



UnB

**Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Pinheiros no Cerrado: estrutura das populações
invasoras e efeitos da ocupação sobre nutrientes e
microbiota do solo**

Emilia Pinto Braga

Brasília - DF

2015

Emilia Pinto Braga

**Pinheiros no Cerrado: estrutura das populações
invasoras e efeitos da ocupação sobre nutrientes e
microbiota do solo**

Tese apresentada ao Departamento de
Ecologia do Instituto de Ciências
Biológicas da Universidade de Brasília
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Doutora em Ecologia.

Orientador: Dr. John Du Vall Hay

Brasília - DF

2015

Emilia Pinto Braga

Pinheiros no Cerrado: estrutura das populações invasoras e efeitos da ocupação sobre nutrientes e microbiota do solo

Tese apresentada ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ecologia. Brasília, 2015.

Banca examinadora:

Dr. John Du Vall Hay
Presidente/Orientador
UnB

Dra. Dalva Maria Silva Matos
UFSCar

Dr. Frederico Scherr Caldeira Takahashi

Dra. Heloísa Sinátorá Miranda
UnB

Dr. Rafael Dudeque Zenni
UnB

*“Tudo é como tem que ser. Se não for agora, será depois.
Se não for de um jeito, será do outro.
As coisas acontecem porque têm que acontecer.*

*Às vezes por caminhos tortos, às vezes mais diretos,
às vezes pelo lado errado, nem sempre do jeito mais fácil.
Às vezes dá para prever, às vezes vem de surpresa.
Nem sempre como queremos, nem sempre quando
queremos. Às vezes é a coisa certa na hora errada, às vezes
nós não entendemos a hora e
às vezes não entendemos as coisas.*

*Os sinais estão por todos os lados, mas geralmente não
conseguimos ou não queremos lê-los,
ou então lemos ao nosso modo sem pescar o que realmente
eles querem dizer.
Aí, depois do espanto, a constatação do óbvio.*

*Se foi assim, é porque tinha que ser.
Se tivesse sido diferente, seria porque sim.
Nem tudo é para ser explicado, nem tudo é para ser
entendido, mas se foi, é porque tinha que ser.”*

Wyrð bið ful aræd

Aos meus sobrinhos e amores
Jennyfer, Arthur, Átila,
Helena e Murilo,
dedico.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado, e ao CNPq pela concessão da bolsa e pelo financiamento da pesquisa.

À equipe do Jardim Botânico de Brasília pelo apoio logístico e permissão para realizar a pesquisa.

Ao meu orientador, Dr. John Hay, pela oportunidade de, junto ao PPG-ECL, propiciar a obtenção do título.

À Iêda Mendes e ao Fábio Bueno, da Embrapa Cerrados, por guiar-me no mundo das bactérias do solo; à Regina pelas discussões, interpretações e direcionamentos, e ao professor Krüeger, por ceder o espaço e equipamentos para que eu realizasse o estudo microbiológico da tese.

À professora Dalva, por me receber de braços abertos no mundo das Invasões Biológicas tão logo meu doutorado se iniciou, e por estar presente no momento que o ciclo se fecha.

Ao Rafael Zenni por me instruir, corrigir e incentivar em muitos momentos, e, principalmente por ter, junto comigo, publicado o primeiro artigo oriundo desta pesquisa.

À magnífica professora Heloísa Miranda, por ter me ajudado, direcionado e, principalmente, me tranquilizado quando tudo parecia perdido. Deu certo!

Ao Fred por todos os ensinamentos estatísticos, pela paciência e disponibilidade de se dedicar ao melhoramento desta peça; estendo meu agradecimento à Angelita, seu par, por todos os momentos de diversão que seu lar me trouxe nesse longo período.

Ao Adriano, meu grande companheiro de sofrimento e estagiário inicial, que sobreviveu às cobras do campo e às piadas ruins.

Ao Guilherme Sena, por ter se disposto a encarar o estágio mesmo sem a possibilidade de bolsa, por ter dividido abelhas, vespas, formigas e aranhas, e por não ter morrido em uma crise de bronquite no campo. Que a sua vida acadêmica (ou qualquer que seja sua vida profissional) seja próspera!

Aos amigos que compreenderam meu sumiço quando as coisas ficaram complicadas (ou seja, quase o tempo inteiro!). Sérgio, Paulo, Aline, Marcondes, Louise, Luiza, Marcelo, Régia, Priscila, muito obrigada por me amarem, mesmo quando eu faltei com vocês ou permaneci por algum tempo em silêncio. Vocês sabem que as coisas não foram fáceis.

Aos meus pais, por toda a confiança que depositam em mim. Espero sempre deixá-los orgulhosos. Aos meus sogros por entenderem meu momento de dedicação exclusiva à pesquisa.

Aos meus irmãos pelo apoio e palavras de incentivo quando estive insegura, e compreensão quando estive estressada. Obrigada por não deixarem que a distância vencesse nosso amor incondicional. Aos meus cunhados, estendo os agradecimentos pelos mesmos motivos.

Ao vovô Ralph e à d. Ritinha, por toda a torcida, confiança e apoio desde quando resolvi enveredar-me pela pós-graduação.

À toda minha família que acompanhou meu progresso, sempre confiando que daria tudo certo. Obrigada pela torcida, tio Sérgio e tia Lígia!

À Hellen e ao Mauro por proporcionarem o melhor lar que a Lucy poderia ter.

À internet! Por me proporcionar acesso aos mais longínquos artigos e livros, por me manter conectada com pessoas formidáveis, mesmo que não as conheça pessoalmente (beijo, Twitter), por me trazer os memes, as tirinhas e essas outras coisas desnecessárias.

Ao Netflix.

Aos produtores de podcasts. E aqui meu agradecimento nominal ao Raphael PH Santos, um ícone da podosfera nacional (é sim), que me fez conhecer tanta coisa boa e tanta gente fantástica por meio do Iradex. Obrigada ao Kaio, ao Gabriel, à Livia e a todos os integrantes que trouxeram felicidade aos meus dias. Vocês são grandes amigos e só me trazem o bem. Um abraço pra o Bando de Ruma!

E, por fim, nada disso teria sido possível se não fosse o apoio incondicional do Juliano, que esteve comigo nos momentos decisivos, nos eventos científicos e, principalmente, foi meu lastro e me trouxe segurança emocional nessa longa jornada que foi o doutorado. A você o meu eterno agradecimento.

ÍNDICE GERAL

ÍNDICE DE FIGURAS	10
ÍNDICE DE TABELAS	12
RESUMO	13
ABSTRACT	14
CAPÍTULO 1	15
Introdução geral	
CAPÍTULO 2	24
Estrutura das populações de <i>Pinus oocarpa</i> e <i>Pinus caribaea</i> em áreas de Cerrado	
CAPÍTULO 3	53
Efeitos da invasão por <i>Pinus</i> sp. na composição química de serapilheira e de solos e o efeito da invasão e da sazonalidade no perfil fisiológico de solos de Cerrado	
CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
ANEXOS	88

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPITULO 1

- Fig. 1.1** Quadro unificado do processo de invasão biológica proposto por Blackburn et al. (2011, adaptado). O processo de invasão pode ser dividido em estágios, que podem conter barreiras, físicas, biológicas e ambientais. À medida que as supera, a espécie se enquadra em uma nova categoria, representada pelas setas com códigos alfanuméricos (A-E). De acordo com o estágio da invasão, a espécie recebe uma terminologia que melhor a enquadra, e para cada situação que a espécie exótica se encontra, existe um manejo de contenção para ela. Até antes do estabelecimento, a falha de invasão pode acontecer a qualquer instante. 15
- Fig. 1.2** Densidades de plantas de *Pinus oocarpa* encontradas em áreas de Cerrado em relação à distância da plantação de origem no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília em 2013. 19

CAPÍTULO 2

- Fig. 2.1** (A) A área de estudo encontra-se no Planalto Central do Brasil, (B) na área central do Distrito Federal, evidenciado em cinza escuro. (C) Uma maior aproximação do Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília evidencia as plantações de espécies do gênero *Pinus* em cinza. 28
- Fig. 2.2** Transeções instaladas em torno das plantações de *Pinus caribaea* (1) e *Pinus oocarpa* (2) no Jardim Botânico de Brasília. 28
- Fig. 2.3** Plântula de *Pinus* sp. marcada para acompanhamento. 31
- Fig. 2.4** Ciclos de vida de *Pinus caribaea* (1) e *Pinus oocarpa* (2) mostrando transições usadas para construir o modelo populacional. As setas indicam os caminhos possíveis no desenvolvimento da espécie e o recrutamento de plântulas. 32
- Fig. 2.5** Áreas de influência das plantações de *Pinus caribaea* (listrada) e de *Pinus oocarpa* (cinza). 34
- Fig. 2.6** Classes de desenvolvimento e respectivas densidades de *Pinus caribaea* registradas em amostragens realizadas em 2013 (n=222) e 2014 (n=233) em áreas de Cerrado no Jardim Botânico de Brasília. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto. 35
- Fig. 2.7** Classes de desenvolvimento e respectivas densidades de *Pinus oocarpa* registradas em amostragens realizadas em 2013 (n=820) e 2014 (n=868) em áreas de Cerrado no Jardim Botânico de Brasília. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; T = Tufo; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto. 35
- Fig. 2.8** Distribuição dos estágios de vida da população invasora de *Pinus caribaea* no Jardim Botânico de Brasília em 22 anos a partir da população encontrada em 2014, projetados a partir da matriz de transição. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto. 39
- Fig. 2.9** Distribuição dos estágios de vida da população invasora de *Pinus oocarpa* no Jardim Botânico de Brasília em 22 anos a partir da população encontrada em 2014, projetados a partir da matriz de transição. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; T = Tufo; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto. 39
- Fig. 2.10** Estimativas de densidade das populações de *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa* em 22 anos. As linhas contínuas se referem às projeções das matrizes de transição originais; as linhas descontínuas são projeções das matrizes originais modificadas com proposta de manejo. 41
- Fig. 2.11** Valores de λ projetados para 22 anos das populações de *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa* a partir das matrizes de transição originais e as matrizes de transição dos manejos propostos. 42

Fig. 2.12 Densidades de plantas de *Pinus oocarpa* encontradas em áreas de Cerrado em relação à distância da plantação de origem no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília em 2013. 45

Fig. 2.13 Plantações de *Pinus* no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília em dois períodos: setembro de 2003, à esquerda, e maio de 2014, à direita. As setas em azul evidenciam as conversões da plantação em jardins temáticos. Fonte: Google Earth..... 47

CAPÍTULO 3

Fig. 3.1 (A) A área de estudo encontra-se no Planalto Central do Brasil, (B) na área central do Distrito Federal, evidenciado em cinza escuro. (C) Uma maior aproximação do Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília evidencia as plantações de espécies do gênero *Pinus* em cinza. 56

Fig. 3.2 Pontos de coleta de amostras em torno das plantações no período de chuvas, em março de 2014 (esquerda) e período de seca, em agosto de 2014 (direita). Pontos pretos são amostras de Cerrado sem pinheiros, e cinza são amostras com pinheiros. 57

Fig. 3.3 Esquema de como estão distribuídas as 31 fontes de carbono no sistema BIOLOG Ecoplate (Disponível em inglês em <http://goo.gl/OnLXFG>), categorizados por grupos propostos por Zak et al. (1994). Cada código corresponde a um substrato diferente, descritos na Tab 3.1 59

Fig. 3.4 Desenvolvimento médio da cor (AWCD) dos perfis de utilização dos substratos nas Ecoplates durante 108h de incubação. 65

Fig. 3.5 Absorbância média (AWCD) a 590 nm nos poços das Ecoplates contendo solos de Cerrado sem e com *Pinus*, coletados no Jardim Botânico de Brasília em época de maior oferta hídrica (março) e período de estiagem (agosto) em 2014. 68

Fig. 3.6 Proporções dos consumos de aminoácidos (AA) e polímeros (PL) das comunidades bacterianas dos solos de Cerrado em dois períodos do ano de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. 69

Fig. 3.7 Proporções de consumo de ácidos carboxílicos que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1. 70

Fig. 3.8 Proporções de consumo de miscelâneas que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1. 71

Fig. 3.9 Proporções de consumo de aminoácidos que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1. 72

Fig. 3.10 Proporções de consumo de polímeros que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1. 73

Fig. 3.11 Gráfico de ordenação dos perfis fisiológicos de solos de Cerrado sem e com pinheiros exóticos, obtidos a partir do padrão de consumo de 31 fontes de carbono existentes nas placas Biolog Ecoplates. Os pontos mais externos de cada tipo de solo e período de coleta foram ligados para facilitar a visualização de possíveis grupos. 75

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 3

Tab. 3.1 Fontes de Carbono existentes no sistema BIOLOG Ecoplate, categorizadas por tipo de substrato, sugerido por Zak et al. (1994).	60
Tab. 3.2 Média (\pm desvio padrão) e coeficiente de variação (CV) da abertura de dossel, profundidade da camada de serapilheira, biomassa seca e concentrações de macro e micronutrientes de serapilheira de Cerrado sem pinheiros (n=10) e de Cerrado com pinheiros (n=11) no Jardim Botânico de Brasília em março de 2014.	63
Tab. 3.3 Média (\pm desvio padrão) e coeficiente de variação (CV) do pH, saturação por alumínio, concentrações de matéria orgânica, macro e micronutrientes de solo. de Cerrado sem pinheiros (n=10) e de Cerrado com pinheiros (n=11) no Jardim Botânico de Brasília em março de 2014.	64
Tab. 3.4 Variáveis de solo utilizadas na Análise de Redundância que relacionou o perfil fisiológico do solo com seus nutrientes, o valor estatístico, a significância do modelo e os graus de liberdade. A primeira coluna possui as variáveis presentes em cada modelo testado e o * indica a variável que foi retirada para ser testado o próximo modelo, imediatamente abaixo.	66
Tab. 3.5 Variáveis de solo utilizadas na Análise de Redundância que relacionou o perfil fisiológico do solo com as variáveis de serapilheira, o valor estatístico, a significância do modelo e os graus de liberdade. A primeira coluna possui as variáveis presentes em cada modelo testado e o * indica a variável que foi retirada para ser testado o próximo modelo, imediatamente abaixo.	67
Tab. 3.6 Resultados das Análises de Variância de dois fatores, ambiente e período, dos seis grupos de fontes de carbono presentes nas placas Ecoplate. AA: aminoácidos; AC: ácidos carboxílicos; AM: aminas/amidas; CH: carboidratos; MS: miscelânea; PL: polímeros.	68
Tab. 3.7 Resultados das Análises de Variância de dois fatores, ambiente (a) e período (p), das 31 fontes de carbono (FC) presentes nas placas Ecoplate. Abreviações: veja Tab. 3.1.	74

RESUMO

No Brasil, espécies do gênero *Pinus* tem agido como invasoras em diferentes ecossistemas do país, inclusive em unidades de conservação. No Jardim Botânico de Brasília (JBB), que faz parte de uma Área de Proteção Ambiental de Cerrado, duas espécies de pinheiros, *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa*, tem se disseminado em vegetação nativa, tendo já estabelecido populações autossustentáveis, mas se desconhecem suas dimensões e seus efeitos. Os objetivos dessa pesquisa foram descrever as estruturas dessas populações invasoras, avaliar seus impactos sobre os nutrientes do solo e de serapilheira, avaliar o impacto sobre a diversidade funcional do solo e propor um manejo para controle e exclusão a longo prazo das populações invasoras. Foram instaladas 11 transeções em torno das plantações de Pinheiros no Centro de Visitantes do JBB e, nelas, foram realizados dois levantamentos para descrever as populações e montar uma matriz de transição dos estágios de vida de cada população. Para *P. caribaea* foram definidos 7 estágios de vida: "plântula" (P), "jovem 1" (J1), "jovem 2" (J2), "jovem 3" (J3), "jovem 4" (J4), "imaturado" (I) e "adulto" (A). Já *P. oocarpa* teve 8 estágios, 7 iguais aos de *P. caribaea* e um denominado "tufo" (T). Foi proposto um manejo com a exclusão dos indivíduos das classes com maiores valores de sensibilidade. Amostras de serapilheira e de solos de Cerrado com e sem pinheiro tiveram nutrientes determinados e a determinação dos grupos funcionais dos dois tipos de solos em dois períodos distintos de regime hídrico foram obtidas com o método Biolog ECOPlate. Em 2013, a população amostrada de *P. caribaea* possuiu 208 indivíduos, aumentando para 233 em um ano, sendo 60 P, 57 J1, 28 J2, 22 J3, 13 J4, 33 I e 20 A ($\lambda=1,09$). *Pinus oocarpa* teve uma população amostrada de 834 indivíduos em 2013, indo para 890 em 2014, sendo 219 P, 133 J1, 232 T, 116 J2, 75 J3, 40 J4, 62 I e 13 A ($\lambda=1,07$). Estima-se que a população de *P. caribaea* possuiu 13.045 plantas no Cerrado ao final de 2014, e *P. oocarpa* 49.830 plantas. A simulação das matrizes resultou em populações de 82.570 indivíduos para *P. caribaea* e 220.478 para *P. oocarpa* em 22 anos. Nesse mesmo tempo, se o manejo de exclusão de indivíduos Imaturos e Adultos fosse feita, as populações de *P. caribaea* e *P. oocarpa* teriam, respectivamente, 2.117 e 12.482 indivíduos. A presença de pinheiros no Cerrado promoveu adensamento de dossel e aumentou a quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo, mas não houve diferença na qualidade nutricional da serapilheira produzida por *Pinus* quando comparada à de Cerrado. Também não foi observada diferença na disponibilidade de nutrientes do solo com e sem pinheiros. Não foi observada relação entre concentrações de nutrientes de serapilheira e solo de Cerrado com e sem *Pinus* e a comunidade bacteriana. Não houve influência da ocorrência do gênero invasor nas médias de consumos de fontes de carbono em nenhum dos períodos de amostragem. No entanto, foi observada diferença na preferência de substratos pelas bactérias de solo entre o período de chuva e seca. Este é o primeiro relato da invasão das espécies *P. caribaea* e *P. oocarpa* e seus efeitos, e também são inéditas as propostas e projeções de manejo para o JBB das duas espécies invasoras estudadas.

ABSTRACT

In Brazil pine species have been invasive in different ecosystems, including invasion in conservation units. In the Botanical Garden of Brasilia (JBB), that is included in an area of environmental protection, two pine species, *Pinus caribaea* and *Pinus oocarpa* have spread into the native vegetation and have established auto regenerative populations. The objectives of this study were to: 1) describe the population structure of these species, 2) evaluate their impacts on litter and soil nutrients, 3) evaluate their impacts on the functional diversity in the soil and 4) propose a solution for control and exclusion of these species over time. To study the populations, 11 transects were established, starting at the edge of two pine plantations near the Visitor's Center of the JBB and two surveys were done in these transects to provide data for a transition matrix for each species. For *P. caribaea* the following life stages were defined: seedling (P), Young 1 (J1), Young 2, (J2), Young 3 (J3), Young 4 (J4), Immature (I) and Adult (A). For *P. oocarpa* another stage was included in the analyses, Tussock (T). A management proposal for these species was made based on the transitions with the highest values of sensitivity. Soil and litter samples were collected at sites under the canopy and without influence of the canopy in the dry and rainy season. The determination of soil microbial functional groups was also done in these samples using Biolog Ecoplates. In 2013, the *P. caribaea* population in the transects had 208 individuals and this increased to 233 in after one year (60 P, 57 J1, 28 J2, 22 J3, 13 J4, 33 I e 20 A ($\lambda=1,09$)). The initial population size of *P. oocarpa* was 834 and this increased to 890 individuals in 2014 (219 P, 133 J1, 232 T, 116 J2, 75 J3, 40 J4, 62 I e 13 A ($\lambda=1,07$)). Based on these values, the estimated population size for *P. caribaea* and *P. oocarpa* in the JBB in 2014 was 13,045 and 49,830 individuals, respectively. The projection of population growth over a 22 year period indicated an increase in the total number of individuals to 82,570 for *P. caribaea* and to 220,478 for *P. oocarpa*. However, if all adult individuals of each species were actively removed, the final estimate for population sizes of each species was 2,117 and 12,482 individuals, respectively. The presence of these pine species resulted in greater crown closure and a higher quantity of litter on the soil surface comparing sites with and without pines, but there was no statistical difference in the nutrient content of the litter. Also no statistical difference was observed in soil nutrients in samples collected with and without the presence of these pine species. There was no relation between nutrient concentration in the litter and soil in areas with and without pines and the soil bacterial community. The presence of either pine species did not influence the mean consumption of different carbon sources in either season. However, a difference in the preference of carbon sources between the rainy and dry season. This is the first report of invasion of these pine species in the Cerrado, their effects, and also of proposals for their management in the JBB.

CAPÍTULO 1

Introdução geral

Invasão biológica é o processo de introdução e consequente estabelecimento e disseminação de espécies que naturalmente não fazem parte de um determinado ecossistema (Richardson et al. 2000; Pyšek e Richardson 2011). Esse processo possui barreiras geográficas, biológicas e ambientais a serem transpostas até que uma espécie seja considerada invasora (Blackburn et al. 2011) (Fig. 1.1).

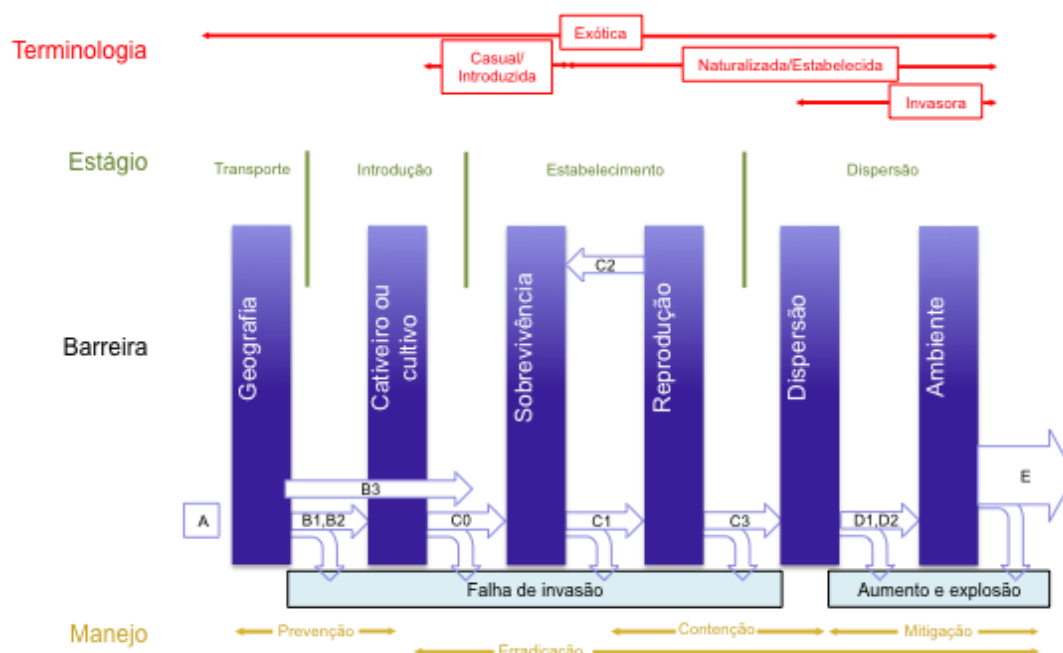


Fig. 1.1 Quadro unificado do processo de invasão biológica proposto por Blackburn et al. (2011, adaptado). O processo de invasão pode ser dividido em estágios, que contêm barreiras, físicas, biológicas ou ambientais. À medida que as supera, a espécie se enquadra em uma nova categoria, representada pelas setas com códigos alfanuméricos (A-E). De acordo com o estágio da invasão, a espécie recebe uma terminologia que melhor a enquadra, e para cada situação que a espécie exótica se encontra, existe um manejo de contenção possível. A falha de invasão pode acontecer a qualquer instante antes do estabelecimento e disseminação da espécie.

Alguns fatores podem contribuir para o sucesso ou falha no estabelecimento e posterior invasão de uma espécie exótica: a pressão de propágulo, as características da espécie introduzida e a suscetibilidade do ambiente à invasão

(Drake et al. 1989 *apud* Simberloff 2009, Simberloff 2009). A pressão de propágulo é importante para determinar sucesso e impacto de uma invasão, e talvez seja mais importante que os dois outros fatores (Simberloff 2009). Esta medida envolve o número de indivíduos da espécie exótica que foram introduzidos e o número de tentativas de sua introdução (Lockwood et al. 2005), influenciando diretamente na probabilidade de que uma espécie estabelecida possa se tornar invasora (Simberloff 2009). O tamanho do propágulo também tem influência direta no sucesso do estabelecimento de uma população viável (Iles et al. 2015). A introdução do propágulo pode ser acidental, como o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) transportado em águas de lastro da Ásia para o Brasil (Oliveira et al. 2010), ou proposital, como o capim gordura (*Melinis minutiflora*), utilizado para criação de pastos (Dean 1996 *apud* Zenni e Ziller 2011). A sobrevivência e o estabelecimento de uma espécie exótica também estão condicionados à estocasticidade no novo ambiente (Simberloff 2009), por isso quanto maior a pressão de propágulo, maior será a chance de indivíduos encontrarem ambientes propícios e da espécie se estabelecer (Colautti et al. 2006).

Para tornar-se invasora, a espécie exótica também deve possuir características que facilitem sua aclimatação e estabelecimento ao novo ambiente. A adaptação pode partir de níveis altos o suficiente de tolerância fisiológica, expressando genótipos adaptativos, ou a adaptação pode emergir de variação genética pós-introdução para alcançar níveis requeridos de potencial reprodutivo (Richardson e Pyšek 2006, Zenni et al. 2014), ou ambos. Rejmanék e Richardson (1996) realizaram uma compilação de estudos com diversas espécies de *Pinus*, e concluíram que algumas espécies de interesse econômico são seguras para exploração e outras podem apresentar comportamento invasor intenso, devendo ser evitadas na exploração econômica, principalmente próximo à áreas de conservação. Os autores concluíram que, para *Pinus*, as características que conferem sucesso na colonização de novos ambientes são produção massiva de sementes relativamente pequenas e dispersas pelo vento, produção precoce de sementes viáveis e intervalos curtos de tempo entre safras de alta produtividade de sementes (Rejmanék e Richardson 1996).

Introduções realizadas com espécies que apresentaram atributos previamente associados a um potencial invasor, formadas por populações geneticamente mais diversas, de origens geográficas diferentes, também obtiveram

poder explicativo no sucesso de invasão de espécies de *Pinus* (Zenni e Simberloff 2013). Além das características específicas, a correspondência climática entre a área de origem e a introduzida também tem parte importante no estabelecimento de *Pinus* (Nuñez e Mendley 2011). No entanto, nem todas as espécies exóticas obtém sucesso no novo ambiente, e a introdução pode falhar pelo tamanho do propágulo, por resposta aos fatores idiossincráticos como interações bióticas incluindo efeitos de parasitas ou competição com espécies locais (Lockwood et al. 2005, Nuñez e Mendley 2011, Zenni e Nuñez 2013).

A vulnerabilidade ambiental à invasão por espécies exóticas inicialmente foi relacionada à riqueza da comunidade nativa, onde existia uma relação inversa entre número de espécies nativas e suscetibilidade ambiental à invasão (Elton 1958). Posteriormente constatou-se que a riqueza de espécies sozinha não era suficiente para barrar uma invasão, e sim a composição da comunidade como um todo, bem como o grau de perturbação e a disponibilidade de nutrientes (Richardson e Pyšek 2006). No entanto, Fridley e colaboradores (2007) mostraram que essas conclusões eram dependentes de escala espacial e mostraram que ambientes de alta riqueza também são vulneráveis à invasão, e que distúrbios que diminuem a riqueza podem tornar um ambiente ainda mais vulnerável (Fridley et al. 2007). Pinheiros tem maiores chances de invadir áreas perturbadas (Higgins e Richardson 1998) e ecossistemas com fisionomias mais abertas (Boulant et al 2009). A invasão de áreas nativas por *Pinus* são mais frequentemente associadas à disponibilidade de sol e a ambientes com menor densidade de árvores, já que a luz é um fator limitante para o desenvolvimento de várias espécies do gênero (Davis et al. 2000, Zenni e Simberloff 2013).

Pinheiros possuem grande potencial modificador do ambiente invadido. Registros mostram que a presença de indivíduos de *Pinus* esteve correlacionada com a facilitação de entrada de espécies ruderais (Craine e Orians 2004), diminuição da frequência e cobertura de plantas herbáceas (Craine e Orians 2004), alteração do regime hídrico (Burgueño et al. 2013), inibição na germinação de espécies nativas (Fernandez et al. 2006), acidificação do solo (Giddens et al. 1997, Carvalho et al. 2008, Silva et al. 2009), alteração na disponibilidade de nutrientes no solo (Lilienfein et al. 2000, Silva et al. 2009), modificação na estrutura do solo (Lilienfein et al. 2000, Silva et al. 2009), alterações na atividade metabólica no solo

(Araújo et al. 2007, Silva et al. 2009) e na biomassa microbiana do solo (Araújo et al. 2007, Carvalho et al. 2008, Osaki e Netto 2009).

As introduções de *Pinus* no Brasil datam do final do século XIX em pequena escala até o início dos experimentos silviculturais em 1936, com espécies européias, e em 1948, com espécies norte-americanas (Shimizu 2006). Com a constatação do desempenho dos pinheiros oriundos da América do Norte e América Central, e com a intervenção do governo através da lei de incentivos fiscais a empreendimentos florestais, Lei Nº 5.106/66, a área de plantações de pinheiros aumentou de 600 em 1966 para quase 2 milhões de hectares até 1987 (Rosot et al. 2004), quando a lei foi revogada, permanecendo com essa magnitude até os dias atuais (SBS 2008). Desde sua introdução massiva, a invasão biológica por espécies do gênero *Pinus* se tornou um problema recorrente em áreas protegidas no país. *Pinus elliottii* e *Pinus taeda* figuram entre as dez espécies com maior número de relatos de invasão no Brasil (Zenni e Ziller 2011). A maioria dos relatos de invasão ocorrem no sul de Minas Gerais, São Paulo e da região Sul do Brasil (Ziller e Galvão 2001, Bourscheid e Reis 2010, Falleiros et al. 2011, Menon e Carvalho 2012, Zenni e Simberloff 2013), onde as referidas espécies apresentaram mais rápido crescimento (Shimizu 2006) e maior facilidade de estabelecimento nas áreas introduzidas, muitas vezes pela similaridade ambiental com seus ambientes de origem (Richardson e Thuiller 2007).

Pinheiros originários da América Central também são relatados como invasores em áreas no Planalto Central brasileiro (Lilienfein et al. 2000, Braga et al. 2014). No Distrito Federal, duas espécies originárias da América Central, *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa*, estão estabelecidas e dispersando propágulos (Gonçalves 2007, Braga et al. 2014). No Jardim Botânico de Brasília, plantas oriundas de plantações de mais de 40 anos de ambas as espécies estão ocupando áreas nativas de Cerrado. Dessa área foi publicado o primeiro relato de invasão biológica por *Pinus oocarpa* (Braga et al. 2014). Apesar de ser uma invasão recente, já existem plantas a mais de 450 m de distância da plantação (Fig. 1.2) e, por apresentar indivíduos reprodutivos, pode ser considerada uma população autossustentável. Dentro da classificação proposta por Blackburn et al. (2011), a invasão de *P. oocarpa* no JBB é enquadrada na categoria D1, com população autossustentável, com indivíduos sobrevivendo a distâncias significativas do ponto original de introdução. Sobre a

invasão por *P. caribaea* no JBB, sua invasão foi relatada por Braga et al. (2014), mas não existe estudo sobre o estado de invasão da população.

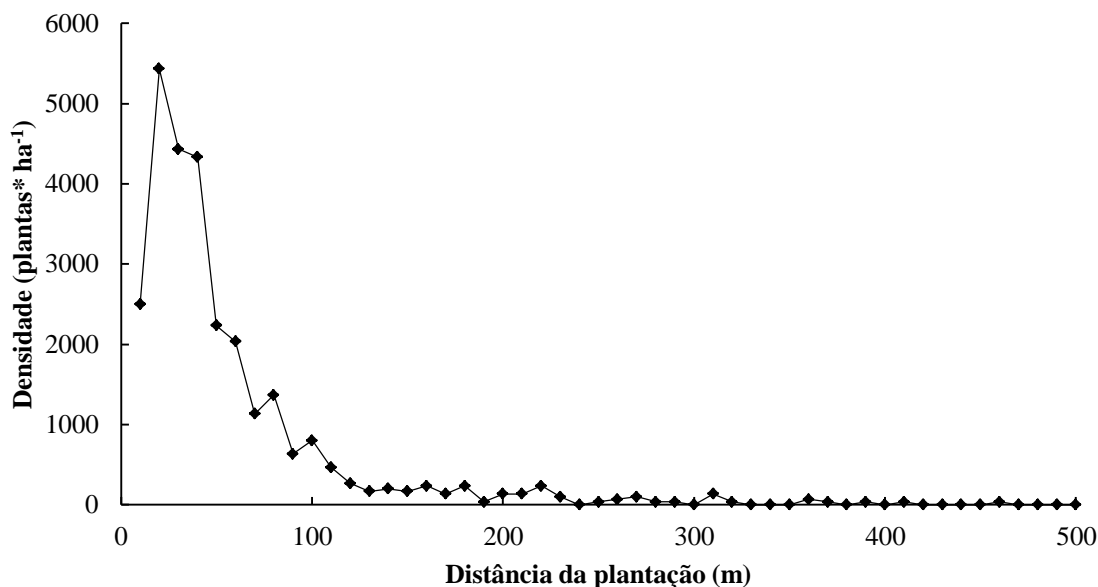


Fig. 1.2 Densidades de plantas de *Pinus oocarpa* encontradas em áreas de Cerrado em relação à distância da plantação de origem no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília em 2013.

Pinus caribaea e *Pinus oocarpa* são espécies exóticas que estão em área de proteção ambiental, se alastram e ocupam áreas nativas, e não existe informação sobre suas populações e a dimensão de seus impactos sobre as plantas, animais e microbiota locais. O estudo do processo de invasão por espécies do gênero *Pinus* pode balizar medidas de controle e é de caráter urgente para conservação das áreas de vegetação nativa de Cerrado, pois a compreensão da dimensão do problema e dos fatores desencadeados no processo de invasão dos pinheiros pode contribuir para o estabelecimento de estratégias de conservação que garantam a manutenção das áreas protegidas. O objetivo dessa pesquisa foi prover informações sobre o estado de invasão de áreas de Cerrado por *Pinus*, descrever as estruturas das populações invasoras, seus impactos sobre os nutrientes da serapilheira e do solo e sua influência sobre a microbiota do solo, além de propor um manejo que busque controlar a invasão das espécies exóticas nas áreas nativas.

Referências

- Araújo R, Goedert W J, Lacerda M P C (2007) Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 31: 1099-1108.
- Blackburn T M, Pyšek P, Bacher S, Carlton J T, Duncan R P, Jarošiv V, Wilson J R U, Richardson D M (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333-339.
- Boulant N, Kunstler G, Rambal S, Lepart J (2008) Seed supply, drought, and grazing determine spatio-temporal patterns of recruitment for native and introduced invasive pines in grasslands. *Divers Distribution* 14:862–874.
- Bourscheid K, Reis A (2010) Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. *Biotemas* 23: 23-30.
- Braga E P, Zenni R D, Hay J D (2014) A new invasive species in South America: *Pinus oocarpa* Schiede ex Schldl. *BioInvasions Records* 3: 207–211.
- Burgueño L E T, Quadro M S, Barcelos A A, Saldo P A, Weber F S, Kolland Junior M, Souza L H (2013) Impactos ambientais de plantios de *Pinus* sp. em zonas úmidas: o caso do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3: 192-206.
- Carvalho A M X, Vale H M M, Ferreira E M, Cordero A F P, Costa M D (2008) Atividade microbiana de solo e serapilheira em áreas povoadas com *Pinus elliottii* e *Terminalia ivorensis*. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 32: 2709-2716.
- Colautti R I, Grigorovich I A, MacIsaac H J (2006) Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions* 8: 1023-1037.
- Craine S I, Orians C M (2004) Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. *Biological Conservation* 116: 181–189.

- Davis M A, Grime J P, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534
- Elton C S (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.
- Falleiros R M, Zenni R D, Ziller S R (2011) Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude no Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. *Floresta* 41: 123-134.
- Fernandez C, Lelong B, Vila B, Mévy J, Robles C, Greff S, Dupouyet S, Bousquet-Mélou A (2006) Potential allelopathic effect of *Pinus halepensis* in the secondary succession: an experimental approach. *Chemoecology* 16: 97-105.
- Fridley J D, Stachowicz J J, Naeem S, Sax D F, Seabloom E W, Smith M D, Stohlgren T J, Tilman D, Von Holle D (2007) The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88:3–17
- Giddens K M, Parfitt R L, Percival H J (1997) Comparison of some soil properties under *Pinus radiata* and improved pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 40: 409-416.
- Gonçalves, A. R. 2007. Banco de Sementes do solo de sub-bosque de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. abandonados na Floresta Nacional de Brasília, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 84p.
- Higgins S I, Richardson D M (1998) Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology* 135: 79–93.
- Iles D T, Salguero-Gómez R, Adler P B, Koons D N (2015) Linking transient dynamics and life history to biological invasion success. *Journal of Ecology*. doi: 10.1111/1365-2745.12516
- Lilienfein J, Wilcke W, Ayarza M A, Vilela L, Lima S C, Zech W (2000) Soil acidification in *Pinus caribaea* forests on Brazilian savanna Oxisoils. *Forest Ecology and Management* 128: 145-157.

- Lockwood J L, Cassey P, Blackburn T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 223–228.
- Menon T A, Carvalho F A (2012) Estrutura populacional de *Pinus elliottii* em áreas de regeneração florestal em Juiz de Fora, MG. *Pesquisa Florestal Brasileira* 32: 2012.
- Nuñez M A, Medley K A (2011) Pine invasions: climate predicts invasion success; something else predicts failure. *Diversity and Distributions* 17: 703-713.
- Oliveira M D, Hamilton S K, Jacobi C M (2010) Forecasting the expansion of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in Brazilian and North American rivers based on its occurrence in the Paraguay River and Pantanal wetland of Brazil. *Aquatic Invasions* 5: 59-73.
- Osaki F, Netto S P (2009) Flutuação da população de bactérias sob floresta ombrófila mista e povoamento de *Pinus taeda* L. *Floresta* 39: 845-852.
- Pyšek P, Richardson D M (2011) Invasive plants. In Sven Erik Jørgensen and Brian D. Fath, *Ecological Engineering. Encyclopedia of Ecology* Vol. 3. Pp. 2011-2020. Oxford: Elsevier.
- Rejmanek M, Richardson D M (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655–1661.
- Richardson D M, Pyšek P (2006) Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409-431.
- Richardson D M, Thuiller W (2007) Home away from home - objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions* 13: 299-312.
- Richardson D M, Pyšek P, Rejmanek M, Barbour M G, Panetta F D, West C J (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93–107.
- Rosot M A D, Oliveira Y M M, Almeida A, Zonta M (2004) Implantação de reflorestamentos no estado do Paraná. *Revista da Madeira* 83.

- Shimizu J Y (2006) *Pinus* na silvicultura brasileira. Revista da Madeira 99: 4-14.
- Silva L G, Mendes I C, Reis Junior F B, Fernandes M F, Melo J T, Kato E (2009) Atributos físicos, químicos e biológicos de um Latossolo de Cerrado em plantio de espécies florestais. Pesquisa Agropecuária Brasileira 44: 613-620.
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40: 81-102.
- SBS - Sociedade Brasileira de Silvicultura (2008) Fatos e números do Brasil florestal. Disponível online: <http://www.sbs.org.br/FatoseNumerosdoBrasilFlorestal.pdf> Acessado em 13/10/2015.
- Zenni R D, Nuñez M (2013) The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. Oikos 122: 801-815.
- Zenni R D, Simberloff D (2013) Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. Biological Invasions 15: 1623-1629.
- Zenni R D, Ziller S R (2011) An overview of invasive plants in Brazil. Revista Brasileira de Botânica 34: 431-446.
- Zenni R D, Lamy J B, Lamarque L J, Porté A J (2014) Adaptive evolution and phenotypic plasticity during naturalization and spread of invasive species: implications for tree invasion biology. Biological Invasions 16: 635-644.
- Ziller S R, Galvão F (2001) A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *Pinus taeda*. Floresta 9: 1-7.

CAPÍTULO 2

Estrutura das populações de *Pinus oocarpa* e *Pinus caribaea* em áreas de Cerrado

Introdução

Coníferas vem sendo plantadas fora de seu ambiente natural em muitas partes do globo há centenas de anos, e por várias razões, sendo a produção florestal a mais importante (Richardson et al. 2008). No Brasil, a introdução de espécies de coníferas, predominantemente do gênero *Pinus*, aconteceu massivamente na década de 1960 com forte incentivo fiscal do governo e tinha o objetivo de exploração da madeira (Rosot et al. 2004).

Diferente de registros de introdução de *Pinus* em outros lugares do mundo, no Brasil as plantações ocorreram em extensas áreas (Richardson et al. 2008), facilitando um comportamento invasor até para espécies com menor tendência a tal comportamento (Richardson e Rejmanek 2004, Braga et al. 2014). Registros de *Pinus* em áreas adjacentes a unidades de conservação relatam que essas plantações tem funcionado como fontes de dispersão de propágulo para áreas até então não-invasidas (Zanchetta e Diniz 2006, Braga et al. 2014). Adicionalmente à grande pressão de propágulos das extensas plantações (Colautti et al. 2006, Simberloff et al. 2010), a suscetibilidade à invasão das fisionomias com dossel mais aberto (Higgins e Richardson 1998) e as condições ambientais semelhantes às de origem das espécies exóticas tornam mais fácil a naturalização e posterior disseminação de algumas espécies do gênero (Nuñez e Mendley 2011). Um agravante para invasões em áreas de Cerrado é que plantas do Cerrado apresentam desenvolvimento lento (Lambers e Poorter 1992), o que faz com que espécies com desenvolvimento mais rápido, como a maioria das do gênero *Pinus*, se beneficiem dos espaços livres disponíveis no ambiente.

Sabe-se que mais de 100 espécies potencialmente invasoras foram introduzidas no país (Zenni e Ziller 2011), mas pouco se sabe sobre seus comportamentos, consequências e formas de controle (Petenon e Pivello 2008). As

recomendações ainda se limitam a ações de diagnóstico e monitoramento ao invés de adotar uma abordagem prática e pró-ativa de eliminação precoce das populações em processo de invasão (Ziller e Dechoum 2013). Esta lacuna no conhecimento é mais grave pois as técnicas de combate de cada invasão são específicas e requerem conhecimento das condições do ambiente e da própria espécie invasora (Matos e Pivello 2008).

Uma das formas de descrever a estrutura de uma população e compreender sua dinâmica é através de matriz populacional. A análise demográfica de plantas usando álgebra matricial provê uma poderosa ferramenta tanto para descrever como para compreender a dinâmica de população ou de um organismo de uma ampla variedade de táxons, formas de vida e habitats (Gibson 2014). Modelos mais simples descrevem populações com crescimento determinístico independente de densidade (Caswell 2001), resultando em um modelo de comportamento simplificado e taxa de crescimento constante. Modelos mais recentes incluem variáveis estocásticas, como variação temporal e ambiental, e até variação intrínseca da espécie, tornando os modelos mais dinâmicos, porém de interpretação mais complexa (Ellis e Crone 2013)

Modelos matriciais podem ser utilizados em diferentes abordagens, como conservação de espécies (Crowder et al. 1994, Matos et al. 1999), controle biológico de pragas agrícolas (Dauer et al. 2012), manejo de populações de interesse econômico (Borger et al. 2009, Schmidt e Ticktin 2012) ou estratégia de controle de espécies invasoras (Caplat et al. 2014). Os modelos matriciais de população constroem uma descrição simples do ciclo de vida, com todas as suas taxas vitais, a saber: sobrevivência, crescimento e fecundidade (Caswell 2001). No entanto, é um modelo simples, que carece de componentes da história de vida das plantas (plantas anuais, presença de banco de sementes etc.) ou da estocasticidade com a mudança demográfica ao longo do tempo (Gibson 2014).

O comportamento exponencial das populações visto nas simulações dos modelos matriciais só pode ser usado para predições das propriedades qualitativas, já que na realidade os parâmetros demográficos variam e o recrutamento de plântulas é episódico (Gibson 2014). Análises dinâmicas transitórias refletem a estrutura da população considerando outros fatores dependentes do tempo, e mostram como a estrutura da população se comporta com outras variáveis, ambientais ou

específicas (Ellis e Crone 2013). No entanto, exatidão no estudo de populações demandam tempo e alguns ecólogos relutam por tomar esse risco a não usar modelos inexatos (Silvertown et al. 1996). Adicionalmente, dinâmicas de curto e longo prazo tiveram importância similar para determinar a viabilidade da população invasora (Iles et al. 2015), favorecendo a estratégia de ação imediata.

Pesquisas que mostrem o possível impacto de atividades de manejo sobre as taxas vitais da população - sobrevivência, crescimento e fecundidade - podem ser ferramentas importantes para o controle e erradicação de espécies invasoras, já que podem simular a estrutura da população com intervenção direta em grupos de indivíduos da população. A matriz de Lefkovitch é baseada na classificação da população em categorias de tamanhos ou estágios e tem sido usada para analisar a demografia das espécies com ciclos de vida complexos (Caswell 2001).

Para estudar a importância relativa dos diferentes estágios de desenvolvimento na dinâmica das populações, calcula-se a matriz de sensibilidade a partir da matriz de transição. A sensibilidade da matriz de entrada mede o impacto que uma mudança em cada elemento particular da matriz pode causar na taxa de crescimento da população (λ) quando os outros elementos permanecerem constantes. A taxa de crescimento de uma população pode estar estável, com $\lambda=1$, em crescimento quando $\lambda>1$ ou declínio quando $\lambda<1$ (Caswell 2001). Matrizes de sensibilidade podem ser utilizadas como ferramenta para conservação, controle biológico e sustentabilidade de espécies de interesse econômico (Bierzychudek 1999, Benton e Grant 1999), sendo importantes para uso em manejo de populações, já que facilitam a interpretação dos estágios de desenvolvimento que possam ser alvos estratégicos. Análises de sensibilidade também tem sido utilizadas para identificar estágios-alvo que reduzam crescimentos populacionais de plantas invasoras (Parker 2000, Pardini et al. 2008).

O objetivo dessa pesquisa foi descrever como estão estruturadas as populações de pinheiros que estão estabelecidos em área nativa de Cerrado, desenvolver suas matrizes populacionais e, através das matrizes de sensibilidade, simular estratégias de manejo de mitigação à invasão das duas espécies de pinheiros, *Pinus caribaea* Morelet e *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl., que atualmente ocupam áreas de Cerrado no Jardim Botânico de Brasília (Braga et al. 2014).

Material e métodos

Área de estudo

O Jardim Botânico de Brasília (JBB) é parte integrante da Área de Proteção Ambiental do Gama-Cabeça de Veado, possui área de aproximadamente 5000 ha, onde destes, 10% são abertos à visitação (Centro de Visitantes do JBB - CVJBB) e já tiveram parte da sua composição florística e estrutural estudadas (Azevedo et al. 1990). Os 90% restantes são de áreas dedicadas à preservação do bioma Cerrado. O clima local de acordo com a classificação climática de Köppen é Aw (savana tropical). Na área de visitantes existem, desde antes da criação do JBB, em 1985, plantações de *Pinus* que têm se disseminado naturalmente nas áreas de cerrado preservado (Braga et al. 2014). São 3,2 ha plantados com *Pinus oocarpa*, 3,09 ha com *Pinus caribaea* e 1,5 ha com outras espécies de *Pinus*, em uma densidade aproximada de 306 indivíduos.ha⁻¹ (Fig. 2.1). Amostras de madeira obtidas com trado de incremento retiradas do caule sugerem que as plantações tenham cerca de 44 anos, tendo sido estabelecidas no início da década de 1970 (dados não apresentados).

Em julho de 2014 foram instaladas 11 transeções em torno das plantações no CVJBB, partindo das plantações e indo em diferentes direções (Fig. 2.2). Todas as transeções tiveram 5 m de largura, mas os comprimentos variaram entre 63 m e 560 m, dependendo do pinheiro mais distante encontrado. A maior distância alcançada por cada uma das espécies também foi usada como parâmetro para calcular as áreas de influência das plantações, com a projeção de área-tampão (ou *buffer*) dos polígonos das plantações no software ArcGIS 10.

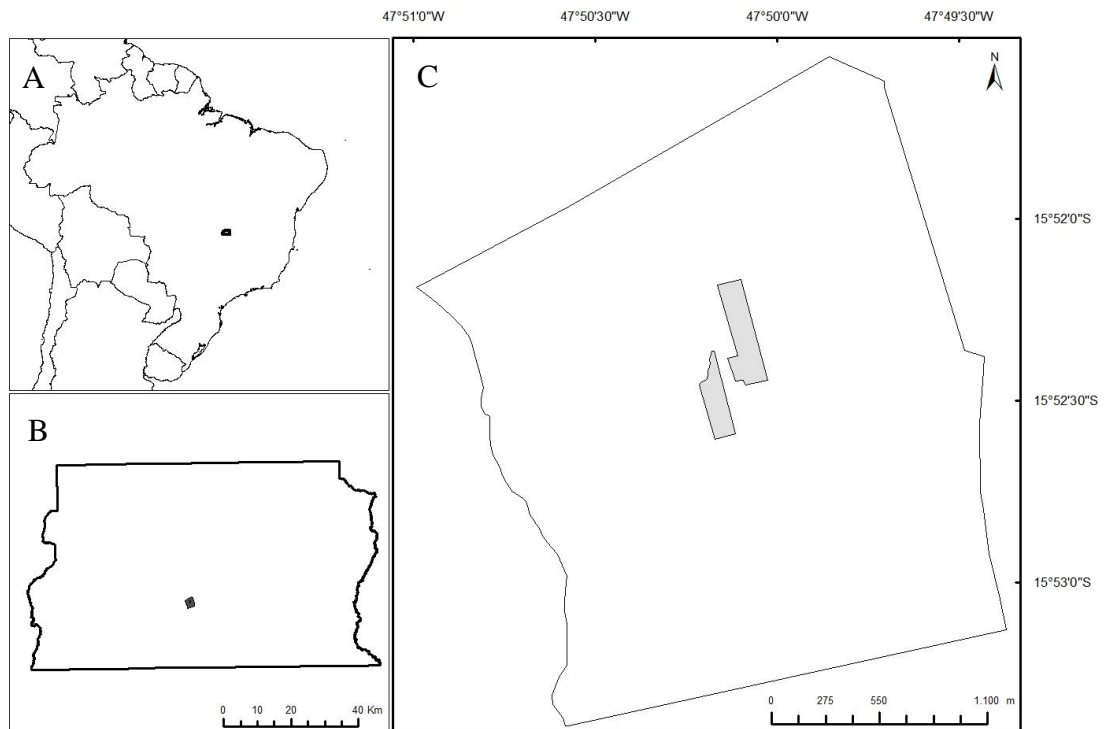


Fig. 2.1 (A) A área de estudo encontra-se no Planalto Central do Brasil, (B) na área central do Distrito Federal, evidenciado em cinza escuro. (C) Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília e plantações de espécies do gênero *Pinus* em cinza.

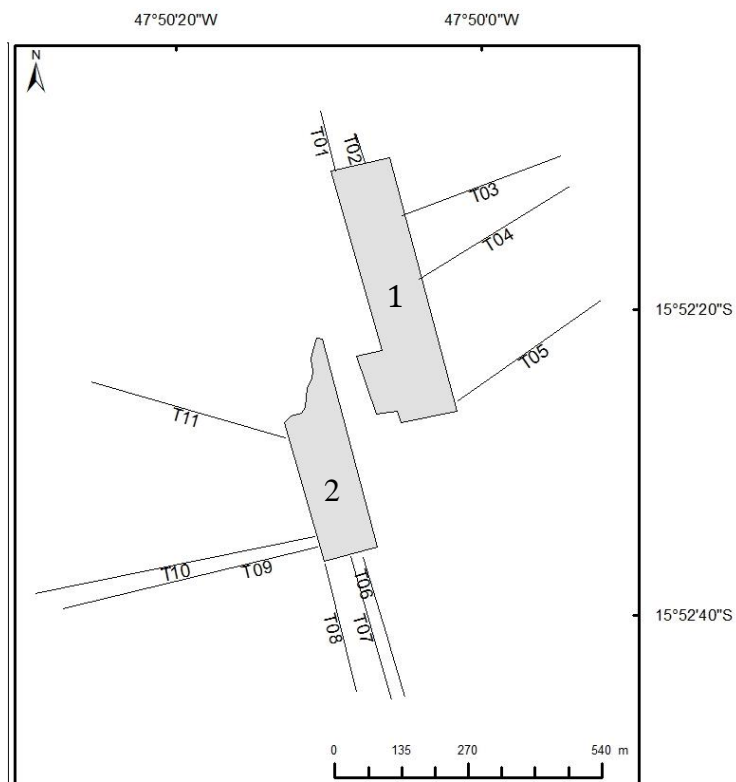


Fig. 2.2 Transeções instaladas em torno das plantações de *Pinus caribaea* (1) e *Pinus oocarpa* (2) no Jardim Botânico de Brasília.

As transeções posicionadas a norte e a leste das plantações estão em áreas de cerrado com maior densidade de árvores e dossel mais fechado, com cobertura de $85\pm 4\%$, e as posicionadas a oeste e a sul das plantações estão em área de cerrado típico, com menor densidade de copas e cobertura de $72\pm 5\%$.

Descrição das espécies de estudo

Pinus caribaea: é uma árvore que alcança 45 m de altura, pode ter mais de 1 m de diâmetro à altura do peito (DAP) e possui três acículas em seus fascículos (Nieto e Rodriguez 2003). Apresentando um crescimento lento nos dois primeiros anos de estabelecimento (Barrett e Golfari 1962), esta espécie se adapta bem a uma ampla variedade de ambientes, inclusive degradados, pobres e lixiviados, crescendo bem em solos ácidos (pH 4,3-6,5), também com bom crescimento em solos tipo latossolo, em temperaturas médias anuais que variam entre 20 a 27° C e precipitação anual entre 1.000 e 1.800 mm (Nieto e Rodriguez 2003). A depender de sua origem, *P. caribaea* possui três variedades: *caribaea*, *bahamensis* e *hondurensis* (Nieto e Rodriguez 2003), sendo a variedade *hondurensis* a mais utilizada em plantações de pinheiros tropicais no mundo (Barrett e Golfari 1962, Shimizu 2006), e provavelmente a que foi plantada na área de estudo.

Pinus oocarpa: é uma árvore que pode alcançar entre 20 e 35 m de altura, com tronco com DAP que pode medir 40 a 80 cm, com 4-5 acículas por fascículo (Dvorak 2003). A espécie apresenta desenvolvimento inicial lento, podendo passar anos na fase de tufo (os indivíduos emitem inúmeros galhos e permanecem assim até que um galho líder se desenvolva), seu desenvolvimento ótimo fica entre 1.200 a 1.800 m, com precipitação entre 600 a 1.800 mm e solos ácidos, com pH entre 4,0 e 6,5 (Dvorak 2003). A espécie tem potencial de produção de aproximadamente 140 sementes por cone, mas tem eficiência de 12-30% de geração de sementes sãs (Houkal 1983 *apud* Dvorak 2003), sendo ainda de menor eficiência em ambientes no qual a espécie é exótica, com apenas sete sementes por cone (Arce e Isaza 1996 *apud* Dvorak 2003). Em testes silviculturais no Brasil, foi a espécie que obteve o melhor resultado no planalto central, especialmente no Cerrado, devido à tolerância à estiagem (Shimizu

2006). Do total de sementes caídas, estima-se que devem sobreviver entre 3 e 13% (Agudelo Cifuentes 1990 *apud* Paiz 1996). Em experimento de qualidade de semente, a taxa de germinação de *P. caribaea* menor que de *P. oocarpa* (Lago et al. 1976)

Estruturas das populações

Foram realizadas duas amostragens dentro das transeções previamente estabelecidas com o intervalo de um ano entre elas. Na primeira amostragem, em dezembro de 2013, todos os indivíduos de *Pinus* encontrados foram marcados com lacres numerados e tiveram diâmetro ao nível do solo (DNS) medido, exceto plântulas que foram apenas marcadas. Os pinheiros foram categorizados em classes artificiais arbitrariamente criadas para este experimento, e cada indivíduo encontrado na amostragem recebeu um lacre numerado (Fig. 2.3). A identificação de jovens imaturos foi feita pela contagem de acículas em cada fascículo. No segundo levantamento, em dezembro de 2014, os indivíduos previamente marcados foram novamente medidos e reclassificados quando necessário. Os novos pinheiros encontrados, todos plântulas recrutadas neste período, receberam lacres numerados para acompanhamento futuro. Como plântulas ainda não possuem acículas diferenciadas, as que não se diferenciaram no intervalo de um ano e as que foram recrutadas no segundo ano foram contadas e distribuídas dentro das populações usando como critério a proporção de indivíduos de cada espécie que se diferenciaram no intervalo de um ano. Lacres caídos no chão ou soltos, e indivíduos mortos em pé foram considerados mortos. Indivíduos inicialmente marcados que foram cortados por intervenção humana foram desconsiderados nesta pesquisa.

As classes que descrevem o ciclo de vida de *P. caribaea* e *P. oocarpa* foram baseadas primeiramente no desenvolvimento ontogenético, no caso das classes "plântula", "tufo" e "adulto"; a classe denominada "imatura" contém indivíduos com diâmetro igual ou maior ao menor diâmetro de um indivíduo "adulto" da mesma espécie; as quatro classes de "jovem" foram criadas para conter os indivíduos de tamanhos intermediários, diferenciadas entre si no diâmetro ao nível do solo. A

divisão das classes intermediárias foi feita de tal forma que houvesse equilíbrio entre a quantidade de indivíduos em cada classe, evitando erros de amostragem ou classificação.



Fig. 2.3 Plântula de *Pinus* sp. marcada para acompanhamento.

Para *P. caribaea*, foram determinadas sete classes: Plântula (P), para indivíduos que ainda não possuíam nenhuma acícula diferenciada; Jovem 1 (J1), para plantas com acículas diferenciadas, DNS menor ou igual a 2 cm e não-reprodutivas; Jovem 2 (J2), para plantas com acículas diferenciadas, DNS maior que 2 cm e menor ou igual a 5 cm e não-reprodutivas; Jovem 3 (J3), para plantas com acículas diferenciadas, DNS maior que 5 cm e menor ou igual a 8 cm e não-reprodutivas; Jovem 4 (J4), para plantas com acículas diferenciadas, DNS maior que 8 cm e menor ou igual a 12 cm; Imaturo (I), para plantas com acículas diferenciadas, diâmetro maior que 12 cm e não-reprodutivas; e Adulto (A), para plantas reprodutivas (Fig. 2.4a).

Para *P. oocarpa* foram determinadas oito classes: sete idênticas à classificação para *P. caribaea* e uma classe adicional denominada tufo (T), para

plantas com acículas diferenciadas e com 3 ou mais rametas a partir do colo. O estágio de tufo é reconhecidamente uma fase do desenvolvimento na qual a maioria dos jovens dessa espécie permanece por anos (Dvorak 2003), podendo entrar nesse estágio em diferentes instantes do desenvolvimento.

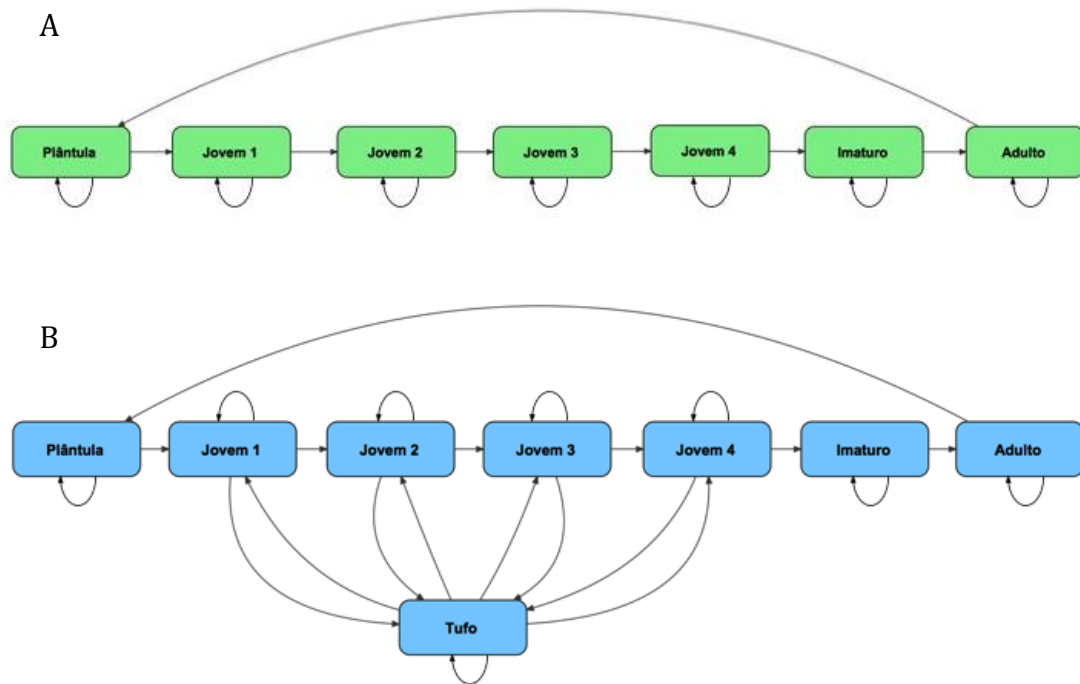


Fig. 2.4 Ciclos de vida de *Pinus caribaea* (A) e *Pinus oocarpa* (B) mostrando transições usadas para construir o modelo populacional. As setas indicam os caminhos possíveis no desenvolvimento da espécie e o recrutamento de plântulas.

Análise dos dados

Para cada população foi construído um modelo matricial baseado nos estágios de vida, com projeção do intervalo de um ano (2013-2014). A matriz de transição é uma matriz quadrática que contém as probabilidades de um indivíduo, no caso um pinheiro, sobreviver, crescer ou reproduzir no intervalo de tempo determinado (Caswell 2001). A abundância das populações em cada simulação foi projetada como

$$\mathbf{n}(t + 1) = \mathbf{A} * \mathbf{n}(t)$$

onde \mathbf{A} é a matriz de transição da espécie e $\mathbf{n}(t)$ representa o vetor de abundâncias dos estágios no tempo t .

Após criadas as matrizes de transição e de sensibilidade, foram calculadas as taxas de crescimento da população (λ) com o autovetor dominante de cada matriz. Valores de $\lambda > 1$ indicam população em crescimento; valores de $\lambda < 1$ indicam declínio populacional (Caswell 2001). As matrizes de sensibilidade foram calculadas para visualizar o estágio de desenvolvimento mais importante para as duas espécies de estudo, com o intuito de propor, assim, um manejo de controle populacional com o objetivo de alcançar um valor de λ que preveja o declínio das populações invasoras.

Como a idade estimada das plantações em 2014 foi de cerca de 44 anos, e as populações invasoras já possuem indivíduos reprodutivos, assumiu-se que em aproximadamente 22 anos os indivíduos apresentem desenvolvimento completo, de plântula a adulto, para ambas as espécies, e esse tempo foi usado como referência para realizar as projeções das matrizes de transição. Para estimativas de tamanho das populações futuras, foram multiplicadas a matriz de transição de cada população com o respectivo vetor contendo as quantidades de indivíduos de cada classe.

Foi criado um cenário de manejo de controle da invasão de cada uma das duas espécies. Este cenário simulou a retirada anual de todos os indivíduos das categorias que apresentaram maiores valores de sensibilidade por igual período da simulação do crescimento da população, 22 anos. O cenário de manejo tem o objetivo de avaliar o quanto uma intervenção poderia refletir nas populações futuras, usando como referência as densidades populacionais atuais e suas respectivas matrizes de transição. Em termos práticos, após simulação dos tamanhos das populações no tempo t , o número encontrado para os estágios de maior valor de sensibilidade foi substituído por 0, e depois foi simulado o tamanho da população para o tempo $t+1$, e assim sucessivamente, por 22 anos.

Para os cálculos das matrizes e parâmetros das populações, foi utilizado o pacote *popbio* (Stubben e Milligan 2007) do software estatístico R 3.1.2 (R Development Core Team 2014).

Resultados

A plantação de *Pinus caribaea*, com área de 3,1 ha, disseminou o indivíduo mais distante a 350 m e teve como área de influência da plantação 58,6 ha. Para *Pinus oocarpa*, a área da plantação ocupou 3,2 ha, a maior distância registrada de um indivíduo da espécie para a borda da plantação foi de 500 m, e a área de influência foi de 84,3 ha. A união das duas áreas de influência resulta em 99,1 ha de área que potencialmente está ocupada com uma das duas espécies exóticas invasoras (Fig. 2.5). Para a amostragem da população, a área total coberta pelas transeções foi de 1,77 ha de Cerrado.

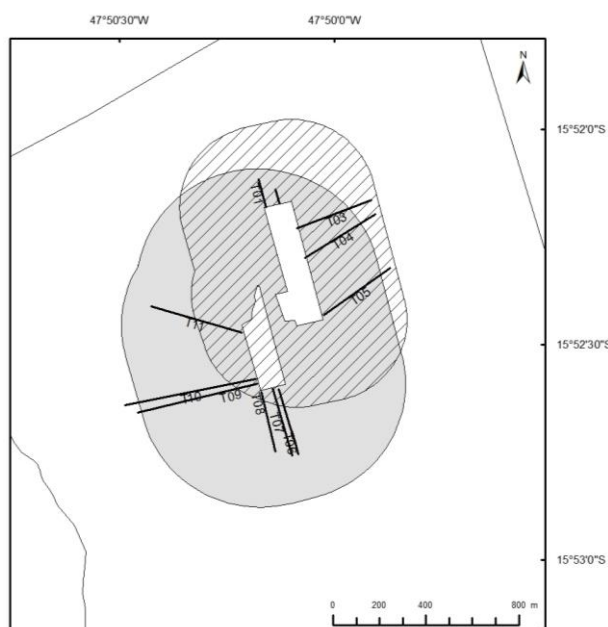


Fig. 2.5. Áreas de influência das plantações de *Pinus caribaea* (listrada) e de *Pinus oocarpa* (cinza).

Das 54 plântulas que se diferenciaram para formar Jovem 1, 26% foram de *P. caribaea* e 76% foram *P. oocarpa*, sendo esta proporção utilizada para distribuir entre as duas espécies os indivíduos que não se diferenciaram, os recrutas e os não diferenciados que morreram. Na amostragem realizada em dezembro de 2013 foram marcados 1042 indivíduos, dos quais 208 eram *Pinus caribaea* e 834 eram *Pinus oocarpa*. Um ano depois, em dezembro de 2014, a amostragem obteve 233 plantas de *P. caribaea* e 890 de *P. oocarpa*, totalizando 1123 indivíduos. Entre 2013 e 2014 foram recrutadas 115 plântulas. Foram encontrados 7 indivíduos de *P. caribaea*

e 27 de *P. oocarpa* mortos. Dezoito indivíduos de *P. oocarpa* foram marcados em 2013 mas, em 2014, haviam sido cortados por ação humana, e foram desconsiderados nas contagens. As populações estavam estruturadas como mostrado nas Figuras 2.6 e 2.7.

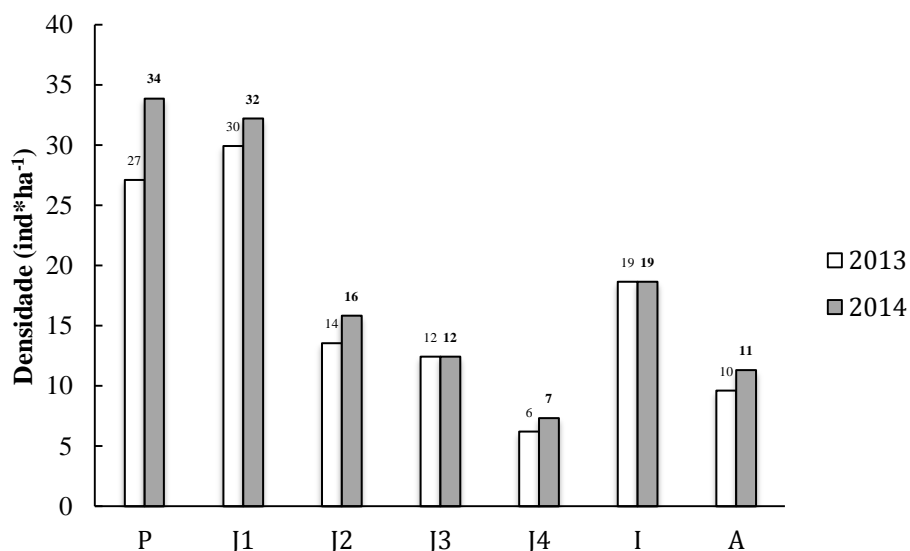


Fig. 2.6 Densidades de indivíduos de cada classe de desenvolvimento de *Pinus caribaea* encontrados nas amostragens realizadas em 2013 e 2014 em áreas de Cerrado no Jardim Botânico de Brasília. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto.

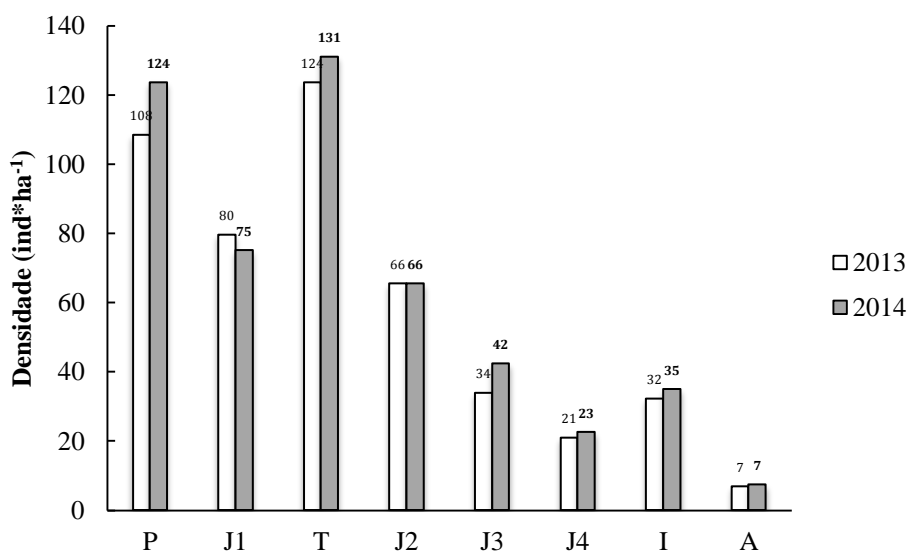


Fig. 2.7 Densidades de indivíduos de cada classe de desenvolvimento de *Pinus oocarpa* encontrados nas amostragens realizadas em 2013 e 2014 em áreas de Cerrado no Jardim Botânico de Brasília. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; T = Tufo; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto.

As densidades médias foram de 118 ind.ha⁻¹ para *P. caribaea* e 471 ind.ha⁻¹ para *P. oocarpa* no ano de 2013, aumentando para 132 ind.ha⁻¹ e 503 ind.ha⁻¹, respectivamente em 2014. *Pinus oocarpa* raramente foi encontrado nas transeções com Cerrado mais denso, a norte e leste das plantações, onde as densidades variaram entre 0 (transeções 2 e 4) e 18 ind.ha⁻¹ (transeção 3) ao final do segundo ano de levantamento; no entanto, a sul e oeste das plantações, a densidade de *P. oocarpa* foram maiores, chegando ao valor máximo de 1.305 ind.ha⁻¹ (transeção 11). Para *P. caribaea*, as densidades variaram entre 6 (transeção 3) e 491 ind.ha⁻¹ (transeção 5), e esteve presente tanto em áreas com dossel mais fechado quanto no mais aberto. À distância de 30 m da borda da plantação, as densidades de *P. oocarpa* alcançam mais de 5500 ind.ha⁻¹ (Braga et al. 2014).

Em números absolutos, estimou-se que a população invasora de *P. caribaea* estava com 13.045 indivíduos ao final de 2014, enquanto a plantação que a originou possuiu aproximadamente 936 árvores. Para *P. oocarpa*, o número é maior, de 49.830 indivíduos invasores, e oriundos de uma plantação com cerca de 985 árvores. As populações invasoras são de 14 a 51 vezes maiores do que as populações inicialmente plantadas, estando na categoria D1 do esquema unificado proposto por Blackburn et al. (2011): população livre na natureza, autossustentável, com indivíduos sobrevivendo e reproduzindo a uma distância significativa do ponto de introdução. O número médio de cones produzidos anualmente pelos indivíduos adultos de *P. caribaea* foi de 36±35 e de *P. oocarpa* 27±26, enquanto se estima que a produção para ambas as espécies chegue a mais de 300 cones por indivíduo.ano⁻¹ (Gallegos 1981, Paiz 1996).

Análises das matrizes populacionais

Utilizando os valores demográficos de cada estágio nos dois anos, foram calculadas as taxas vitais referentes à sobrevivência, crescimento e reprodução das duas populações, e foram obtidas as matrizes de transição

$$P_{car} = \begin{pmatrix} 0,677 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1,530 \\ 0,226 & 0,811 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,170 & 0,792 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,208 & 0,773 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0,227 & 0,727 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0,273 & 0,909 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,091 & 0,999 \end{pmatrix}$$

para *Pinus caribaea* e

$$P_{ooc} = \begin{pmatrix} 0,685 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 6,250 \\ 0,225 & 0,638 & 0,014 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,106 & 0,904 & 0,012 & 0,083 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,227 & 0,023 & 0,681 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,027 & 0,181 & 0,800 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,009 & 0 & 0,117 & 0,838 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,162 & 0,982 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,017 & 0,999 \end{pmatrix}$$

para *Pinus oocarpa*.

O tempo estimado para uma plântula de *P. caribaea* se tornar adulta utilizando a matriz de transição foi de aproximadamente 24 anos, e 31 anos para uma de *P. oocarpa*. Acredita-se, no entanto, que esse tempo seja menor, haja vista que a população original tenha cerca de 44 anos, e já gerou descendentes que também já estão reprodutivos.

O valor de λ para *P. caribaea* foi 1,092, ou seja, a população cresce 9,2% ao ano. Com a projeção da matriz de transição de *P. caribaea* por 22 anos, a população alcançaria a marca de 82.570 indivíduos, uma população seis vezes maior que a atual, dos quais 30,5% serão plântulas, 24,4% Jovem 1, 13,8% Jovem 2, 9% Jovem 3, 5,6% Jovem 4, 8,4% estariam na classe de Imaturos e a quantidade de adultos representaria 8,3% (Fig. 2.8).

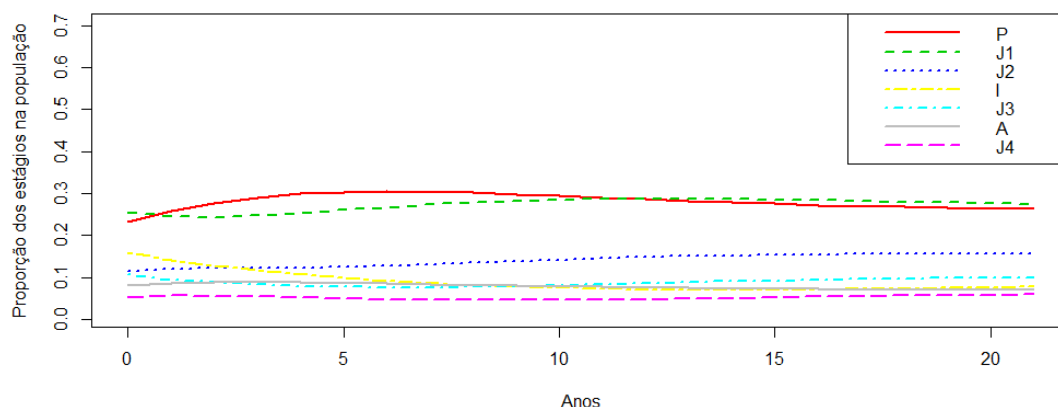


Fig. 2.8 Distribuição dos estágios de vida da população invasora de *Pinus caribaea* no Jardim Botânico de Brasília em 22 anos a partir da população encontrada em 2014, projetados a partir da matriz de transição. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto.

Para *P. oocarpa*, o valor de λ também ficou acima de 1, com taxa de crescimento anual de 7,3% da população ($\lambda = 1,073$). Na projeção da matriz de transição de *P. oocarpa* pelo mesmo período, a população teria 220.478 indivíduos, quase 4,5 vezes maior que a atual, estruturada em 32% de Plântulas, 17,1% de Jovem 1, 15,7% de Tufo, 10,8% Jovem 2, 8,7% Jovem 3, 5% Jovem 4, 8,7% de imaturos e 2% de Adultos (Fig. 2.9).

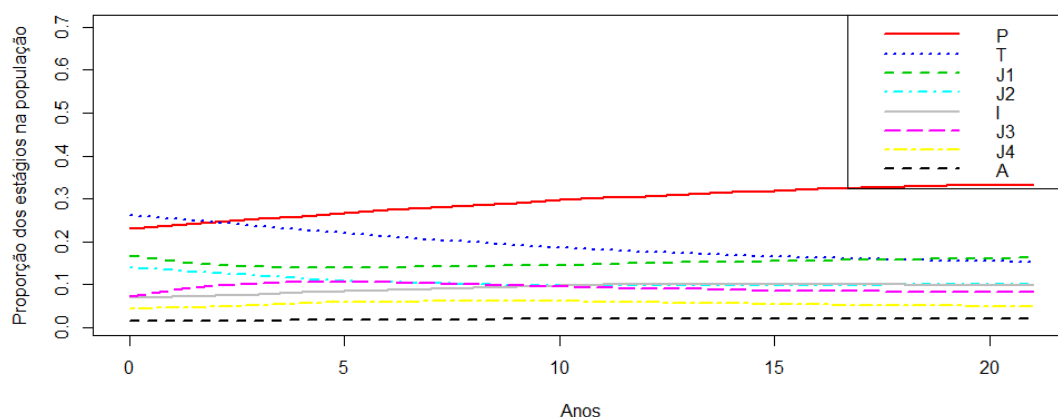


Fig. 2.9 Distribuição dos estágios de vida da população invasora de *Pinus oocarpa* no Jardim Botânico de Brasília em 22 anos a partir da população encontrada em 2014, projetados a partir da matriz de transição. Abreviação: P = Plântula; J1 = Jovem 1; T = Tufo; J2 = Jovem 2; J3 = Jovem 3; J4 = Jovem 4; I = Imaturo; A = Adulto.

As matrizes de sensibilidade calculadas foram

$$S_{car} = \begin{pmatrix} 0,071 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,019 \\ 0,116 & 0,117 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,199 & 0,109 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,163 & 0,103 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0,149 & 0,091 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0,124 & 0,176 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \mathbf{0,372} & \mathbf{0,332} \end{pmatrix}$$

para a população de *P. caribaea* e

$$S_{ooc} = \begin{pmatrix} 0,063 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,004 \\ 0,113 & 0,056 & 0,052 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,060 & 0,057 & 0,038 & 0,031 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,078 & 0,073 & 0,050 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,155 & 0,105 & 0,085 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,318 & 0 & 0,176 & 0,101 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,145 & 0,263 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \mathbf{1,380} & \mathbf{0,325} \end{pmatrix}$$

para a população de *P. oocarpa*.

Em ambas as populações, o valor de sensibilidade que teve maior influência na variação da taxa de crescimento da população foi referente ao crescimento do indivíduo do estágio Imaturo para o Adulto, com valor de 0,372 para *P. caribaea* e 1,380 para *P. oocarpa*. Isso significa que um aumento do número de indivíduos que entram no estágio reprodutivo tem maior impacto no crescimento das populações do que a mesma mudança proporcional em qualquer outra taxa vital (Benton e Grant 1999). Em seguida, a sobrevivência de adultos de ambas as espécies foi a transição mais importante para o cálculo de lambda, sendo 0,332 para *P. caribaea* e 0,325 para *P. oocarpa*.

Sugestão de Manejo

A proposta de manejo simulou a intervenção direta da exclusão dos indivíduos de maior porte das populações, mas que ainda não se encontravam no estágio reprodutivo (I), já que este foi o estágio com maior valor de sensibilidade na matriz. O esforço do manejo de exclusão de todos os indivíduos imaturos de *P. caribaea* da área invadida seria a retirada de 1099 indivíduos por toda a área de influência no primeiro ano, e no ano seguinte diminuiria para 199 indivíduos, diminuindo cada vez mais a cada ano. No entanto, esta ação seria útil como controle da população invasora, mas não faria a população entrar em declínio (Fig. 2.10), já que o valor de λ para esta simulação foi igual a 1,007 (Fig.2.11). Com essa intervenção, o tamanho da população invasora depois de 22 anos seria de 23.926 indivíduos.

Com *P. oocarpa*, o esforço de manejo de exclusão dos indivíduos imaturos seria a retirada inicial de 4.338 árvores da população invasora no primeiro ano, diminuindo para 399 no segundo ano, diminuindo progressivamente. Semelhante ao observado na simulação de *P. caribaea*, a população invasora de *P. oocarpa* teria seu tamanho controlado com o manejo A, sem declínio, com $\lambda = 1,01$ (Fig. 2.11). A simulação estipulou 84.205 indivíduos após 22 anos de manejo (Fig. 2.10).

Uma simulação que emula uma intervenção mais incisiva mostra que pode ser eficaz na tentativa de erradicar as populações invasoras. A simulação excluiu todos os indivíduos de grande porte das populações, justamente os estágios que apresentaram maiores valores de sensibilidade: imaturos (I) e adultos (A). O esforço maior seria no primeiro ano, com a retirada de 1099 indivíduos imaturos e 1078 indivíduos adultos da população invasora de *P. caribaea*. Com a total exclusão dos adultos no primeiro ano, o manejo passa a ser apenas dos indivíduos imaturos a partir do segundo ano de ação. O mesmo acontece para *P. oocarpa*, com retirada inicial de 4338 indivíduos imaturos e 991 adultos no primeiro ano, restando apenas o manejo dos imaturos nos anos seguintes.

Com a retirada dos indivíduos imaturos e adultos, a população entra em declínio nas simulações de ambas as espécies. *P. caribaea* teria, ao final de 22 anos, uma população igual a 2.117 em toda a área invadida, ou densidade de 1.196 indivíduos.ha⁻¹ e valor de $\lambda = 0,88$. Para *P. oocarpa*, os valores de população total e

de densidade obtidos na simulação foram 12.482 e 7052 ind.ha⁻¹, com $\lambda = 0,94$ (Fig. 2.10, Fig. 2.11).

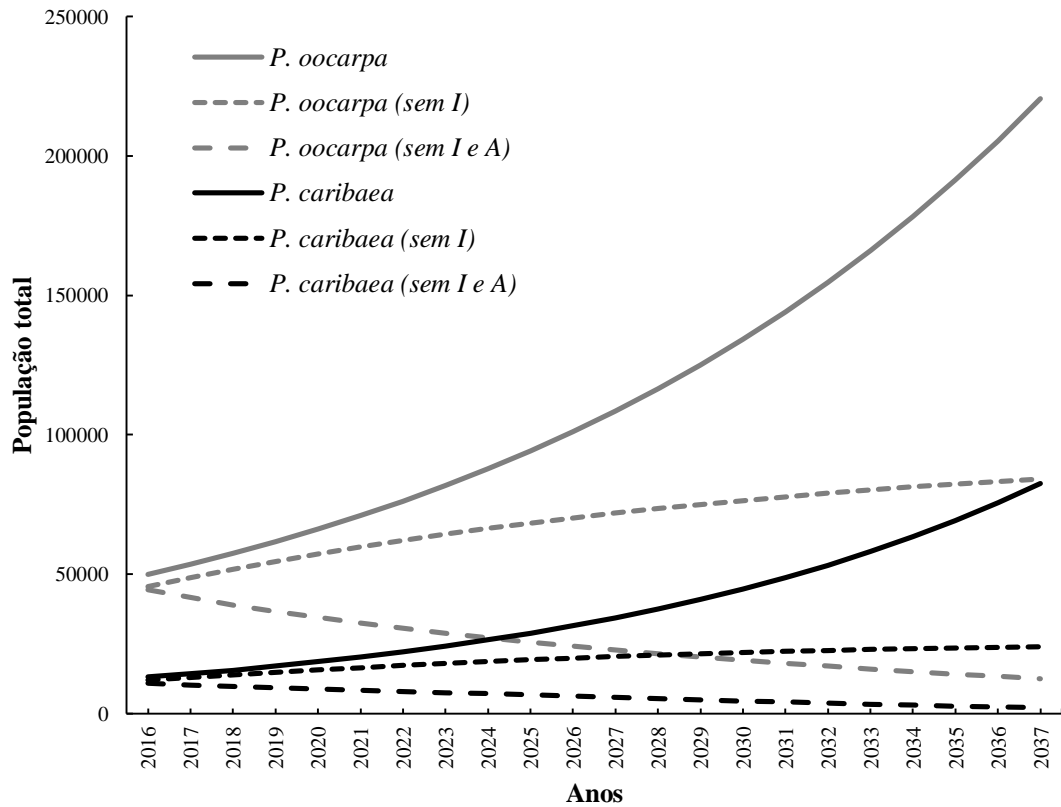


Fig. 2.10 Estimativas de densidade das populações de *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa* em 22 anos. As linhas contínuas se referem às projeções das matrizes a partir das populações atuais; as linhas descontínuas são projeções das populações modificadas com proposta de manejo. Abreviações: I = imaturo, A = adulto.

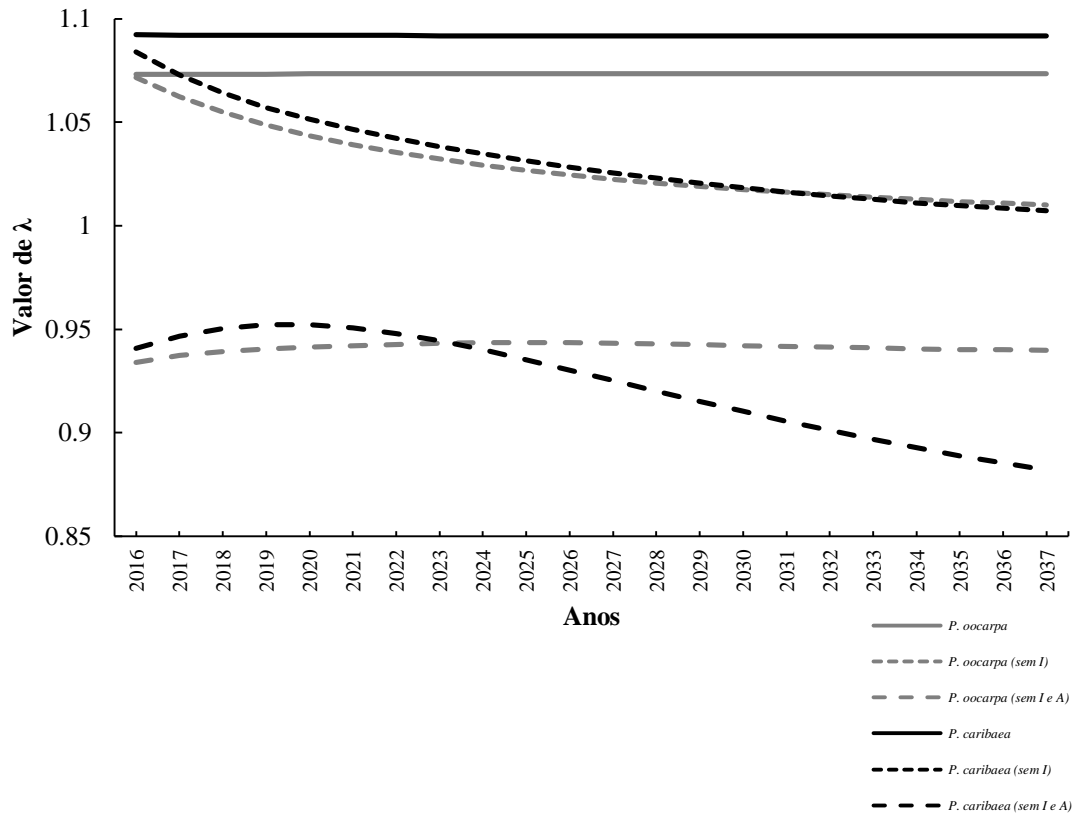


Fig. 2.11 Valores de λ projetados para 22 anos das populações de *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa* para as populações atuais e para as projeções de manejo. Abreviações: I = imaturo, A = adulto.

Discussão

Muitas plantas invasoras se tornam dominantes na comunidade que invadem devido à sua superioridade competitiva sobre espécies nativas vizinhas. Craine e Orians (2004) verificaram diminuição da frequência e cobertura de herbáceas que estiveram sob influência de indivíduos de *Pinus halepensis*, observando que, sob a copa, houve a completa exclusão das espécies nativas e registro de facilitação de entrada de espécies ruderais. *Pinus caribaea* possuiu, na população invasora, 50 ind.ha⁻¹ com diâmetro maior que 5 cm, e *Pinus oocarpa* chegou a 238 ind.ha⁻¹. Estas densidades se assemelham às densidades das duas espécies nativas mais importantes encontradas por Fonseca e Silva Júnior (2004) em área próxima à da pesquisa.

Apesar de registros anuais de focos de incêndio na APA do Gama-Cabeça-de-Veado, o Cerrado do CVJBB é bem protegido do fogo por aceiros e bastante proximidade com a brigada de incêndio do próprio JBB. Talvez por estar protegido de queimadas regulares, o Cerrado em torno do CVJBB apresenta uma menor densidade de indivíduos de *P. caribaea*, já que a espécie é descrita como dependente de eventos de fogo para regenerar-se naturalmente (Nieto e Rodriguez 2003). Para o melhor desempenho das plântulas de *P. caribaea*, Nieto e Rodriguez (2003) sugerem a inoculação de alguns fungos micorrízicos específicos (*Pisolithus tinctorius* ou *Telophora terrestris*), os quais provavelmente não foram os inoculados junto à espécie quando a plantação foi estabelecida, ou realmente o desempenho da espécie no processo de invasão nesse ambiente fica aquém do de *P. oocarpa*. Além da condição ambiental possivelmente não ser favorável ao desempenho de *P. caribaea* quando comparado a *P. oocarpa*, outras características concernentes à espécie podem ter influenciado no tamanho reduzido da população de *P. caribaea*, já que as condições ambientais para ambas as espécies foi igual e as plantações são de idade e tamanhos equivalentes. A produção de sementes de *P. oocarpa* é usualmente melhor do que de *P. caribaea* var. *hondurensis* a baixas latitudes tropicais (Dvorak 2003), além da taxa de germinação das sementes de *P. caribaea* ser menor do que de *P. oocarpa* (Lago et al. 1976). A altas altitudes em distribuição natural, também não existem registros da produção de sementes por esta espécie (Gallegos 1981).

Mesmo com variáveis que aparentemente dificultariam o estabelecimento de *P. caribaea* como invasora, sendo inclusive definida como espécie não-invasora por Rejmanék e Richardson (1996), a espécie obteve sucesso e possuiu população com densidades semelhantes à de plantas lenhosas dominantes do Cerrado (Fonseca e Silva Júnior 2004). Certamente a pressão da plantação, constantemente dispersando sementes para dentro das áreas de Cerrado, foi fundamental para o sucesso da invasão, o que condiz com o resultado encontrado por Iles e colaboradores (2015). Um modelo global com populações de 105 espécies de plantas invasoras iniciadas de uma única semente apresentaram baixa viabilidade populacional, enquanto introduções advindas de um propágulo com 1000 sementes resultou em alta viabilidade para a maioria das espécies testadas (Iles et al. 2015).

Em um modelo geral de populações de plantas invasoras, duas variáveis foram mais importantes na determinação das características gerais do comportamento invasor: a fecundidade e a complexidade do ciclo de vida (Iles et al. 2015). O valor da fecundidade da população esteve positivamente correlacionado ao valor de lambda no modelo explicativo de Iles et al (2015), o que condiz com uma das principais características que determinam o sucesso na colonização de novos ambientes por espécies do gênero *Pinus* (Rejmanek e Richardson 1996). Sobre a complexidade do ciclo de vida, representado pela dimensão da matriz, esta variável esteve negativamente relacionada ao valor de lambda, ou seja, quanto menor a quantidade de estágios da matriz, maior o valor de crescimento intrínseco da população (Iles et al. 2015). De fato, a matriz de *P. oocarpa* possuiu um estágio a mais no ciclo de vida comparado ao de *P. caribaea*, e talvez essa adição tenha representado um valor menor na expressão do crescimento da espécie.

Ações que busquem excluir indivíduos adultos irão refletir no crescimento das populações, podendo promover um melhor controle da invasão. Mesmo alcançando distâncias de mais de 450 m, aproximadamente 85% dos indivíduos de *P. oocarpa* que ocupam as áreas de Cerrado são encontrados em distâncias inferiores a 100 m da borda da plantação (Braga et al. 2014) (Fig. 2.12). Uma ação de exclusão de pinheiros de grande porte deve priorizar inicialmente a exclusão de indivíduos mais distantes, para evitar que a dispersão de propágulos seja ainda maior (Buckley et al. 2005). O ideal seria, preferencialmente, excluir os indivíduos de grande porte mais distantes mesmo antes de que se tornem reprodutivos (Buckley et al. 2005). Parker (2000) observou que a frente de invasão apresenta

valores de lambda maiores do que dentro da população invasora, e que a taxa de germinação de sementes diminui consistentemente das bordas para o centro da população invasora. Em vegetação campestre no Paraná, Falleiros e colaboradores (2010) manejaram com corte raso uma população invasora de *Pinus taeda* que apresentava densidade de 700 plantas.ha⁻¹. Apesar de ser inconclusivo acerca da recuperação da cobertura das áreas invadidas pelas espécies nativas, o estudo apresentou um valor monetário ao manejo, de cerca de US\$100.ha⁻¹. Esse valor pode servir de referência para o planejamento de custos de um manejo de exclusão dos pinheiros invasores no JBB, utilizando a mesma técnica.

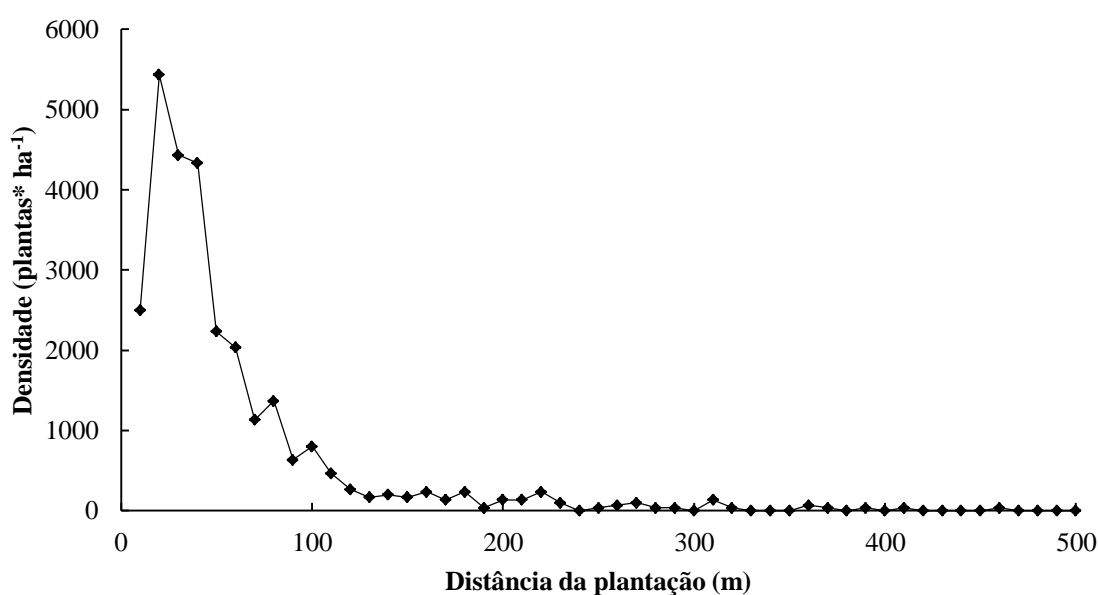


Fig. 2.12 Densidades de plantas de *Pinus oocarpa* encontradas em áreas de Cerrado em relação à distância da plantação de origem no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília em 2013.

Utilizar os valores de sensibilidade para direcionar uma ação de manejo sobre um estágio do ciclo de vida de uma espécie pode não ser o suficiente para o controle de espécies invasoras, como pode ser observado nas simulações de populações futuras das duas espécies estudadas. Em alguns casos, essa técnica que causa mortalidade do estágio alvo pode, inadvertidamente, facilitar o aumento da importância estágios não-alvos no crescimento da população devido à diminuição da dependência de densidade (Pardini et al 2008), por exemplo, causando maior abertura de copa e aumentando a entrada de luz para indivíduos de menor porte.

O corte dos indivíduos adultos das populações invasoras do Jardim Botânico de Brasília não representaria de fato uma diminuição da chuva de sementes dispersas no Cerrado, já que a principal fonte de propágulos ainda permaneceria intacta. Para plantas invasoras de vida longa, as simulações de redução de transições são geralmente insuficientes para produzir declínios, enquanto múltiplas reduções, como sobrevivência e fecundidade, simulados nessa pesquisa, são mais eficazes (Ramula et al. 2008). Atualmente a diretoria do JBB não considera realizar o corte total das plantações (Jeannito Gentilini Filho, comunicação pessoal), então uma estratégia para amortizar a entrada de plântulas na população invasora seria retirar os cones das plantações. A retirada de cones é uma prática silvicultural comum para a colheita de sementes (Lopez-Mata 2013, Pereira et al. 2015), e a simulação da ação integrada de retirada de indivíduos adultos das populações invasoras juntamente com a retirada de cones de pinheiros da plantação resultaram em população em declínio em ambas as simulações. A retirada de cones das plantações deve priorizar a extração dos cones dos indivíduos que se encontram mais externos da plantação, já que estes expõem mais os cones ao sol, provocando sua abertura (Dvorak 2003), e não possuem barreiras físicas à disseminação. Importante também realizar essa extração em período antes da maior liberação de sementes que, em área de Cerrado, deve acontecer no período mais quente e seco do ano, entre os meses de agosto e outubro.

Sabe-se que *P. caribaea* var. *hondurensis* cruza naturalmente com *P. oocarpa* (Dvorak 2003), e há relato que os indivíduos resultantes desse cruzamento possuem melhor forma e mais rápido crescimento (Barrett e Golfari 1962), o que torna ainda mais urgente as ações de combate às duas espécies. Já existe um esforço por parte dos administradores do JBB para remoção das plantações, buscando eliminar essa fonte de propágulos (Fig. 2.13). A diminuição do povoamento de *Pinus* certamente afetará a dinâmica das populações invasoras, mas ações mais contundentes são necessárias.

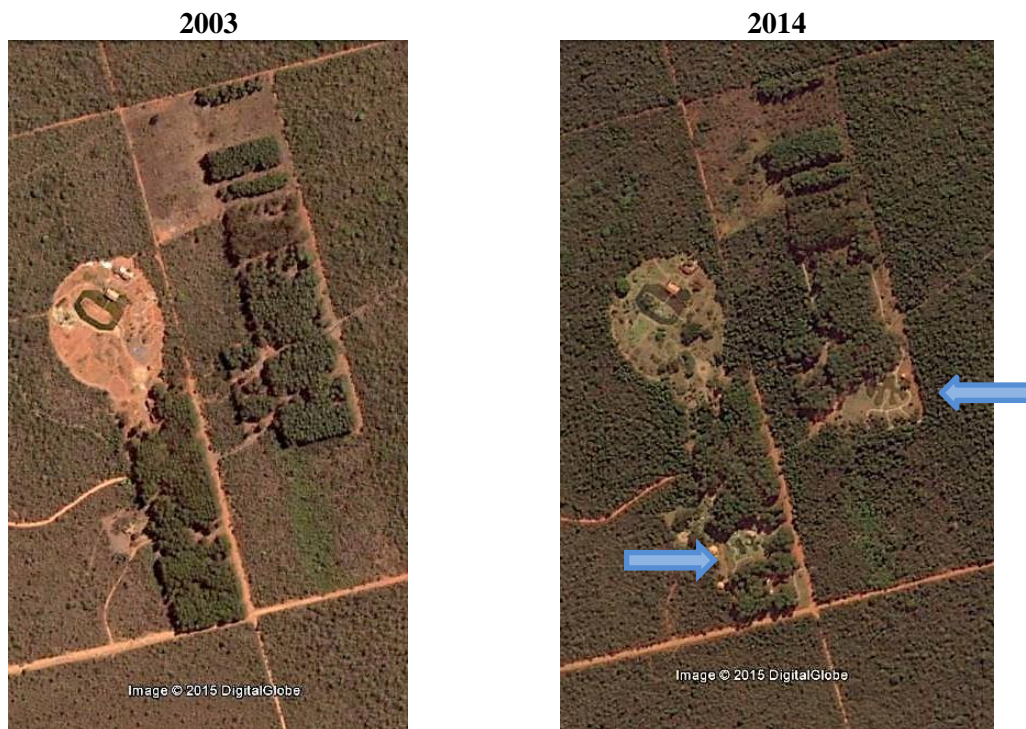


Fig. 2.13 Plantações de *Pinus* no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília em dois períodos: setembro de 2003, à esquerda, e maio de 2014, à direita. As setas em azul evidenciam as conversões da plantaão em jardins temáticos. Fonte: Google Earth.

Apesar da ocorrência de espécies invasoras no Brasil já ser de amplo conhecimento, muitos são os fatores, sejam financeiros, políticos ou administrativos, que tornam difícil o controle da invasão. Esforços de monitoramento e controle dos focos de invasão no Jardim Botânico de Brasília são necessários para que se possa ao menos começar a mitigar os impactos em curso e fazer com que o JBB seja eficaz na sua missão de preservar o Bioma Cerrado. O envolvimento de pesquisadores e o interesse dos administradores do JBB em buscar alternativas para controle efetivo das invasões melhora, e muito, o prospecto futuro da área, podendo até ser um caso de sucesso na erradicação de espécies invasoras.

Referências

- Azevedo L G, Ribeiro J R, Schiavini I, Oliveira P E A M (1990) Levantamento da vegetação do Jardim Botânico de Brasília, DF. Fundação Zoobotânica do Distrito Federal, Brasília.
- Barrett W H G, Golfari L (1962) Descripción de dos nuevas variedades del Pino del Caribe. *Caribbean Forester* 23: 59.
- Benton T G, Grant A (1999) Elasticity analysis as an important tool in evolutionary and population ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 467-471.
- Bierzychudek P (1999) Looking backwards: assessing the projections of a transition matrix model. *Ecological Applications* 9: 1278-1287.
- Borger C P D, Scott J K, Renton M, Walsh M, Powles S B (2009) Assessment of management options of *Salsola australis* in south-west Australia by transition matrix modelling. *Weed Research* 49: 400-408.
- Braga E P, Zenni R D, Hay J D (2014) A new invasive species in South America: *Pinus oocarpa* Schiede ex Schldl. *Bioinvasion Records* 3: 207-211.
- Buckley Y M, Brockerhoff E, Langer L, Ledgard N, North H, Rees M (2005) Slowing down a pine invasion despite uncertainty in demography and dispersal. *Journal of Applied Ecology* 42: 1020-1030.
- Caswell H (2001) *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer, Massachusetts.
- Caplat P, Hui C, Maxwell B D, Peltzer D A (2014) Cross-scale management strategies for optimal control of trees invading from source plantations. *Biological Invasions* 16: 677-690.
- Colautti R I, Grigorovich I A, MacIsaac H J (2006) Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions* 8: 1023-1037.

- Craine S I, Orians C M (2004) Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. *Biological Conservation* 116: 181–189.
- Crowder L B, Crouse D T, Heppell S S, Martin T H (1994) Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecological Applications* 4: 437-445.
- Dauer J T, McEvoy P B, Sickle J V (2012) Controlling a plant invader by targeted disruption of its life cycle. *Journal of Applied Ecology* 49: 322-330.
- Dvorak W S (2003) *Pinus oocarpa* Schiede ex Schlttdl. Tropical Tree Seed Manual. http://www.rngr.net/publications/ttsm/species/PDF.2004-03-15.5703/at_download/file. Acessado em 12/03/2015.
- Ellis M M, Crone E E (2013) The role of transient dynamics in stochastic population growth for nine perennial plants. *Ecology* 94: 1681-1686.
- Falleiros R M, Zenni R D, Ziller S R (2011) Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. *Floresta* 41: 123-134.
- Fonseca M S, Silva Júnior M C (2004) Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. *Acta Botanica Brasilica* 18: 19-29.
- Gallegos C M (1981) La floración y producción de semillas de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*: los resultados preliminares de una encuesta mundial. In *Forest Genetic Resources* n10. Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO).
- Gibson D (2014) *Methods in comparative plant population ecology*. Oxford University Press. 2nd ed. 320 p.

- Higgins S I, Richardson D M (1998) Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology* 135: 79–93.
- Iles D T, Salguero-Gómez R, Adler P B, Koons D N (2015) Linking transient dynamics and life history to biological invasion success. *Journal of Ecology*. doi: 10.1111/1365-2745.12516
- Lago A A, Zink E, Tella R (1976) Observações sobre o efeito da ventilação na qualidade de sementes de *Pinus*. *Bragantia* 35 171-174.
- Lambers H, Poorter H (2004) Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. *Advances in Ecological Research* 34: 283–362.
- Lopez-Mata L (2013) The impact of seed extraction on the population dynamics of *Pinus maximartinezii*. *Acta Oecologica* 49: 39-44.
- Matos D M S, Pivello V R (2009) O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura* 61: 27-30.
- Matos D M S, Freckleton R P, Watkinson A R (1999) The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology* 80: 2635-2650.
- Münzbergová S, Handicová V, Wild J, Kindlmannová (2013) Variability in the contribution of different life stages to population growth as a key factor in the invasion success of *Pinus strobus*. *Plos one* 8: e56953.
- Nieto V M, Rodriguez J (2003) *Pinus caribaea* Morelet. *Tropical Tree Seed Manual*. http://www.rngr.net/publications/ttsm/species/PDF.2004-03-15.0410/at_download/file Acessado em 12/03/2015.
- Nuñez M A; Mendley K A (2011) Pine invasions: climate predicts invasion success; something else predicts failure. *Diversity and Distributions* 17: 703-713.

- Pardini E A, Teller B J, Knight T M (2008) Consequences of density dependence for management of a stage-structured invasive plant (*Alliaria petiolata*). *The American Midland Naturalist* 160: 310-322.
- Parker I (2000) Invasion dynamics of *Cytisus scoparius*: a matrix model approach. *Ecological Applications* 10: 726-743.
- Paiz M (1996) Producción y diseminación de semillas de *Pinus oocarpa* Schiede en un bosque seco tropical. *Boletín Mejoramiento Genético y Semillas Forestales* 14: 8-13.
- Peneton S, Pivello V R (2008) Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. *Natureza & Conservação* 6: 65-77.
- Pereira S, Pietro A, Calama R, Diaz-Balteiro L (2015) Optimal management in *Pinus pinea* L. stands combining silvicultural schedules for timber and cone production. *Silva Fennica* 49. Disponível online: <http://www.silvafennica.fi/pdf/article1226.pdf> Acessado em 24/10/2015.
- Platt W J, Evans G W, Rathbun S L (1988) Population dynamics of a long-lived conifer (*Pinus palustris*). *The American Naturalist* 131: 491-525.
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Ramula S, Knight T M, Burns J H, Buckley Y M (2008) General guidelines for invasive plant management based on comparative demography of invasive and native plant populations. *Journal of Applied Ecology* 45: 1124-1133.
- Rejmanék M, Richardson D M (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655–1661.
- Richardson D M, Rejmanék M (2004) Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10: 321-331.

- Richardson D M, Wilgen B W, Nuñez M A (2008) Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biological Invasions* 10: 573–577.
- Rosot M A D, Oliveira Y M M, Almeida A, Zonta M (2004) Implantação de reflorestamentos no estado do Paraná. *Revista da Madeira* 83.
- Schmidt I B, Ticktin T (2012) When lessons from population models and local ecological knowledge coincide – Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. *Biological Conservation* 152: 187-195.
- Shimizu J Y (2006) Pínus na silvicultura brasileira. *Revista da Madeira* 99: 4-14.
- Silvertown J, Franco M, Menges E (1996) Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology* 10: 591-597.
- Silvertown J, Franco M, Pisanty I, Mendoza A (1993) Comparative plant demography - relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology* 81: 465-476.
- Simberloff D, Nuñez M A, Ledgard N J, Pauchard A, Richardson D M, Sarasola M, Van Wilgen B W, Zalba S M, Zenni R D, Bustamante R, Peña E, Ziller S R (2010) Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35: 489–504.
- Stubben C, Milligan B (2007) Estimating and analysing demographic models using the popbio package in R. *Journal of Statistical Software* 22: 1-23.
- Zanchetta D, Diniz F V (2006) Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). *Revista do Instituto Florestal* 18: 1-14.
- Zenni R D, Ziller S R (2011) An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 34: 431-446.
- Ziller S R, Dechoum M S (2013) Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3: 4-31.

CAPÍTULO 3

Efeitos da invasão por *Pinus* sp. na composição química de serapilheira e de solos e o efeito da invasão e da sazonalidade no perfil fisiológico de solos de Cerrado

Introdução

A vegetação de Cerrado cobre cerca de 2 milhões de km², correspondendo a cerca de 22% do território brasileiro, com estimativa de conter cerca de 160 mil espécies de plantas, animais e fungos, em sua maioria endêmicos (Quirino et al. 2009). Apesar de um grande volume de estudos acerca da vegetação, pouco se sabe a respeito da dinâmica e do funcionamento biológico de solos de Cerrado preservado (Mendes et al. 2012). Os microrganismos do solo participam da decomposição da fração solúvel, como as proteínas, ácidos nucleicos, carboidratos e celulose, e são componente fundamental na ciclagem de nutrientes do ecossistema (Zak et al. 1994, Doran e Zeiss 2000).

A decomposição da liteira é dominada pela atividade microbiana e é tão fundamental quanto a produção primária para o funcionamento do ecossistema a longo prazo (Zak et al. 1994). A composição das comunidades microbianas diferem entre solos sob diferentes espécies de plantas, pois a estrutura desta comunidade é o resultado da interação entre exsudatos da rizosfera (Coleman et al. 2000) e a quantidade e qualidade da serapilheira disponível sobre o solo, entre outros fatores (Kourtev et al. 2002). Em Cerrado, também se tem registro de mudanças na composição microbiana do solo ao longo do ano, causadas pela sazonalidade (Bresolin et al. 2010, Mendes et al. 2012). Como a biomassa e a atividade microbiana são sensíveis às mudanças ambientais, estes parâmetros podem ser utilizados como indicadores da qualidade do solo (Araujo et al. 2007, Carvalho et al. 2008, Fan et al. 2010, Mendes et al. 2012). A microbiota pode ser classificada em grupos funcionais, baseando-se na atuação nos processos biológicos do ecossistema das quais elas participam, e podem ser indicadores mais eficientes e dinâmicos da qualidade do solo

do que aqueles baseados em propriedades físicas, químicas ou moleculares (Doran e Zeiss 2000), pois são sensíveis às variações sazonais (Zak et al. 2003, Osaki e Netto 2009, Bresolin et al. 2010) e à vegetação que recobre o solo (Kourtev et al. 2002, Zhang et al. 2009, Silva et al. 2009, Mendes et al. 2012).

A invasão de ecossistemas preservados por espécies exóticas pode causar modificações no ecossistema de diferentes formas, mas a composição da comunidade invadida e/ou os fatores ambientais irão determinar a direção e a magnitude do impacto da invasão (Ehrenfeld 2003). Na África do Sul, em área de vegetação rasteira, o sombreamento e o acúmulo de acículas de *Pinus rigida* causou a diminuição de herbáceas (Craine e Orians 2004). No Mediterrâneo, acículas de *Pinus halepensis* apresentaram efeito alelopático sobre a germinação de espécies nativas (Fernandez et al. 2006). O tempo de residência de acículas de pinheiros pode variar com o ambiente, tendo sido registrado no Planalto Central brasileiro um tempo de residência maior que três anos e meio (Melo e Resck 2002), quase três vezes o tempo necessário para a decomposição de liteira de Cerrado nativo (Kozovits et al. 2007). A deposição de acículas pode variar de acordo com a espécie de pinheiro, o clima local e a estação do ano. Plantios de *Pinus taeda*, espécie invasora no Rio Grande do Sul, deposita em um ano uma média de 2,55 Mg de acículas por hectare (Vieira e Schumacher 2010), enquanto *Pinus caribaea* var. *hondurensis* retorna ao solo quase 10 Mg de acículas por hectare por ano no Distrito Federal (Melo e Resck 2002). A camada de serapilheira sobre o solo dependerá da densidade de plantas, da quantidade de material depositado e da taxa de decomposição, cuja relação entre esses dois fatores resultará em maior ou menor espessura do folhedo (Kolm 2001).

A ocupação de ambientes naturais por pinheiros exóticos pode, também, causar alteração na disponibilidade de nutrientes e na microbiota do solo. Um plantio de *Pinus tecunumanii* com 21 anos apresentou diferenças nas concentrações de matéria orgânica, cálcio, potássio e magnésio quando comparadas à vegetação nativa de Cerrado no Distrito Federal (Silva et al. 2009). Nesse mesmo estudo, os pesquisadores constataram que a ocupação de áreas com *P. tecunumanii* causou diminuição na biomassa microbiana e diminuição significativa na atividade das enzimas fosfatase ácida, arilsulfatase e beta-glicosidade.

Uma abordagem simples, rápida e informativa acerca da atividade metabólica da comunidade microbiana é o estudo de grupos funcionais, podendo

ocorrer, por exemplo, pela quantificação da atividade enzimática (Silva et al. 2009, Mendes et al. 2012) ou pela utilização de fontes de carbono do sistema BIOLOG Ecoplate (Garland e Mills 1991). Sobre o segundo método, diferentes estudos mostraram ser possível observar padrões de consumo de fontes de carbono oriundas de amostras de solo distintas (Zak et al. 1994, Souza et al. 2012), tendo assim subsídios para caracterizar o impacto no solo causado por invasão de espécies exóticas (Zhang et al. 2009, Chen et al. 2013a).

Pinheiros exóticos, plantados há décadas para fins comerciais, tem sido fontes de propágulos que estão invadindo e se estabelecendo em áreas de Cerrado preservado no Distrito Federal (Braga et al. 2014), e não existem informações acerca dos possíveis efeitos modificadores dessa invasão. Buscando compreender melhor o funcionamento do ecossistema e os impactos de espécies exóticas invasoras, o objetivo do presente estudo foi avaliar o impacto da invasão de duas espécies do gênero exótico *Pinus* sobre a qualidade da serapilheira e do solo, bem como avaliar o efeito da invasão e da sazonalidade sobre o perfil fisiológico de solos de Cerrado.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília, onde existe cerca de 8 ha plantados com pinheiros exóticos de diferentes espécies (Fig. 3.1). Essas plantações foram estabelecidas há pelo menos 40 anos e atualmente duas espécies, *Pinus caribaea* e *Pinus oocarpa*, disseminam propágulos no Cerrado ao redor (Braga et al. 2014). Como o objetivo desta pesquisa foi avaliar as consequências da ocupação das áreas nativas por pinheiros exóticos, foi considerado apenas o gênero *Pinus*, independente da espécie que ocorreu nos pontos de amostragem.

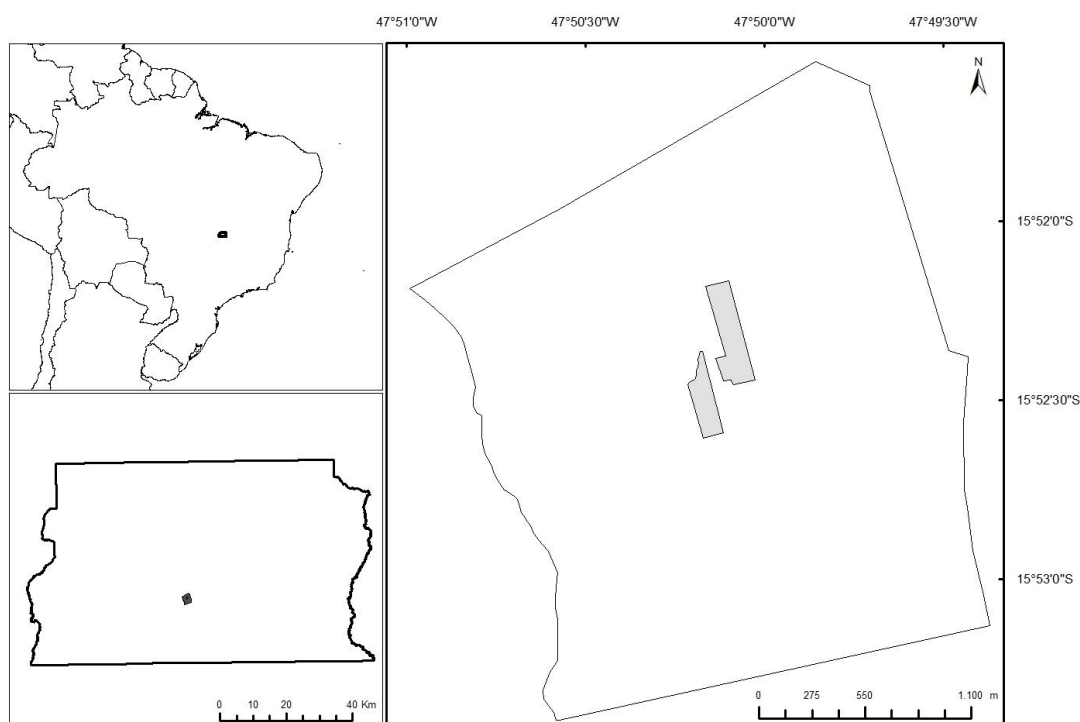


Fig. 3.1 (A) A área de estudo encontra-se no Planalto Central do Brasil, (B) na área central do Distrito Federal, evidenciado em cinza escuro. (C) Uma maior aproximação do Centro de Visitantes do Jardim Botânico de Brasília evidencia as plantações de espécies do gênero *Pinus* em cinza.

Os pontos amostrais correspondentes à ocupação de áreas por pinheiros exóticos deveriam conter indivíduo do gênero de porte grande, reprodutivo ou não, que apresentasse acúmulo de serapilheira sob a copa. Os pontos correspondentes à área de Cerrado sem *Pinus* foram pontos próximos aos ocupados por pinheiros (entre 5 e 10 m), mas sem resquício de acículas sobre o solo.

Para avaliar os possíveis efeitos da ocupação de áreas de Cerrado nativo por pinheiros exóticos, foram quantificados a abertura do dossel, a espessura da camada de serapilheira acumulada sobre o solo, bem como as concentrações de macro e micronutrientes na serapilheira e solo. Adicionalmente, em dois períodos do ano (chuva e seca), foram caracterizados os perfis fisiológicos no solo de Cerrado sem e com pinheiros. Um total de 34 amostras foram coletadas, sendo 21 no período de chuva, em março de 2014, e 12 no período de seca, em agosto de 2014. Os pontos amostrais dos dois períodos de coleta não foram coincidentes. O número de amostras do período seco foi menor pois algumas amostras tiveram contaminação acidental. Em cada ponto do período chuvoso foram retiradas amostras de serapilheira e solo para quantificação de nutrientes e caracterização da diversidade funcional, e as coletas do período seco consistiram apenas de solo para caracterização da diversidade funcional (Fig. 3.2).

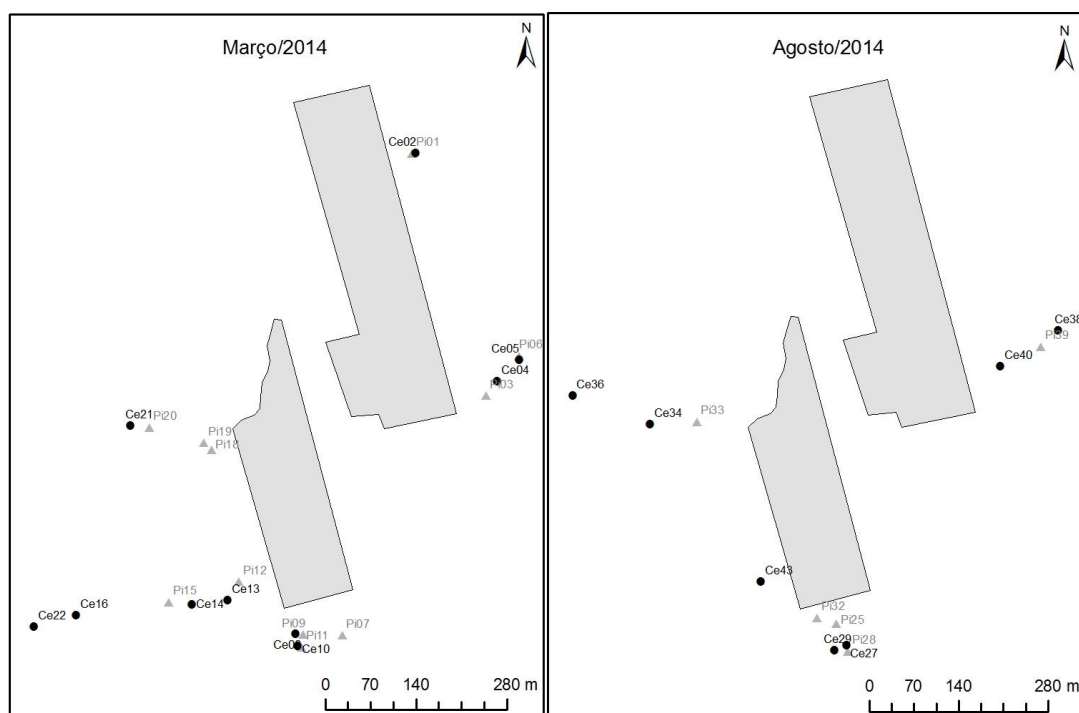


Fig. 3.2 Pontos de coleta de amostras em torno das plantações no período de chuvas, em março de 2014 (esquerda) e período de seca, em agosto de 2014 (direita). Pontos pretos são amostras de Cerrado sem pinheiros, e cinza são amostras com pinheiros.

Durante o período chuvoso, em cada ponto amostral foi obtida uma fotografia hemisférica para quantificar a abertura do dossel utilizando uma câmera fotográfica digital Nikon, modelo CoolPix 5400, acoplada a uma lente olho de peixe FCE9. As fotografias hemisféricas foram tomadas a 50 cm do solo. A câmera foi

nivelada com bolha de nível posicionada com um marco de referência voltado para o norte, detectado através de bússola acoplada à lente. As fotografias foram analisadas usando o software *Gap Light Analyser* (GLA), versão 2.0.4 (Frazer et al. 1999).

A serapilheira foi recolhida com a ferramenta coletor-medidor Marimon-Hay (Marimon Junior e Hay 2008), que auxilia na coleta e determina a profundidade da camada de serapilheira acumulada. A área de superfície do coletor é de 187,5 cm². Cada amostra foi composta de duas sub-amostras que foram coletadas a uma distância de aproximadamente 20 cm, homogêneas, pesadas, secadas em estufa a 60°C por 48h, pesadas novamente e moídas. Após a retirada da serapilheira, o solo exposto foi coletado. Cada amostra de solo também consistiu de duas sub-amostras coletadas de 0-10 cm de profundidade. As amostras foram coletadas com o auxílio de um cilindro de PVC de 10 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro. As sub-amostras foram homogêneas, peneiradas, ensacadas, identificadas e armazenadas em câmara fria a 5°C.

Além da profundidade de serapilheira acumulada e massa, foram determinados os teores de polifenóis, lignina e celulose, as concentrações de macro nutrientes (nitrogênio - N, fósforo - P, potássio - K, cálcio - Ca, magnésio - Mg e carbono - C) e micronutrientes (cobre - Cu, ferro - Fe, zinco - Zn e manganês - Mn), a concentração de proteína e a razão C:N de cada amostra.

As variáveis ambientais de solo incluíram pH, matéria orgânica (Mo), macro nutrientes (fósforo - P, potássio - K, cálcio - Ca, magnésio - Mg e alumínio - Al) e micronutrientes (zinco - Zn, manganês - Mn, cobre - Cu e ferro - Fe).

A análise do perfil fisiológico do solo foi realizada com crescimento no sistema Ecoplate (Biolog Inc., Hayward, CA, EUA). Este sistema fornece informações sobre a diversidade funcional dos micro-organismos, além de ser uma técnica simples e rápida. O uso desse sistema é uma alternativa ao uso da análise de extração de fosfolípidios (*Phospholipid fatty acid* – PLFA) para determinar grupos funcionais de micro-organismos. Cada placa é composta por três grupos de 31 fontes de carbono diferentes, classificados em seis grupos de substratos (Zak et al. 1994), além do controle (cavidade sem substrato), em triplicata, totalizando 96 poços de

crescimento para cada amostra (Fig. 3.3; Tab. 3.1). A taxa de utilização de cada fonte de carbono é indicada pela redução do tetrazólio, um corante indicador que muda de transparente para roxo conforme a fonte de carbono é consumida.

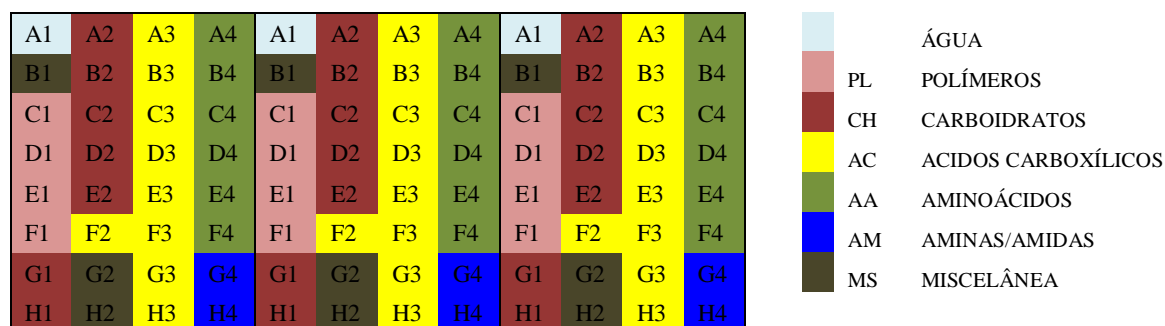


Fig. 3.3 Esquema de como estão distribuídas as 31 fontes de carbono no sistema BIOLOG Ecoplate (Disponível em inglês em <http://goo.gl/OnLXFG>), categorizados por grupos propostos por Zak et al. (1994). Cada código corresponde a um substrato diferente, descritos na Tab. 3.1.

Em temperatura ambiente, 10 g de solo foram acrescentadas em 90 mL de solução salina (0,85%), que foi agitada a 150 RPM por 30 minutos a 30° C. Uma alíquota desta solução foi diluída até 10^{-3} , e foram inoculados 120 μ L em cada poço. As placas inoculadas foram mantidas em câmara de crescimento a 29° C e as leituras de absorbância foram iniciadas após 48 h de incubação. O desenvolvimento das cores dos poços foi acompanhado por 108 h, com leituras realizadas a cada 12h usando leitor de microplacas SpectraMax M3 e valores de absorbância sendo exibidos no software Softmax Pro, versão 6.2.1. As leituras de densidade ótica foram corrigidas com o valor do controle (poço A1, sem substrato) de cada placa antes da análise dos dados. Os valores negativos foram substituídos por zero.

Tab. 3.1 Fontes de Carbono existentes no sistema BIOLOG Ecoplate, categorizadas por tipo de substrato, sugerido por Zak et al. (1994).

Aminoácidos (AA)		Carboidratos (CH)	
A4	L-arginina	A2	β-metil-d-glicosídeo
B4	L-asparagina	B2	D-xilose
C4	L-fenilalanina	C2	i-eritritol
D4	L-serina	D2	D-manitol
E4	L-treonina	E2	N-acetil-D-glicosamina
F4	Ácido glicil-L-glutâmico	G1	D-celobiose
		H1	α-D-lactose
Ácidos carboxílicos (AC)		Miscelâneas (MS)	
A3	Ácido D-galacturônico γ-lactona	B1	Éster metílico do ácido pirúvico
B3	Ácido D-galacturônico	G2	Glicose-1-fosfato
C3	Ácido 2-hidroxibenzóico	H2	D,L-α-glicerol fosfato
D3	Ácido 4-hidroxibenzóico		
E3	Ácido γ-hidroxibutírico	Polímeros (PL)	
F2	Ácido-D-glicosamínico	C1	Tween 40
F3	Ácido itacônico	D1	Tween 80
G3	Ácido α-cetobutírico	E1	α-ciclodextrina
H3	Ácido D-málico	F1	Glicogênio
Amina/Amida (AM)			
G4	Feniletilamina		
H4	Putrescina		

O valor médio de desenvolvimento da cor do poço, *average well color development*, (AWCD) de utilização do substrato à amplitude de 590 nm (A_{590}) foi calculada como a média da densidade ótica através de todos os poços por placa,

$$AWCD = \frac{(\sum ni)}{31}$$

onde ni é a densidade ótica relativa ao i -ésimo poço, que foi corrigido pela cor do poço-controle (Zak et al. 1994). Para comparação entre as amostras, foi adotado o valor de AWCD=0,8 para o período de chuva e AWCD=0,4 para o período de estiagem.

Foi realizada a verificação de padrões espaciais por meio de análise de Correlograma de Mantel com dados de coordenadas geográficas dos pontos de coleta dos dois períodos, mais os conjuntos de dados de variáveis de serapilheira, de solo e consumo de fontes de carbono. Esse método evidencia em seus resultados se os dados estão espacialmente estruturados e a qual distância ocorre esta autocorrelação (Bocard e Legendre 2012). Para os conjuntos de dados que apresentaram autocorrelação espacial, sintetizou-se uma variável espacial utilizando o critério de vizinhança por distância (*Principal Coordinate Analysis of Neighbour Matrices* - PCNM) (Dray et al. 2006).

O efeito da presença de pinheiros exóticos invasores nas concentrações de nutrientes e no perfil fisiológico do solo foi avaliado pela técnica de partição da variação baseado na análise de redundância parcial (*partial Redundancy Analysis* - pRDA) (Peres-Neto et al. 2006). Para realizar as pRDA, foram utilizados os conjuntos de dados de nutrientes de serapilheira e solo e de consumo de fontes de carbono, a matriz de presença e ausência de pinheiros e os PCNM como variáveis espaciais para as análises com autocorrelação espacial.

Para saber se há relações de causalidade entre a concentração dos nutrientes de solo e serapilheira sobre o perfil fisiológico do solo, com as variáveis padronizadas, foi realizada análise de redundância (*Redundancy Analysis* - RDA) e posterior análise do valor de inflação da variância (*Variance Inflation Factor* - VIF), que testa multicolinearidade das variáveis separadamente. Valores de VIF > 10 indicam multicolinearidade da variável (Gross 2003), tendo esta que ser extraída do modelo e o teste ser executado novamente. Para cada RDA, foi realizada uma análise de variância (*Analysis of Variance* - ANOVA) para observar a significância do modelo. Detalhes de como as análises foram feitas estão presentes no Anexo.

Para comparar as possíveis mudanças no padrão fisiológico dos solos de Cerrado de acordo com o período do ano e a presença ou ausência de pinheiros exóticos, foram realizadas análises de variância de dois fatores (ambiente e estação). Uma vez que não foi encontrado padrão espacial entre os perfis fisiológicos dos solos coletados, não houve necessidade de criar a variável espacial. Foi aplicada análise de componentes principais (*Principal Component Analysis* - PCA) com os padrões de consumo de fontes de carbono dos dois períodos e dos dois ambientes, utilizando

matrizes de correlação. No gráfico de ordenação da PCA, os eixos são ortogonais e as amostras mais semelhantes estão espacialmente mais próximas, e as mais dissimilares, mais distantes.

Os testes estatísticos foram realizados nos softwares PC-Ord (McCune e Mefford 2011) versão 6.08 e R (R Core Team 2014) versão 3.1.2.

Resultados

As abertura média de dossel de Cerrado sem *Pinus* foi 24,2%, com o menor valor de abertura de 12,2%, registrado na área de vegetação mais densa, no ponto Ce05, à leste da plantação. O maior valor foi 34,2% no ponto Ce16, a oeste da plantação (Tab. 3.2). Dos pontos com ocorrência de pinheiros, a média foi de 17,7% com valores entre 11,6% (Pi19) e 23,1% (Pi03)

A espessura média de serapilheira acumulada sob pinheiros foi de 3,9 cm, 2,5 vezes maior do que o registrado para Cerrado sem pinheiros. Os maiores acúmulos de serapilheira de Cerrado e de pinheiros foram à leste da plantação, em área com maior adensamento de copas, sendo a altura de 3,6 cm para Cerrado (Ce05) e 8,2 cm para pinheiro (Pi03). A necromassa acumulada sob pinheiros no Cerrado foi, em média, 2,3 vezes maior do que a acumulada sob vegetação de Cerrado sem pinheiros.

O teor de umidade da serapilheira de pinheiros teve o menor valor em Pi20, de 38,8%, e maior em Pi06, com 63% em área com menor abertura de dossel. Já para o Cerrado a umidade apresentou o menor valor em Ce16, com 10,1%, no mesmo ponto que obteve maior abertura de dossel, e a maior umidade foi registrada em Ce02, com 62,1%. As médias e desvios-padrão foram de $39,9 \pm 13,6\%$ para Cerrado e $51,0 \pm 8,1\%$ para serapilheira de pinheiros.

Tab. 3.2 Média (\pm desvio padrão) e coeficiente de variação (CV) da abertura de dossel, profundidade da camada de serapilheira e concentrações de macro e micronutrientes de serapilheira de Cerrado sem pinheiros (n=10) e de Cerrado com pinheiros (n=11) no Jardim Botânico de Brasília em março de 2014.

	Sem pinheiros	CV	Com pinheiros	CV
Abertura de dossel (%)	24,2 \pm 7,8	0,324	17,7 \pm 3,5	0,197
Lignina (%)	38,6 \pm 10,35	0,268	42,8 \pm 5,5	0,129
Celulose (%)	26,2 \pm 2,8	0,106	24,8 \pm 3,3	0,133
Polifenóis (%)	2,04 \pm 1,34	0,657	1,81 \pm 0,76	0,417
C (g/kg)	475,6 \pm 20,1	0,042	463,5 \pm 45,5	0,098
N (g/kg)	11,5 \pm 2,3	0,200	8,9 \pm 1,8	0,205
P (g/kg)	0,470 \pm 0,080	0,172	0,426 \pm 0,090	0,212
K (g/kg)	1,27 \pm 0,10	0,083	1,33 \pm 0,67	0,050
Ca (g/kg)	7,05 \pm 3,32	0,471	6,59 \pm 2,96	0,450
Mg (g/kg)	0,864 \pm 0,206	0,238	0,680 \pm 0,220	0,323
Cu (mg/kg)	8,02 \pm 1,67	0,208	6,05 \pm 2,39	0,395
Fe (mg/kg)	9287 \pm 3325	0,358	8651 \pm 5445	0,629
Mn (mg/kg)	173,6 \pm 82,3	0,474	159,1 \pm 85,1	0,535
Zn (mg/kg)	18,1 \pm 3,7	0,204	12,7 \pm 2,6	0,206
Necromassa (Mg/ha)	16,4 \pm 8,8	0,534	38,4 \pm 22,5	0,586
Profundidade da camada (cm)	2,01 \pm 1,52	0,756	3,55 \pm 2,16	0,610
Razão C:N	42,7 \pm 7,4	0,172	53,4 \pm 10,3	0,194
Proteínas (g/kg)	0,853 \pm 0,357	0,419	0,521 \pm 0,213	0,408

C: carbono; Ca: cálcio; Cu: cobre; Fe: ferro; K: potássio; Mg: magnésio; Mn: manganês; N: nitrogênio; P: fósforo; Zn: zinco.

A concentração de lignina registrada na serapilheira de Cerrado teve média de 385,8 g.kg⁻¹, com coeficiente de variação de 26,8%; já a concentração em material coletado sob *Pinus* apresentou média de 427,9 g.kg⁻¹, variando 12,9%. Os valores de polifenóis de Cerrado e de *Pinus* apresentaram valores médios semelhantes, de 20,4 g.kg⁻¹ e 18,1 g.kg⁻¹, respectivamente (Tab. 3.2). A quantidade média de biomassa por hectare acumulada em áreas com gênero exótico, 38,4 \pm 22,5 Mg.ha⁻¹, foi mais que o dobro da média de produção da comunidade de Cerrado (16,4 \pm 8,8 Mg.ha⁻¹). As concentrações de macro nutrientes e micronutrientes para serapilheira de Cerrado sem *Pinus* e de Cerrado com *Pinus* são apresentadas na Tab. 3.2.

As variáveis de solo apresentaram valores semelhantes entre áreas de Cerrado com e sem pinheiros exóticos (Tab. 3.3). Das amostras sob serapilheira de *Pinus*, o valor máximo de pH encontrado foi 5,6 e mínimo 4,8. Para Cerrado, o valor máximo registrado de pH foi de 5,4 e mínimo de 4,5. Os valores de solo mais ácido corresponderam a dois pontos geograficamente próximos, Ce10 e Pi11, que devem ser reflexo da autocorrelação espacial.

Tab. 3.3 Média (\pm desvio padrão) e coeficiente de variação (CV) do pH, saturação por alumínio, concentrações de matéria orgânica, macro e micronutrientes de solo. de Cerrado sem pinheiros (n=10) e de Cerrado com pinheiros (n=11) no Jardim Botânico de Brasília em março de 2014.

	Sem pinheiros	CV	Com pinheiros	CV
pH (H ₂ O)	5,0 \pm 0,3	0,060	5,2 \pm 0,2	0,043
m%	69,7 \pm 5,7	0,082	76,6 \pm 5,5	0,072
MO (dag/kg)	6,05 \pm 0,92	0,153	6,48 \pm 1,14	0,176
P (mg/dm ³)	0,86 \pm 0,13	0,147	0,92 \pm 0,21	0,228
P-Rem (mg/L)	12,8 \pm 1,8	0,140	13,4 \pm 2,0	0,147
K (mg/dm ³)	29,4 \pm 6,4	0,218	28,7 \pm 4,84	0,168
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0,21 \pm 0,07	0,319	0,20 \pm 0,07	0,348
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0,090 \pm 0,019	0,216	0,077 \pm 0,028	0,357
Al ³⁺ (cmol _c /dm ³)	0,90 \pm 0,26	0,293	1,14 \pm 0,16	0,139
Cu (mg/dm ³)	0,48 \pm 0,09	0,192	0,49 \pm 0,10	0,195
Fe (mg/dm ³)	100,5 \pm 41,2	0,410	108,3 \pm 31,9	0,295
Mn (mg/dm ³)	5,52 \pm 2,24	0,407	4,75 \pm 2,91	0,195
Zn (mg/dm ³)	0,63 \pm 0,19	0,296	0,60 \pm 0,16	0,296

Al: alumínio; Ca: cálcio; Cu: cobre; Fe: ferro; K: potássio; m: saturação por alumínio; Mg: magnésio; Mn: manganês; P: fósforo; P-Rem: fósforo remanescente; Zn: zinco; MO: matéria orgânica.

A análise de correlograma de Mantel mostrou haver autocorrelação em classe 1 para serapilheira ($p=0,001$), que corresponde a 0,005 graus decimais ou distância de 51 m em latitude 15 S. Para amostras de solo, a autocorrelação espacial foi em classe 1 e classe 2 (classe 1: $p=0,002$; classe 2: $p=0,037$), correspondentes a 0,0005 e 0,0015 graus decimais ou distâncias de 51 m e de 153 m. Já para as comunidades bacterianas, não foi observada autocorrelação espacial para nenhum dos dois períodos de amostragem ($p>0,050$).

A Análise de Redundância parcial (pRDA) mostrou que a ocorrência de pinheiros não causou modificações de nutrientes de serapilheira ($F_{1,11}=1,8543$; $p=0,087$) ou de solo ($F_{1,11}=1,9893$, $p=0,080$).

Comunidade bacteriana e nutrientes

O valor médio de consumo das fontes de carbono aumentou com o tempo de incubação, e apresentou um padrão de consumo semelhante entre as amostras com e sem a presença de pinheiros no período chuvoso (Fig. 3.4)

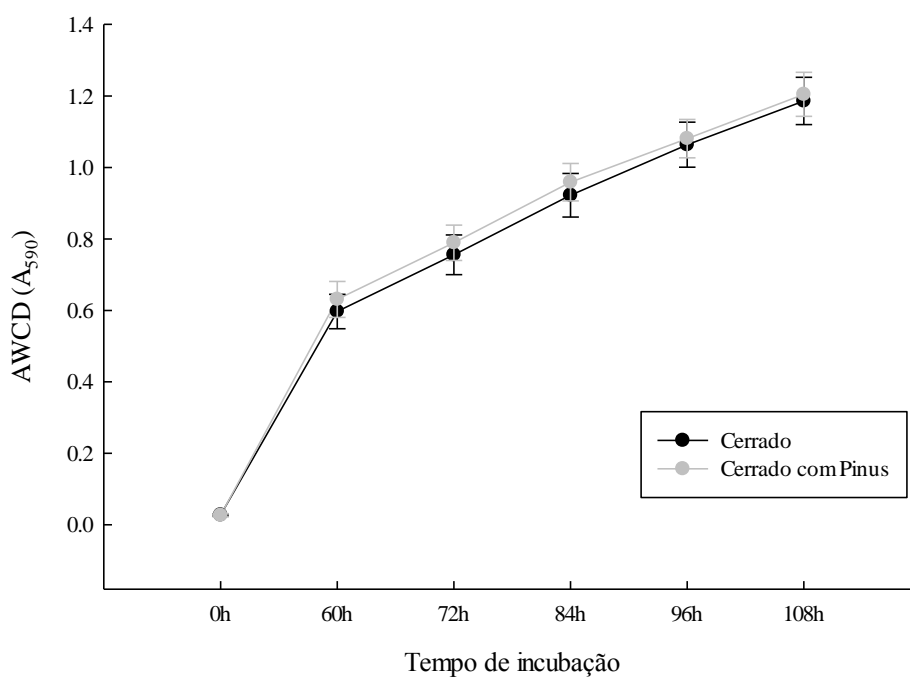


Fig. 3.4 Desenvolvimento médio da cor (AWCD) dos perfis de utilização dos substratos nas Ecoplates durante 108h de incubação.

A análise de redundância (RDA) mostrou não haver relação entre as concentrações de nutrientes do solo e seu respectivo perfil fisiológico (Tab. 3.4). Também não foi encontrada relação explicativa entre as variáveis de serapilheira mensuradas nessa pesquisa e o perfil fisiológico do solo (Tab. 3.5).

Tab. 3.4 Variáveis de solo utilizadas na Análise de Redundância que relacionou o perfil fisiológico do solo com seus nutrientes, o valor estatístico, a significância do modelo e os graus de liberdade. A primeira coluna possui as variáveis presentes em cada modelo testado e o * indica a variável que foi retirada para ser testado o próximo modelo, imediatamente abaixo.

Variáveis	Valor estatístico (F)	Significância do modelo (p)	Graus de liberdade (DF)
pH, P, K, Ca, Mg, Al, m*, MO, P-Rem, Cu, Mn, Fe, Zn	0.9315	0.624	DF: 13,7
pH, P, K, Ca, Mg, Al, MO, P-Rem, Cus, Mns*, Fes, Zns	1.0138	0.467	DF: 12,8
pH, Ps, Ks, Cas, Mgs*, Als, MO, P-Rem, Cu, Fe, Zn	1.05	0.433	DF: 11,9
pH, P, K, Ca, Al*, MO, P-Rem, Cu, Fe, Zn	0.9285	0.619	DF: 10,10
pH, P, K, Ca, MO, P-Rem, Cu, Fe*, Zn	0.9847	0.516	DF: 9,11
pH, P*, K, Ca, MO, P-Rem, Cu, Zn	1.0814	0.322	DF: 8,12
pH, K, Ca*, MO, P-Rem, Cu, Zn	1.1332	0.295	DF: 7,13
pH, K, MO, P-Rem, Cu, Zn*	1.1643	0.287	DF: 6,14
pH, K, MO, P-Rem, Cu*	1.1095	0.301	DF: 5,15
pH*, K, MO, P-Rem	1.1853	0.231	DF: 4,16
K*, MO, P-Rem	1.1767	0.274	DF: 3,17
MO, P-Rem *	1.061	0.383	DF: 2,18
MO	0.9932	0.413	DF: 1,19

Al: alumínio; Ca: cálcio; Cu: cobre; Fe: ferro; K: potássio; Mg: magnésio; Mn: manganês; P: fósforo; P-Rem: fósforo remanescente; Zn: zinco; MO: matéria orgânica.

Tab. 3.5 Variáveis de solo utilizadas na Análise de Redundância que relacionou o perfil fisiológico do solo com as variáveis de serapilheira, o valor estatístico, a significância do modelo e os graus de liberdade. A primeira coluna possui as variáveis presentes em cada modelo testado e o * indica a variável que foi retirada para ser testado o próximo modelo, imediatamente abaixo.

Variáveis	Valor estatístico (F)	Significância do modelo (p)	Graus de liberdade (DF)
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn, N*, C, prot, razao, prof, abertura	0.9838	0.552	DF: 17,3
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn, C, prot, razao*, prof, abertura	1.012	0.537	DF: 16,4
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe*, Zn, Mn, C, prot, prof, abertura	0.748	0.872	DF: 15,5
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn*, Mn, C, prot, prof, abertura	0.7542	0.888	DF: 14,6
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Mg, Cu, Mn, C, prot*, prof, abertura	0.8108	0.798	DF: 13,7
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Mg*, Cu, Mn, C, prof, abertura	0.7438	0.905	DF: 12,8
Polif, lign, celul, P, K, Ca, Cu, Mn, C*, prof, abertura	0.7806	0.835	DF: 11,9
Polif, lign, celul, P, K, Ca*, Cu, Mn, prof, abertura	0.867	0.738	DF: 10,10
Polif, lign*, celul, P, K, Cu, Mn, prof, abertura	0.9337	0.607	DF: 9,11
Polif, celul, P*, K, Cu, Mn, prof, abertura	0.9686	0.539	DF: 8,12
Polif, celul, K*, Cu, Mn, prof, abertura	0.9894	0.495	DF: 7,13
Polif, celul, Cu, Mn, prof *, abertura	0.8237	0.787	DF: 6,14
Polif*, celul, Cu, Mn, abertura	0.9522	0.541	DF: 5,15
celul, Cu, Mn, abertura*	0.9664	0.496	DF: 4,16
Celul*, Cu, Mn	0.9565	0.505	DF: 3,17
Cu, Mn	1.0584	0.384	DF: 2,18
Cu	0.5149	0.885	DF: 1,19
Mn	1.6258	0.123	DF: 1,19

Polif: polifenóis; Lign: lignina; Celul: celulose; Razão: razão C:N; Prof: profundidade da camada de serapilheira; Prot: concentração de proteínas; Abertura: abertura do dossel; C: carbono; Ca: cálcio; Cu: cobre; Fe: ferro; K: potássio; Mg: magnésio; Mn: manganês; N: nitrogênio; P: fósforo; Zn: zinco.

Comunidade bacteriana e estacionalidade

As absorvâncias médias dos períodos foram distintas, com o consumo no período de chuva sido mais rápido que do tempo seco, sem distinção entre os tipos de solos (Fig. 3.5). Não foram observadas diferenças significativas nos consumos dos grupos de fontes de carbono entre os dois tipos de solos coletados, mas houve diferenças nos consumos de aminoácidos e de polímeros entre as estações (Tab. 3.6; Fig. 3.6), não havendo diferenças nos padrões de consumo dos substratos dos outros

grupos. Também não foram observadas diferenças nos consumos de grupos de fontes de carbono na interação entre o tipo de solo e o período de coleta (Tab. 3.6).

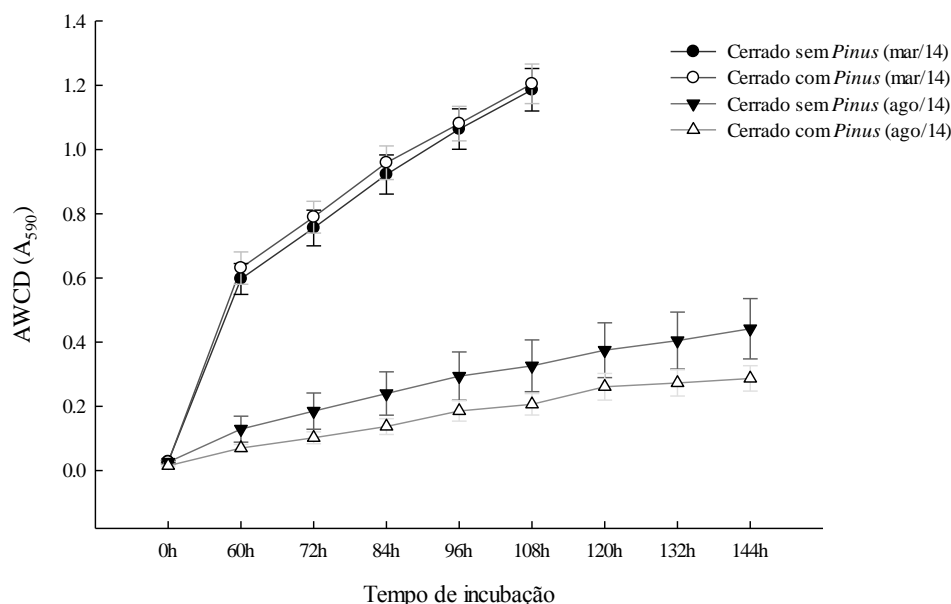


Fig. 3.5 Absorbância média (AWCD) a 590 nm nos poços das Ecoplates contendo solos de Cerrado sem e com *Pinus*, coletados no Jardim Botânico de Brasília em época de maior oferta hídrica (março) e período de estiagem (agosto) em 2014.

Tab. 3.6 Resultados das Análises de Variância de dois fatores, ambiente e período, dos consumos proporcionais dos seis grupos de fontes de carbono presentes nas placas Ecoplate. AA: aminoácidos; AC: ácidos carboxílicos; AM: aminas/amidas; CH: carboidratos; MS: miscelânea; PL: polímeros.

	Ambiente		Período		Ambiente*Período	
	F _{1,29}	p	F _{1,29}	p	F _{1,29}	p
AA	0,565	0,458	18,413	<0,001	1,971	0,171
AC	0,035	0,852	0,022	0,883	2,951	0,096
AM	0,079	0,780	3,052	0,091	3,900	0,058
CH	0,031	0,862	0,755	0,392	0,714	0,405
MS	0,365	0,551	2,017	0,166	1,678	0,205
PL	0,175	0,679	27,938	<0,001	0,051	0,823

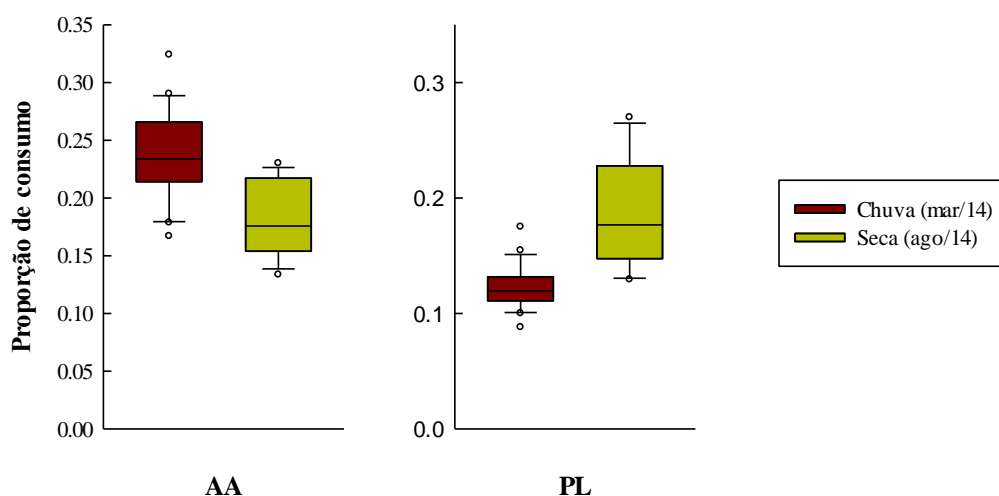


Fig. 3.6 Proporções dos consumos de aminoácidos (AA) e polímeros (PL) das comunidades bacterianas dos solos de Cerrado em dois períodos do ano de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos.

Quanto às fontes de carbono, individualmente, 14 das 31 fontes tiveram consumos diferentes entre os períodos, com maiores proporções de consumo dos ácidos carboxílicos ácido 2-hidroxibenzóico, ácido 4-hidroxibenzóico, ácido γ -hidroxibutírico, e dos aminoácidos L-arginina, L-asparagina e L-serina no período chuvoso, e dos ácidos carboxílicos ácido-D-glicosamínico, ácido D-galacturônico, aminoácido L-treonina, polímeros Tween 40, Tween 80, α -ciclodextrina e Glicogênio e a miscelânea éster metílico do ácido pirúvico no período seco (Fig. 3.7, 3.8, 3.9, 3.10) (Tab. 3.7), não havendo diferenças significativas entre os tipos de solos coletados (Cerrado com pinheiros e sem pinheiros). Também não foi detectada influência da interação entre ambiente e período de coleta entre as amostras (Tab. 3.7).

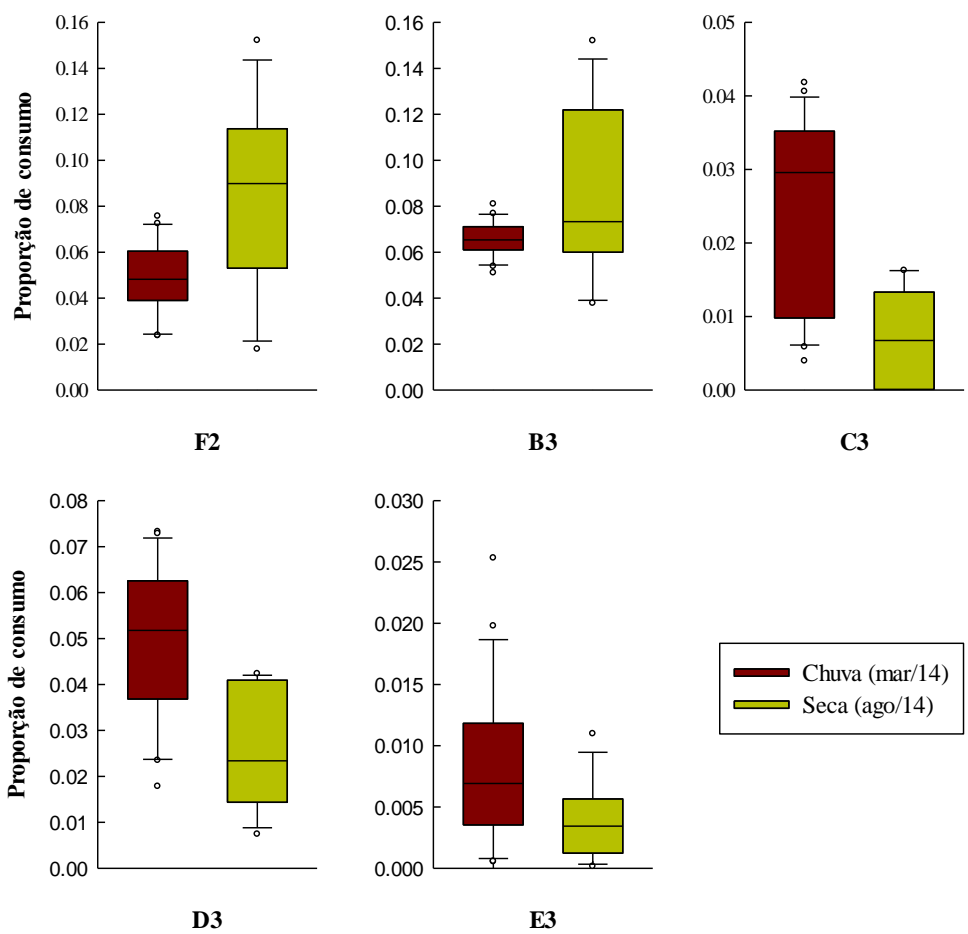


Fig. 3.7 Proporções de consumo de ácidos carboxílicos que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1.

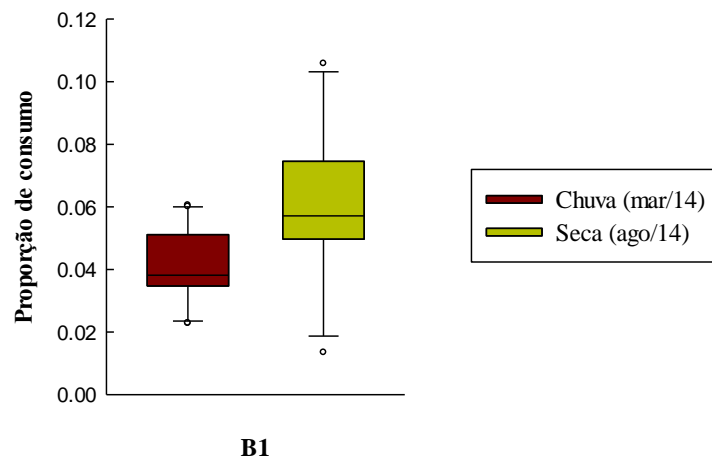


Fig. 3.8 Proporções de consumo de miscelâneas que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1.

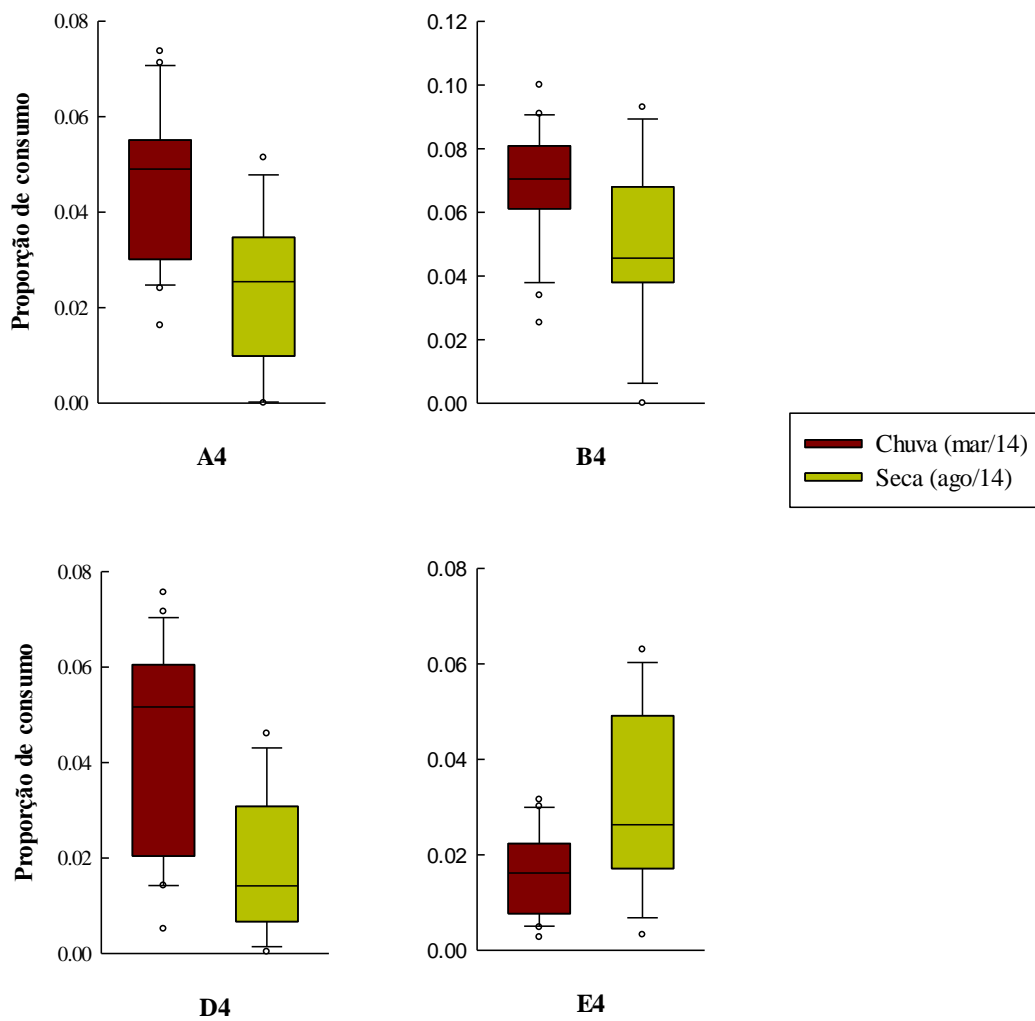


Fig. 3.9 Proporções de consumo de aminoácidos que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1.

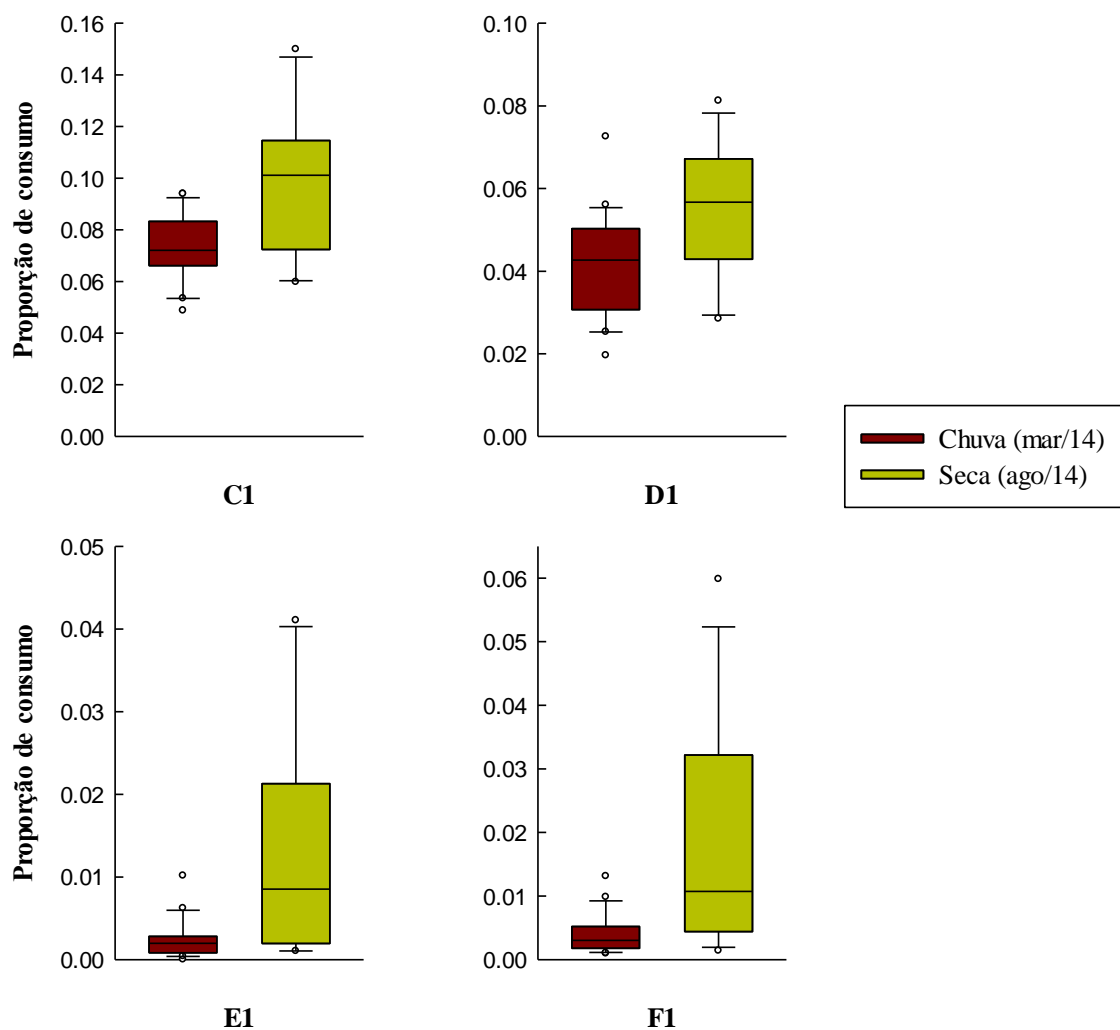


Fig. 3.10 Proporções de consumo de polímeros que apresentaram diferenças entre amostras de solo obtidas em março (21) e agosto (12) de 2014. Os limites das caixas representam primeiro e terceiro quartis, a linha interna das caixas corresponde à mediana, as barras representam o desvio padrão e os círculos correspondem aos valores extremos. Abreviações: veja Tab. 3.1.

Tab. 3.7 Resultados das Análises de Variância de dois fatores, ambiente (a) e período (p), dos consumos proporcionais dos consumos das 31 fontes de carbono (FC) presentes nas placas Ecoplate. Abreviações: veja Tab. 3.1.

Aminoácidos (AA)				Carboidratos (CH)			
FC	fator	F _{1,29}	p	FC	fator	F _{1,29}	p
A4	a	3,005	0,09	A2	a	0,000	0,99
	p	14,504	<0,01		p	3,645	0,07
	a*p	0,799	0,38		a*p	0,399	0,53
B4	a	1,131	0,30	B2	a	0,166	0,69
	p	6,555	0,02		p	0,164	0,69
	a*p	0,368	0,55		a*p	1,378	0,25
C4	a	0,458	0,50	C2	a	0,012	0,91
	p	3,006	0,09		p	0,002	0,97
	a*p	0,701	0,41		a*p	0,030	0,86
D4	a	0,028	0,87	D2	a	0,662	0,42
	p	13,912	<0,01		p	0,187	0,67
	a*p	1,463	0,24		a*p	0,205	0,65
E4	a	0,001	0,98	E2	a	0,209	0,65
	p	11,174	<0,01		p	0,495	0,49
	a*p	2,266	0,14		a*p	0,962	0,33
F4	a	0,098	0,76	G1	a	0,180	0,67
	p	4,223	0,05		p	0,742	0,40
	a*p	0,055	0,82		a*p	1,155	0,29
				H1	a	0,035	0,85
					p	0,000	0,99
					a*p	0,003	0,95

Ácidos carboxílicos (AC)			
FC	fator	F _{1,29}	p
A3	a	0,042	0,84
	p	0,127	0,72
	a*p	0,195	0,66
B3	a	1,129	0,30
	p	4,594	0,04
	a*p	0,543	0,47
C3	a	0,271	0,61
	p	19,530	<0,01
	a*p	2,113	0,16
D3	a	0,006	0,94
	p	17,248	<0,01
	a*p	0,244	0,62
E3	a	0,927	0,34
	p	6,170	0,02
	a*p	1,621	0,21
F2	a	1,030	0,32
	p	14,884	<0,01
	a*p	3,633	0,07
F3	a	0,335	0,57
	p	0,442	0,51
	a*p	0,268	0,61
G3	a	1,965	0,17
	p	3,075	0,09
	a*p	2,592	0,12
H3	a	0,032	0,86
	p	0,014	0,91
	a*p	1,214	0,28

Miscelâneas (MS)			
FC	fator	F _{1,29}	p
B1	a	1,178	0,29
	p	7,448	0,01
	a*p	1,228	0,28
G2	a	0,006	0,94
	p	2,343	0,14
	a*p	0,607	0,44
H2	a	0,012	0,91
	p	2,622	0,12
	a*p	0,324	0,57

Polímeros (PL)			
FC	fator	F _{1,29}	p
C1	a	1,749	0,20
	p	11,350	<0,01
	a*p	0,036	0,85
D1	a	0,395	0,53
	p	6,707	0,01
	a*p	0,071	0,79
E1	a	0,029	0,87
	p	12,025	<0,01
	a*p	0,094	0,76
F1	a	0,021	0,88
	p	11,885	<0,01
	a*p	0,158	0,69

Amina/Amida (AM)			
FC	fator	F _{1,29}	p
G4	a	0,412	0,57
	p	0,434	0,51
	a*p	2,589	0,12
H4	a	1,374	0,25
	p	2,098	0,16
	a*p	0,507	0,48

A análise de componentes principais confirmou a diferença de perfil fisiológico do solo entre os dois períodos de coleta e distinguiu dois grupos: o de abril, relativo à chuva, e o de agosto, do período seco (Fig. 3.11). A PCA reordenou os dados e explicou cerca de 32,4% da variação dos dados nos dois primeiros eixos e, de fato, não evidenciou diferenças entre os dois tipos de solos coletados, mostrando mais uma vez que a presença de *Pinus* exóticos, até 2014, não causou modificação perceptível na comunidade bacteriana do solo de Cerrado.

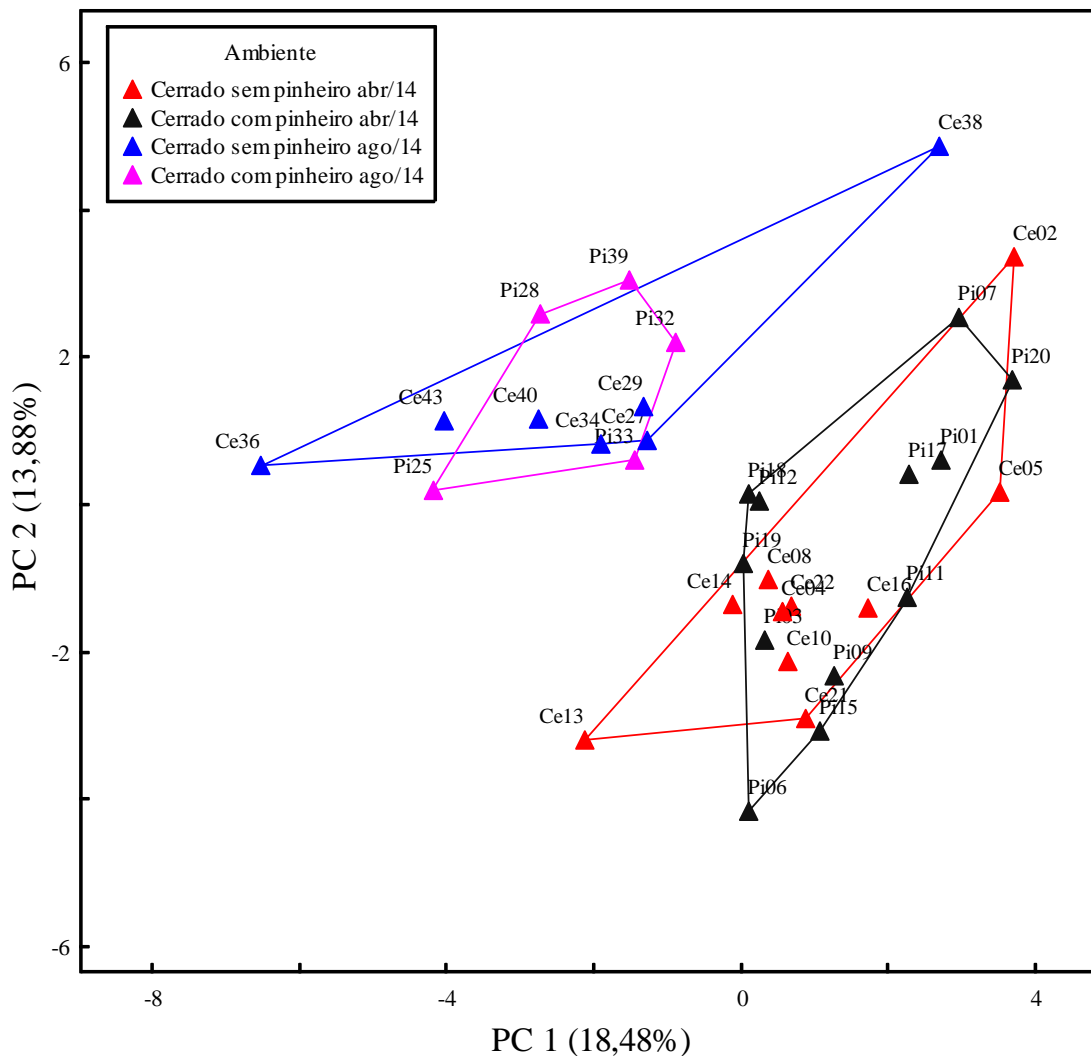


Fig. 3.11 Gráfico de ordenação dos perfis fisiológicos de solos de Cerrado sem e com pinheiros exóticos, obtidos a partir do padrão de consumo de 31 fontes de carbono existentes nas placas Biolog Ecoplates. Os pontos mais externos de cada tipo de solo e período de coleta foram ligados para facilitar a visualização de possíveis grupos.

Discussão

As concentrações de N, P, K e Mn registrados para serapilheira de *Pinus* estabelecidos naturalmente em Cerrado foram semelhantes às encontradas por Melo e Resck (2002) numa plantação com três procedências de *Pinus caribaea* a 35 km de distância da área do presente estudo.

Estudos prévios com folheto de Cerrado indicam um ciclo de N eficiente e conservativo, que evita perdas de nutrientes com alta taxa de reabsorção e produção de folhas escleromórficas em plantas lenhosas (Nardoto et al. 2006), o que justifica a alta concentração de celulose observada. O material vegetal oriundo de *Pinus* possui maior concentração de carbono em relação ao nitrogênio (razão C:N) em relação ao material oriundo de plantas do Cerrado, o que faz com que seu detrito seja ainda mais difícil de ser decomposto, podendo residir sobre o solo por cerca de 3,7 anos (Melo e Resck 2002), enquanto as folhas de Cerrado residem por até 1,6 ano (Kozovits et al. 2007). Amostras de serapilheira de *Pinus* apresentaram, em média, espessuras 2,5 vezes maiores que a registrada para a comunidade de Cerrado e, além de demorar mais que o dobro de tempo para disponibilizar os nutrientes no solo, ainda retorna Ca, Mg, Cu, Fe e Zn em menores concentrações.

Os valores de necromassa de serapilheira de Cerrado encontradas nesse estudo foram superiores aos encontrado por Paiva e colaboradores (2011). A vegetação de Cerrado possui adaptações às ocorrências de fogo, como isolamento térmico de tecidos meristemáticos, órgãos subterrâneos que acumulam água e nutrientes, ou mesmo rápida rebrota pós-fogo, no caso da camada herbácea (Miranda et al. 2009), mas o fogo que ocorre no Cerrado é caracterizado como de superfície, rápido, de baixa intensidade, que consome basicamente o combustível fino da camada herbácea (Miranda et al. 2009). O acúmulo de material mais inflamável, como são as acículas de *Pinus*, podem alterar o tempo de queima e a temperatura do fogo (Ellair e Platt 2013), além de prover mais combustível, o que pode trazer mais danos à vegetação nativa, além de favorecer as próprias espécies invasoras em estudo, que são beneficiadas com ocorrência de fogo (Dvorak 2003; Nieto e Rodriguez 2003).

O pH e os nutrientes do solo de Cerrado encontrados foram semelhantes aos obtidos em outros estudos em áreas próximas (Mendes et al. 2012,

Souza et al. 2012). De modo geral, as propriedades do solo não apresentaram diferenças significativas nas composições nutricionais com a ocupação por pinheiros. Em Minas Gerais, um estudo também comparou os nutrientes do solo sob Cerrado e sob plantação de *Pinus caribaea* de 20 anos, e concluiu não haver diferenças significativas nas concentrações de nutrientes do solo (Lilienfein et al. 2000).

O tipo da vegetação e as condições ambientais são fatores que contribuem para a quantidade e qualidade da serapilheira, influenciando a decomposição e a heterogeneidade da comunidade, e isso age diretamente na comunidade microbiana (Moreira e Siqueira 2006). A comunidade bacteriana, representada aqui por grupos funcionais consumidores de até 32 fontes de carbono diferentes, não sofreu impacto pela ocupação de *Pinus*, ou esse impacto não foi evidente frente às variações do próprio ecossistema. O uso de técnicas como CLPPs (*community level physiological profiles*, perfis fisiológicos ao nível de comunidade), adotada pela BIOLOG na produção das Ecoplates, apresenta alguns vieses, como rápido desenvolvimento dos organismos dominantes em ambiente rico em substrato (Smalla et al. 1998), porém a abordagem extrai, ainda assim, mais informação acerca da comunidade do que outras técnicas mais rápidas, como respiração e biomassa (Johnson 1998).

Outros estudos com efeitos de espécies invasoras utilizando a mesma metodologia encontraram padrões diferentes nas comunidades nativa e ocupada por exóticas (Zhang et al. 2009), evidenciando que a metodologia é prática e extrai resultados confiáveis (Zak et al. 1994). Áreas dominadas por *Solidago canadenses*, por exemplo, apresentaram diferenças no desenvolvimento das comunidades bacterianas e no padrão de consumo das fontes de carbono, mas nas áreas de ecótono, com presença de exóticas e nativas, como no nosso estudo, o padrão foi semelhante à comunidade nativa (Zhang et al. 2009). A alteração do perfil fisiológico só foi significativo com o adensamento da espécie exótica e exclusão das nativas. Na China, Chen e colaboradores (2013b) pesquisaram o impacto da exótica *Eucalyptus* em plantações de 3, 8, 14 e 19 anos de idade, e o estudo verificou que, tanto a diversidade metabólica quanto a eficiência metabólica do solo mudou com o maior tempo de exposição do solo à espécie.

Pouco se sabe sobre as comunidades bacterianas do Cerrado, e estudos que envolvem a compreensão e descrição dessas comunidades são recentes (*p. ex.*

Quirino et al. 2006, Ward et al. 2009, Castro et al. 2013). Estudos em áreas de Cerrado convertidas mostraram que a mudança de uso do solo resultou em diminuição da biomassa e da diversidade microbiana (Araújo et al. 2007, Quirino et al. 2009, Bresolin et al. 2010). Em termos de perfil fisiológico, não houve mudança com a ocupação de solos de Cerrado por pinheiros exóticos, mas nada se pode afirmar quanto às possíveis modificações na diversidade da comunidade. Um grupo de bactérias, chamada Acidobacteria, pode estar mascarando possíveis modificações causadas pela presença de pinheiros. Acidobacterias são o grupo de bactérias mais abundante em Cerrado sentido restrito (Araújo et al. 2012) e tem papel fundamental na ciclagem de carbono, degradando polissacarídeos, como celulose, amido, quitina e xilano (Ward et al. 2009, Castro et al. 2013).

O consumo dos substratos das placas durante o período seco foi menor, provavelmente causada por uma diminuição da densidade microbiana afetada pela diminuta disponibilidade de água superficial, consequência da marcada sazonalidade da área (Quesada et al. 2004). Em área de Cerrado nativo, Bresolin e colaboradores (2010) registraram biomassa microbiana diminuta no período seco devido às mudanças no pH do solo e ao conteúdo gravimétrico de água. Não só o consumo de substratos foi menor, como as fontes de carbono consumidas nos dois períodos foi diferente, sugerindo que há mudanças na própria comunidade ou nos substratos preferenciais da comunidade existente de acordo com as condições do ambiente. Ward et al. (2010) afirmam que Acidobacterias são heterótrofos versáteis, com taxas metabólicas lentas em baixas condições nutricionais, capazes de tolerar flutuações hídricas sazonais típicas de ambientes savânicos.

O bioma Cerrado apresenta diversos tipos de fitofisionomias, de campos até florestas (Ribeiro e Walter 1998) e apresenta grande variação na atividade microbiana entre as fisionomias (Mendes et al. 2012). Apesar de ser possível considerar o Cerrado estudado como um ambiente homogêneo em termos de características vegetais e climáticas, pequenas alterações não mensuradas que ocorrem em microescala podem resultar em diferenças no comportamento dos organismos microscópicos do solo (Osaki e Netto 2009).

Conclusão

Diferentes estudos comparando sítios nativos preservados e com presença de espécies exóticas invasoras demonstraram que a biomassa, os nutrientes do solo ou a comunidade microbiana foram, em algum grau, afetados. Nosso estudo mostrou que a ocupação das áreas nativas por *Pinus* não causou até então mudanças significativas em características nutricionais na serapilheira e no solo. A dinâmica fisiológica do solo modificou com a variação na disponibilidade de água entre as estações de chuva e seca, mas essa variação não sofreu influência da ocorrência de pinheiros. A ausência de impactos causados pela invasão é surpreendente e muito positiva no contexto da conservação, já que se sabe que, ao combater a invasão, serão mínimos os danos sofridos pela comunidade. No entanto, a decisão de ação para controlar a invasão e extrair os pinheiros do Cerrado devem ser imediatas, pois não há qualquer segurança que a ocupação das áreas nativas pelas espécies exóticas não possa vir a modificar algumas propriedades e afetar os ciclos de nutrientes e o equilíbrio do ecossistema de forma importante.

Referências

- Araújo R, Goedert W J, Lacerda M P C (2007) Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 31: 1099-1108.
- Araujo, J.F., de Castro, A.P., Costa, M.M., Togawa, R.C., Junior, G.J., Quirino, B.F., Bustamante, M.M., Williamson, L., Handelsman, J., and Kruger, R.H (2012) Characterization of soil bacterial assemblies in Brazilian savanna-like vegetation reveals Acidobacteria dominance. *Microb. Ecol.*64: 760–770.
- Bocard D, Legendre P (2012) Is the Mantel correlogram powerful enough to be useful in ecological analysis? A simulation study. *Ecology* 93 (6): 1473-1481.
- Braga E P, Zenni R D, Hay J D (2014) A new invasive species in South America: *Pinus oocarpa* Schiede ex Schldl. *BioInvasions Records* 3: 207–211.
- Bresolin J D, Bustamante M M C, Krüger R H, Silva M R S S, Perez K S (2010) Structure and composition of bacterial and fungal community in soil under soybean monoculture in the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Microbiology* 41: 391-403
- Castro V H L, Schroeder L F, Quirino B F, Krüger R H, Barreto C C (2013) Acidobacteria from oligotrophic soil from the Cerrado can grow in a wide range of carbon source concentrations. *Canadian Journal of Microbiology* 59: 746-753.
- Chaves R Q, Corrêa G F (2005) Macronutrientes no sistema solo-*Pinus caribaea* Morelet em plantios apresentando amarelecimento das acículas e morte de plantas. *Revista Árvore* 29: 691-700.
- Chen F, Zheng H, Zhang K, Ouyang Z, Lan J, Li H, Shi Q (2013a) Changes in soil microbial community structure and metabolic activity following conversion from native *Pinus massoniana* plantations to exotic *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* 291: 65-72.

- Chen F, Zheng H, Zhang K, Ouyang Z, Wu Y, Shi Q, Li H (2013b) Non-linear impacts of *Eucalyptus* plantation stand age on soil microbial metabolic diversity. *Journal of Soils and Sediments* 13: 887-894.
- Coleman M D, Dickson R E, Isebrands J G (2000) Contrasting fine-root production, survival and soil CO₂ efflux in pine and poplar plantations. *Plant and Soil* 225: 129-139.
- Craine S I, Orians C M (2004) Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. *Biological Conservation* 116: 181–189.
- Doran J W, Zeiss M R (2000) Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15: 3-11.
- Dray S, Legendre P, Peres-Neto P R (2006) Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196: 483-493.
- Dvorak W S (2003) *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. Tropical Tree Seed Manual. http://www.rngr.net/publications/ttsm/species/PDF.2004-03-15.5703/at_download/file. Acessado em 12/03/2015.
- Ehrenfeld J G (2003) Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6, 503–523.
- Ellair D P, Platt W J (2013) Fuel composition influences fire characteristics and understory hardwoods in pine savanna. *Journal of Ecology* 101: 192–201.
- Fernandez C, Lelong B, Vila B, Jean-Philippe Mévy J, Robles C, Greff S, Dupouyet S, Bousquet-Mélou A (2006) Potential allelopathic effect of *Pinus halepensis* in the secondary succession: an experimental approach. *Chemoecology* 16: 97-105.
- Frazer G W, Canham C D, Lertzman K P (1999) Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs. Copyright 1999: Simon Fraser

University, Burnaby, BC, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York; (<http://www.rem.sfu.ca/forestry/index.htm> or <http://www.ecostudies.org>).

Garland J L, Mills A L (1991) Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 2351-2359.

Gross J (2003) *Linear regression*. 1th edition. New York: Springer-Verlag.

Johnson D, Leake J R, Lee J A (1998) Changes in soil microbial biomass and microbial activities in response to 7 years simulated pollutant nitrogen deposition on a heathland and two grasslands. *Environmental Pollution* 103: 239-250.

Kolm L (2001) Ciclagem de nutrientes e variações do microclima em plantações de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden manejadas através de desbastes progressivos. 73p. Dissertação (Mestrado Ciências Florestais). ESALQ. Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Häggblom M (2002) Exotic plant species alter the microbial dynamics in soils under exotic and native plant species. *Biological invasions* 1: 237-245.

Kozovits A R, Bustamante M M C, Garofalo C R, Bucci S, Franco A C, Goldstein G, Meinzer F C (2007) Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Functional Ecology* 21: 1034-1043.

Lilienfein J, Wilcke W, Ayarza M A, Vilela L, Lima S C, Zech W (2000) Soil acidification in *Pinus caribaea* forests on Brazilian savanna Oxisols. *Forest Ecology and Management* 128: 145-157.

Marimon Júnior B H, Hay J D (2008) A new instrument for measurement and collection of quantitative samples of the litter layer in forests. *Forest Ecology and Management* 255: 2244-2250.

McCune B, Mefford M J (2011). *PC-ORD*. Multivariate analysis of ecological data.

- Melo J T, Resck D V S (2002) Retorno ao solo de nutrientes de serrapilheira de *Pinus* no Cerrado do Distrito Federal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 75. Planaltina, DF.
- Mendes I C, Fernandes M F, Chaer G M, Reis Junior F B (2012) Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. Plant and Soil 359: 183-195.
- Miranda H S, Sato M N, Nascimento-Neto R, Aires F S (2009) Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. Pp. 427-450. In: M.A. Cochrane (ed.). Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics. Chichester, Springer-Praxis
- Moreira F M S, Siqueira J O (2006) Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2nd ed, UFLA, Lavras, Brasil.
- Nardoto G B, Bustamante M M C, Pinto A S, Klink C A (2006) Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. Journal of Tropical Ecology 22: 191-201.
- Nieto V M, Rodriguez J (2003) *Pinus caribaea* Morelet. Tropical Tree Seed Manual. http://www.rngr.net/publications/ttsm/species/PDF.2004-03-15.0410/at_download/file Acessado em 12/03/2015.
- Osaki F, Netto S P (2009) Flutuação da população de bactérias sob floresta ombrófila mista e povoamento de *Pinus taeda* L. Floresta 39: 845-852.
- Paiva A O, Rezende A V, Pereira R S (2011) Estoque de carbono em Cerrado *sensu strictu* do Distrito Federal. Revista Árvore 35: 527-538.
- Peres-Neto P R, Legendre P, Dray S, Borcard D (2006) Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. Ecology 87 (10): 2614-2625.

- Quesada C A, Miranda A C, Hodnett M G, Santos A J B, Miranda H S, Breyer L M (2004) Seasonal and depth variation of soil moisture in a burned open savanna (campo sujo) in central Brazil. *Ecological Applications* 14 Supplement: S33-S41.
- Quirino B F, Papas G J, Tagliaferro A C, Collevatti R G, Leonardez Neto E, Silva M R S S, Bustamante M M C, Krüger R H (2009) Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with soil of the savanna-like Cerrado vegetation. *Microbiological Research* 164: 59–70
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro J F, Walter B M T (1998) Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp. 89-169. In: S. M. Sano & S. P. Almeida (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa CPAC. Planaltina, DF.
- Silva L G, Mendes I C, Reis Junior F B, Fernandes M F, Melo J T, Kato E (2009) Atributos físicos, químicos e biológicos de um Latossolo de Cerrado em plantio de espécies florestais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44: 613-620.
- Smalla K, Wachtendorf U, Heuer H, Liu W, Forney L (1998) Analysis of BIOLOG GN Substrate Utilization Patterns by Microbial Communities. *Appl. Environ. Microbiol* 64: 1220-1225
- Souza L M, Schlemmer F, Alencar P M, Lopes A A C, Passos S R, Xavier G R, Fernandes M F, Mendes I C, Reis Junior F B (2012) Estrutura metabólica e genética de comunidades bacterianas em solo de Cerrado sob diferentes manejos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 47: 269-276.
- Viera M, Schumacher M V (2010) Variação mensal da deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus taeda* L. em área de campo nativo em Cambará do Sul-RS. *Revista Árvore* 34: 487-494.
- Ward N L, Challacombe J F, Janssen P H, Henrissat B, Coutinho P M, Wu M, Xie G, Haft D H, Sait M, Badger J, Barabote R D, Bradley B, Brettin T S, Brinkac L M,

Bruce D, Creasy T, Daugherty S C, Davidsen T M, DeBoy R T, Detter J C, Dodson R J, Durkin A S, Ganapathy A, Gwinn-Giglio M, Han C S, Khouri H, Kiss H, Kothari S P, Madupu R, Nelson K E, Nelson W C, Paulsen I, Penn K, Ren Q, Rosovitz M J, Selengut J D, Shrivastava S, Sullivan S A, Tapia R, Thompson L S, Watkins K L, Yang Q, Yu C, Zafar N, Zhou L, Kuske C R (2009) Three genomes from the phylum Acidobacteria provide insight into the lifestyles of these microorganisms in soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 75 (7): 2046–2056

Zak J C, Willig M R, Moorhead D L, Wildman H G (1994) Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1101-1108.

Zak D R, Holmes W E, White D C, Peacock A D, Tilman D (2003) Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? *Ecology* 84: 2042-2050.

Zhang C B, Wang J, Qian B Y, Li W H (2009) Effects of the invader *Solidago canadensis* on soil properties. *Applied Soil Ecology* 43: 163-169.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente existe um conhecimento sólido acerca das causas das invasões biológicas e os processos que uma espécie exótica passa até que seja uma espécie invasora. Também se sabe que os efeitos da invasão podem ser bastante variados, a depender das condições do ambiente e da espécie que o ocupa. No Brasil, pesquisas envolvendo espécies invasoras são consideravelmente recentes, principalmente as realizadas em áreas de Cerrado. A pesquisa realizada durante o período do doutorado com populações de pinheiros invasores dentro de área protegida de Cerrado foi pioneira e todos os seus resultados são inéditos.

Os resultados evidenciam que, mesmo em área de solo com baixa concentração de nutrientes, duas espécies lenhosas exóticas conseguiram se estabelecer e se disseminar de tal forma a mudar a arquitetura da vegetação nativa. Assim, os resultados abrem novas possibilidades de pesquisas de fitossociologia, que ajudem a compreender o quanto as populações modificaram a composição da comunidade lenhosa e herbácea.

O adensamento do dossel também pode trazer modificações para as atividades decompositoras através do sombreamento e do impedimento de raios solares diretamente sobre o solo. Também fica a lacuna sobre o a modificação da composição florística do Cerrado invadido afeta de alguma forma a fauna local e se os recursos para a fauna são afetados diretamente pela invasão por espécies de *Pinus*.

Outrossim, ainda que não tenham sido observadas modificações significativas nos perfis fisiológicos de solos de Cerrado sob serapilheira de pinheiros quando comparados aos solos sob material

nativo, não se pode inferir que a comunidade bacteriana permaneça inalterada.

A invasão que está acontecendo no Jardim Botânico de Brasília é de possível controle e, melhor ainda, seus administradores tem interesse de lidar com ela. Minha pesquisa propôs algumas estratégias de manejo que podem funcionar como direcionadores para ações de combate. No entanto, independente da decisão da direção do Jardim Botânico, faz-se necessário monitorar e periodicamente quantificar as populações invasoras a fim de serem geradas informações que subsidiem uma simulação mais realista da invasão.

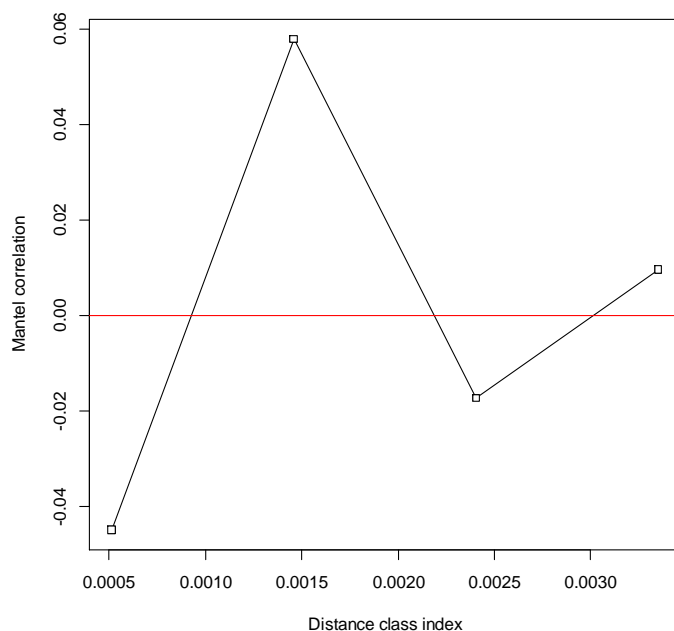
ANEXOS

ANEXO I

VERIFICAÇÃO DE CORRELOGRAMAS (Dependência espacial)

- Correlograma da comunidade (Chuva)

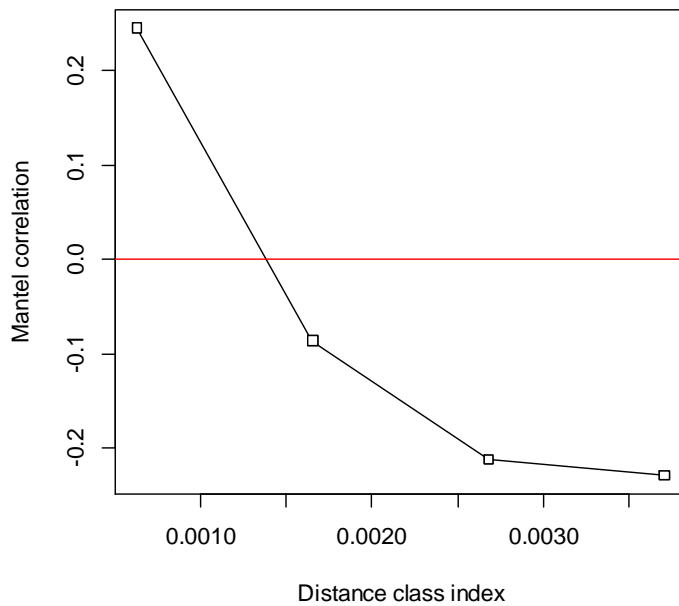
```
> (correlog.comu<-mantel.correlog(D.eco=dist(comunidade),XY=coord.xy))
Mantel Correlogram Analysis
mantel.correlog(D.eco = dist(comunidade), XY = coord.xy)
  class.index      n.dist Mantel.cor Pr(Mantel) Pr(corrected)
D.cl.1 0.00051272 54.00000000 -0.04490415    0.258      0.258
D.cl.2 0.00145816 46.00000000  0.05780346    0.261      0.516
D.cl.3 0.00240361 52.00000000 -0.01727985    0.468      0.774
D.cl.4 0.00334905 78.00000000  0.00957437    0.473      1.000
D.cl.5 0.00429449 58.00000000          NA          NA          NA
D.cl.6 0.00523994 64.00000000          NA          NA          NA
D.cl.7 0.00618538 14.00000000          NA          NA          NA
D.cl.8 0.00713082 42.00000000          NA          NA          NA
D.cl.9 0.00807627 12.00000000          NA          NA          NA
> plot(correlog.comu)
```



CONCLUSÃO: Não foi observada autocorrelação espacial entre os consumos de fontes de carbono entre os pontos de coleta do período chuvoso.

- Correlograma da comunidade (seca)

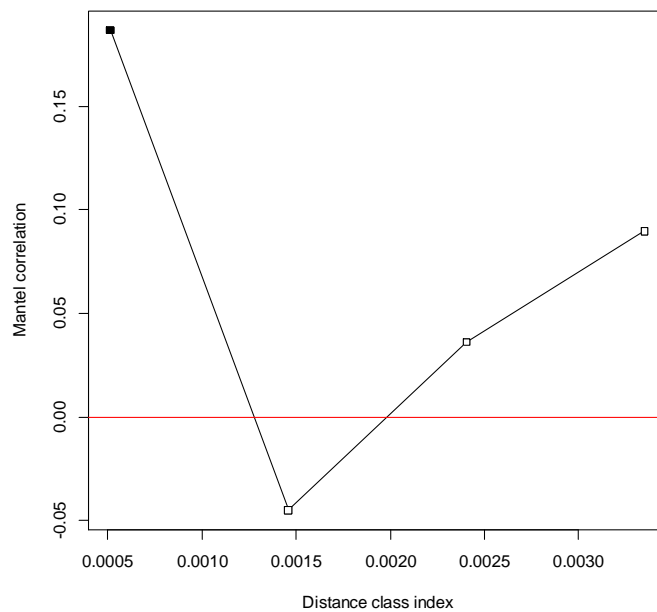
```
> (correlog.comu<-mantel.correlog(D.eco=dist(comunidade.seca),XY=xyseca))
Mantel Correlogram Analysis
Call:
mantel.correlog(D.eco = dist(comunidade.seca), XY = xyseca)
  class.index      n.dist Mantel.cor Pr(Mantel) Pr(corrected)
D.cl.1 0.00062636 26.00000000  0.24481954    0.076      0.076
D.cl.2 0.00165325  6.00000000 -0.08632434    0.261      0.261
D.cl.3 0.00268014  6.00000000 -0.21232433    0.092      0.228
D.cl.4 0.00370704 14.00000000 -0.22893495    0.102      0.304
D.cl.5 0.00473393 20.00000000          NA          NA          NA
D.cl.6 0.00576082 30.00000000          NA          NA          NA
D.cl.7 0.00678771 22.00000000          NA          NA          NA
D.cl.8 0.00781460  8.00000000          NA          NA          NA
> plot(correlog.comu)
```



CONCLUSÃO: Não foi observada autocorrelação espacial entre os consumos de fontes de carbono entre os pontos de coleta do período seco.

- Correlograma da serrapilheira

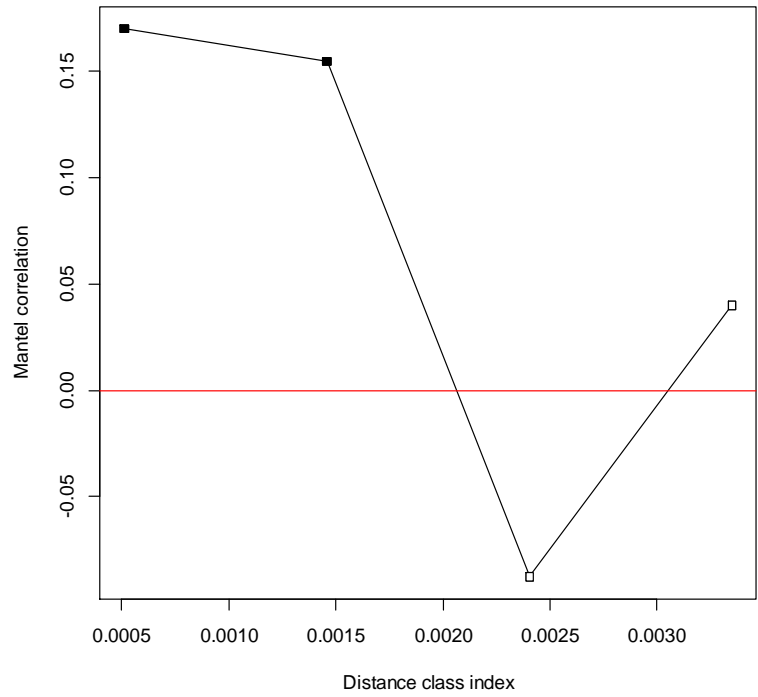
```
> (correlog.lit<-mantel.correlog(D.eco=dist(scale(liteira)),XY=coord.xy))
Mantel Correlogram Analysis
Call:
mantel.correlog(D.eco = dist(scale(liteira)), XY = coord.xy)
  class.index  n.dist  Mantel.cor Pr(Mantel) Pr(corrected)
D.c.l.1  0.00051272 54.00000000  0.18663638  0.001  0.001 ***
D.c.l.2  0.00145816 46.00000000 -0.04497859  0.288  0.288
D.c.l.3  0.00240361 52.00000000  0.03605504  0.364  0.576
D.c.l.4  0.00334905 78.00000000  0.08973887  0.184  0.552
D.c.l.5  0.00429449 58.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.6  0.00523994 64.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.7  0.00618538 14.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.8  0.00713082 42.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.9  0.00807627 12.00000000      NA      NA      NA
> plot(correlog.lit)
```



CONCLUSÃO: Foi observada autocorrelação espacial em Lag 1 entre as amostras de serapilheira.

- Correlograma de solo

```
> (correlog.solo<-mantel.correlog(D.eco=dist(scale(solo)),XY=coord.xy))
Mantel Correlogram Analysis
Call:
mantel.correlog(D.eco = dist(scale(solo)), XY = coord.xy)
  class.index  n.dist  Mantel.cor Pr(Mantel) Pr(corrected)
D.c.l.1  0.00051272  54.00000000  0.16992867  0.002  0.002 **
D.c.l.2  0.00145816  46.00000000  0.15464523  0.037  0.037 *
D.c.l.3  0.00240361  52.00000000 -0.08772176  0.162  0.162
D.c.l.4  0.00334905  78.00000000  0.03993040  0.314  0.324
D.c.l.5  0.00429449  58.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.6  0.00523994  64.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.7  0.00618538  14.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.8  0.00713082  42.00000000      NA      NA      NA
D.c.l.9  0.00807627  12.00000000      NA      NA      NA
> plot(correlog.solo)
```



CONCLUSÃO: Foi observada autocorrelação espacial em Lag 1 e Lag 2 entre as amostras de solo.

ANEXO II

VERIFICAÇÃO DE INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DE PINHEIROS SOBRE AS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES DE SOLO E SERAPILHEIRA

- Variável espacial (PCNM - principal coordinates of neighbor matrices)

```
> solo.PCNM.vegan<-pcnm(dist(coord.xy))
> positivos<-which(solo.PCNM.vegan$values>0.00000001) #verifiquei quais eram valores positivos
> positivos
[1] 1 2 3 4 5 6 7 8
> PCNM<-solo.PCNM.vegan[1:8]
> PCNM
$vectors
      PCNM1      PCNM2      PCNM3      PCNM4      PCNM5
Pi12 -0.1502004 -0.0280122209  0.04242348  0.07158802 -0.0001404025
Ce13 -0.1501865 -0.0283184913  0.04660901  0.06885280  0.0081406734
Ce14 -0.1501256 -0.0213115402  0.04788555  0.06573649  0.0121931236
Pi15 -0.1498564 -0.0159821821  0.04779780  0.06409821  0.0130385178
Pi09 -0.1479321 -0.0497265496  0.05338726  0.07130511  0.0157266569
Pi11 -0.1342305 -0.3040427562  0.16866491 -0.59908307 -0.0052260056
Ce10 -0.1478369 -0.0502841674  0.05595487  0.06975204  0.0206775221
Ce08 -0.1482281 -0.0479631992  0.05328610  0.07078612  0.0160755074
Pi19 -0.1468411  0.0013441555  0.01327325  0.08210456 -0.0537523405
Pi18 -0.1088885 -0.0001068847 -0.66549309 -0.13861781 -0.0476667261
Pi01  0.3439733  0.0025640678  0.15172767  0.03710978 -0.5463211895
Ce02  0.3440015  0.0025650384  0.15177321  0.03711958 -0.5442508761
Pi07 -0.1026968 -0.6482496473 -0.06627357  0.29354721 -0.0013143320
Ce22 -0.1319083  0.3326734827  0.12814471 -0.34062442  0.0434494588
Pi03  0.3347226  0.0026273109 -0.61809108 -0.16315593  0.0004206526
Ce04  0.3476285  0.0026959829  0.11617217  0.02490905  0.3934610011
Ce05  0.3479612  0.0027068942  0.11903496  0.02579427  0.3510749041
Pi06  0.3480277  0.0027090700  0.11947550  0.02593020  0.3410141033
Pi20 -0.1334966  0.3431958146  0.08389049 -0.31717024 -0.0441951283
Ce21 -0.1175306  0.4992302116 -0.10230964  0.49467089  0.0028967417
Ce16 -0.1463562  0.0016856103  0.05266644  0.05534714  0.0246981375
      PCNM6      PCNM7      PCNM8
Pi12 -0.090413788 -0.007963189  5.576879e-03
Ce13  0.002786326 -0.032005526  5.837798e-03
Ce14  0.125795417  0.067529981  6.280738e-03
Pi15  0.193655279  0.148165836  5.681646e-03
Pi09 -0.136410066 -0.385522734 -3.965136e-03
Pi11 -0.037833279  0.018527032 -5.322049e-07
Ce10 -0.084593982 -0.405830129 -4.166183e-03
Ce08 -0.113779638 -0.358534352 -2.699901e-03
Pi19 -0.392463149  0.569446865 -7.203608e-03
Pi18  0.006611914 -0.005053139  1.459360e-03
Pi01  0.033786173 -0.021758933 -8.048443e-02
Ce02  0.033559064 -0.021565819  3.753873e-02
Pi07  0.019832552  0.048388068 -1.443240e-05
Ce22  0.472656366 -0.154711173 -1.849000e-03
Pi03  0.035810007 -0.039285532  7.453618e-06
Ce04 -0.036451140  0.027000088 -7.984369e-01
Ce05 -0.033999465  0.025551562  3.962345e-01
Pi06 -0.033276132  0.025031524  4.442271e-01
Pi20 -0.486375294  0.143566996  1.819265e-03
Ce21 -0.004970968 -0.032691634 -4.866063e-06
Ce16  0.526073805  0.391714206 -5.838489e-03
$values
[1] 1.013634e-03  2.291421e-04  1.054905e-04  8.582567e-05  1.298366e-05
[6] 1.032336e-05  8.665275e-06  1.179860e-07 -1.850557e-08 -8.733293e-05
[11] -9.685692e-05 -1.528598e-04
```

- prDA nutrientes de solo em relação à presença de Pinheiros, considerando variável espacial

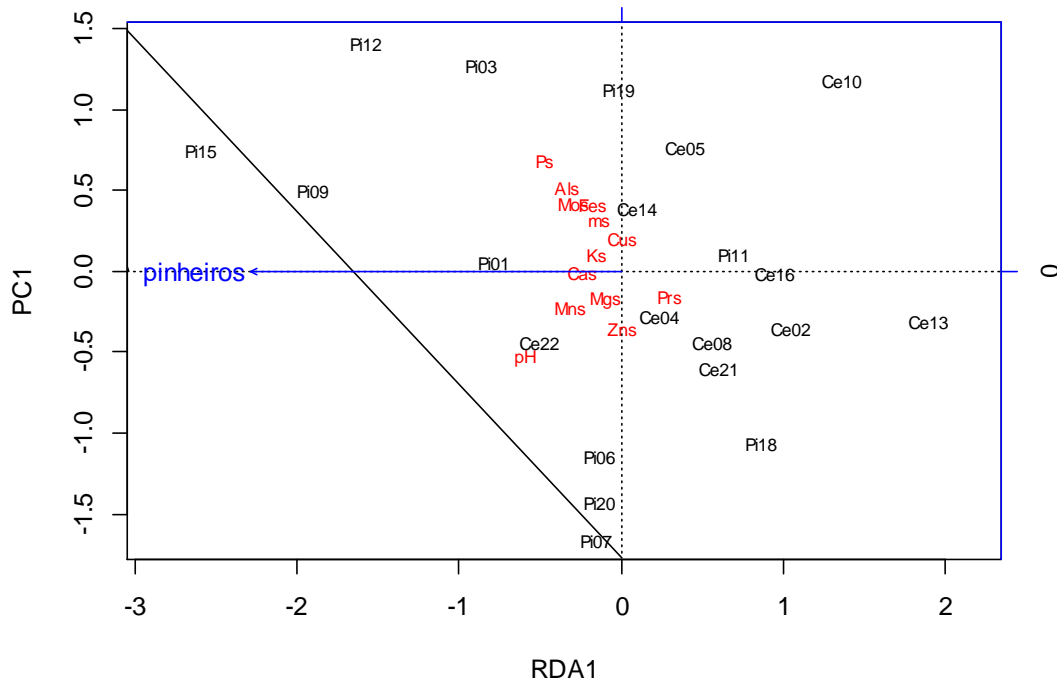
pRDA Solo x Ocorrência de Pinheiros

```

> modelo.solo<-rda(solo~pinheiros+Condition(PCNM$variables), scale=TRUE)
> modelo.solo
Call: rda(formula = solo ~ pinheiros + Condition(PCNM$variables), scale =
TRUE)

          Inertia Proportion Rank
Total      13.0000      1.0000
Conditional  7.1660      0.5513      8
Constrained  0.8930      0.0687      1
Unconstrained 4.9400      0.3800     11
Inertia is correlations
Eigenvalues for constrained axes:
  RDA1
0.8934
Eigenvalues for unconstrained axes:
  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5  PC6  PC7  PC8  PC9  PC10  PC11
1.4181 1.3710 0.8789 0.5120 0.2510 0.2002 0.1582 0.1053 0.0283 0.0137 0.0036
> summary(modelo.solo)
Call:
rda(formula = solo ~ pinheiros + Condition(PCNM$variables), scale = TRUE)
Partitioning of correlations:
          Inertia Proportion
Total      13.0000      1.00000
Conditioned  7.1664      0.55126
Constrained  0.8934      0.06873
Unconstrained 4.9402      0.38001
Eigenvalues, and their contribution to the correlations
after removing the contribution of conditioning variables
Importance of components:
          RDA1  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5  PC6
Eigenvalue    0.8934 1.4181 1.3710 0.8789 0.51198 0.25099 0.20016
Proportion Explained 0.1532 0.2431 0.2350 0.1507 0.08776 0.04302 0.03431
Cumulative Proportion 0.1532 0.3962 0.6313 0.7819 0.86968 0.91270 0.94701
          PC7  PC8  PC9  PC10  PC11
Eigenvalue    0.15824 0.10528 0.02830 0.01369 0.003592
Proportion Explained 0.02713 0.01805 0.00485 0.00235 0.000620
Cumulative Proportion 0.97414 0.99219 0.99704 0.99938 1.000000
Accumulated constrained eigenvalues
Importance of components:
  RDA1
Eigenvalue    0.8934
Proportion Explained 1.0000
Cumulative Proportion 1.0000
Scaling 2 for species and site scores
* Species are scaled proportional to eigenvalues
* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions
* General scaling constant of scores: 4.015534
Species scores
          RDA1  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5
pH -0.5980220 -0.5157905 0.2133 0.174178 0.42906 0.009085
Ps -0.4742523 0.6941359 0.2209 -0.006501 -0.06895 -0.046497
Ks -0.1589814 0.1097496 -0.4114 -0.122515 0.23845 0.404387
Cas -0.2409887 0.0009934 0.1489 -0.590637 -0.24246 0.135260
Mgs -0.0976825 -0.1674078 -0.2433 -0.178215 0.15235 0.001616
Als -0.3333356 0.5322273 -0.4819 -0.088556 0.09813 -0.081968
ms -0.1350659 0.3176138 -0.3659 0.256217 0.16123 -0.220300
Mos -0.2888394 0.4281918 -0.1296 -0.271791 0.05166 -0.030649
Prs 0.3030338 -0.1410451 -0.6706 -0.024781 -0.22488 0.020064
Cus 0.0010284 0.2142824 0.3056 -0.345092 0.21005 -0.052026
Mns -0.3152772 -0.2161309 0.2771 -0.499476 0.05395 -0.181781
Fes -0.1694349 0.4152820 0.2486 -0.021303 0.35904 0.091798
Zns 0.0008953 -0.3442402 -0.5394 -0.383537 0.20622 -0.162685
Biplot scores for constraining variables
          RDA1 PC1 PC2 PC3 PC4 PC5
pinheiros -0.7188 0 0 0 0 0
> plot(modelo.solo)

```



```
> anova(modelo.solo)
Permutation test for rda under reduced model
Permutation: free
Number of permutations: 999
Model: rda(formula = solo ~ pinheiros + Condition(PCNM$variables), scale = TRUE)
      Df Variance      F Pr(>F)
Model   1  0.8934 1.9893  0.08 .
Residual 11  4.9402
```

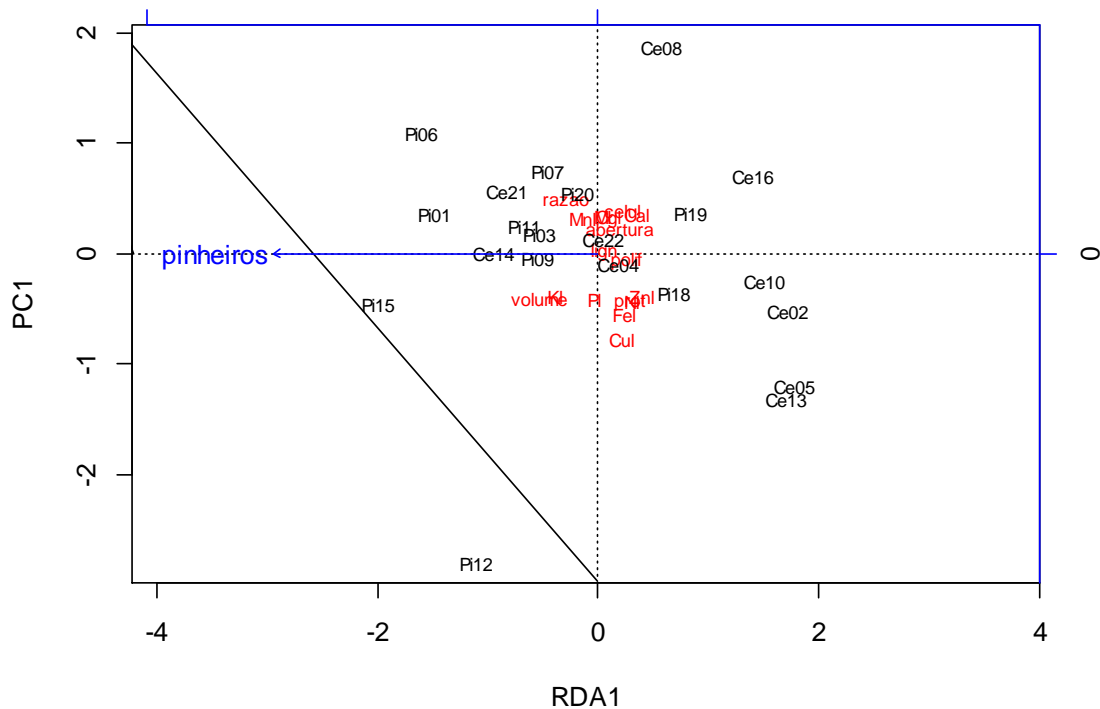
- pRDA nutrientes de serapilheira em relação à presença de Pinheiros, considerando variável espacial

```
> modelo.lit<-rda(liteira~pinheiros+Condition(PCNM$variables), scale=TRUE)
> modelo.lit
Call: rda(formula = liteira ~ pinheiros + Condition(PCNM$variables),
scale = TRUE)
      Inertia Proportion Rank
Total      17.0000      1.0000
Conditional  9.1810      0.5401  8
Constrained  1.1280      0.0663  1
Unconstrained 6.6910      0.3936 11
Inertia is correlations
Eigenvalues for constrained axes:
  RDA1
1.1279
Eigenvalues for unconstrained axes:
  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5  PC6  PC7  PC8  PC9  PC10  PC11
2.5632 1.1680 0.9976 0.5841 0.4906 0.3591 0.2141 0.1515 0.0862 0.0656 0.0106
> summary(modelo.lit)
Call:
rda(formula = liteira ~ pinheiros + Condition(PCNM$variables),
scale = TRUE)
Partitioning of correlations:
      Inertia Proportion
Total      17.000  1.00000
Conditioned  9.181  0.54009
Constrained  1.128  0.06635
Unconstrained 6.691  0.39357
Eigenvalues, and their contribution to the correlations
after removing the contribution of conditioning variables
Importance of components:
```

```

          RDA1  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5  PC6
Eigenvalue  1.1279 2.5632 1.1680 0.9976 0.5841 0.49063 0.35912
Proportion Explained 0.1443 0.3278 0.1494 0.1276 0.0747 0.06275 0.04593
Cumulative Proportion 0.1443 0.4721 0.6215 0.7491 0.8238 0.88652 0.93246
          PC7  PC8  PC9  PC10  PC11
Eigenvalue  0.21413 0.15152 0.08622 0.06565 0.01058
Proportion Explained 0.02739 0.01938 0.01103 0.00840 0.00135
Cumulative Proportion 0.95984 0.97922 0.99025 0.99865 1.00000
Accumulated constrained eigenvalues
Importance of components:
          RDA1
Eigenvalue  1.128
Proportion Explained 1.000
Cumulative Proportion 1.000
Scaling 2 for species and site scores
* Species are scaled proportional to eigenvalues
* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions
* General scaling constant of scores: 4.294076
Species scores
          RDA1  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5
polif  0.25866 -0.04150 0.22415 -0.03128 0.007876 -0.422568
lign  0.05466 0.03414 -0.30473 -0.05560 0.026514 0.019033
celul  0.22360 0.41423 0.49213 0.10949 -0.163287 0.261372
Pl  -0.03239 -0.40510 0.31848 -0.10327 0.243494 -0.051596
Kl  -0.39164 -0.37771 -0.31936 -0.63654 -0.022600 -0.198035
Ca  0.33595 0.36267 0.13442 0.45252 -0.135175 -0.324356
Mg  0.08074 0.33644 -0.04954 -0.20631 0.192966 0.137368
Cu  0.20087 -0.76432 0.12160 0.14397 -0.050023 -0.125721
Fe  0.22940 -0.53707 -0.35519 0.35163 -0.051684 0.044009
Zn  0.38739 -0.37263 -0.11019 0.13907 0.279344 0.235165
Mn  -0.14425 0.33510 -0.01993 -0.04441 0.143331 -0.010808
Cl  0.03437 0.35155 0.30059 -0.29756 0.214009 -0.006794
Nl  0.29269 -0.41665 0.38282 -0.07843 0.065728 0.017814
prot  0.27817 -0.41960 0.31333 -0.04055 0.085681 -0.005162
razao -0.29377 0.49746 -0.38940 0.02802 0.069011 -0.090237
profundidade -0.52795 -0.39020 -0.01973 -0.16694 -0.440418 0.192165
abertura 0.19119 0.23982 0.13037 -0.33477 -0.361693 -0.018430
Biplot scores for constraining variables
          RDA1 PC1 PC2 PC3 PC4 PC5
pinheiros -0.7188 0 0 0 0 0
> plot(modelo.lit)

```

```
> anova(modelo.lit)
Permutation test for rda under reduced model
Permutation: free
Number of permutations: 999
```

```
Model: rda(formula = liteira ~ pinheiros + Condition(PCNM$variables), scale = TRUE)
      Df Variance      F Pr(>F)
Model   1  1.1279  1.8543  0.087 .
Residual 11  6.6907
```

CONCLUSÃO: a presença de pinheiros não provocou mudanças significativas nas concentrações de nutrientes da serapilheira.

- pRDA comunidade em relação à presença de Pinheiros

```
> modelo.comunidade<-rda(comunidade~pinheiros)
> modelo.comunidade
Call: rda(formula = comunidade ~ pinheiros)
      Inertia Proportion Rank
Total      5.3010      1.0000
Constrained  0.1550      0.0293    1
Unconstrained 5.1460      0.9707   19
Inertia is variance
Eigenvalues for constrained axes:
  RDA1
0.15542
Eigenvalues for unconstrained axes:
  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5  PC6  PC7  PC8
1.9565 0.8738 0.7865 0.2967 0.2505 0.2153 0.1599 0.1389
(Shown only 8 of all 19 unconstrained eigenvalues)
> summary(modelo.comunidade)
```

```
Call:
rda(formula = comunidade ~ pinheiros)
Partitioning of variance:
      Inertia Proportion
Total      5.3014      1.0000
```

Constrained 0.1554 0.02932
 Unconstrained 5.1460 0.97068
 Eigenvalues, and their contribution to the variance

Importance of components:

	RDA1	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Eigenvalue	0.15542	1.9565	0.8738	0.7865	0.29675	0.25046	0.21533
Proportion Explained	0.02932	0.3691	0.1648	0.1484	0.05597	0.04724	0.04062
Cumulative Proportion	0.02932	0.3984	0.5632	0.7116	0.76754	0.81479	0.85540
	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13
Eigenvalue	0.15994	0.1389	0.12547	0.0700	0.06561	0.05726	0.04025
Proportion Explained	0.03017	0.0262	0.02367	0.0132	0.01238	0.01080	0.00759
Cumulative Proportion	0.88557	0.9118	0.93544	0.9486	0.96102	0.97182	0.97941
	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19	
Eigenvalue	0.03018	0.02525	0.02248	0.01631	0.009443	0.005489	
Proportion Explained	0.00569	0.00476	0.00424	0.00308	0.001780	0.001040	
Cumulative Proportion	0.98510	0.98987	0.99411	0.99718	0.998960	1.000000	

Accumulated constrained eigenvalues

Importance of components:

	RDA1
Eigenvalue	0.1554
Proportion Explained	1.0000
Cumulative Proportion	1.0000

Scaling 2 for species and site scores

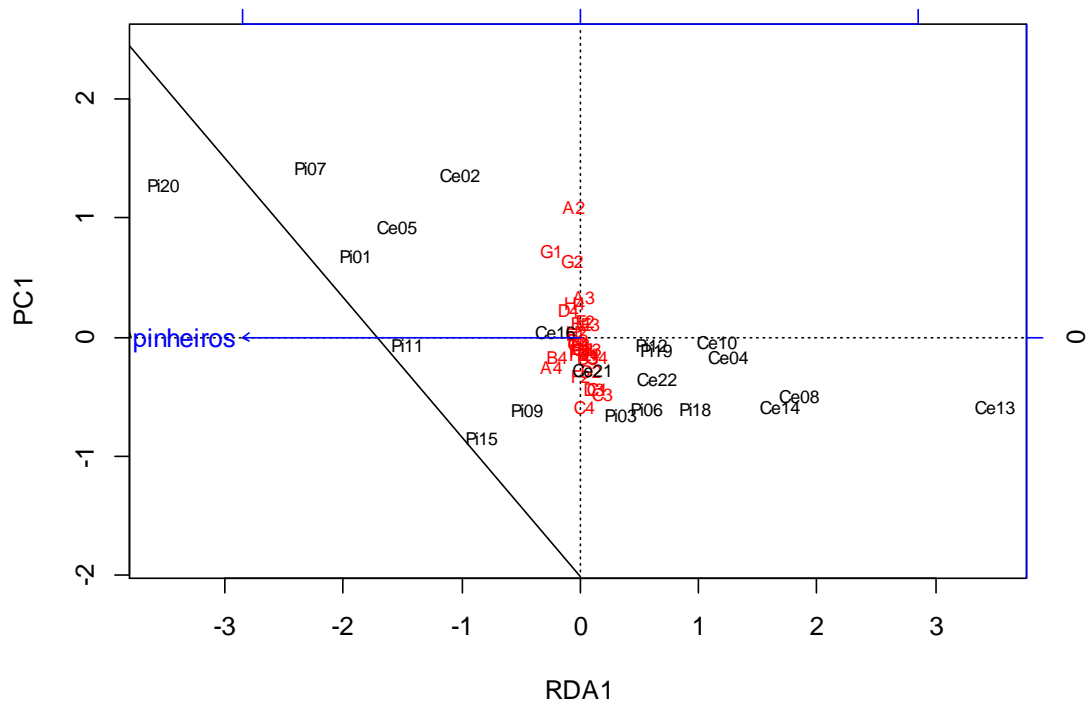
- * Species are scaled proportional to eigenvalues
- * Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions
- * General scaling constant of scores: 3.208896

Species scores

	RDA1	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
B1	-0.004002	0.13415	0.078164	0.291564	-0.231452	0.061344
C1	0.131633	-0.41918	-0.048887	0.005495	-0.121492	0.083867
D1	0.060647	-0.12256	0.411470	-0.218861	-0.032849	0.041151
E1	0.002683	-0.04341	0.010914	-0.007674	0.030394	0.033848
F1	-0.043868	0.03792	-0.050554	-0.011739	0.016925	-0.006418
G1	-0.244547	0.74398	0.137925	-0.217392	0.013950	-0.141504
H1	-0.007398	-0.12666	-0.015742	-0.124960	-0.002267	-0.077153
A2	-0.052903	1.10478	-0.027367	-0.009964	0.080478	0.209294
B2	-0.030791	-0.01740	0.002904	-0.017271	0.020867	0.056121
C2	0.015628	-0.08489	0.087443	-0.161824	0.014668	0.130785
D2	0.080257	-0.26489	-0.349140	-0.139668	-0.234651	0.187834
E2	0.043387	0.15388	0.038244	0.124516	-0.012253	-0.137710
F2	0.002935	-0.30682	0.175299	0.544077	0.026746	-0.093444
G2	-0.068492	0.65280	0.037817	0.130542	0.287151	-0.009438
H2	-0.044683	0.05622	-0.048960	0.005421	-0.040279	-0.021721
A3	0.034187	0.36120	0.351268	0.348369	-0.176390	-0.112044
B3	0.050420	-0.16543	-0.073257	0.175448	-0.088126	0.034630
C3	0.173031	-0.46723	0.005727	-0.024342	0.078750	-0.027147
D3	0.106301	-0.42003	0.248579	0.073801	0.353109	-0.116751
E3	0.088943	0.12212	0.024855	0.016120	-0.121574	0.040474
F3	-0.009398	-0.08766	0.131976	-0.367166	-0.078047	-0.053994
G3	-0.012827	-0.03746	0.041948	0.037131	-0.007846	-0.020011
H3	0.087883	-0.07440	0.117770	-0.654726	0.153517	0.118493
A4	-0.242365	-0.22993	-0.462244	0.071978	0.300500	-0.044922
B4	-0.203808	-0.14964	-0.505914	0.379874	0.133117	0.250769
C4	0.029855	-0.56563	0.143088	-0.126344	-0.075705	-0.017196
D4	-0.102597	0.24780	-0.742270	-0.239054	-0.142387	-0.358151
E4	0.080847	-0.11939	0.231481	0.040921	-0.006359	0.070732
F4	-0.006126	-0.06481	0.103242	0.080369	-0.019322	-0.231005
G4	0.135629	-0.15226	-0.020971	-0.040756	-0.023452	0.007095
H4	-0.050459	0.30482	-0.034810	0.036114	-0.095722	0.142174

Biplot scores for constraining variables

	RDA1	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
pinheiros	-1	0	0	0	0	0



```

> anova(modelo.comunidade)
Permutation test for rda under reduced model
Permutation: free
Number of permutations: 999
Model: rda(formula = comunidade ~ pinheiros)
      Df Variance      F Pr(>F)
Model   1  0.1554 0.5738 0.788
Residual 19  5.1460

```

ANEXO III

VERIFICAÇÃO DE INFLUÊNCIA DE NUTRIENTES NO PERFIL FISIOLÓGICO DO SOLO

- Modelo somente com nutrientes de solo

```

> comu.solo<-rda(comunidade~solo.s,scale=FALSE)
> comu.solo
Call: rda(formula = comunidade ~ solo.s, scale = FALSE)
      Inertia Proportion Rank
Total      5.3010      1.0000
Constrained 3.3590      0.6337  13
Unconstrained 1.9420      0.3663   7
Inertia is variance
Eigenvalues for constrained axes:
  RDA1  RDA2  RDA3  RDA4  RDA5  RDA6  RDA7  RDA8  RDA9  RDA10  RDA11
1.4155 0.6815 0.4069 0.2023 0.1747 0.1421 0.0852 0.0737 0.0578 0.0480 0.0320
  RDA12  RDA13
0.0245 0.0152
Eigenvalues for unconstrained axes:
  PC1  PC2  PC3  PC4  PC5  PC6  PC7
0.7918 0.4556 0.2849 0.1601 0.1059 0.0838 0.0600
> anova(comu.solo)
Permutation test for rda under reduced model
Permutation: free
Number of permutations: 999
Model: rda(formula = comunidade ~ solo.s, scale = FALSE)
      Df Variance      F Pr(>F)
Model  13  3.3594 0.9315  0.624
Residual 7  1.9420
> vif.cca(comu.solo)
 solo.sPH solo.sPs solo.sKs solo.sCas solo.sMgs solo.sAls solo.sms solo.sMos
2.449137 4.116542 4.147097 19.668319 9.084646 54.327106 77.004018 4.692849
 solo.sPrs solo.sCus solo.sMns solo.sFes solo.sZns
3.103654 2.956621 6.145132 3.302537 3.087632
> solo.s2<-solo.s[,c(1:6,8:13)] #Retirando matéria orgânica
> comu.solo2<-rda(comunidade~solo.s2,scale=FALSE)
> anova(comu.solo2)
(...)

```

Variáveis do modelo	Valor estatístico	significância	Degrees of freedom
pH, Ps, Ks, Cas, Mgs, Als, ms*, Mos, Prs, Cus, Mns, Fes, Zns	0.9315	0.624	DF: 13,7
pH, Ps, Ks, Cas, Mgs, Als, Mos, Prs, Cus, Mns*, Fes, Zns	1.0138	0.467	DF: 12,8 * no VIF, todos < 10
A partir daqui, todos os valores de VIF foram menores que 10. Continuei retirando as variáveis de maior valor, para tentar perceber se havia uma relação mais fina entre variáveis.			
pH, Ps, Ks, Cas, Mgs*, Als, Mos, Prs, Cus, Fes, Zns	1.05	0.433	DF: 11,9
pH, Ps, Ks, Cas, Als*, Mos, Prs, Cus, Fes, Zns	0.9285	0.619	DF: 10,10
pH, Ps, Ks, Cas, Mos, Prs, Cus, Fes*, Zns	0.9847	0.516	DF: 9,11
pH, Ps*, Ks, Cas, Mos, Prs, Cus, Zns	1.0814	0.322	DF: 8,12
pH, Ks, Cas*, Mos, Prs, Cus, Zns	1.1332	0.295	DF: 7,13
pH, Ks, Mos, Prs, Cus, Zns*	1.1643	0.287	DF: 6,14
pH, Ks, Mos, Prs, Cus*	1.1095	0.301	DF: 5,15
pH*, Ks, Mos, Prs	1.1853	0.231	DF: 4,16
Ks*, Mos, Prs	1.1767	0.274	DF: 3,17
Mos, Prs*	1.061	0.383	DF: 2,18
Mos	0.9932	0.413	DF: 1,19

CONCLUSÃO: não existe influência entre os nutrientes no solo e o perfil metabólico da comunidade

- Modelo somente com nutrientes de serapilheira

```
> modelo3<-rda(comunidade~lit.s,scale=FALSE)
> anova(modelo3)
Permutation test for rda under reduced model
Permutation: free
Number of permutations: 999
Model: rda(formula = comunidade ~ lit.s, scale = FALSE)
      Df Variance      F Pr(>F)
Model  17  4.4951 0.9838  0.586
Residual 3   0.8063
> modelo3
Call: rda(formula = comunidade ~ lit.s, scale = FALSE)
      Inertia Proportion Rank
Total      5.3010      1.0000
Constrained 4.4950      0.8479  17
Unconstrained 0.8060      0.1521   3
Inertia is variance
Eigenvalues for constrained axes:
  RDA1  RDA2  RDA3  RDA4  RDA5  RDA6  RDA7  RDA8  RDA9  RDA10  RDA11
1.7851 0.7379 0.6456 0.2700 0.2263 0.2023 0.1398 0.1146 0.0828 0.0670 0.0620
  RDA12  RDA13  RDA14  RDA15  RDA16  RDA17
0.0551 0.0347 0.0244 0.0216 0.0200 0.0059
Eigenvalues for unconstrained axes:
  PC1  PC2  PC3
0.3298 0.2663 0.2102
> vif.cca(modelo3)
      lit.spolif      lit.slign      lit.scelul      lit.sPl      lit.sKl
      4.204147      3.305257      6.555734      4.760056      2.738697
      lit.sCal      lit.sMgl      lit.sCul      lit.sFel      lit.sZnl
      5.609413      12.762312      8.998315      16.320550      9.341259
      lit.sMnl      lit.sCl      lit.sNl      lit.sprot      lit.srazao
      5.434728      99.885995      2243.982154      902.464730      326.708882
      lit.sprofundidade lit.sabertura
      5.190155      3.359628
> anova(modelo3)
Permutation test for rda under reduced model
Permutation: free
Number of permutations: 999
Model: rda(formula = comunidade ~ lit.s, scale = FALSE)
      Df Variance      F Pr(>F)
Model  17  4.4951 0.9838  0.552
Residual 3   0.8063
> lit.s2<-lit.s[,c(1:12,14:17)] #Retirando N de liteira.
(...)
```

Variáveis do modelo	Valor estatístico	significância	Degrees of freedom
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Mgl, Cul, Fel, Znl, Mnl, Nl*, Cl, prot, razao, profundidade, abertura	0.9838	0.552	DF: 17,3
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Mgl, Cul, Fel, Znl, Mnl, Cl, prot, razao*, profundidade, abertura	1.012	0.537	DF: 16,4
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Mgl, Cul, Fel*, Znl, Mnl, Cl, prot, profundidade, abertura	0.748	0.872	DF: 15,5
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Mgl, Cul, Znl*, Mnl, Cl, prot, profundidade, abertura	0.7542	0.888	DF: 14,6 * Todos com VIF < 10

A partir daqui, todos os valores de VIF foram menores que 10. Continuei retirando as variáveis de maior valor, para tentar perceber se havia uma relação mais fina entre variáveis.

Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Mgl, Cul, Mnl, Cl, prot*, profundidade, abertura	0.8108	0.798	DF: 13,7
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Mgl*, Cul, Mnl, Cl, profundidade, abertura	0.7438	0.905	DF: 12,8
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal, Cul, Mnl, Cl*, profundidade, abertura	0.7806	0.835	DF: 11,9
Polif, lign, celul, Pl, Kl, Cal*, Cul, Mnl, profundidade, abertura	0.867	0.738	DF: 10,10
Polif, lign*, celul, Pl, Kl, Cul, Mnl, profundidade, abertura	0.9337	0.607	DF: 9,11
Polif, celul, Pl*, Kl, Cul, Mnl, profundidade, abertura	0.9686	0.539	DF: 8,12
Polif, celul, Kl*, Cul, Mnl, profundidade, abertura	0.9894	0.495	DF: 7,13
Polif, celul, Cul, Mnl, profundidade*, abertura	0.8237	0.787	DF: 6,14
Polif*, celul, Cul, Mnl, abertura	0.9522	0.541	DF: 5,15
celul, Cul, Mnl, abertura*	0.9664	0.496	DF: 4,16
Celul*, Cul, Mnl	0.9565	0.505	DF: 3,17
Cul, Mnl	1.0584	0.384	DF: 2,18
Cul	0.5149	0.885	DF: 1,19
Mnl	1.6258	0.123	DF: 1,19

Depois de remover todas as variáveis, vejo que as configurações da minha comunidade não tem relação com os nutrientes.

CONCLUSÃO: não existe influência entre os nutrientes de serapilheira e o perfil metabólico da comunidade