <https://doi.org/10.14295/holos.v2i2.1221>

Fidalski, J., Tormena, C. A., Cecato, U., Barbero, L. M., Lugão, S. M. B., Costa, M. A. T. 2008. Qualidade física do solo em pastagem adubada e sob pastejo contínuo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 43 (11): 1583-1590. <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/961/5560>

Francilino, A. H., Pedrosa, E. M. R., Silva, E. F. F., Rolim, M. M., Cardoso, M. S. O., Maranhão, S. R. V. L. 2017. Efeito do fluxo de água, isca vegetal e volume de poros do solo na mobilidade de *Pratylenchus coffeae*. Nematropica, 47 (1): 63-73.

Frank, D., Reichstein, M., Bahn, M., Thonicke, K., Frank, D., Mahecha, M. D., Pete, S., Velde, M., Vicca, S., Babst, F., Beer, C., Buchmann, N., Canadell, J. G., Ciais, P., Cramer, W., Ibrom, A., Miglietta, F., Poulter, B., Rammig, A., Seneviratne, S., Walz, A., Wattenbach, M., Zavala, M. A., Zscheischler, J. 2015. Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. Global Change Biology, 21 (8): 2861–2880. <https://doi.org/10.1111/gcb.12916>

Freitas, L., Oliveira, I. A., Silva, L. S., Frare, J. C. V., Filla, V. A., Gomes, R. P. 2017. Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. Unimar ciências, 26 (1-2): 08-25.

Gonçalves, A. C. A., Folegatti, M. V., Silva, A. P. 1999. Estabilidade temporal da distribuição espacial da umidade do solo em área irrigada por pivô central. Rev Bras Ci Solo, 23: 155-164. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000100019>.

Gonçalvez, J. L. M. 2002. Principais solos usados para plantações florestais. In: Gonçalvez, J. L. M.; Stape, J. L. Conservação e cultivo de solos para plantações florestais. Piracicaba: IPEF, 1ª ed. 1-46 p.

Kay, B. D., Vandenbygaart, A. J. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. Soil & Tillage Research, 66(2): 107-118. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00019-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00019-3)

Kitagami, Y., Kanzakib, N., Matsudaa, Y. 2017. Distribution and community structure of soil nematodes in coastal Japanese pine forests were shaped by harsh environmental conditions. Applied Soil Ecology 119: 91–98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.03>

Lepsch, I. F. 2011. 19 lições de pedologia. 1.ed. São Paulo: Oficina de textos. 47 p.

Lima, I. M. A., Araújo, M. C., Barbosa, R. S. 2013. Avaliação das propriedades físicas do solo em sistemas silvipastoris, região centro-norte, estado do Piauí. Agropecuária Científica no Semiárido, 9: 117-124. <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v9i1.252>

Martinkoski, L., Vogel, G. F., Jadoski, S. O., Watzlawick, L. F. 2017. Qualidade física do solo sob manejo silvipastoril e floresta secundária. Floresta e Ambiente, 24(e20160282). <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.028216>

Medrado, M. J. S., Lourenço, R. S., Rodigheri, H. R., Dedecek, R. A., Philipovsky, J. F., Correa, G. 1.ed. Implantação de Ervais. Embrapa Florestas. 26p, 2000.

Melo, V. F., Silva, D. T., Evand, A., Rocha, P. R. R. 2017. Qualidade química e biológica do solo em diferentes sistemas de uso em ambiente de savana. *Revista agro@mbiente*, 11(2): 101-110. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v11i2.3850>

Melloni, R., Costa, N. R., Melloni, E. G. P., Lemes, M. C. S., Alvarenga, M. I. N., Nunes Neto, J. 2018. Sistemas agroflorestais cafeeiro-araucária e seu efeito na microbiota do solo e seus processos. *Ciência Florestal*, 28(2), 784-795. <https://doi.org/10.5902/1980509832392>

Merlin, A. O. 2005. Macrofauna edáfica em ecossistemas preservados e degradados de araucária no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. Dissertação (mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 86p.

Mickan, B. S. 2014. Mechanisms for alleviation of plant water stress involving arbuscular mycorrhizas. In: Solaiman, Z. M., Abbott, L. K., Ajit, V. (Ed); *Mycorrhizal Fungi: In Use in Sustainable Agriculture and Land Restoration*. Springer Berlin Heidelberg pp. 225–239.

Mickan, B. S., Abbott, L. K., Solaiman, Z. M., Mathes, F., Siddique, K. H. M., Jenkins, S. N. 2019. Soil disturbance and water stress interact to influence arbuscular mycorrhizal fungi, rhizosphere bacteria and potential for N and C cycling in an agricultural soil. *Biology and Fertility of Soil*, 55(1): 53-66. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1328-z>

Moreira, F. M. S., Siqueira, J. O. 2.ed. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA, 729p, 2006.

Moreira, M., Barreta, D., Tsai, S. M., Cardoso, E. J. B. N. 2009. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in native and replanted *Araucaria* Forest. *Scientia Agricola*, 66(5). <https://doi.org/10.1590/S0103-90162009000500013>

Mósená, M., Dillenburg, L. R. 2004. Early growth of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia* [Bertol.] Kuntze) in response to soil compaction and drought. *Plant and Soil*, 258(1): 293-306. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000016559.47135.21>

Neher, D. A., Weicht, T. R., Savin, M., Görres, J. H., Amador, J. Á. 1999. Grazing in a porous environment. 2. Nematode community structure. *Plant and Soil*, 212:85-99.

Palacios, P. I. C. 2010. Sistemas de cultivo de erva-mate: atributos físicos, indicadores de qualidade e estoque de carbono num Latossolo Vermelho alumino férrico. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 92p.

Pereira, J. M., Barreta, D., Bini, D., Vasconcelos, R. L. F., Cardoso, E. J. B. N. 2013. Relationships between microbial activity and soil physical and chemical properties in native and reforested *Araucaria angustifolia* forests in the state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(3): 572-586. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300003>

Philipovsky, J. F., Dedecek, R., Medrado, M. 2003. Conservação do solo na cultura da erva-mate (*Ilex paraguariensis* S. Hill.) pelo uso de coberturas verdes de inverno. Embrapa Florestas-Comunicado Técnico.

Pomianoski, D. J. W. 2005. Perdas de solo e água em sistemas agroflorestais da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benthams) em diferentes declividades e manejos. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, 91p.

Quénéhervé, P., Chotte, J. L. 1996. Distribution of nematodes in vertisol aggregates under a permanent pasture in Martinique. *Applied Soil Ecology*. 4(3): 193-200. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(96\)00118-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00118-7)

Reinert, D. J., Reichert, J. M. 2006. Propriedades físicas do solo. UFSM, Santa Maria.

Rodrigues, A. L., Watzlawick, L. F., Genú, A. M., Hess, A. F., Ebling, A. A. 2016. Atributos de um solo florestal em uma topossequência e relações com a comunidade arbórea. *Floresta*, 46(2): 145-154. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v46i2.36219>

Rosenbaum, U., Bogena, H. R., Herbest, M., Huisman, J. Á., Peterson, T. J., Weuthen, A., Western, A. W., Vereecken, 2012. Seasonal and event dynamics of spatial soil moisture patterns at the small catchment scale. *Water Resources Research*, 48(10) <https://doi.org/10.1029/2011WR011518>

Rosone, M., Celauro, C., Ferrari, A. 2020. Microstructure and shear strength evolution of a lime-treated clay for use in road construction. *International Journal of Pavement Engineering*, 21(9): 1147-1158. <https://doi.org/10.1080/10298436.2018.1524144>

Salomão, P. E. A., Hirle, R. E. W. 2019. Estudo da influência das queimadas nas propriedades químicas e banco de sementes dos solos do Vale do Mucuri. *Res., Soc. Dev*, 8(12): e358121799. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i12.1799>

Salton, J. C., Tomazi, M. 2014. Sistema Radicular de Plantas e Qualidade do solo. Dourados: Embrapa (Circular técnico, nº 198).

Serrão, B. O., Carvalho, C. J. R., Dutra, F. C. 2007. Influência da seca prolongada sobre a atividade enzimática e micorrizas em floreta de terra firme: resultados de um experimento de manipulação de chuvas. Embrapa Eastern Amazon, 4p.

Silva Neto, S. J., Barreto, H. B. F., Amaral Júnior, V. P., Maia, P. M. E. 2012. Caracterização físico-hídrica de solos representativos da região do agropolo Assu-Mossoró. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 7(4): 81-84.

Silva, A. S. 2007. Análise morfológica dos solos e erosão. In: Guerra, A. J. T., Silva, A. S., Botelho, R. F. M. 3rd edn. *Erosão e conservação dos solos, conceitos, temas e aplicações*, Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, pp 101-124.

Silva, E. P., Armas, R. D., Ferreira, P. A. A., Dantas, M. K. L., Giachini, A. J., Rocha-Nicoleite, E., González, A. H., Soares, C. R. F. S. 2019. Soil attributes in coal mining areas under recovery with bracatinga (*Mimosa scabrella*). *Letters in Applied Microbiology*, 68(6): 497-504. <https://doi.org/10.1111/lam.13153>

Silva, N. L. F., Silva, F. L., Lima, A. S., Xavier, E. C., Santos, R., Diniz, J. P. C., Santos, J. G. R. 2019. Produção orgânica de mudas de essências florestais nativas e distribuição em

comunidades rurais do semiárido paraibano. 9(7), e-7040.
<https://doi.org/10.18378/cvads.v9i7.7040>

Siqueira, J. O. 2001. Biologia e bioquímica do solo. Curso de Pós-Graduação “*Latu Sensu*” (especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Lavras: UFLA/FAEPE. 291p.

Soares, M. D. R., Campos, M. C. C., Cunha, J. M., Mantovanelli, B. C., Oliveira, I. A., Brito Filho, E. G., Leite, A. F. L. 2018. Variabilidade espacial da estabilidade dos agregados e matéria orgânica do solo em terra preta arqueológica sob pastagem. *Gaia Scientia*, 12:2. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2018v12n2.34416>

Sohlenius, B. 2002. Influence of clear-cutting and forest age on the nematode fauna in a Swedish pine forest soil. *Applied Soil Ecology*, 19(3): 261–277. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(02\)00003-3](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(02)00003-3)

Sohlenius, B., Boström, S. 2001. Annual and long-term fluctuations of the nematode fauna in a Swedish Scots pine forest soil. *Pedobiologia*, 45(5): 408–429. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00096>

Sousa Neto, E. L., Andrioli, I., Beutler, N. A., Centurion, J. F. 2008. Atributos físicos do solo e produtividade de milho em resposta a culturas de pré-safra. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43: 255-260. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000200015>

Spliethoff, J., Pott, C. A, Rampim, L., Watzlawick, L. F., Jadoski, S. O. 2020. Soil compaction limits for *Ilex paraguariensis*. *Research, Society and Development*, 9(5): e23953101. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i53101>

Tortora, G. J., Funke, B. R., Case, C. L. 10. ed. *Microbiologia*. Porto Alegre: Artmed. 933p, 2012.

Vicente, T. F. S., Pedrosa, E. M. R, Silva, L. M. A, Rolim, M. M., Castro, D. B., Leitao, D. A. H. S. 2016. Dinâmica temporal da comunidade de nematoides em cana-de-açúcar em condição de baixa umidade do solo. *Nematropica*, 46(2): 235-243.

Wallace, H. R. 1973. *Nematode ecology and plant disease*. Edward Arnold, London.

Zhang, M., Liang, W., Zhang, X. 2012. Soil Nematode Abundance and Diversity in Different Forest Types at Changbai Mountain, China. *Zoological Studies*, 51(5): 619-626.