



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO



Paula Kiyomi Tsujii

Uma abordagem quantitativa para a seleção de espécies para a  
restauração ecológica baseada em diversidade funcional

Orientador: Prof. Dr. Marcos Bergmann Carlucci

Goiânia-GO  
Março de 2018

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR  
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES  
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico:     Dissertação     Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

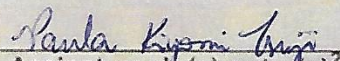
Nome completo do autor: Paula Kiyomi Tsujii

Título do trabalho: Uma abordagem quantitativa baseada em diversidade funcional para seleção de espécies para restauração ecológica

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.

  
Assinatura do(a) autor(a)<sup>2</sup>

Ciente e de acordo:

  
Assinatura do(a) orientador(a)<sup>2</sup>

Data: 06 / 04 / 2018

<sup>1</sup> Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

<sup>2</sup> A assinatura deve ser escaneada.

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR  
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES  
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o(a) autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico:     Dissertação     Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

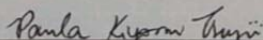
Nome completo do(a) autor(a): Paula Kiyomi Tsujii

Título do trabalho: **Uma abordagem quantitativa para a seleção de espécies para a restauração ecológica baseada em diversidade funcional**

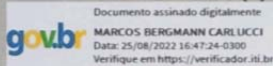
3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

Independente da concordância com a disponibilização eletrônica, é imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.

  
Assinatura do(a) autor(a)<sup>2</sup>

Ciente e de acordo:



Assinatura do(a) orientador(a)<sup>2</sup>

Data: 31 / 08 / 2022

<sup>1</sup> Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante: a) consulta ao(a) autor(a) e ao(a) orientador(a); b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

<sup>2</sup> As assinaturas devem ser originais sendo assinadas no próprio documento. Imagens coladas não serão aceitas.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO



Paula Kiyomi Tsujii

Uma abordagem quantitativa para a seleção de espécies para a  
restauração ecológica baseada em diversidade funcional

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação *stricto sensu* em Ecologia e Evolução para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Bergmann Carlucci

Goiânia-GO  
Março de 2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Tsuji, Paula Kiyomi

Uma abordagem quantitativa para a seleção de espécies para a restauração ecológica baseada em diversidade funcional [manuscrito] / Paula Kiyomi Tsuji. - 2018.

77 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Bergmann Carlucci.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2018.

Bibliografia. Apêndice.

Inclui gráfico, tabelas, algoritmos.

1. diversidade funcional. 2. funções ecossistêmicas. 3. restauração ecológica. 4. multifuncionalidade. 5. seleção de espécies. I. Carlucci, Marcos Bergmann, orient. II. Título.

CDU 574



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS - UFG**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO - PPGEE**

**ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE Nº 158**

Aos dezesseis dias do mês de março de dois mil e dezoito (16/03/2018), às quatorze horas (14h), no Auditório de Defesas da Faculdade de Ciências Sociais da UFG, - Campus Samambaia - UFG, reuniram-se os componentes da banca examinadora: **Prof. Dr. Marcos Bergmann Carlucci, ICB-UFG/UFPR; Prof. Dr. Rafael Dias Loyola, ICB/UFG; Dr. Daniel Luís Mascia Vieira; EMBRAPA/DF;** para, em sessão pública presidida pelo primeiro examinador citado, procederem à avaliação da defesa de dissertação intitulada: **“Uma abordagem quantitativa para a seleção de espécies para a restauração ecológica baseada em diversidade funcional”**, em nível de mestrado, área de concentração em Ecologia e Evolução, de autoria de **Paula Kiyomi Tsujii**, discente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás. A sessão foi aberta pelo presidente, que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida à(o) autor(a) da dissertação que, em cerca de 30 minutos, procedeu à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu à(o) examinada(o), tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da dissertação. Tendo-se em vista o que consta na Resolução nº 1127 de dezembro de 2012 do Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura (CEPEC), que regulamenta o Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, a dissertação foi APROVADA, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução pela Universidade Federal de Goiás. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega da versão definitiva da dissertação na secretaria do programa, com as devidas correções sugeridas pela banca examinadora, no prazo de trinta dias a contar da data da defesa. Cumpridas as formalidades de pauta, às

## AGRADECIMENTOS

À minha família que me deu alicerce para realizar este objetivo e cumprir mais este desafio.

Ao PPG Ecologia e Evolução por sua excelente qualidade de docentes e pesquisadores e que nos proporciona condições de avançarmos cada vez mais. Aos colegas do PPG por contribuírem com diferentes e inteligentes formas de pensar.

À CAPES que me concedeu uma bolsa de estudos dando apoio financeiro ao desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. Marcos Bergmann Carlucci pelos ensinamentos e por ter me recebido de braços abertos, disposto a me orientar e auxiliar a atingir meu objetivo no mestrado. Seu grande conhecimento em diversidade funcional e suas ideias inovadoras foram a base para o desenvolvimento desta dissertação.

Ao Prof. Marcus Vinícius Cianciaruso por ter me recebido em seu laboratório durante esses dois anos e por suas valiosas sugestões para o avanço da dissertação durante o mestrado.

Ao Prof. Mário Almeida Neto por sempre me motivar a seguir adiante e a buscar o conhecimento desde a graduação. Ensinou-me muito na Iniciação Científica e me preparou para mais esta etapa em minha formação.

Ao Anderson Medina, que contribuiu muito com abordagens e análises, dispondo do seu tempo para sentar comigo, discutir ideias e possibilidades, me ensinar e impulsionar. Sua ajuda no desenvolvimento do algoritmo foi muito importante.

Aos Profs Thiago Rangel e Adriano Melo, com os quais aprendi as primeiras lições sobre programação e que foram a base para o desenvolvimento do algoritmo. Incentivaram-me a progredir sempre apesar da minha dificuldade em programar, mostrando os benefícios desse conhecimento.

Ao Laboratório de Ecologia e Funcionamento de Comunidades (LeFunC) como um todo pela parceria e bons momentos durante esses dois anos. Ao Leandro que me ajudou muito no início do mestrado com sua experiência e conhecimento. Ao Fernando e Daniel por sempre estarem ali me motivando e apoiando sempre. Ao Karlo pela paciência e disposição em sempre me auxiliar com o R. E as meninas Márcia, Jaque, Rhayane, Cibele, Carol, Lu, Barbbara, Paola e Fabi que compartilhavam o dia a dia e alegravam o laboratório.

Aos colegas do Laboratório de Interações Ecológicas e Biodiversidade (LIEB): Vinícius, Leo, Anderson, Cris, Angélica e Lucas por todo o carinho e por sempre estarem dispostos a me ouvir e auxiliar.

A Prof<sup>a</sup> Márcia Marques, que me recebeu com muito carinho no curso de Ecologia da Restauração na UFPR em Curitiba e através do qual eu pude aprender mais sobre a prática e os desafios da restauração ecológica. Ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEV), à Elivane, que foi muito gentil e prestativa na minha estada em Curitiba.

Aos novos amigos que fiz em minha passagem por Curitiba, Diego, Tati e Ronaldo. Muito obrigada pela calorosa recepção, bons e divertidos momentos!

Aos amigos que conheci durante os anos de graduação e que sempre estiveram presentes também durante o mestrado: Úrsula, Marcela, Karem, Sérgio, Letícia e Verônica.

Obrigada aos professores, servidores e a todos do PPG EcoEvol que de alguma forma acrescentaram em minha vida, seja com conselhos, esclarecimentos, sugestões ou críticas.

Aos membros de minha banca avaliadora, sou muito grata por terem aceitado participar, avaliar e contribuir com este trabalho.

Àqueles que mesmo sem ter consciência contribuíram para que eu pudesse ter acesso ao ensino de qualidade. E àqueles que por ventura eu possa ter esquecido de mencionar aqui mas que contribuíram para que eu crescesse e finalizasse este trabalho.

Foi um privilégio aprender com todos vocês do PPG EcoEvol, estar com todos vocês e compartilhar esse tempo com vocês! Sou eternamente grata!

## SUMÁRIO

Resumo .....	01
<b>Introdução geral .....</b>	<b>03</b>
Referências .....	07
<b>Capítulo 1 - Quantas e quais espécies plantar? Uma abordagem quantitativa baseada em atributos funcionais para selecionar espécies para restaurar múltiplos serviços ecossistêmicos.....</b>	<b>10</b>
Resumo .....	11
Introdução.....	12
Material e Métodos .....	16
<i>Sistema de estudo .....</i>	<i>16</i>
<i>Compilação de dados de comunidades arbóreas de vegetação .....</i>	<i>17</i>
<i>Seleção de atributos funcionais .....</i>	<i>17</i>
<i>Seleção de comunidades com base na informação de atributos .....</i>	<i>20</i>
<i>Descritores da estrutura funcional baseados em atributos .....</i>	<i>21</i>
Simulações de restauração considerando diversidade funcional e <i>redundância funcional .....</i>	<i>22</i>
Resultados .....	25
Discussão .....	27
<i>Quantas e quais espécies utilizar na restauração.....</i>	<i>27</i>
<i>Decisões na utilização da abordagem funcional para a seleção de espécies para a restauração .....</i>	<i>29</i>
<i>Desafios práticos para a utilização do framework funcional para a seleção de espécies para a restauração .....</i>	<i>31</i>
Conclusões.....	34
Agradecimentos .....	34
Referências bibliográficas .....	35
Apêndice 1 .....	41
Apêndice 2 .....	54
Apêndice 3 .....	55

Apêndice 4 .....	59
Apêndice 5 .....	63
Apêndice 6 .....	67
Apêndice 7 .....	71
Apêndice 8 .....	75
Considerações finais.....	76
Referencias .....	77

## RESUMO

A restauração ecológica tem sido uma estratégia amplamente adotada para a conservação da biodiversidade e solução de problemas oriundos de processos de degradação do meio ambiente, como a diminuição no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Serviços ecossistêmicos são definidos como benefícios provenientes da natureza de relevante importância para os seres humanos, como por exemplo, produção de madeira, regulação do clima, fertilidade do solo, disponibilidade de água e polinização. Atualmente, frente à perda acelerada da biodiversidade, a contribuição das espécies para o fornecimento de serviços ecossistêmicos tem ganhado destaque entre conservacionistas. O papel de uma espécie no funcionamento do ecossistema pode ser abordado através de sua relevância para funções ecossistêmicas, que podem ser entendidas como um conjunto de processos ecológicos e a capacidade do ecossistema em gerar serviços ecossistêmicos. Por exemplo, uma espécie pode afetar processos como decomposição de matéria e fixação de carbono e, conseqüentemente, influenciar o fornecimento de serviços ecossistêmicos como formação do solo, disponibilização de nutrientes para plantas, produção de madeira e regulação do clima. As espécies diferem ecologicamente, seja na forma como adquirem recursos, resistem a inimigos naturais ou respondem a condições abióticas devido a diferenças em seus atributos funcionais. Os atributos funcionais são características de indivíduos (e espécies) que potencialmente afetam sua performance, como características morfológicas, comportamentais, temporais ou fenológicas, e podem influir no funcionamento do ecossistema, uma vez que respondem a distúrbios e causam efeito no ambiente. Portanto, torna-se fundamental pensar em restauração de áreas degradadas para restaurar não somente a composição de espécies de um ecossistema de referência similar ao originalmente existente em dada área, mas, acima de tudo, funções ecossistêmicas que geram serviços ecossistêmicos. O objetivo principal desta dissertação foi gerar uma abordagem quantitativa para a seleção de conjuntos de espécies com base em

atributos funcionais que otimizem a relação entre múltiplos serviços ecossistêmicos e o número de espécies usadas na restauração ativa de um ecossistema. Além disso, a segurança e estabilidade do sistema frente a alterações ambientais é um dos alvos a serem atingidos numa restauração. Utilizei como sistema de estudo comunidades arborescentes ripárias do Cerrado. Simulei a restauração dessas comunidades acrescentando espécies ao acaso passo a passo até atingir o número total de espécies observada na comunidade original. Utilizei o índice de riqueza funcional como um descritor de múltiplos serviços prestados pela comunidade restaurada, sob o pressuposto de que, quanto maior a riqueza funcional, mais serviços prestados. Utilizei o índice de redundância funcional como indicador de resiliência do sistema em relação a distúrbios e mudanças no ambiente. As simulações demonstraram que é possível restaurar a estrutura funcional da vegetação ripária empregando em média 76% das espécies presentes originalmente, pelo menos considerando as comunidades ripárias estudadas. O algoritmo desenvolvido permite aos restauradores saberem qual o conjunto mínimo possível de espécies maximizará a provisão de múltiplos serviços no ecossistema restaurado.

**Palavras-chave:** diversidade funcional, funções ecossistêmicas, multifuncionalidade, processos ecológicos, restauração ecológica, riqueza funcional, seleção de espécies, serviços ecossistêmicos.

## INTRODUÇÃO GERAL

A restauração ecológica tem sido uma estratégia amplamente adotada por vários segmentos e atores da sociedade, como governo, pesquisadores e organizações não governamentais para a recuperação da biodiversidade e solução de problemas oriundos de processos de degradação do meio ambiente, como a diminuição no fornecimento de serviços ecossistêmicos (Bullock et al., 2011). Serviços ecossistêmicos são definidos como benefícios provenientes da natureza de relevante importância para os seres humanos, como por exemplo, produção de madeira, regulação do clima, fertilidade do solo, disponibilidade de água e polinização (Reid et al., 2015). A mitigação da degradação ambiental, a preservação e a recuperação da biodiversidade com a finalidade de prover serviços ecossistêmicos estão entre os alvos a serem atingidos pelas Metas de Aichi, do Plano Estratégico de Biodiversidade, firmado na 10ª Conferência das Partes das Nações Unidas (COP-10) em 2010 no Japão.

Em nível nacional, recentemente, o Governo Federal do Brasil instituiu a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg), que tem entre seus objetivos recuperar florestas e demais formas de vegetação nativa em no mínimo doze milhões de hectares até 2030 (Ministério do Meio Ambiente, 2017; Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017). Esta política tem como principal instrumento o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, conhecido como PLANAVEG (MMA, 2017). O PLANAVEG tem entre suas diretrizes a articulação de ações que envolvem tanto o incentivo à conservação, quanto a recuperação e proteção de recursos naturais com instrumentos que lidam com a regularização ambiental e assistência técnica para condução de atividades para a recuperação da vegetação nativa, principalmente em Áreas de Preservação Permanente (APP) e em áreas de Reserva Legal (RL). Entre as oito iniciativas estratégicas em que se baseia o PLANAVEG, estão o investimento em pesquisa, desenvolvimento e inovação de técnicas referentes à recuperação da vegetação nativa

para reduzir custos e melhorar a eficiência de ações de restauração considerando fatores ambientais, sociais e econômicos.

As técnicas de restauração de ambientes degradados variam de acordo com o estado em que se encontra o local a ser restaurado, sendo necessário muitas vezes preparar o ambiente para a introdução das espécies nativas e para que a trajetória do ecossistema se direcione para atingir características de composição, estrutura e funcionamento similares ao ecossistema de referência e assim almejar a restauração ecológica do sistema. (Brancalion et al. 2015). Estudos sobre restauração de áreas degradadas têm aumentado bastante em número desde a década de 1980 (Oliveira & Engel, 2011). Historicamente, a restauração teve como foco preponderante a recomposição das espécies originalmente presentes em uma área em que o ecossistema nativo foi degradado (Oliveira & Engel, 2011). Nas últimas três décadas o conhecimento sobre restauração de ambientes degradados tem crescido, incorporando aspectos ecológicos, culturais e sociais (Chazdon, 2008; Brancalion et al., 2010; Oliveira & Engel, 2011; Perring et al., 2015; Wainwright et al., 2017). Do ponto de vista da ciência básica, as teorias ecológicas são bastante úteis para aplicação na restauração (Wainwright et al., 2017). Entre os temas centrais que norteiam a ecologia de comunidades, por exemplo, estão a organização de comunidades (*community assembly*, em inglês) e o funcionamento de ecossistemas (Grime, 1998; Tilman, 1997; Adler et al., 2013).

No contexto atual de perda acelerada da biodiversidade, o papel ecológico que as espécies desempenham no funcionamento de comunidades e no fornecimento de serviços ecossistêmicos tem ganhado crescente atenção de pesquisadores da biodiversidade e conservacionistas (Cardinale et al., 2012; MMA, 2017). Do ponto de vista da ciência básica, as teorias ecológicas são bastante úteis para aplicação na restauração (Wainwright et al., 2017). Entre os temas centrais que norteiam a ecologia de comunidades, por exemplo, estão a organização de comunidades (*community assembly*, em inglês) e o funcionamento de

ecossistemas (Grime, 1998; Tilman, 1997; Adler et al., 2013). Ao longo de mais de 20 anos de pesquisas em biodiversidade e funcionamento de ecossistemas (BEF do inglês, *biodiversity and ecosystem functioning*), a biodiversidade de forma geral tem se mostrado uma preditora eficiente da dinâmica de comunidades e funcionamento de ecossistemas, através da riqueza de espécies, grupos funcionais, composição de espécies e atributos funcionais (Tilman, 2014).

O funcionamento de um ecossistema envolve a regulação de processos como ciclagem de nutrientes, decomposição de matéria orgânica e evapotranspiração, os quais são mediados pelas espécies através de interações bióticas e com o meio abiótico. O papel de uma espécie no funcionamento do ecossistema pode ser abordado através de sua relevância para funções ecossistêmicas, que podem ser entendidas como um conjunto de processos ecológicos e a capacidade do ecossistema em gerar serviços ecossistêmicos (de Groot et al., 2002) . Por exemplo, uma espécie pode afetar processos como decomposição de matéria e fixação de carbono e, conseqüentemente, influenciar o fornecimento de serviços ecossistêmicos, como formação do solo, disponibilização de nutrientes para plantas, produção de madeira e regulação do clima (Eviner & Chapin III, 2003). No entanto, a contribuição relativa das espécies para a provisão de serviços ecossistêmicos pode ser complexa (Kollmann et al., 2016), ainda mais quando avaliamos múltiplas espécies.

Basicamente, dois mecanismos influenciam os processos ecossistêmicos. O primeiro é o “efeito de complementaridade”, no qual o uso complementar de recursos proporciona um melhor uso de recursos limitantes e retroalimentações a longo prazo na ciclagem de nutrientes (Tilman et al., 1997; Tilman, 2014). O segundo é o efeito da “razão de massa” (ou efeito de seleção), no qual os atributos funcionais das espécies dominantes têm maior influência nos processos ecossistêmicos (Grime 1998; Loreau & Hector, 2001). Enquanto o efeito de complementaridade no uso de recursos pode ser avaliado por meio de índices de diversidade funcional, o efeito da razão de massa pode ser avaliado por meio de médias de atributos na

escala de comunidades ou, de certa forma, ser contemplado no uso de um índice de redundância funcional. Alta diversidade funcional de atributos numa comunidade indica a diferenciação de nichos entre suas espécies componentes, podendo afetar positivamente o seu funcionamento por meio do uso complementar de recursos, o que pode levar a uma coexistência estável (Loreau & Hector, 2001).

Os atributos funcionais dizem respeito às características de indivíduos ou espécies que potencialmente afetam sua performance (Violle et al., 2007), como características morfológicas (tamanho do animal, estrutura foliar), comportamentais, temporais ou fenológicas, os quais podem influir no funcionamento do ecossistema, uma vez que respondem a distúrbios e causam efeito no meio ambiente (Lavorel & Garnier, 2002; McGill et al., 2006; Cadotte et al., 2011). Atributos funcionais podem sintetizar estratégias ecológicas gerais de organismos por afetarem como as espécies crescem, se defendem, competem por recursos e se reproduzem, o que, em última análise, governa a dinâmica de suas populações (Westoby, 1998; Westoby et al., 2002). As espécies podem diferir na forma como adquirem recursos, resistem a inimigos naturais e respondem a condições abióticas e isso pode permitir sua coexistência (Turnbull et al., 2016). Dessa forma, a abordagem baseada em atributos funcionais para restaurar e estruturar comunidades vegetais pensando em sua funcionalidade torna-se útil (Laughlin, 2014).

Assim, minha dissertação tem como objetivo amplo incorporar e integrar conhecimentos de ecologia teórica, mais especificamente de diversidade funcional para otimizar a prática da restauração. Especificamente, através de um algoritmo para seleção de espécies para restauração através de simulação da remontagem de comunidades vegetais, busquei otimizar a relação entre máximo de diversidade funcional e o conjunto mínimo de espécies necessárias para a restauração.

## Referências

- Adler, P. B., Fajardo, A., Kleinhesselink, A. R., & Kraft, N. J. B. (2013). Trait-based tests of coexistence mechanisms. *Ecology Letters*, 16(10), 1294–1306. doi:10.1111/ele.12157
- Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Kageyama, P. Y., Nave, A. G., Gandara, F. B., ... Tabarelli, M. (2010). Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. *Revista Arvore*, 34(3), 455–470. doi:10.1590/s0100-67622010000300010
- Brancalion, P. H., Gandolfi, S., & Rodrigues, R. R. (2015). *Restauração florestal. Oficina de textos*, São Paulo. 432 p.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(10), 541–549. doi:10.1016/j.tree.2011.06.011
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., ... Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98(3), 572–592. doi:10.3732/ajb.1000364
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Degraded Lands. *Communities*, 1458(2008), 1458–1460. doi:10.1126/science.1155365
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393-408. doi:10.1016/S0921-8009(02)00089-7
- Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa.
- Eviner, V. T., & Chapin III, F. S. (2003). Functional Matrix: A Conceptual Framework for Predicting Multiple Plant Effects on Ecosystem Processes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 455–485. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132342
- Grime, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86(6), 902–910.
- Kollmann, J., Meyer, S. T., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M. M., de Souza Mendonça, M., ... Weisser, W. W. (2016). Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. *Restoration Ecology*, 24(6), 722–730. doi:10.1111/rec.12422

- Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, 17(7), 771–784. doi:10.1111/ele.12288
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16, 545–556. doi:10.1046/J.1365-2435.2002.00664.X
- Loreau, M., & Hector, A. (2001). Partitioning selection and. *Nature*, 412, 72–76. doi:10.1038/35083573
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 178–185. doi:10.1016/j.tree.2006.02.002
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2017. PLANAVEG. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. (73p). Brasília, DF: MMA, 2017.
- Oliveira, R. E., & Engel, V. L. (2011). A restauração ecológica em destaque: Um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. *Oecologia Australis*, 15(2), 303–315. doi:10.4257/oeco.2011.1502.08
- Perring, M. P., Standish, R. J., Price, J. N., Craig, M. D., Erickson, T. E., Ruthrof, K. X., ... Hobbs, R. J. (2015). Advances in restoration ecology: Rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere*, 6(8). doi:10.1890/ES15-00121.1
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... Zurek, M. B. Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being*. *Ecosystems* (Vol. 5). doi:10.1196/annals.1439.003
- Tilman, D. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science*, 277(5330), 1300–1302. doi:10.1126/science.277.5330.1300
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 471–493. doi:10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917
- Török, P., & Helm, A. (2017). Ecological theory provides strong support for habitat restoration. *Biological Conservation*, 206, 85–91. doi:10.1016/j.biocon.2016.12.024
- Turnbull, L. A., Isbell, F., Purves, D. W., Loreau, M., & Hector, A. (2016). Understanding the value of plant diversity for ecosystem functioning through niche theory. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1844), 20160536. doi:10.1098/rspb.2016.0536
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- Wainwright, C. E., Staples, T. L., Charles, L. S., Flanagan, T. C., Lai, H. R., Loy, X., ... Mayfield, M. M. (2017). Links between community ecology theory and ecological restoration are on the rise. *Journal of Applied Ecology*, 1–12. doi:10.1111/1365-2664.12975

- Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199(2), 213–227. doi:10.1023/A:1004327224729
- Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A., & Wright, I. J. (2002). Plant Ecological Strategies: Some Leading Dimensions of Variation Between Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 125–159. doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452

**Capítulo 1. Quantas e quais espécies plantar? Uma abordagem quantitativa baseada em atributos funcionais para selecionar espécies para restaurar múltiplos serviços ecossistêmicos\*,\*\*.**

Paula Kiyomi Tsujii<sup>1</sup>, Anderson Matos Medina<sup>1</sup> & Marcos Bergmann Carlucci<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brazil.*

<sup>2</sup> *Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, CP 19031, Curitiba, PR 81531-980, Brazil.*

\* Artigo formatado com base nas regras do periódico *Journal of Applied Ecology*.

\*\* Conforme requerido, alguns dos colaboradores de dados serão incluídos como coautores do artigo derivado deste capítulo quando do processo de sua preparação para submissão para publicação em periódico científico.

## RESUMO

1. A restauração ecológica tem focado cada vez mais em restaurar funções dos ecossistemas com o objetivo de que estes forneçam serviços ecossistêmicos em vez de somente restaurar a paisagem através da recomposição de espécies nativas. Nesse sentido, o papel que as espécies desempenham na organização e funcionamento de comunidades através de seus atributos funcionais é bastante relevante, pois regulam processos ecossistêmicos, que resultam em serviços ecossistêmicos.

2. Nosso objetivo foi otimizar a prática da restauração utilizando como base atributos funcionais para restaurar a estrutura funcional da comunidade. Desenvolvemos um algoritmo para simular a restauração da estrutura funcional de comunidades ripárias arborescentes otimizando a relação entre o máximo de diversidade funcional e o mínimo de espécies necessárias para se restaurar a funcionalidade do ecossistema. Utilizamos o índice de riqueza funcional (FRic) como um descritor de múltiplos serviços prestados pela comunidade restaurada e o índice de redundância funcional (FR) para como um indicador da resiliência do sistema a mudanças no ambiente.

3. As análises das comunidades arborescentes ripárias do Cerrado indicam que é possível restaurar múltiplos serviços ecossistêmicos com 76% de espécies em média e são necessárias em média 67% das espécies para que as comunidades sejam resilientes a mudanças ambientais.

4. Síntese e aplicações. Nossa abordagem supre uma das limitações mais importantes atualmente para a restauração - como definir quantas e quais espécies utilizar e pode auxiliar no planejamento de futuros projetos de restauração permitindo selecionar conjuntos de espécies que otimizam a provisão de múltiplos serviços em um ecossistema restaurado estável.

## INTRODUÇÃO

O fornecimento de serviços ecossistêmicos, isto é, benefícios provenientes da natureza de relevante interesse para os seres humanos (Reid et al., 2005), é um dos principais objetivos da restauração de ambientes degradados (Benayas et al., 2009; Wainwright et al., 2017). Para que um ecossistema restaurado forneça serviços ecossistêmicos, é necessário garantir além da recuperação da fisionomia original, a recuperação de sua funcionalidade. A funcionalidade de um ecossistema pode ser abordada através de sua estrutura funcional (Laughlin, 2014), que é representada pela distribuição das espécies e suas abundâncias num espaço funcional multivariado (Villegier et al., 2008). A abordagem funcional considera os atributos funcionais das espécies, que são características de indivíduos ou de espécies que afetam sua performance no meio ambiente (Violle et al., 2007), como características morfológicas, comportamentais, temporais ou fenológicas. Os atributos funcionais podem influir no funcionamento do ecossistema, uma vez que respondem a distúrbios e mudanças ambientais, mas também causam efeito em processos ecossistêmicos (Lavorel & Garnier, 2002; McGill et al., 2006; Cadotte et al., 2011). Os atributos funcionais possuem um papel regulador de processos ecossistêmicos que geram serviços ecossistêmicos de diversos tipos (p.ex. provisão, regulação, cultural e de suporte) como, por exemplo, fornecimento de alimentos, água, madeira, polinização, controle do clima, turismo, ciclagem de nutrientes e formação do solo (Reid et al., 2005). Portanto, torna-se bastante relevante considerar a restauração de áreas degradadas para recompor não somente a composição de espécies, como também serviços dos ecossistemas mediados pelos atributos funcionais (Montoya et al., 2012; Laughlin, 2014; Cadotte et al., 2015; Ostertag et al., 2015;).

Ainda considerando o papel das espécies no funcionamento do ecossistema há que se considerar os estágios sucessionais pelos quais a comunidade passa ao longo do tempo. Durante essa trajetória algumas espécies tem a capacidade de modificar o meio, proporcionar condições

para que outras se estabeleçam e interagir com outras espécies (Reis et al. 2003). Dentro das técnicas de restauração este princípio é chamado de nucleação, no qual uma espécie atua como elemento nucleador, criando condições para o desenvolvimento de espécies vegetais como também para outros organismos, como por exemplo, a introdução de espécies arbóreas que atraem aves e morcegos em busca de proteção, repouso e alimento (Reis et al. 2003). Este princípio facilita todo o processo sucessional desde modificações no solo, envolvendo produtores, consumidores e decompositores e se assemelha à hipótese de complementaridade de nicho pois ao longo do tempo proporciona uma diversidade de nichos ecológicos associados aos organismos que compõem a comunidade (Reis et al. 2003).

A composição de espécies numa dada comunidade é bastante variável ao longo do desenvolvimento da comunidade e se mostrou menos preditiva para avaliar o sucesso de restauração quando comparada a medidas de diversidade funcional (Laughlin et al., 2017). Além disso, diferentes composições taxonômicas entre comunidades podem exercer funções similares como também apresentar mesma riqueza de espécies (Laughlin et al., 2017). Seguir a recomendação de utilizar-se alta diversidade de espécies na restauração tem sido um grande desafio prático, especialmente em ecossistemas muito diversos, devido à falta da oferta de sementes, mudas e espécies nativas (Rodrigues et al., 2009; Brancalion et al., 2010), inclusive pelo fato de algumas espécies estarem em processo de extinção (Butchart et al., 2010). Outro desafio a ser superado na restauração é a redução do custo envolvido tanto na implantação como no monitoramento ao longo do tempo (Rodrigues et al., 2009). Assim, é mais interessante para a restauração ecológica focar principalmente nos processos ecossistêmicos e não somente na composição de espécies para o bom funcionamento do ecossistema e a provisão de serviços ecossistêmicos (Harrison et al., 2014). A abordagem baseada em atributos funcionais possibilita o uso de características medidas nas espécies como indicadores da provisão de serviços ecossistêmicos (Montoya et al., 2012; Laughlin, 2014; Cadotte et al., 2015).

A diversidade funcional de atributos numa comunidade afeta positivamente o seu funcionamento devido ao uso complementar de recursos que pode mediar uma coexistência estável entre espécies (Loreou & Hector, 2001; Morin et al., 2011; Lohbeck et al., 2015; Chen et al., 2016). As espécies diferem ecologicamente em algum grau, seja na forma como adquirem recursos, resistem a inimigos naturais ou respondem a condições abióticas, e essas diferenças podem permitir sua coexistência (Turnbull et al., 2016). O nicho de uma espécie pode ser representado pela combinação de diversos atributos funcionais (Kraft et al., 2015). O uso de atributos funcionais permite uma avaliação mais mecanística sobre a relação da biota com o funcionamento do ecossistema do que a abordagem taxonômica (Petchey & Gaston, 2006). Considerando que múltiplos atributos funcionais podem prover diversas funções ecossistêmicas e conseqüentemente diversos serviços ecossistêmicos (de Bello et al., 2010), um índice de riqueza funcional, ou seja uma medida da quantidade de informação que uma comunidade ecológica possui em termos de múltiplos atributos que suas espécies carregam, pode servir como um indicador do grau em que múltiplos serviços ecossistêmicos são prestados por uma comunidade. O índice riqueza funcional (FRic) (Cornwell et al., 2006; Vileger et al., 2008) presta-se para esse propósito, pois mede o hipervolume definido por espécies coocorrentes em um espaço multivariado definido por múltiplos atributos funcionais.

Identificar estratégias de persistência em longo prazo também é importante em projetos de restauração (SER, 2005). Segundo a hipótese do seguro, quanto mais diversa uma comunidade, maior sua chance de persistir ao longo do tempo frente a alterações ambientais, pois espécies diferentes respondem de formas diferentes a pressões ambientais alterando as propriedades da comunidade (Yachi & Loreau, 1999). A relação entre alta diversidade funcional e estabilidade da comunidade está contemplada, portanto, com o uso do índice FRic. No entanto, além disso, a hipótese do seguro prediz que entre comunidades diversas funcionalmente, uma comunidade com alta redundância funcional será mais estável a longo

prazo (Pillar et al., 2013). As comunidades com alta redundância seriam mais estáveis por terem mais espécies desempenhando uma determinada função, diminuindo assim o efeito da extinção de espécies sobre a perda de diversidade funcional (Fonseca & Ganade, 2001). Assim, o índice de redundância funcional (de Bello et al., 2007; Ricotta et al., 2016) pode servir como uma medida de segurança do sistema frente a distúrbios e mudanças ambientais (Pillar et al., 2013).

Neste trabalho, nosso objetivo foi gerar um *framework* quantitativo que sirva para o restaurador selecionar um conjunto de espécies que otimize a relação entre múltiplos serviços prestados e a quantidade de espécies utilizadas na restauração ativa de uma comunidade que seja também resiliente a distúrbios e mudanças ambientais. Para isso, simulamos a restauração de comunidades passo a passo, acrescentando espécies ao acaso até atingir o número total de espécies da comunidade original. Consideramos o índice FRic como um descritor de múltiplos serviços prestados pela comunidade restaurada, sob o pressuposto de que, quanto maior a riqueza funcional, mais serviços prestados. Além disso, como a riqueza funcional tende à estabilização com o aumento na riqueza de espécies (Cornwell et al., 2006), e a redundância funcional indica resiliência do sistema a mudanças no ambiente, avaliamos também a redundância funcional a cada passo simulado de restauração. Utilizamos como sistema de estudo comunidades arborescentes ripárias no Cerrado. Discutimos quantas espécies em média são necessárias para restaurar a riqueza funcional das comunidades ripárias avaliadas, bem como fornecemos os conjuntos de espécies que maximizam a riqueza funcional e a redundância funcional para o mínimo possível de espécies. Finalmente, propomos um *framework* para seleção de espécies para restauração de forma a otimizar a provisão de múltiplos serviços e estabilidade do sistema restaurado com o plantio do mínimo de espécies possível, utilizando nossa abordagem.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Sistema de estudo***

Consideramos como sistema de estudo para testar a abordagem quantitativa proposta, comunidades arborescentes ripárias, o que inclui árvores, arvoretas, arbustos e palmeiras. O ecossistema ripário é dinâmico e complexo (Naiman & Décamps, 1997), e pode abranger gradientes ambientais de umidade e incluir diferentes estágios de sucessão de comunidades vegetais (Gregory et al., 1991). Os fluxos de inundações característicos desse sistema proporcionam um ambiente bastante heterogêneo (Naiman & Décamps, 1997). A comunidade vegetal ripária influencia os cursos d'água, por exemplo, modificando seu microclima e temperatura através do sombreamento, protegendo-o como barreira física contra erosão e a retenção de material alóctone, como também no ambiente terrestre fornecendo matéria orgânica, entrada de luz, cobertura, proteção e formação do solo, o que torna o sistema bastante dinâmico, envolvendo vários processos ecossistêmicos (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997). A vegetação ripária tem um importante papel no fornecimento de serviços ecossistêmicos, como por exemplo, regulação do clima, produção de serapilheira, proteção do solo, os quais estão sendo ameaçados devido à degradação destas áreas, seja por mudança do uso do solo alterando condições do meio físico, seja por perda de vegetação (Celentano et al., 2017).

### ***Compilação de dados de comunidades arborescentes de vegetação ripária***

A compilação de dados de comunidades arborescentes ripárias foi feita através de dados da literatura na internet a partir do sitio eletrônico *Google Scholar* e da base de dados *Web of Science* no período de agosto a setembro de 2016. A busca de trabalhos se restringiu a artigos científicos. As palavras-chave utilizadas para busca foram: “vegetação ripária”, “mata de galeria”, “mata ciliar”, “fitossociologia”, “inventário florístico” e suas respectivas em inglês.

Foram compiladas de cada trabalho as listas de espécies arbóreas em vegetação ripária e sua localidade. No total, obtivemos 68 trabalhos que continham 101 comunidades locais com 1953 espécies arbóreas.

Realizamos uma padronização taxonômica dos nomes científicos das espécies utilizando dados do projeto Flora do Brasil 2020 (<http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/> acessado em novembro/2017). Para isso, utilizamos a função “get.taxa” do pacote “flora” no software R (R Core Team 2017). A resolução dos nomes das espécies não encontradas ou cujas sinônimas não foram resolvidas no Flora do Brasil 2020 foi feita com auxílio da página eletrônica *The Plant List* (<http://www.theplantlist.org/> acessado em novembro 2017).

### ***Seleção de atributos funcionais***

Consideramos atributos que sintetizam bem as principais estratégias ecológicas das plantas para ocupação de distintos ambientes (Westoby et al., 2002). Para isso, seguimos o esquema LHS (“folha-altura-semente”, do inglês *leaf-height-seed*), proposto por Westoby (1998). No esquema LHS, os atributos área foliar específica (SLA, do inglês *specific leaf area*), altura máxima ( $H_{max}$ , do inglês *maximum height*) e massa da semente sintetizam vários aspectos importantes nas estratégias das plantas, como competição, resposta a distúrbios e demandas conflitantes no uso de recursos e na alometria das plantas (Westoby, 2002). Consideramos também o atributo densidade da madeira, que representa características de sua estrutura, fisiologia e respostas de demandas conflitantes durante a fase de crescimento da planta (Chave et al., 2009).

O atributo SLA é um bom representante do espectro econômico foliar (Wright et al., 2004). Um alto SLA permite uma troca de folhas mais rápida, e uma resposta mais flexível em relação ao recurso luminoso, o que geralmente proporciona um crescimento mais rápido para a

planta e, portanto, vantagem na competição por luz (Westoby, 1998). Por outro lado, um baixo SLA geralmente resulta em maior longevidade foliar, maior acúmulo de biomassa e, portanto, um crescimento mais lento, além de uma alometria mais robusta (Westoby, 1998), como inclusive madeira mais densa (Gelder et al., 2006). Plantas que conseguem alcançar maior altura tem maior vantagem quando competem por luz (Westoby et al., 2002). A massa da semente é um bom indicador de demandas conflitantes na alocação de recursos para a germinação e estabelecimento da plântula, representando bem o contraste entre as estratégias de competição vs. de colonização (Turnbull et al., 1999). A massa da semente está negativamente relacionada à habilidade de dispersão e positivamente relacionada à longevidade do banco de sementes (Engst et al., 2016). Sementes grandes possuem maior reserva de energia e conseguem persistir em solos mais pobres (Westoby, 1998) além de germinarem mais rapidamente e se estabelecerem mais facilmente (Engst et al., 2016). Por outro lado, espécies que produzem sementes menores, produzem maior número de sementes o que aumenta a probabilidade de dispersão e colonização de vários locais (Westoby, 1998). A densidade da madeira representa principalmente a estrutura da planta, suporte mecânico, defesa física, transporte de água e *trade-off* do investimento da planta em crescer ou acumular tecido (Chave et al., 2009). Uma densidade alta proporciona mais estabilidade à planta e uma maior defesa física contra patógenos e resistência a distúrbios, aumentando taxas de sobrevivência. Por outro lado, uma baixa densidade da madeira pode resultar num crescimento mais rápido e maior competitividade (Chave et al., 2009). Os atributos componentes do esquema LHS, em última análise, mediam serviços ecossistêmicos que são prestados pelas comunidades arbóreas ripárias (Tabela 1).

**Tabela 1.** Atributos funcionais utilizados, suas correlações com outros atributos e sua relação com funções e serviços ecossistêmicos. Relações positivas (+) e negativas (-) estão indicadas.

As relações aqui estabelecidas são baseadas na literatura (Westoby, 1998; Chave et al., 2009; Adler et al., 2013; Bello et al., 2015; Moles, 2018).

Atributo funcional	Correlações funcionais	Funções comunitárias e ecossistêmicas	Serviços ecossistêmicos
Área foliar específica (SLA)	Espessura foliar (-), capacidade em captar luz (+), resistência foliar (-), taxa de crescimento relativo (+), longevidade foliar (-), troca de folhagem (+)	Habilidade competitiva (+), fluxo de carbono (+), mobilização de nutrientes (+), produtividade primária (+), taxa de decomposição (+), defesa contra herbívoros, provisão de hábitat para a flora herbácea/flora tolerante à sombra (+)	Ciclagem de carbono, produção de biomassa, produção de serapilheira (nutriente), cobertura e proteção do solo, controle biológico
Altura máxima ( $H_{max}$ )	Capacidade de dispersão (+), área foliar (+), taxa de crescimento relativo (+), longevidade da planta (+), profundidade do sistema de raízes (+), massa da semente (+), densidade da madeira (+)	Habilidade competitiva (+), velocidade no fechamento de clareiras (+), probabilidade de colonização de muitas áreas (+), estratificação vertical da vegetação (+), resistência em ambientes secos (-), sombreamento de curso d'água (+), dependência do ecossistema aquático associado de matéria e energia alóctone (+)	Dispersão de sementes, regeneração florestal, resistência a distúrbios e mudanças ambientais, fluxo de matéria e energia no ecossistema aquático associado
Massa da semente	Produção de sementes por indivíduo (-), sobrevivência da plântula (+), iteroparidade (+), precocidade na produção de sementes (-), altura máxima (+), densidade da madeira (+)	Disponibilidade de alimento para a fauna frugívora e granívora de grande porte (+), regulação de populações de plantas (+)	Dispersão de sementes, regeneração florestal

Obtivemos dados de SLA,  $H_{max}$ , e densidade da madeira do banco de dados TRY – Plant Trait Database (Kattge et al., 2011) (Apêndice 1). Inicialmente, solicitamos informações das espécies referentes também aos seguintes atributos: conteúdo foliar de matéria seca (LDMC, do inglês *leaf dry mass content*), comprimento da semente (do inglês *seed length*), largura da semente (do inglês *seed width*) e massa seca da semente (do inglês *seed dry mass*) para averiguarmos para quais atributos havia disponibilidade de dados para nossa lista de espécies. Chegamos a um total de 817 espécies. Utilizamos esta lista de espécies como referência para

busca de mais informações sobre atributos e complementação desta lista para posterior verificação de quais atributos e quais comunidades poderíamos utilizar para análise. Em relação ao valor dos atributos, utilizamos a média do valor de cada atributo por espécie a partir das observações disponíveis para as espécies no TRY.

### ***Seleção de comunidades com base na informação de atributos***

Partindo da lista de espécies com informações provenientes do TRY, selecionamos comunidades que possuíam no mínimo 40% das espécies com informação para os três atributos com mais informação (SLA, densidade da madeira e altura máxima) resultando num total de 33 comunidades com um total de 559 espécies. Dentre essas 33 comunidades, nove possuíam 50% ou mais de informação dos três atributos (SLA, densidade da madeira e altura máxima). Partindo dessa lista de espécies, fizemos buscas em literatura especializada (Apêndice 2) para complementar a informação dos atributos  $H_{max}$ , massa da semente e densidade da madeira. Como a informação desses atributos para algumas espécies estava disponível em mais de uma fonte, calculamos a média do atributo por espécie para utilização nas análises.

Devido à ausência de informação de atributos para 139 espécies, fizemos uma imputação por média do atributo no nível de gênero, e por média do atributo no nível de família para gêneros com informação para apenas uma espécie. Mesmo após a imputação havia 39 espécies com dados de atributos faltantes. Então, decidimos considerar comunidades com pelo menos 90% das espécies com dados de atributos completos, sendo eles SLA, altura máxima e massa da semente, e excluir as espécies com dados faltantes. Esse procedimento resultou em 20 comunidades (Apêndice 3), com riqueza variando de sete a 130 espécies, totalizando 318 espécies (Apêndice 4).

### ***Descritores da estrutura funcional baseados em atributos***

Avaliamos dois aspectos da estrutura funcional das comunidades: a riqueza funcional, como um descritor de múltiplos serviços prestados pelo ecossistema restaurado, e a redundância funcional, como um indicador da capacidade de resiliência do ecossistema restaurado a distúrbios e mudanças ambientais. A riqueza funcional (FRic, do inglês *functional richness*) pode ser medida através de um “hipervolume” (Cornwell et al., 2006; Villéger et al., 2008), em que um mínimo volume convexo liga externamente as espécies distribuídas em um espaço multivariado conforme os valores padronizados de seus atributos. Utilizamos o índice de redundância funcional (FR, do inglês *functional redundancy*) descrito por Ricotta et al. (2016) e originalmente proposto por de Bello et al. (2007). O FR é calculado como o complemento da diversidade funcional média de uma comunidade informada pelo índice de diversidade funcional Rao (Q; Botta-Dukát, 2005) em relação à diversidade de espécies informada pelo índice de Simpson (D), ou seja,  $D - Q$ . Na versão proposta por Ricotta et al. (2016), FR é dividido pelo índice de Simpson como forma de padronização:  $FR = (D - Q)/D$ . Essa padronização controla o efeito da riqueza de espécies sobre a redundância funcional observada, possibilitando sua comparação entre comunidades.

### ***Simulações de restauração considerando diversidade funcional e redundância funcional***

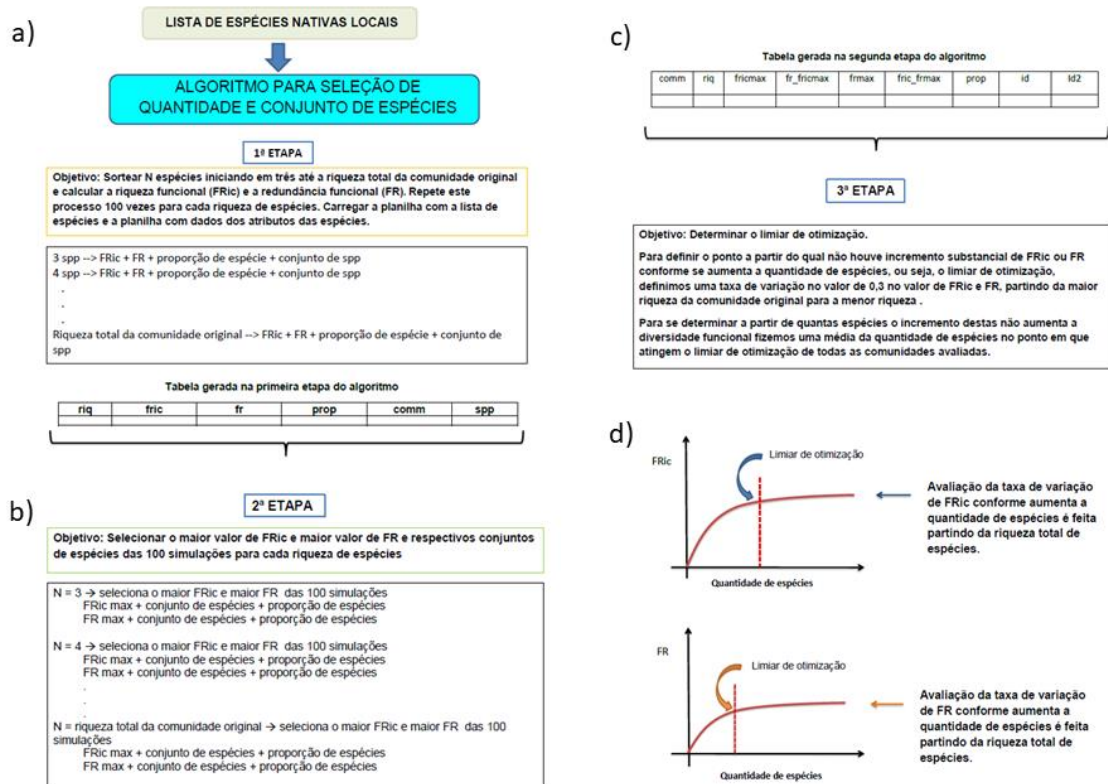
Para avaliarmos o quanto de riqueza funcional seria possível recuperar em relação a um número crescente de espécies de uma comunidade, desenvolvemos um algoritmo (Apêndice 5) para simular a remontagem da comunidade gerando subcomunidades restauradas com diferentes números de espécies. O banco total de espécies utilizado para simular a remontagem da comunidade foi o conjunto total de espécies da comunidade original. Na primeira etapa (Fig.1a) geramos comunidades restauradas selecionando espécies do banco ao acaso, iniciando com o mínimo de três espécies até o número total de espécies do banco. Simulamos a

restauração ao acaso de até 100 comunidades para cada riqueza de espécies considerada (Fig. 1). O número de comunidades restauradas foi limitado a menos do que 100 repetições sob riquezas de três e quatro espécies, devido ao número de combinações possíveis sob essas riquezas. Para cada repetição simulada de restauração, calculamos a riqueza funcional (FRic) e a redundância funcional (FR). Padronizamos cada valor de FRic em relação ao valor do FRic máximo da comunidade original. O algoritmo gera uma tabela referente à primeira etapa com os seguintes dados (Fig. 1a): riqueza de espécies, conjunto de espécies selecionada ao acaso para restauração para cada repetição para cada riqueza de espécies, valor de FRic correspondente, o valor de FR correspondente, a proporção de espécies referente a esta riqueza em relação à riqueza total da comunidade.

Na segunda etapa (Fig. 1b), selecionamos o valor máximo de FRic para cada riqueza de espécies ( $FRic_{max}$ ) dentre as 100 simulações (Apêndice 6) e seu respectivo conjunto de espécies, o valor de FR correspondente e a proporção de espécies referente a riqueza de espécies de toda a comunidade. Paralelamente, também selecionamos o valor máximo de FR para cada riqueza de espécies ( $FR_{max}$ ) dentre as 100 simulações (Apêndice 7). e seu respectivo conjunto de espécies, o valor de FRic correspondente e a proporção de espécies referente a riqueza de espécies de toda a comunidades. Nesta etapa é gerada uma tabela (Fig. 1c) que possui os valores de  $FRic_{max}$ , FR, proporção de espécies e conjunto de espécies correspondentes a  $FRic_{max}$ ; assim como os valores de  $FR_{max}$ , FRic e conjunto de espécies correspondentes a  $FR_{max}$ .

Após obtermos os valores de  $FRic_{max}$  e  $FR_{max}$  para cada riqueza de espécies iniciamos a terceira etapa do algoritmo. Avaliamos a taxa de variação de  $FRic_{max}$  entre diferentes riquezas de espécies contíguas iniciando do máximo de espécies para o mínimo de (Fig. 1d). Quando a inclinação da curva foi  $\leq 0.3$ , consideramos que não houve mais um incremento substancial de FRic com o aumento da riqueza de espécies. Definimos esse ponto como um 'limiar de otimização' de FRic, em que podemos obter um conjunto de espécies que maximiza FRic com

um mínimo de espécies. O mesmo procedimento foi feito para a curva de  $FR_{max}$ , obtendo-se assim um ‘limiar de otimização’ de FR. Dessa forma, obtivemos também um conjunto de espécies que maximiza FR com um mínimo de espécies.



**Fig. 1** – Etapas do funcionamento do algoritmo para seleção de espécies que otimizam riqueza funcional (FRic) e redundância funcional (FR). a) 1ª Etapa - Os dados iniciais necessários constituem-se de um vetor contendo a lista de espécies da comunidade de referência e uma matriz com espécies descritas por atributos funcionais. O algoritmo inicia com o sorteio de espécies a partir de um número mínimo de espécies ( $N = 3$ ) até o número máximo de espécies da comunidade original. Após cada sorteio, são feitos os cálculos de FRic e FR. São feitas 100 simulações sob cada riqueza de espécies. O algoritmo gera uma tabela com as seguintes informações: riq = riqueza da comunidade simulada; fric = valor do FRic para a respectiva comunidade; fr = valor de FR da respectiva comunidade; prop = proporção de espécies da respectiva riqueza em relação a comunidade original; comm = comunidade; spp = conjunto de espécies da comunidade simulada. b) 2ª Etapa – O algoritmo seleciona os maiores valores de FRic e de FR dentre as 100 simulações para cada riqueza de espécie. c) Determinação do limiar de otimização através da inclinação da curva. d) Representação da simulação das comunidades restauradas, conforme se aumenta a quantidade de espécies e os valores dos respectivos índices de riqueza funcional (FRic) e redundância

funcional (FR). O limiar de otimização é o ponto a partir do qual a inclinação da curva dos índices de riqueza funcional (FRic) e redundância funcional (FR) em relação à riqueza de espécies permanece  $\leq 0.3$ .

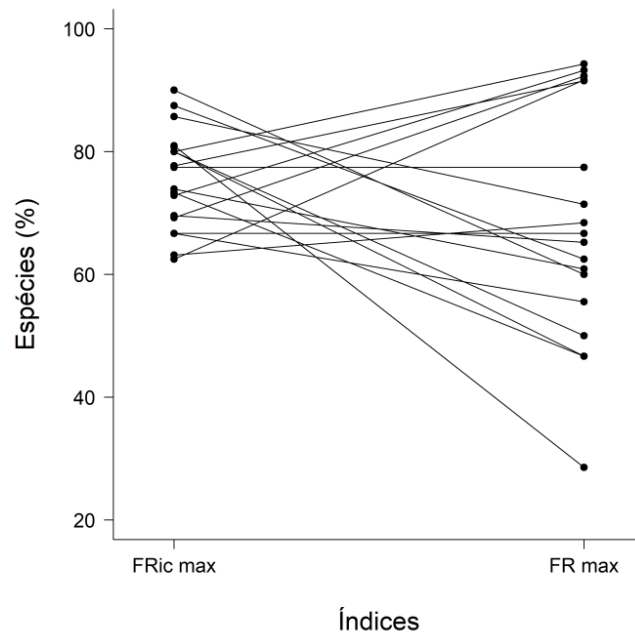
Para avaliarmos quantas espécies em média são necessárias para atingir o limiar de otimização de FRic considerando todas as 20 comunidades, calculamos a média e o desvio padrão da proporção de espécies dos limiares de otimização de cada comunidade. O mesmo procedimento foi feito para determinar a média da proporção de espécies que atingem o limiar de otimização de FR.

A quantidade de espécies e o conjunto de espécies que maximiza FRic podem ser diferentes da quantidade e do conjunto de espécies que maximiza FR. O cenário ideal seria aquele em que uma determinada quantidade de espécies e determinado conjunto de espécies resultasse tanto no máximo de diversidade funcional como no máximo de redundância funcional. Assim, é interessante avaliar se há diferença na quantidade de espécies entre os limiares de otimização de FRic e FR, para o que realizamos um teste *t* pareado. Também é interessante avaliar se quando escolhemos o conjunto de espécies que maximiza FRic também possuímos o máximo de FR que a comunidade poderia ter. Então, obtivemos o valor de FR para o conjunto de espécies que maximiza o FRic e o comparamos ao FR do limiar de otimização da redundância funcional (FR<sub>max</sub>) da comunidade original.

## **RESULTADOS**

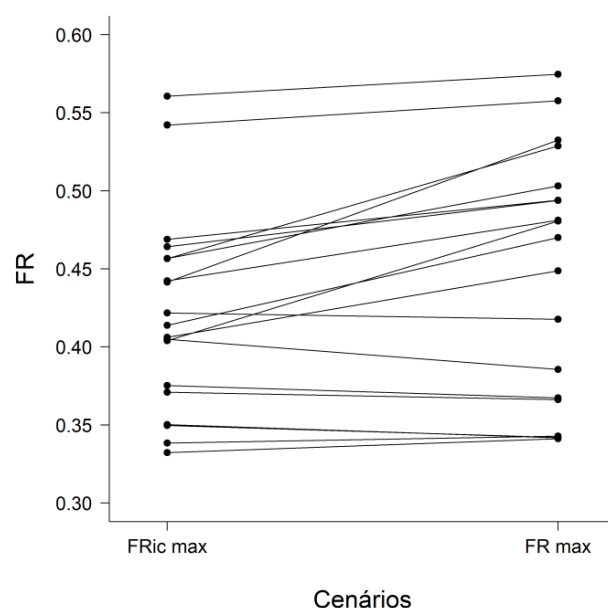
Nossas simulações apontam que são necessárias em média 76% das espécies para restaurar a estrutura funcional das comunidades arborescentes ripárias de Cerrado avaliadas com o objetivo de gerar múltiplos serviços ecossistêmicos. As simulações apontam ainda que em média 67% das espécies são suficientes para que as comunidades sejam resilientes a

mudanças ambientais. Não foi encontrada diferença entre a proporção de espécies para alcançar o limiar de otimização da riqueza funcional (FRic) e da redundância funcional (FR) (Fig. 2).



**Fig. 2** – Proporção média de espécies na qual se atingiu o limiar de estabilização de riqueza funcional (FRic) e da redundância funcional (FR) das 20 comunidades arbóreas ripárias. Os pontos representam cada comunidade simulada e as linhas conectam valores de FRic médio no limiar de otimização e FR médio no limiar de otimização para cada comunidade original. Resultado do teste estatístico:  $t = 1.67$ , g.l. = 18,  $p = 0.113$ .

Houve uma diferença média de 2% a menos no valor de FR sob o cenário em que selecionamos o conjunto de espécies que maximiza FRic em relação ao máximo de FR que a comunidade original poderia ter (Fig. 3).



**Fig. 3** – Comparação do índice FR respectivo ao conjunto de espécies que maximiza FRic e ao máximo que a comunidade original atinge ( $FR_{ic_{max}}$ ); Cenário FRic max: pontos representam o máximo de riqueza funcional (FRic) de cada uma das 20 comunidades. Cenário FR max: pontos representam o máximo de redundância funcional (FR) de cada uma das 20 comunidades. Resultado do teste estatístico:  $t = -3.30$ ,  $g.l = 18$ ,  $p = 0.004$ .

## DISCUSSÃO

### *Quantas e quais espécies utilizar na restauração?*

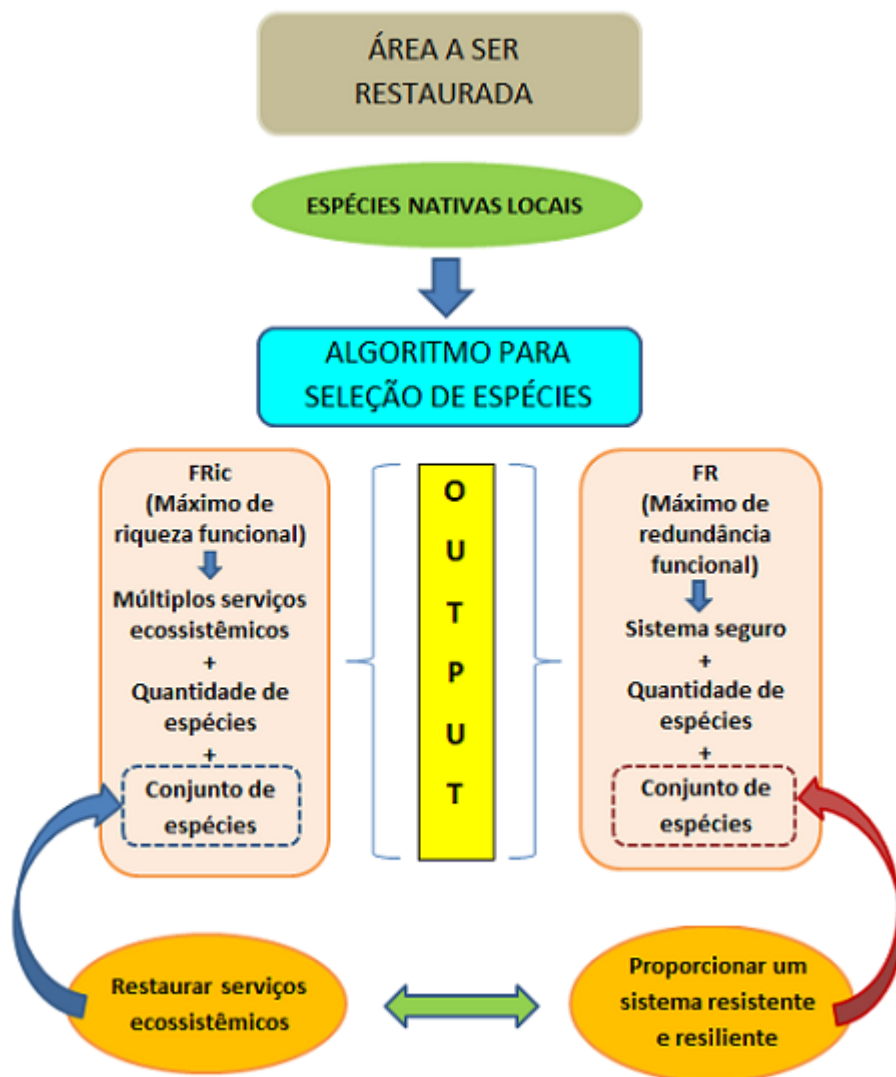
Nossos resultados demonstraram através de simulação que é possível otimizar a restauração da estrutura funcional de comunidades arborescentes ripárias com uma quantidade mínima de espécies utilizando informações de atributos funcionais que em última análise indicam a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos. Além disso, nosso algoritmo fornece conjuntos mínimos alternativos de espécies que possibilitam otimizar a restauração da estrutura funcional com o objetivo de que a comunidade restaurada gere múltiplos serviços ecossistêmicos sendo resiliente a mudanças e distúrbios ambientais. Quantas e quais espécies utilizar na restauração são questões importantes que ainda carecem de estudos (Torok & Helm, 2016), pois influenciam a viabilidade de implantação do projeto de restauração. Com a lista de

espécies gerada por nosso algoritmo é possível calcular o custo das mudas ou sementes e a disponibilidade das espécies, o que pode auxiliar o planejamento de futuros projetos e a produção de sementes e mudas pelos viveiros, contribuindo também com o aspecto econômico e social que esta atividade envolve.

Nossa abordagem é focada na riqueza e composição de espécies, dois parâmetros fundamentais para o funcionamento do ecossistema e que frequentemente são utilizados em programa de restauração. Com a utilização do algoritmo proposto, obtém-se a lista de espécies a ser plantada buscando-se maximizar a provisão de múltiplos serviços da restauração. No entanto, a abundância de indivíduos é também um fator importante a se determinar para o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Winfree et al., 2015). Integrando este conhecimento ao uso do algoritmo, após a seleção do conjunto de espécies a serem plantadas na área a ser restaurada pode-se determinar a quantidade de indivíduos conforme as características das espécies e os objetivos da restauração. Em algumas técnicas de restauração a quantidade de indivíduos a serem plantados é indicada dependendo do ambiente e do grau de degradação (Durigan et al., 2011; Aquino et al., 2012). Alguns manuais regionais já trazem informações para espécies nativas, abundâncias indicadas de acordo com sua frequência (rara ou comum) e a quantidade adequada a ser plantada para cada fitofisionomia (Durigan et al., 2011). Caso o objetivo da restauração seja promover a colonização de muitos ambientes em estágios iniciais de sucessão, por exemplo, poderia se plantar mais indivíduos de sementes pequenas e menos de sementes grandes dentre aqueles listados no *output* do algoritmo. Portanto, o restaurador pode utilizar a lista de espécies fornecida pelo algoritmo como ponto de partida e, então, utilizar informações específicas da área a ser restaurada e manuais técnicos regionais para definir o quanto precisará de mudas de cada espécie. É importante ressaltarmos que o uso do algoritmo gera economia de recursos por não ser necessário utilizar todas as espécies do ecossistema de referência.

### *Decisões na utilização da abordagem funcional para a seleção de espécies para a restauração*

O conjunto de espécies a ser utilizado para restaurar o ambiente será o conjunto de espécies com o máximo de riqueza funcional (FRic) (Fig. 4). Esse conjunto de espécies pode também resultar em uma alta redundância funcional (FR) no sistema, como mostraram nossos resultados para comunidades arbóreas do Cerrado, em que houve apenas 2% de diferença de FR em relação ao máximo que a comunidade original pode alcançar. Nesse caso, dada a pequena diferença de FR, indicamos utilizar o conjunto de espécies que maximiza a FRic considerando que o mesmo contempla alta FR. No caso de haver diferença grande de FR entre os cenários em que se maximiza FRic e FR, indicamos acrescentar espécies do conjunto que gera o máximo de FR ao sistema (Fig. 4) e que não sejam comuns ao conjunto de espécies que gera o máximo de FRic. Dessa forma, teremos todas as espécies que contemplam esses dois parâmetros. Já o conjunto de espécies que maximiza FR (Apêndice 8) apresenta em média 48% a menos de FRic que a comunidade original poderia alcançar, por isso não seria uma boa estratégia adotá-lo. Isbell et al. (2011) avaliaram quantas espécies são necessárias para garantir o fornecimento de vários serviços ecossistêmicos considerando diversos fatores, como tempo, serviços, mudanças ambientais simultaneamente e concluíram que apesar das espécies serem redundantes elas podem desempenhar as mesmas funções em tempos diferentes, em contextos diferentes e por isso muitas espécies, considerando também as espécies raras, são necessárias para garantir a provisão de todos os serviços ecossistêmicos avaliados em diferentes contextos e tempos. Sendo assim, ao adotarmos a estratégia de selecionar o conjunto de espécies que maximiza FRic, estamos selecionando espécies com atributos mais diversos e indiretamente estaremos proporcionando ao sistema o máximo de serviços ecossistêmicos.



**Fig. 4** – Fluxograma das etapas do processo de seleção de espécies a serem utilizadas para restaurar uma comunidade em ecossistema degradado utilizando simulações. A área a ser restaurada é o local onde serão plantadas as mudas ou sementes. Espécies nativas locais contempla a lista de espécies que o restaurador pretende utilizar, selecionada através de histórico de ocorrência de espécies no local e em áreas de referência. O algoritmo seleciona qual o conjunto de espécies maximiza a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos (maior riqueza funcional) e qual conjunto de espécies maximiza a segurança do sistema contra distúrbios e mudanças ambientais (maior redundância funcional) para cada quantidade de espécies e o seu respectivo conjunto de espécies.

A importância de se entender os mecanismos que ligam a biodiversidade aos serviços ecossistêmicos tem sido cada vez mais ressaltada desde a criação da Plataforma Intergovernamental sobre a Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, do inglês, *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*), principalmente para os

serviços de regulação e provisão (Balvanera et al., 2014). Estudos dedicados a quantificar e qualificar a relação entre atributos e os diferentes níveis tróficos estão surgindo e são importantes tanto para entender como estes impactam o fornecimento dos serviços ecossistêmicos como para planos de manejo, pois atributos de comunidade de produtores primários como comunidades vegetais podem influir na estruturação da comunidade de consumidores como herbívoros (Lavorel et al., 2013; Moretti et al., 2013). Tais estudos têm contribuído para elucidar questões como quais atributos podem influir em outros níveis tróficos, como também em parâmetros importantes para estruturação de comunidade, como por exemplo, na abundância de espécies (Luck et al., 2012; Storkey et al., 2013). A maioria dos estudos relacionando atributos a funções e serviços ecossistêmicos são referentes a plantas, com atributos de folha, sementes, e altura máxima (Lavorel, 2013), mas estudos com outros atributos têm surgido, como por exemplo, com raízes (Burylo et al., 2014). A abordagem baseada em atributos funcionais deve ser expandida a outros ecossistemas como também a outros organismos que interagem com as plantas e que geram serviços ecossistêmicos (Lavorel, 2013; Sun et al., 2011; Luck et al., 2012; Faucon et al., 2017)

### ***Desafios práticos para a utilização do framework funcional para a seleção de espécies para a restauração***

Informações sobre atributos funcionais são essenciais para o uso do algoritmo. No entanto, ainda podem ser escassos para muitos grupos e alguns ecossistemas, devido a fatores como dificuldade de acesso a determinadas regiões, disponibilidade de pessoas qualificadas para descrição das espécies, disponibilidade de recursos, conspicuidade das espécies. Todas essas limitações geram lacunas de informações que impactam uma na outra desde a unidade

mais básica do conhecimento como a descrição das espécies até interações ecológicas e dinâmicas populacionais (Hortal et al., 2015). Por exemplo, registrar a distribuição geográfica das espécies depende da descrição das espécies; a tolerância a condições abióticas depende do conhecimento sobre distribuição das espécies (Hortal et al., 2015). Novos estudos têm surgido sobre quais atributos estão relacionados a quais serviços ecossistêmicos (Burylo et al., 2014), mas a falta de informações sobre atributos funcionais também é uma limitação para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas, principalmente em locais com alta diversidade, onde espécies raras tem grande influência em seu funcionamento (Mouillot et al., 2013). Além disso, essa falta de conhecimento também implica na tomada de decisões para ações do governo em onde se deve investir em relação à conservação e proteção da biodiversidade (Sarukhan et al., 2015). Em se tratando de serviços ecossistêmicos, informações locais e da comunidade envolvida se tornam cada vez mais importantes (Soberon & Peteron, 2015) dado sua importância também no desenvolvimento e na economia, principalmente em países megadiversos como Brasil (Sarukhan et al., 2015), Austrália e México.

Podemos considerar o sistema de estudo que utilizamos como um exemplo do desafio de utilizar nosso *framework* na prática. No Brasil, iniciativas como o SpeciesLink e Flora do Brasil, que são redes de bases de dados sobre biodiversidade estão disponibilizando dados digitalizados e de fácil acesso na internet de forma colaborativa (Canhos et al., 2015). Além dessas bases de dados, geralmente torna-se necessária a busca de informações em publicações especializadas regionais, como os livros impressos nacionais que utilizamos. Apesar das plantas serem o grupo com maior informação de atributos (Hortal et al., 2015) obtivemos menos de 45% de dados do total da nossa lista de espécies através do TRY, que é um banco de dados global de atributos de plantas que contém informações de atributos de plantas coletados em diversos locais do mundo, fornecendo dados intraespecíficos e de distribuição geográfica. Considerando todos os fatores que limitam o conhecimento sobre as espécies, suas distribuição

e características, é importante priorizar e definir estratégias para direcionar os esforços na coleta de informações integrando o conhecimento técnico-científico com as demandas da sociedade. Por exemplo, para suprir a necessidade de informação sobre atributos funcionais de espécies nativas que ocorrem em vegetação ripária no Cerrado, pode se iniciar priorizando as espécies indicadas pela Embrapa (<https://www.embrapa.br/codigo-florestal/especies>; acessado em [janeiro/2018](#)) para restauração de áreas degradadas conforme bioma e fitofisionomia. Dessa forma, projetos que tenham o objetivo de conhecer a biodiversidade regional e suprir as lacunas de conhecimento sobre atributos funcionais podem ser priorizados.

Outra dificuldade que pode ser encontrada para se restaurar ambientes degradados pode ser a obtenção de uma lista de espécies passíveis de utilização devido ao fato de uma área estar com alto grau de degradação chegando ao ponto de nem mesmo existir no entorno fragmentos como fonte de informação ou não haver registros de espécies que ocorriam no local no passado. Neste caso, uma estratégia seria considerar a utilização de uma lista de espécies ecologicamente similares. A “diversidade escura” (do inglês “*dark diversity*”) compreende um conjunto de espécies ausentes localmente, mas que potencialmente poderiam ocorrer ali (Partel et al., 2011). Ela difere da diversidade regional, pois as espécies são agrupadas de acordo com as condições específicas de hábitat que compartilham, ou seja, são espécies ecologicamente viáveis de ocorrerem localmente, apesar de não estarem presentes no local. Então utilizando esta lista de espécies e seus atributos no algoritmo podemos verificar qual a estrutura funcional que atinge o maior FRic e maior FR de acordo com as possíveis combinações destas espécies (Partel et al., 2013; Ostertag et al., 2015).

## CONCLUSÕES

Restaurar ecossistemas é um grande desafio considerando a complexidade da natureza, o tempo para que possamos avaliar o sucesso de uma restauração e fatores políticos e econômicos, mas de extrema importância considerando o impacto que o ser humano causa no meio ambiente. O uso de simulações computadorizadas permite fornecer soluções preditivas para problemas ambientais de acordo com teorias ecológicas. Entre as vantagens de se utilizar nosso *framework* funcional está o fato de conseguirmos gerar o conjunto de espécies que maximiza a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos. Assim como as teorias em ecologia podem auxiliar as práticas da restauração, a restauração também pode auxiliar a ciência ecológica através da possibilidade de se testar a eficácia de teorias ecológicas por meio do monitoramento de áreas restauradas com base em tais teorias. Evidências desses estudos auxiliam a dar suporte a legislações para que sejam mais fundamentadas

## **AGRADECIMENTOS**

O estudo foi apoiado pela iniciativa TRY sobre atributos de plantas (<http://www.try---db.org>). A iniciativa TRY e o banco de dados são hospedados, desenvolvidos e mantidos por J. Kattge e G. Bönisch (Instituto Max Planck para Biogeoquímica, Jena, Alemanha). O TRY é atualmente financiado pela DIVERSITAS / Future Earth e pelo Centro Alemão para a Investigação Integrativa da Biodiversidade (iDiv) Halle - Jena-Leipzig.

Paula Kiyomi Tsujii e Anderson Matos Medina receberam bolsa de mestrado e doutorado da Capes.

## **Referências**

- Adler, P. B., Fajardo, A., Kleinhesselink, A. R., & Kraft, N. J. B. (2013). Trait-based tests of coexistence mechanisms. *Ecology Letters*, 16(10), 1294–1306. doi:10.1111/ele.12157
- Aquino, F. D. G., Albuquerque, L. B., Alonso, A. M., Enoch, J., Werneck, F., & Sousa, S. De. (2012). Cerrado : Restauração de Matas de Galeria e Ciliares.
- Aronson, J., Durigan, G., & Brancalion, P. H. S. (2011). Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *IF Série Registros*, 44, 1–38.
- Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L., Paquette, A., Isbell, F., Gonzalez, A., ... Griffin, J. N. (2014). Linking biodiversity and ecosystem services: Current uncertainties and the necessary next steps. *BioScience*, 64(1), 49–57. doi:10.1093/biosci/bit003
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., ... Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1(11), e1501105–e1501105. doi:10.1126/sciadv.1501105
- Bello, F., Lepš, J., Lavorel, S., & Moretti, M. (2007). Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology*, 8(2), 163–170. doi:10.1556/ComEc.8.2007.2.3
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*, 8(August), 1121–1124. doi:10.1126/science.1172460
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits, *Journal of vegetation Science*, 16(5), 533–540.
- Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Kageyama, P. Y., Nave, A. G., Gandara, F. B., ... Tabarelli, M. (2010). Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. *Revista Arvore*, 34(3), 455–470. doi:10.1590/s0100-67622010000300010
- Burylo, M., Dutoit, T., & Rey, F. (2014). Species traits as practical tools for ecological restoration of marly eroded lands. *Restoration Ecology*, 22(5), 633–640. doi:10.1111/rec.12113
- Butchart, S. H. M. (2010). Global Biodiversity : Indicators of Recent Declines. *Science*, 328,1164–1169. doi:10.1126/science.1187512
- Cadotte, M. W., Arnillas, C. A., Livingstone, S. W., & Yasui, S. L. E. (2015). Predicting communities from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 30(9), 510–511. doi:10.1016/j.tree.2015.07.001
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- Canhos, D. A. L., Sousa-Baena, M. S., de Souza, S., Maia, L. C., Stehmann, J. R., Canhos, V. P., ... Townsend Peterson, A. (2015). The importance of biodiversity e-infrastructures for megadiverse countries. *PLoS Biology*, 13(7), 1–7. doi:10.1371/journal.pbio.1002204
- Celentano, D., Rousseau, G. X., Engel, V. L., Zelarayán, M., Oliveira, E. C., Araujo, A. C. M.,

- & de Moura, E. G. (2017). Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. *Land Degradation & Development*, 28(2), 482–493. doi:10.1002/ldr.2547
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351–366. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x
- Chaves, R. B., Durigan, G., Brancalion, P. H. S., & Aronson, J. (2015). On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, 23(6), 754–759. doi:10.1111/rec.12267
- Chen, Y., Wright, S. J., Muller-Landau, H. C., Hubbell, S. P., Wang, Y., & Yu, S. (2016). Positive effects of neighbourhood complementarity on tree growth in a neotropical forest. *Ecology*, 97(3), 776–785.
- Clewell, A., Rieger, J., & Munro, J. (2005). Guidelines for Developing and Managing Ecological. *Ecological Restoration*, 1, 1–16. doi:10.1098/rspb.2013.2236
- Cornwell, W. K., Schwilk, D. W., & Ackerly, D. D. (2006). A Trait-Based Test for Habitat Filtering: Convex Hull Volume Stable. *Ecology*, 87(6), 1465–1471. doi:10.1890/0012-9658(2006)87
- de Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D., ... Harrison, P. A. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2873–2893. doi:10.1007/s10531-010-9850-9
- Dias, A. T. C., Berg, M. P., de Bello, F., Van Oosten, A. R., Bílá, K., & Moretti, M. (2013). An experimental framework to identify community functional components driving ecosystem processes and services delivery. *Journal of Ecology*, 101(1), 29–37. doi:10.1111/1365-2745.12024
- Duraiappah, A. K., Naeem, S., Agardy, T., Ash, N. J., Cooper, H. D., Díaz, S., ... Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and human well-being. *Ecosystems* (Vol. 5). doi:10.1196/annals.1439.003
- Engst, K., Baasch, A., Erfmeier, A., Jandt, U., May, K., Schmiede, R., & Bruelheide, H. (2016). Functional community ecology meets restoration ecology: Assessing the restoration success of alluvial floodplain meadows with functional traits. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 751–764. doi:10.1111/1365-2664.12623
- Faucon, M. P., Houben, D., & Lambers, H. (2017). Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends in Plant Science*, 22(5), 385–394. doi:10.1016/j.tplants.2017.01.005
- Fonseca, C. R., & Ganade, G. (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89(1), 118–125. doi:10.1046/j.1365-2745.2001.00528.x
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., Mckee, W. A., Kenneth, W., Swanson, J., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones Focus on links between land and water. *BioScience*, 41(8), 540–551. doi:10.2307/1311607

- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., ... Turkelboom, F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9, 191–203. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.006
- Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 523–549. doi:10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., ... Loreau, M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199–202. doi:10.1038/nature10282
- Kattge, J., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Bönisch, G., ... Wirth, C. (2011). TRY - a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17(9), 2905–2935. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x
- Kraft, N. J. B., Godoy, O., & Levine, J. M. (2015). Plant functional traits and the multidimensional nature of species coexistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(3), 797–802. doi:10.1073/pnas.1413650112
- Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, 17(7), 771–784. doi:10.1111/ele.12288
- Laughlin, D. C., Strahan, R. T., Moore, M. M., Fulé, P. Z., Huffman, D. W., & Covington, W. W. (2017). The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1058–1069. doi:10.1111/1365-2664.12935
- Lavorel, S. (2013). Plant functional effects on ecosystem services. *Journal of Ecology*, 101(1), 4–8. doi:10.1111/1365-2745.12031
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Functional Ecology, 16(5), 545–556. doi:10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x
- Lohbeck, M., Poorter, L., Martínez-ramos, M., & Bongers, F. (2015). Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession, *Ecology*, 96, 1242–1252. doi:10.1890/14-0472.1
- Loreau, M., & Hector, A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412(July), 72–76. doi:10.1038/35083573
- Luck, G. W., Lavorel, S., McIntyre, S., & Lumb, K. (2012). Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, 81(5), 1065–1076. doi:10.1111/j.1365-2656.2012.01974.x
- Ministério do Meio Ambiente. 2017. PLANAVEG. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. (73p). Brasília, DF: MMA, 2017.

- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 178–185. doi:10.1016/j.tree.2006.02.002
- Moles, A. T. (2018). Being John Harper: Using evolutionary ideas to improve understanding of global patterns in plant traits. *Journal of Ecology*, 106(1), 1–18. doi:10.1111/1365-2745.12887
- Montoya, D., Rogers, L., & Memmott, J. (2012). Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(12), 666–672.
- Moretti, M., De Bello, F., Ibanez, S., Fontana, S., Pezzatti, G. B., Dziock, F., ... Lavorel, S. (2013). Linking traits between plants and invertebrate herbivores to track functional effects of land-use changes. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 949–962. doi:10.1111/jvs.12022
- Morin, X., Fahse, L., Scherer-Lorenzen, M., & Bugmann, H. (2011). Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecology Letters*, 14(12), 1211–1219. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01691.x
- Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., ... Thuiller, W. (2013). Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLoS Biology*, 11(5). doi:10.1371/journal.pbio.1001569
- Naiman, R. J., & Decamps, H. (1997). *The Ecology of Interfaces : Riparian Zones* Author ( s ): Robert J . Naiman and Henri Decamps Source : Annual Review of Ecology and Systematics , Vol . 28 ( 1997 ), pp . 621-658 Published by: Annual Reviews Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2952507>. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28(1997), 621–658.
- Ostertag, R., Warman, L., Cordell, S., & Vitousek, P. M. (2015). Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. *Journal of Applied Ecology*, 52, 805–809. doi:10.1111/1365-2664.12413
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. (2011). Dark diversity: Shedding light on absent species. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(3), 124–128. doi:10.1016/j.tree.2010.12.004
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. (2013). Community Completeness: Linking Local and Dark Diversity within the Species Pool Concept. *Folia Geobotanica*, 48(3), 307–317. doi:10.1007/s12224-013-9169-x
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9(6), 741–758. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Pillar, V. D., Blanco, C. C., Müller, S. C., Sosinski, E. E., Joner, F., & Duarte, L. D. S. (2013). Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 963–974. doi:10.1111/jvs.12047
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... Zurek, M. B. Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being*. *Ecosystems* (Vol. 5). doi:10.1196/annals.1439.003
- Reis, A., Bechara, F. C., Espíndola M. B., Vieira, N. K., Souza, L. L. (2003). Restauração de

- áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação*, 1(1), 28-36.
- Ricotta, C., de Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B. E. L., & Pavoine, S. (2016). Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(11), 1386–1395. doi:10.1111/2041-210X.12604
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. doi:10.1016/j.biocon.2008.12.008
- Sarukhan, J., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Carabias, J., Dirzo, R., Ezcurra, E., ... Soberon, J. (2015). Strategic actions to value, conserve, and restore the natural capital of megadiversity countries: The case of Mexico. *BioScience*, 65(2), 164–173. doi:10.1093/biosci/biu195
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2015). Biodiversity Governance: A Tower of Babel of Scales and Cultures. *PLoS Biology*, 13(3), 1–5. doi:10.1371/journal.pbio.1002108
- Storkey, J., Brooks, D., Houghton, A., Hawes, C., Smith, B. M., & Holland, J. M. (2013). Using functional traits to quantify the value of plant communities to invertebrate ecosystem service providers in arable landscapes. *Journal of Ecology*, 101(1), 38–46. doi:10.1111/1365-2745.12020
- Sun, S., & Frelich, L. E. (2011). Flowering phenology and height growth pattern are associated with maximum plant height, relative growth rate and stem tissue mass density in herbaceous grassland species. *Journal of Ecology*, 99(4), 991–1000. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01830.x
- Török, P., & Helm, A. (2017). Ecological theory provides strong support for habitat restoration. *Biological Conservation*, 206, 85–91. doi:10.1016/j.biocon.2016.12.024
- Turnbull, L. A., Rees, M., & Crawley, M. J. (1999). Seed mass and the competition/colonization trade-off: A sowing experiment. *Journal of Ecology*, 87(5), 899–912. doi:10.1046/j.1365-2745.1999.00405.x
- Turnbull, L. A., Isbell, F., Purves, D. W., Loreau, M., & Hector, A. (2016). Understanding the value of plant diversity for ecosystem functioning through niche theory. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1844), 20160536. doi:10.1098/rspb.2016.0536
- Gelder, H. A. V., Poorter, L., Sterck, F. J. (2006). Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytologist*, 171(2), 367–378. doi:10.1111/j.1469-8137.2006.01757.x
- Villéger, S., Mason, N. W. H., Mouillot, D. (2008). New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecological Society of America content in a trusted digital archive. America*, 89(8), 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892. doi:10.1111/j.2007.0030-

1299.15559.x

- Wainwright, C. E., Staples, T. L., Charles, L. S., Flanagan, T. C., Lai, H. R., Loy, X., ... Mayfield, M. M. (2017). Links between community ecology theory and ecological restoration are on the rise. *Journal of Applied Ecology*, (February), 1–12. doi:10.1111/1365-2664.12975
- Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199(2), 213–227. doi:10.1023/A:1004327224729
- Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A., & Wright, I. J. (2002). Plant Ecological Strategies: Some Leading Dimensions of Variation Between Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 125–159. doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452
- Winfrey, R., Fox, J. W., Williams, N. M., Reilly, J. R., & Cariveau, D. P. (2015). Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology Letters*, 18(7), 626–635. doi:10.1111/ele.12424
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., ... Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985), 821–827. doi:10.1038/nature02403
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(4), 1463–1468. doi:10.1073/pnas.96.4.1463

## APÊNDICE 1- Referência das bases de dados de atributos das espécies do TRY

Base de dados	Publicação
ArtDeco Database	Cornwell, W. K., J. H. C. Cornelissen, K. Amatangelo, E. Dorrepaal, V. T. Eviner, O. Godoy, S. E. Hobbie, B. Hoorens, H. Kurokawa, N. Pérez-Harguindeguy, H. M. Quested, L. S. Santiago, D. A. Wardle, I. J. Wright, R. Aerts, S. D. Allison, P. van Bodegom, V. Brovkin, A. Chatain, T. V. Callaghan, S. Díaz, E. Garnier, D. E. Gurvich, E. Kazakou, J. A. Klein, J. Read, P. B. Reich, N. A. Soudzilovskaia, M. V. Vaieretti, and M. Westoby. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. <i>Ecology Letters</i> 11:1065-1071.
Cold Tolerance, Seed Size and Height of North American Forest Tree Species	unpub.
Costa Rica Rainforest Trees Database	unpub.

Costa Rican Tropical Dry Forest Trees      Jennifer S. Powers and Peter Tiffin 2012 Plant functional type classifications in tropical dry forests in Costa Rica: leaf habit versus taxonomic approaches. *Functional Ecology* 2010, 24, 927–936 doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01701.x

Crown Architecture Database      unpub.

Dispersal Traits Database      unpub.

ECOQUA South American Plant Traits Database Muller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189:1-14.

ECOQUA South American Plant Traits Database Pillar, V. D. and E. E. Sosinski. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14:323-332.

FAPESP Brazil Rainforest Database Pillar, V. D. and E. E. Sosinski. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14:323-332.

FAPESP Brazil unpub.  
Rainforest Database

Fonseca/Wright New Fonseca, C. R., J. M. Overton, B. Collins, and M. Westoby. 2000. Shifts in trait-combinations along rainfall and  
South Wales phosphorus gradients. *Journal of Ecology* 88:964-977.  
Database

Functional Traits for unpub.  
Restoration Ecology  
in the Colombian  
Amazon

Global A, N, P, SLA Database Reich, P. B., J. Oleksyn, and I. J. Wright. 2009. Leaf phosphorus influences the photosynthesis-nitrogen relation: a cross-biome analysis of 314 species. *Oecologia* 160:207-212.

Global Leaf Robustness and Physiology Database Niinemets, U. 2001. Global-scale climatic controls of leaf dry mass per area, density, and thickness in trees and shrubs. *Ecology* 82:453-469.

Global Respiration Database Reich, P. B., M. G. Tjoelker, K. S. Pregitzer, I. J. Wright, J. Oleksyn, and J. L. Machado. 2008. Scaling of respiration to nitrogen in leaves, stems and roots of higher land plants. *Ecology Letters* 11:793-801.

GLOPNET - Global Plant Trait Network Database Wright, I. J., P. B. Reich, M. Westoby, D. D. Ackerly, Z. Baruch, F. Bongers, J. Cavender-Bares, T. Chapin, J. H. C. Cornelissen, M. Diemer, J. Flexas, E. Garnier, P. K. Groom, J. Gulias, K. Hikosaka, B. B. Lamont, T. Lee, W. Lee, C. Lusk, J. J. Midgley, M. L. Navas, U. Niinemets, J. Oleksyn, N. Osada, H. Poorter, P. Poot, L. Prior, V. I. Pyankov, C. Roumet, S. C. Thomas, M. G. Tjoelker, E. J. Veneklaas, and R. Villar. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428:821-827.

Hawaiian Leaf Traits Database Penuelas, J., J. Sardans, J. Llusia, S. Owen, J. Carnicer, T. W. Giambelluca, E. L. Rezende, M. Waite, and Ü. Niinemets. 2010. Faster returns on "leaf economics" and different biogeochemical niche in invasive compared with native plant species. *Global Change Biology* 16:2171-2185.

KEW African Plant Traits Database Kirkup, D., P. Malcolm, G. Christian, and A. Paton. 2005. Towards a digital African Flora. *Taxon* 54:457-466.

LABDENDRO unpub.  
Brazilian Subtropical  
Forest Traits  
Database

LBA ECO Tapajos: Tomas F. Domingues, Luiz A. Martinelli, James R. Ehleringer (2007) Ecophysiological traits of plant  
Leaf Characteristics functional groups in forest and pasture ecosystems from eastern Amazonia, Brazil. *Plant Ecol* (2007) 193:101–  
and Photosynthesis 112 DOI 10.1007/s11258-006-9251-z

Leaf and Whole Plant Shipley B., 2002. Trade-offs between net assimilation rate and specific leaf area in determining relative growth  
Traits Database rate: relationship with daily irradiance, *Functional Ecology*(16) 682-689

Leaf Biomechanics Database Onoda, Y., M. Westoby, P. B. Adler, A. M. F. Choong, F. J. Clissold, J. H. C. Cornelissen, S. Diaz, N. J. Dominy, A. Elgart, L. Enrico, P. V. A. Fine, J. J. Howard, A. Jalili, K. Kitajima, H. Kurokawa, C. McArthur, P. W. Lucas, L. Markesteijn, N. Perez-Harguindeguy, L. Poorter, L. Richards, L. S. Santiago, Jr. E. Sosinski, S. Van Bael, D. I. Warton, I. J. Wright, S. J. Wright, and N. Yamashita. 2011 . Global patterns of leaf mechanical properties. *Ecology Letters* 14:301-312.

Leaf Physiology Database Kattge, J., W. Knorr, T. Raddatz, and C. Wirth. 2009. Quantifying photosynthetic capacity and its relationship to leaf nitrogen content for global-scale terrestrial biosphere models. *Global Change Biology* 15:976-991.

Leaf Structure, Venation and Economic Spectrum Blonder, B., Buzzard, B., Sloat, L., Simova, I., Lipson, R., Boyle, B., Enquist, B. (2012) The shrinkage effect biases estimates of paleoclimate. *American Journal of Botany*. 99.11 1756-1763

Leaf Structure,  
Venation and  
Economic Spectrum

Blonder, B., Violle, C., Patrick, L., Enquist, B. Leaf venation networks and the origin of the leaf economics spectrum. *Ecology Letters*, 2011

Neotropic Plant  
Traits Database

Wright, I. J., D. D. Ackerly, F. Bongers, K. E. Harms, G. Ibarra-Manriquez, M. Martinez-Ramos, S. J. Mazer, H. C. Muller-Landau, H. Paz, N. C. A. Pitman, L. Poorter, M. R. Silman, C. F. Vriesendorp, C. O. Webb, M. Westoby, and S. J. Wright. 2007. Relationships among ecologically important dimensions of plant trait variation in seven Neotropical forests. *Annals of Botany* 99:1003-1015.

Nutrient Resorption  
Efficiency Database

Vergutz, L., S. Manzoni, A. Porporato, R.F. Novais, and R.B. Jackson. 2012. A Global Database of Carbon and Nutrient Concentrations of Green and Senesced Leaves. Data set. Available on-line [<http://daac.ornl.gov>] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1106>

Panama Leaf Traits Database Messier, J., B. J. McGill, and M. J. Lechowicz. 2010. How do traits vary across ecological scales? A case for trait-based ecology. *Ecology Letters* 13:838-848.

Panama Plant Traits Database Wright, S. J., K. Kitajima, N. J. B. Kraft, P. B. Reich, I. J. Wright, D. E. Bunker, R. Condit, J. W. Dalling, S. J. Davies, S. Díaz, B. M. J. Engelbrecht, K. E. Harms, S. P. Hubbell, C. O. Marks, M. C. Ruiz-Jaen, C. M. Salvador, and A. E. Zanne. 2011 . Functional traits and the growth-mortality tradeoff in tropical trees. *Ecology* 91:3664-3674.

Panama Tree Traits Craven, D., D. Braden, M. S. Ashton, G. P. Berlyn, M. Wishnie, and D. Dent. 2007. Between and within-site comparisons of structural and physiological characteristics and foliar nutrient content of 14 tree species at a wet, fertile site and a dry, infertile site in Panama. *Forest Ecology and Management* 238:335-346.

Photosynthetic  
Capacity Dataset

Carswell, F. E., Meir, P., Wandelli, E. V., Bonates, L. C. M., Kruijt, B., Barbosa, E. M., Nobre, A. D. & Jarvis, P. G. 2000 Photosynthetic capacity in a central Amazonian rain forest. *Tree physiology*. 20, 3, p. 179-186 8 p.

PLANTSdata USDA

Green, W. 2009. USDA PLANTS Compilation, version 1, 09-02-02. (<http://bricol.net/downloads/data/PLANTSdatabase/>) NRCS: The PLANTS Database (<http://plants.usda.gov>, 1 Feb 2009). National Plant Data Center: Baton Rouge, LA 70874-74490 USA.

The Bridge Database

Baraloto, C., C. E. T. Paine, L. Poorter, J. Beauchene, D. Bonal, A.-M. Domenach, B. Herault, S. Patino, J.-C. Roggy, and J. Chave. 2010. Decoupled leaf and stem economics in rainforest trees. *Ecology Letters* 13:1338-1347

The Functional Ecology of Trees (FET) Database - Jena	Wirth, C. and J. W. Lichstein. 2009. The Imprint of Species Turnover on Old-Growth Forest Carbon Balances - Insights From a Trait-Based Model of Forest Dynamics. Pages 81-113 in C. Wirth, G. Gleixner, and M. Heimann, editors. Old-Growth Forests: Function, Fate and Value. Springer, New York, Berlin, Heidelberg.
The RAINFOR Plant Trait Database	Fyllas, N. M., S. Patino, T. R. Baker, G. Bielefeld Nardoto, L. A. Martinelli, C. A. Quesada, R. Paiva, M. Schwarz, V. Horna, L. M. Mercado, A. Santos, L. Arroyo, E. M. Jimenez, F. J. Luizao, D. A. Neill, N. Silva, A. Prieto, A. Rudas, M. Silviera, I. C. G. Vieira, G. Lopez-Gonzalez, and J. Lloyd. 2009. Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate <i>Biogeosciences</i> 6:2677-2708.
The Tansley Review LMA Database	Poorter, H., U. Niinemets, L. Poorter, I. J. Wright, and R. Villar. 2009. Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): a meta-analysis. <i>New Phytologist</i> 182:565-588.

The Xylem/Phloem  
Database

Schweingruber, F.H., Landolt, W.: The Xylem Database. Swiss Federal Research Institute WSL Updated (2005)

Xylem Functional  
Traits (XFT)  
Database

Brendan Choat, Steven Jansen, Tim J. Brodribb, Herve Cochard, Sylvain Delzon, Radika Bhaskar, Sandra J. Bucci, Taylor S. Feild, Sean M. Gleason, Uwe G. Hacke, Anna L. Jacobsen, Frederic Lens, Hafiz Maherali, Jordi Martinez-Vilalta, Stefan Mayr, Maurizio Mencuccini, Patrick J. Mitchell, Andrea Nardini, Jarmila Pittermann, R. Brandon Pratt, John S. Sperry, Mark Westoby, Ian J. Wright & Amy E. Zanne (2012) Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491:752-755 doi:10.1038/nature11688

Yasuni Ecuador  
Leaves

Kraft, N. J. B., R. Valencia, and D. Ackerly. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science* 322:580-582.

**APÊNDICE 2 - Lista dos livros dos quais foram coletadas informações de atributos funcionais das espécies.**

Carvalho, P. E. R. (2003). Espécies Arbóreas Brasileiras- Volume 1 (1ª ed.). Brasília-DF. Embrapa.

Carvalho, P. E. R. (2006). Espécies Arbóreas Brasileiras- Volume 2 (1ª ed.). Brasília-DF. Embrapa.

Carvalho, P. E. R. (2008). Espécies Arbóreas Brasileiras- Volume 3 (1ª ed.). Brasília-DF. Embrapa.

Carvalho, P. E. R. (2010). Espécies Arbóreas Brasileiras- Volume 4 (1ª ed.). Brasília-DF. Embrapa.

Carvalho, P. E. R. (2014). Espécies Arbóreas Brasileiras- Volume 5 (1ª ed.). Brasília-DF. Embrapa.

Kuhlmann, M. (2012). Frutos e Sementes do cerrado - Atrativos para a Fauna - Guia de campo. Brasília-DF. Rede de sementes do cerrado.

Lorenzi, H. (2000). Árvores Brasileiras - Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Nativas do Brasil- Vol.1 (3ª ed.). Nova Odessa-SP. Instituto Plantarum de Estudos da Flora LTDA.

Lorenzi, H. (2000). Árvores Brasileiras - Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Nativas do Brasil- Vol.2 (3ª ed.). Nova Odessa-SP. Instituto Plantarum de Estudos da Flora LTDA.

Lorenzi, H. (2000). Árvores Brasileiras - Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Nativas do Brasil- Vol.3 (3ª ed.). Nova Odessa-SP. Instituto Plantarum de Estudos da Flora LTDA.

Silva Júnior, M. C. (2005). 100 árvores do cerrado. Brasília-DF. Rede de sementes do cerrado.

Silva Júnior, M. C.; Pereira, B. A. S. (2009). Mais 100 árvores do cerrado matas de galeria - Guia de campo. Brasília-DF. Rede de sementes do cerrado.

Silva Júnior, M. C.; Lima, R. M. C. (2010). 100 árvores urbanas Brasília - Guia de campo. Brasília-DF. Rede de sementes do cerrado.

### APÊNDICE 3 – Lista dos artigos utilizados para compilação de dados

COMUNIDADE	ARTIGO	latitude	longitude
<b>Corrego_Bacaba_Alto</b>	Miguel, A., Marimon, B. S., Oliveira, E. A. de, Maracahipes, L., & Marimon-Junior, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). <i>Biota Neotropica</i> , 11(1), 53–61. doi:10.1590/S1676-06032011000100005	14°43'12.2"S	52°21'36.7"W
<b>Corrego_Bacaba_Meio</b>	Miguel, A., Marimon, B. S., Oliveira, E. A. de, Maracahipes, L., & Marimon-Junior, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). <i>Biota Neotropica</i> , 11(1), 53–61. doi:10.1590/S1676-06032011000100005	14°43'12.2"S	52°21'36.7"W
<b>EPA-Pandeiros_Balneario</b>	de Azevedo, I. F. P., Nunes, Y. R. F., de Ávila, M. A., da Silva, D. L., Fernandes, G. W., & Veloso, R. B. (2014). Phenology of riparian tree species in a transitional region in southeastern Brazil. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , 37(1), 47–59. doi:10.1007/s40415-014-0046-5		
<b>EPA-Pandeiros_Faz.Agropop</b>	de Azevedo, I. F. P., Nunes, Y. R. F., de Ávila, M. A., da Silva, D. L., Fernandes, G. W., & Veloso, R. B. (2014). Phenology of riparian tree species in a transitional region in southeastern Brazil. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , 37(1), 47–59. doi:10.1007/s40415-014-0046-5		
<b>EPA-Pandeiros_Sao_Domingos</b>	de Azevedo, I. F. P., Nunes, Y. R. F., de Ávila, M. A., da Silva, D. L., Fernandes, G. W., & Veloso, R. B. (2014). Phenology of riparian tree species in a transitional region in southeastern Brazil. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , 37(1), 47–59. doi:10.1007/s40415-014-0046-5		

<b>Fazenda_Agua_Limpa</b>	Ribeiro, G. H. P. M., & Felfili, J. M. (2009) . Regeneração Natural Em Diferentes Ambientes Da Mata de Galeria Do Capetinga, Na Fazenda Água Limpa-DF, Cerne, 15(1), 1–9.	15°56' a 15°59'S	47°55' a 47°58'W
<b>IBGE</b>	Paiva, A. O., Silva, L. C. R., & Haridasan, M. (2015). Productivity-efficiency tradeoffs in tropical gallery forest-savanna transitions: linking plant and soil processes through litter input and composition. <i>Plant Ecology</i> , 216(6), 775–787. doi:10.1007/s11258-015-0466-8	15°57'38" a 47°52'54"W	47°52'38" a 47°52'54"W
<b>Parque_da_Matinha</b>	Prado Júnior, J. A., Lopes, S. D. F., Vale, V. S., Dias Neto, O. C., & Schiavini, I. (2012). Comparação florística, estrutural e ecológica da vegetação arbórea das fitofisionomias de um remanescente urbano de cerrado. <i>Bioscience Journal</i> , 24(3) 456–471.	18°45'02"S	47°30'37"W
<b>PNSC_Brejo_Velho</b>	Matos, M. D. Q., & Felfili, J. M. (2010). Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , 24(2), 483–496. doi:10.1590/S0102-33062010000200019	04°02' a 04°08'S	41°40' a 41°45'W
<b>PNSC_Mata_da_Sambaiba</b>	Matos, M. D. Q., & Felfili, J. M. (2010). Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , 24(2), 483–496. doi:10.1590/S0102-33062010000200019	04°02' a 04°08'S	41°40' a 41°45'W
<b>PNSC_Mata_do_Bacuri</b>	Matos, M. D. Q., & Felfili, J. M. (2010). Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , 24(2), 483–496. doi:10.1590/S0102-33062010000200019	04°02' a 04°08'S	41°40' a 41°45'W

<b>Rio_Cuiaba_P1</b>	Umetsu, R. K., Girard, P., Matos, D. M. da S., & Silva, C. J. da. (2011). Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. <i>Revista Árvore</i> , 35(5), 1077–1087. doi:10.1590/S0100-67622011000600014	14°47'23.200"S	56°19'10.0008"W
<b>Rio_Cuiaba_P2</b>	Umetsu, R. K., Girard, P., Matos, D. M. da S., & Silva, C. J. da. (2011). Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. <i>Revista Árvore</i> , 35(5), 1077–1087. doi:10.1590/S0100-67622011000600014	14°47'23.200"S	56°19'10.0008"W
<b>Rio_Cuiaba_P3</b>	Umetsu, R. K., Girard, P., Matos, D. M. da S., & Silva, C. J. da. (2011). Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. <i>Revista Árvore</i> , 35(5), 1077–1087. doi:10.1590/S0100-67622011000600014	14°47'23.200"S	56°19'10.0008"W
<b>Rio_Cuiaba_P4</b>	Umetsu, R. K., Girard, P., Matos, D. M. da S., & Silva, C. J. da. (2011). Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. <i>Revista Árvore</i> , 35(5), 1077–1087. doi:10.1590/S0100-67622011000600014	14°47'23.200"S	56°19'10.0008"W
<b>Rio_Cuiaba_P5</b>	Umetsu, R. K., Girard, P., Matos, D. M. da S., & Silva, C. J. da. (2011). Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. <i>Revista Árvore</i> , 35(5), 1077–1087. doi:10.1590/S0100-67622011000600014	14°47'23.200"S	56°19'10.0008"W
<b>Rio_Cuiaba_P9</b>	Umetsu, R. K., Girard, P., Matos, D. M. da S., & Silva, C. J. da. (2011). Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do rio Cuiabá, MT. <i>Revista Árvore</i> , 35(5), 1077–1087. doi:10.1590/S0100-67622011000600014	14°47'23.200"S	56°19'10.0008"W

<b>Rio_Guariroba</b>	de Oliveira, A. K. M., Resende, U. M., & Ribeiro, F. D. (2006). Estrutura Arbórea De Um Trecho De Mata Ciliar No Município De Campo Grande, MS. <i>Ensaio E Ciência</i> , 10(1), 133-141.	0774112 e 7724812	
<b>Vale_do_Veu_de_Noiva_1</b>	Pinto, J. R. R., & Oliveira-Filho, A. T. (2005). Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , 28(3), 523–539. doi:10.1590/S0100-84042005000300010	15°12'S e 15°30'S	56°45'W e 56°50'W
<b>Vale_do_Veu_de_Noiva_2</b>	Pinto, J. R. R., & Oliveira-Filho, A. T. (2005). Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , 28(3), 523–539. doi:10.1590/S0100-84042005000300010	15°12'S e 15°30'S	56°45'W e 56°50'W

#### **APÊNDICE 4 - Lista de espécies das 20 comunidades avaliadas.**

*Aegiphila brachiata*, *Aegiphila verticillata*, *Agonandra brasiliensis*, *Albizia niopoides*,  
*Alchornea castaneifolia*, *Alchornea discolor*, *Alchornea glandulosa*, *Alibertia edulis*,  
*Allophylus edulis*, *Allophylus semidentatus*, *Amaioua guianensis*, *Anacardium occidentale*,  
*Anadenanthera colubrina*, *Andira vermifuga*, *Annona montana*, *Apeiba tibourbou*, *Apuleia*  
*leiocarpa*, *Aspidosperma australe*, *Aspidosperma cylindrocarpon*, *Aspidosperma multiflorum*,  
*Aspidosperma spruceanum*, *Aspidosperma subincanum*, *Aspidosperma tomentosum*,  
*Astrocaryum aculeatum*, *Astrocaryum vulgare*, *Astronium fraxinifolium*, *Astronium*  
*graveolens*, *Attalea phalerata*, *Averrhoidium gardnerianum*, *Banara tomentosa*, *Bauhinia*  
*longifolia*, *Bauhinia rufa*, *Bellucia grossularioides*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Bocageopsis*  
*mattogrossensis*, *Brosimum gaudichaudii*, *Buchenavia tetraphylla*, *Byrsonima crassifolia*,  
*Byrsonima laxiflora*, *Byrsonima pachyphylla*, *Byrsonima sericea*, *Byrsonima verbascifolia*,  
*Callisthene fasciculata*, *Callisthene major*, *Calophyllum brasiliense*, *Calyptranthes strigipes*,  
*Campomanesia aromatica*, *Campomanesia guazumifolia*, *Campomanesia velutina*,  
*Cardiopetalum calophyllum*, *Cariniana estrellensis*, *Caryocar brasiliense*, *Casearia arborea*,  
*Casearia gossypiosperma*, *Casearia lasiophylla*, *Casearia sylvestris*, *Cecropia pachystachya*,  
*Cedrela fissilis*, *Ceiba speciosa*, *Cheiloclinium cognatum*, *Chloroleucon tenuiflorum*,  
*Chloroleucon tortum*, *Chrysophyllum amazonicum*, *Chrysophyllum gonocarpum*,  
*Chrysophyllum marginatum*, *Coccoloba mollis*, *Combretum leprosum*, *Connarus perrottetii*,  
*Connarus suberosus*, *Copaifera coriacea*, *Copaifera langsdorffii*, *Cordia bicolor*, *Cordia*  
*naidophila*, *Cordia sellowiana*, *Cordia trichotoma*, *Cordia macrophylla*, *Couepia*  
*grandiflora*, *Coussarea hydrangeifolia*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Cupania vernalis*,  
*Curatella americana*, *Cybianthus brasiliensis*, *Cybianthus cuneifolius*, *Cybianthus glaber*,  
*Cybianthus guyanensis*, *Dalbergia foliolosa*, *Dalbergia miscolobium*, *Davilla elliptica*,  
*Dendropanax cuneatus*, *Dilodendron bipinnatum*, *Dimorphandra gardneriana*, *Dimorphandra*  
*mollis*, *Diospyros guianensis*, *Diospyros hispida*, *Diospyros sericea*, *Dipteryx alata*,

*Diptychandra aurantiaca, Duguetia echinophora, Elaeoluma glabrescens, Endlicheria paniculata, Enterolobium gummiferum, Ephedranthus parviflorus, Ephedranthus pisocarpus, Eremanthus glomerulatus, Eriotheca gracilipes, Eriotheca pubescens, Erythroxylum anguifugum, Erythroxylum daphnites, Erythroxylum suberosum, Erythroxylum tortuosum, Eugenia florida, Eugenia uniflora, Euplassa inaequalis, Euterpe precatoria, Faramea hyacinthina, Ficus enormis, Ficus gomelleira, Ficus guaranitica, Ficus insipida, Ficus krukovii, Ficus maxima, Ficus pertusa, Gallesia integrifolia, Garcinia brasiliensis, Guapira areolata, Guapira noxia, Guapira opposita, Guarea guidonia, Guarea kunthiana, Guarea macrophylla, Guatteria sellowiana, Guazuma ulmifolia, Guettarda viburnoides, Handroanthus impetiginosus, Handroanthus ochraceus, Handroanthus serratifolius, Heisteria densifrons, Heisteria ovata, Himatanthus bracteatus, Hirtella glandulosa, Hirtella gracilipes, Hyeronima alchorneoides, Hymenaea courbaril, Hymenaea eriogyne, Hymenaea stigonocarpa, Inga alba, Inga cayennensis, Inga cylindrica, Inga edulis, Inga laurina, Inga marginata, Inga vera, Ixora brevifolia, Jacaranda copaia, Jacaranda cuspidifolia, Jacaranda puberula, Kielmeyera coriacea, Leptolobium dasycarpum, Licania apetala, Licania blackii, Licania hoehnei, Licania kunthiana, Licania parvifolia, Licania sclerophylla, Lithrea molleoides, Lonchocarpus cultratus, Luehea candicans, Luehea paniculata, Mabea fistulifera, Mabea pohliana, Machaerium acutifolium, Machaerium brasiliense, Machaerium opacum, Machaerium villosum, Maclura tinctoria, Magonia pubescens, Manihot tripartita, Maprounea guianensis, Margaritaria nobilis, Matayba elaeagnoides, Matayba guianensis, Maytenus floribunda, Mezilaurus crassiramea, Miconia albicans, Miconia chartacea, Miconia elegans, Miconia ferruginata, Miconia longifolia, Miconia matthaei, Miconia minutiflora, Miconia nervosa, Miconia punctata, Miconia splendens, Micropholis venulosa, Mimosa adenocarpa, Mollinedia schottiana, Mouriri glazioviana, Mouriri guianensis, Mouriri pusa, Myracrodruon urundeuva, Myrcia fenzliana, Myrcia hebeptala, Myrcia multiflora, Myrcia splendens, Myrcia tomentosa,*

*Myrciaria floribunda, Myrsine coriacea, Myrsine guianensis, Myrsine lancifolia, Myrsine umbellata, Nectandra cissiflora, Nectandra cuspidata, Nectandra nitidula, Neea theifera, Ocotea aciphylla, Ocotea corymbosa, Ocotea elegans, Ocotea minarum, Ocotea pomaderroides, Ocotea pulchella, Ocotea spixiana, Ocotea velloziana, Oenocarpus distichus, Ormosia arborea, Ormosia fastigiata, Ormosia stipularis, Ouratea hexasperma, Oxandra sessiliflora, Palicourea rigida, Parkia platycephala, Pera glabrata, Persea fusca, Piper amalago, Piper arboreum, Piper tuberculatum, Piptadenia gonoacantha, Piptocarpha macropoda, Plathymenia reticulata, Platypodium elegans, Plenckia populnea, Pleradenophora membranifolia, Plinia peruviana, Poecilanthe parviflora, Pouteria gardneri, Pouteria glomerata, Pouteria ramiflora, Pouteria torta, Priogymnanthus hasslerianus, Protium guianense, Protium heptaphyllum, Protium spruceanum, Pseudobombax longiflorum, Pseudobombax tomentosum, Pseudolmedia laevigata, Psidium myrtoides, Psidium salutare, Pterodon pubescens, Qualea dichotoma, Qualea grandiflora, Qualea multiflora, Qualea parviflora, Randia armata, Rhamnidium elaeocarpum, Richeria grandis, Roupala montana, Rudgea viburnoides, Sapium glandulosum, Schefflera macrocarpa, Schefflera morototoni, Senegalia polyphylla, Simarouba amara, Simarouba versicolor, Siparuna guianensis, Siphoneugena densiflora, Sorocea guilleminiana, Sparattosperma leucanthum, Spondias mombin, Sterculia apetala, Sterculia striata, Stryphnodendron adstringens, Stryphnodendron coriaceum, Styrax camporum, Styrax ferrugineus, Styrax pohlii, Symphonia globulifera, Tabebuia aurea, Tabebuia roseoalba, Tachigali paniculata, Tachigali vulgaris, Talisia esculenta, Tapirira guianensis, Tapirira obtusa, Tapura amazonica, Terminalia argentea, Terminalia fagifolia, Terminalia glabrescens, Terminalia phaeocarpa, Tetragastris altissima, Tetragastris cerradicola, Tibouchina candolleana, Tocoyena brasiliensis, Tocoyena formosa, Trichilia claussenii, Trichilia elegans, Trichilia pallida, Triplaris americana, Unonopsis guatterioides, Urera baccifera, Vatairea macrocarpa, Virola albidiflora, Virola sebifera,*

*Virola surinamensis*, *Vochysia divergens*, *Vochysia haenkeana*, *Vochysia tucanorum*, *Ximenia americana*, *Xylopia aromatica*, *Xylopia emarginata*.

## **APÊNDICE 5 - Algoritmo para simulação da restauração da diversidade funcional das comunidades vegetais.**

Para se utilizar o algoritmo é necessário ter basicamente duas planilhas: uma com uma lista das espécies que potencialmente serão utilizadas para restaurar o local, sendo uma espécie em cada linha e outra com informações de atributos destas espécies, sendo espécies nas linhas e atributos nas colunas. A planilha com informações dos atributos deve ser submetida a uma transformação vetorial dentro de variáveis para evitar uma assimetria no espaço funcional devido à diferença de grandezas e unidades. A lista com as possíveis espécies a serem plantadas no local será de acordo com critérios como espécies nativas, espécies que ocorrem no local, visita no local, histórico de ocorrência. Também é necessário e imprescindível ter informações sobre atributos funcionais das espécies. Carregar estes dois arquivos e rodar o algoritmo, o que gera uma tabela com as seguintes informações: riqueza de espécies, FRic, FR, proporção de espécies, conjunto de espécies (Fig. 1a, texto principal), 1ª etapa do algoritmo. Partindo desta tabela, selecionar os maiores FRic e FR para cada riqueza de espécies, que é a segunda etapa do algoritmo (Fig 1b, texto principal) e que gera outra tabela com as seguintes informações: riqueza de espécies, conjunto de espécies selecionada ao acaso para restauração para cada riqueza de espécies, valor do maior FRic para cada riqueza de espécies dentre as 100 simulações, valor correspondente de FR, o valor máximo de FR para cada riqueza de espécies dentre as 100 simulações, valor de FRic correspondente. Após a seleção dos maiores FRic e FR para cada riqueza de espécies, verificar a taxa de variação dos valores de FRic e FR entre cada riqueza conforme se aumenta a quantidade de espécies e determinar o ponto no qual se estabiliza a taxa de variação, ou seja, o limiar de otimização. Identificar na tabela quantas espécies são necessárias para atingir esse limiar e qual o conjunto de espécies representa este limiar. Fazer o mesmo procedimento para o FR.

### **#1ª etapa do algoritmo: sorteio de espécies e calculo dos índices para 100 simulações.**

```
library(vegan)
library(FD)
library(SYNCSA)

my.sample <- read.csv2("COMU_FRic_FR.csv",header=T,row.names = 1)
traits <- read.csv2("spp-trait_FRic3.csv", dec=".", header=T, row.names=1)
summary(my.sample)
summary(traits)

rich <- NULL
fric <- NULL
comm <- NULL
prop <- NULL
especies <- NULL

resul <- NULL
resul2 <- NULL
rich2<-NULL
rao <- NULL
simp <- NULL
comm2 <- NULL
prop2 <- NULL
fr <- NULL
especies2 <- NULL

setdiff(colnames(my.sample), rownames(traits))
setdiff(rownames(traits), colnames(my.sample))

k=1
for (k in 1:nrow(my.sample)){
  spp <- names(my.sample[k,my.sample[k,]>0])
  comu_pa <- my.sample[k,spp]
  traits_comu <-traits[spp,]

  traits.scaled <- apply(log(traits_comu), MARGIN = 2, scale) # transformar os dados dos
    atributos em uma distribuição normal para toda a matriz
  rownames(traits.scaled) <- rownames(traits_comu)
  traits.scaled <- as.data.frame(traits.scaled)
  posicao<-3:nrow(traits_comu)

  j=3
  i=1

  for(j in posicao){
    for (i in 1:10) {
      S <- traits.scaled[sample(nrow(traits.scaled),j, replace = F),]
      spp2 <-rownames(S)
      spp3 <- paste(spp2 , collapse ="/")
```

```

sub_comu_pa <-comu_pa
sub_comu_pa[]<-0
sub_comu_pa [,spp2] <- comu_pa[,spp2]
sat_comu_pa <-comu_pa[,spp]

s_s_comu_pa <-rbind(sub_comu_pa, sat_comu_pa)

div.func <- dbFD(traits.scaled, s_s_comu_pa, w.abun = F, stand.x = TRUE,
                calc.FRic = TRUE, m = "max", stand.FRic = T)

resul<- div.func$FRic[1]

fric <- c(fric,resul)
rich <-c(rich, j)
prop <- c(prop, (j/nrow(traits_comu)))
comm <-c(comm, k)
especies <-c(especies, spp3)

#agora o FR:

sub_comu_pa2 <-comu_pa[1,spp2]
rao_rep <- rao.diversity(sub_comu_pa2, S, checkdata = FALSE)

resul<- rao_rep$FunRao[1]
resul2 <-rao_rep$Simpson[1]
FR <- ((resul2-resul)/resul2)[1]

rao <- c(rao,resul)
simp <- c(simp,resul2)
rich2 <-c(rich2, j)
prop2 <- c(prop2, (j/nrow(traits_comu)))
comm2 <-c(comm2, k)
fr <- c(fr, FR)

}
}
}

FINAL_teste <-data.frame(riq=rich, fric=fric, fr=fr, prop=prop, comm=comm, spp=especies)
write.csv(FINAL_teste,"FINAL_teste.csv")

```

## **#2ª etapa do algoritmo: Para a seleção dos maiores índices de FRic e FR**

```

ID_SPP_Riq <- data.frame(comm=NA, riq=NA, fricmax=NA, fr_fricmax=NA, frmax=NA,
                        fric_frmax=NA, prop=NA, id =NA, id2=NA)
pd<-1

come<-unique(FINAL_teste[,6]) # quantidade de comunidades tenho
for (i in 1:length(come)) # seleciona comunidade 1

```

```

{
temp1<-which(FINAL_teste[,6]==i) # seleciona a comunidade 1 (coluna 4) e suas replicas
sub1<-FINAL_teste[temp1,] # faz uma seleção desta comunidade com suas replicas
riqi<-unique(sub1[,2]) # desta comunidade faz um subset somente da riqueza, no caso 3, que
    é a coluna 1
for (j in riqi) # agora começa a seleção dentro das replicas
{
temp2<-which(sub1[,2]==j) # dentro da comunidade 1 qual linha é igual a riqueza 3
sub2<-sub1[temp2,] #separa as linhas com as 100 replicas

pos<-which.max(sub2[,3]) # qual destas replicas tem o maior fric
fric.max<-max(sub2[,3])
fr_fric.max <-sub2[pos,4] # FR correspondente ao FRic max
id.sp<-as.character(sub2[pos,7]) # separa o conjunto de espécies

pos2<-which.max(sub2[,4]) # qual destas replicas tem o maior fr
fr.max<-max(sub2[,4]) #aqui eu seleciono o maior FR
fric_fr.max <-sub2[pos2,3] # FRic correspondente ao FR max
id.sp2 <-as.character(sub2[pos2,7])

ID_SPP_Riq[pd,1]<-i
ID_SPP_Riq[pd,2]<-j
ID_SPP_Riq[pd,3]<- fric.max
ID_SPP_Riq[pd,4]<- fr_fric.max
ID_SPP_Riq[pd,5]<- fr.max
ID_SPP_Riq[pd,6]<- fric_fr.max
ID_SPP_Riq[pd,7]<-j/max(riqi)
ID_SPP_Riq[pd,8]<-id.sp
ID_SPP_Riq[pd,9]<-id.sp2
pd<-pd+1
}
}

```

### **#3ª etapa do algoritmo: Para encontrar o limiar de otimização**

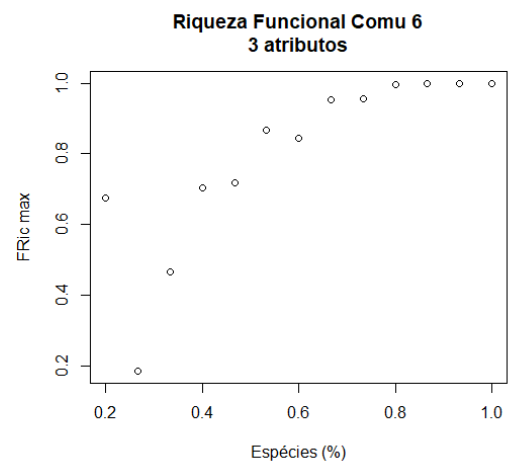
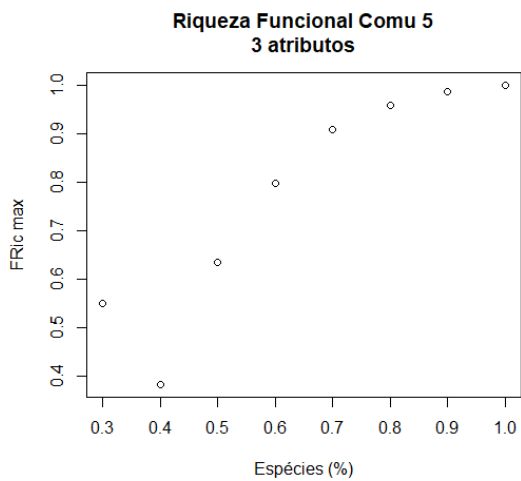
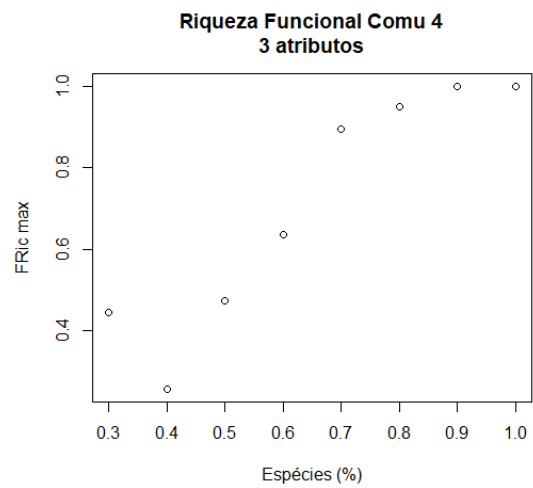
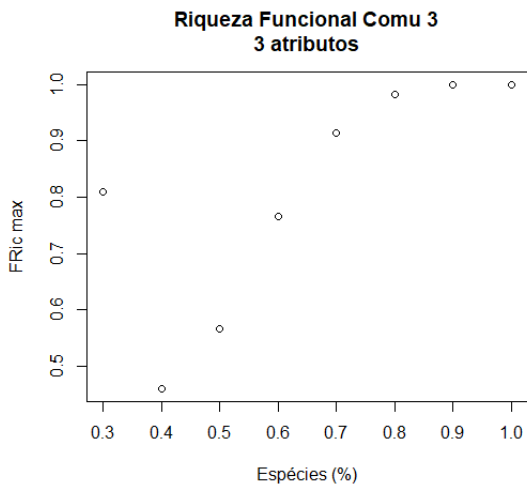
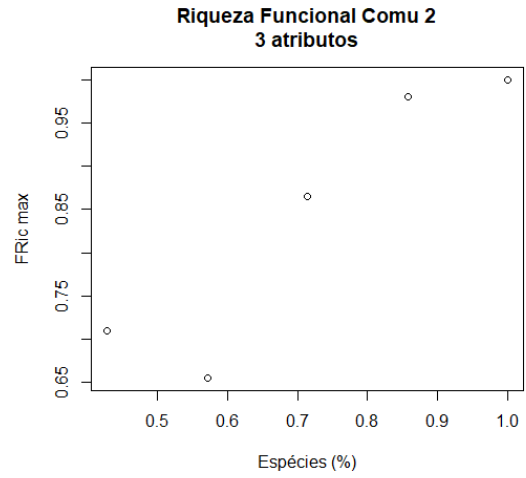
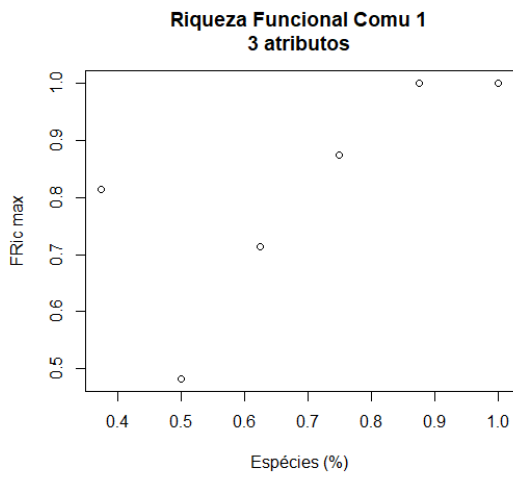
```

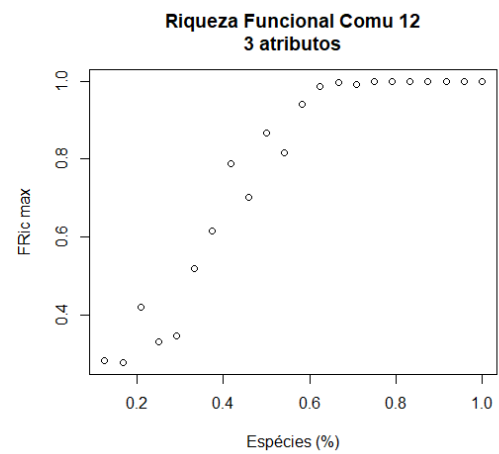
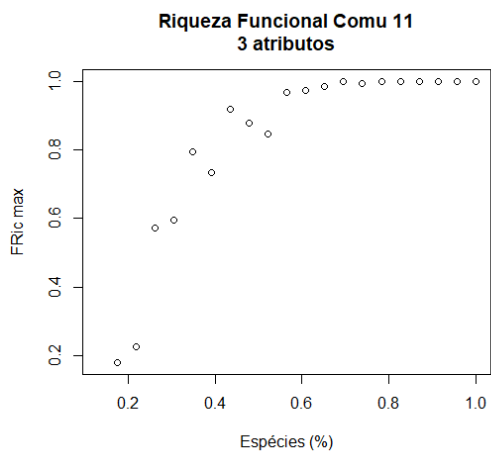
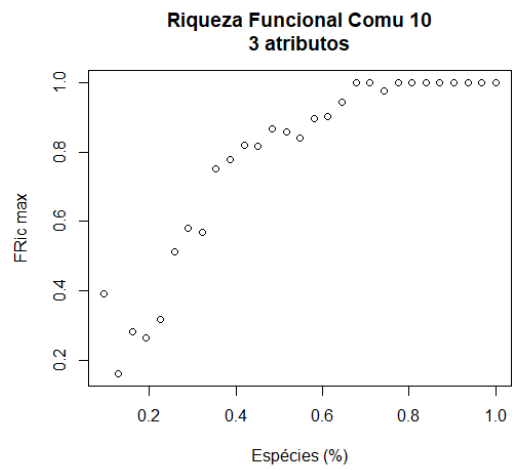
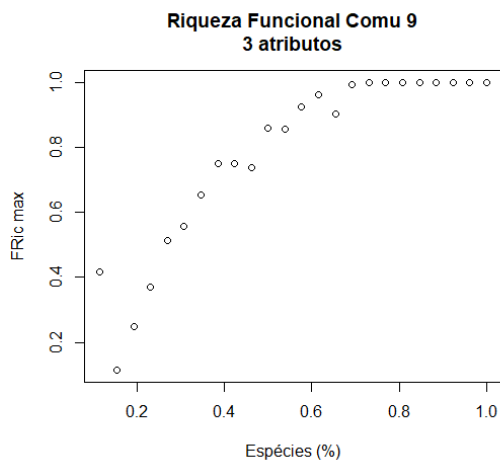
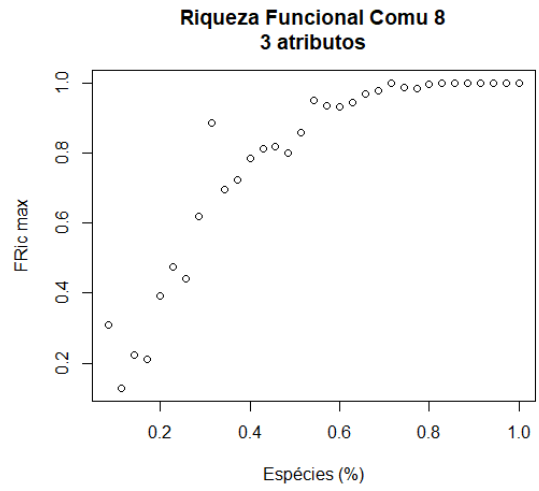
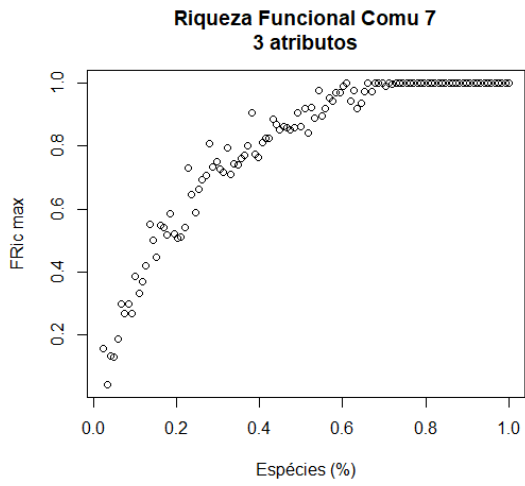
e<-which(ID_SPP_Riq[,1]==1)
round(diff(ID_SPP_Riq[e,3])/diff(ID_SPP_Riq[e,7]), 2) # para o FRic

round(diff(ID_SPP_Riq[e,5])/diff(ID_SPP_Riq[e,7]), 2) # para o FR

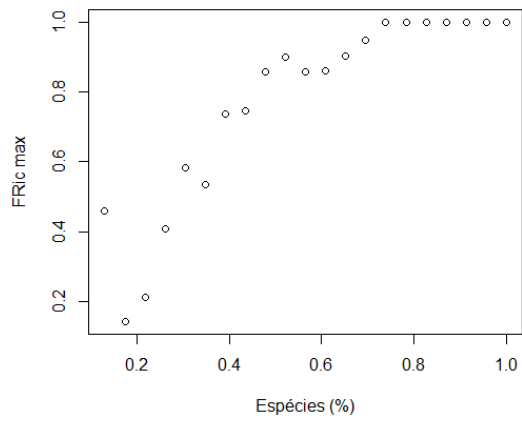
```

**APÊNDICE 6 - Riqueza funcional máxima (FRic max) por proporção de espécies de cada comunidade avaliada.**

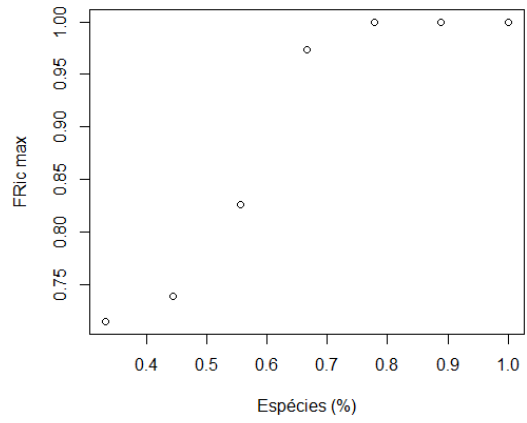




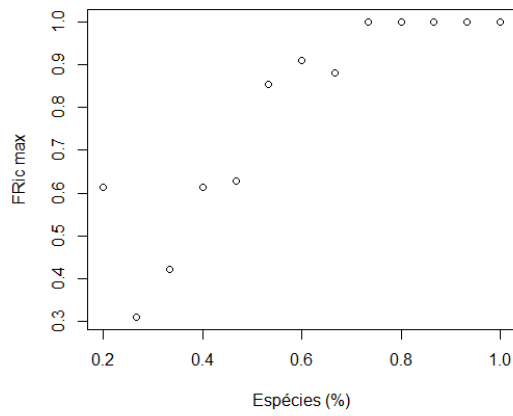
**Riqueza Funcional Comu 13  
3 atributos**



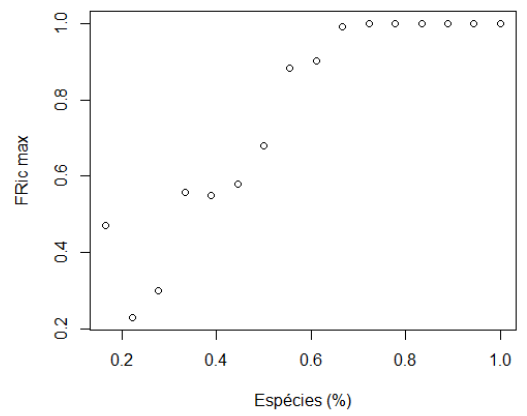
**Riqueza Funcional Comu 14  
3 atributos**



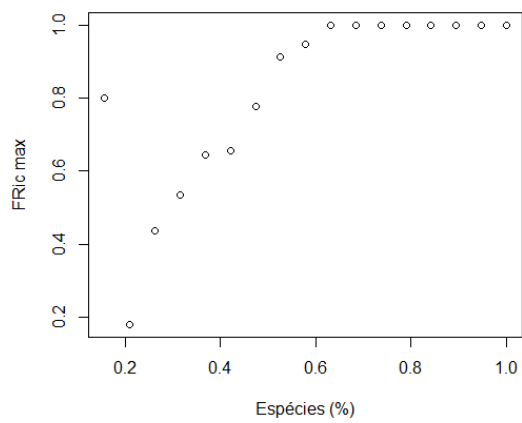
**Riqueza Funcional Comu 15  
3 atributos**



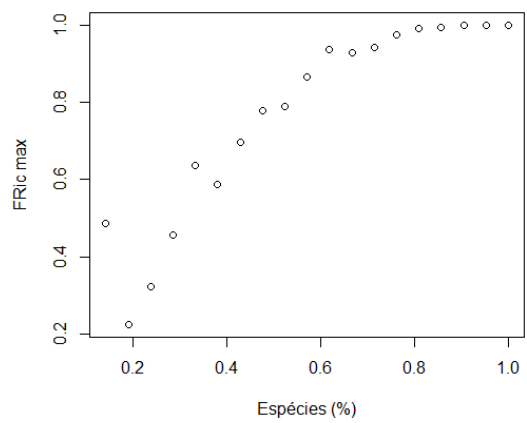
**Riqueza Funcional Comu 16  
3 atributos**

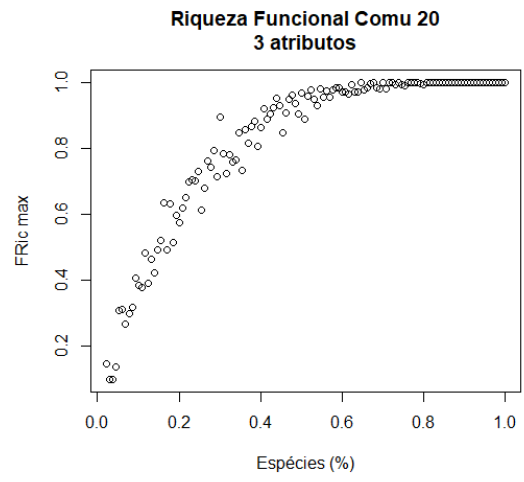
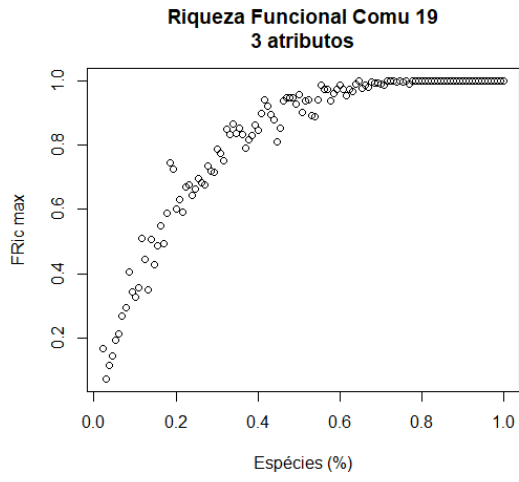


**Riqueza Funcional Comu 17  
3 atributos**

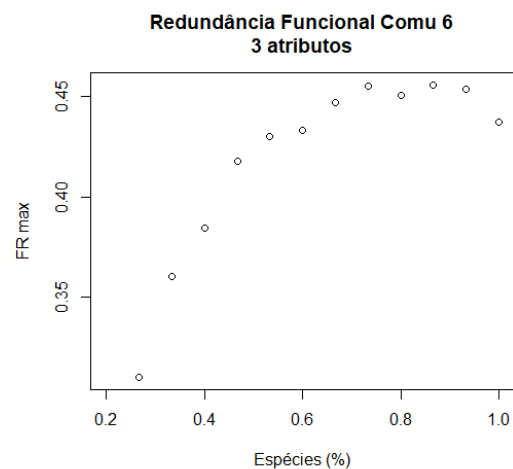
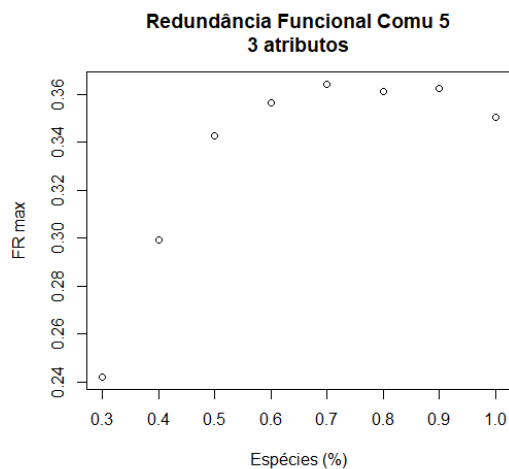
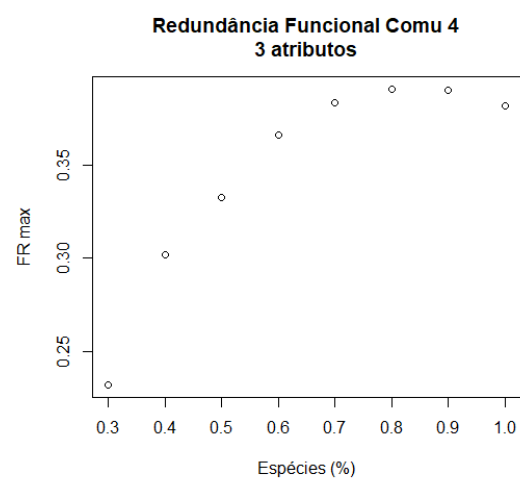
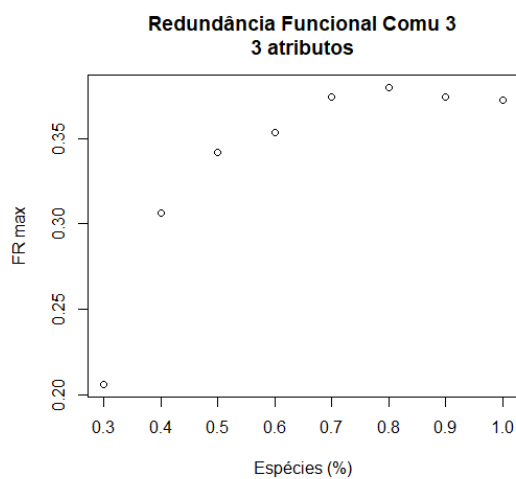
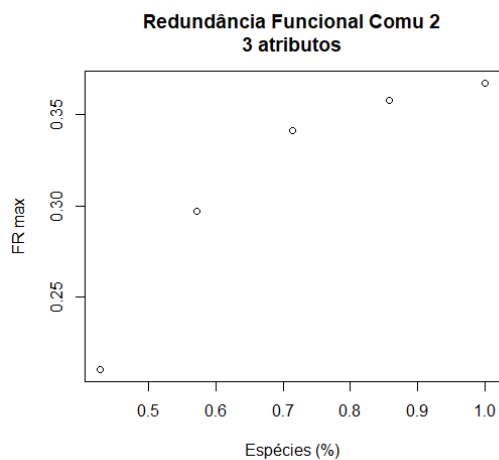
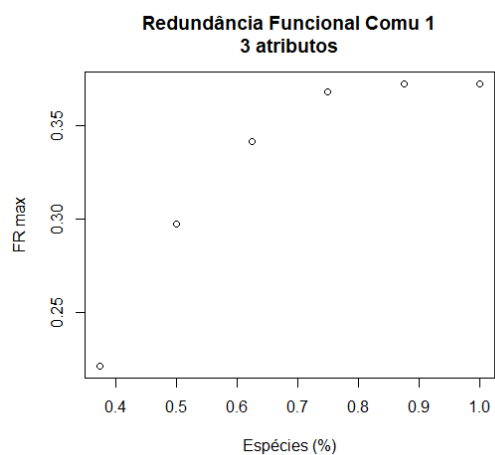


**Riqueza Funcional Comu 18  
3 atributos**

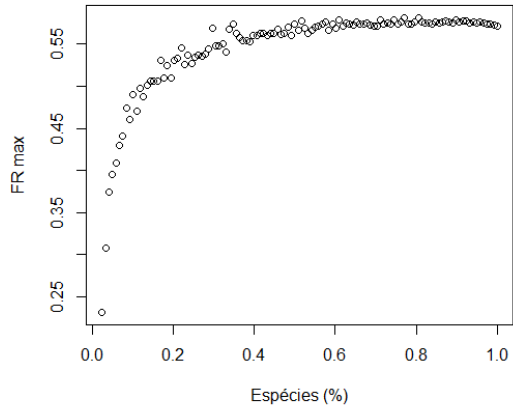




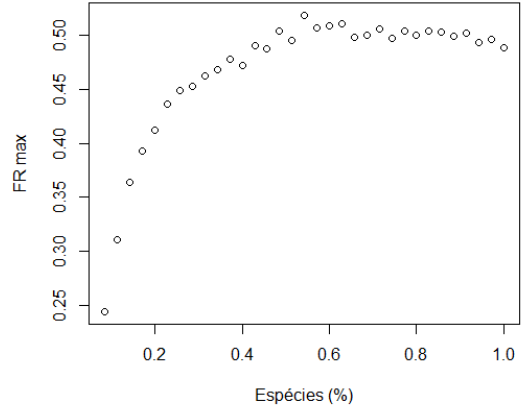
**APÊNDICE 7 - Redundância funcional máxima (FR max) por proporção de espécies de cada comunidade avaliada.**



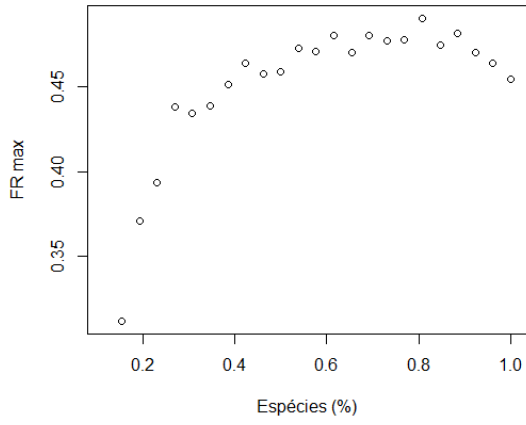
**Redundância Funcional Comu 7  
3 atributos**



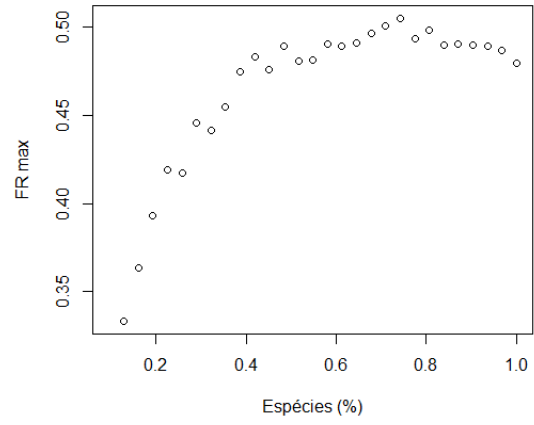
**Redundância Funcional Comu 8  
3 atributos**



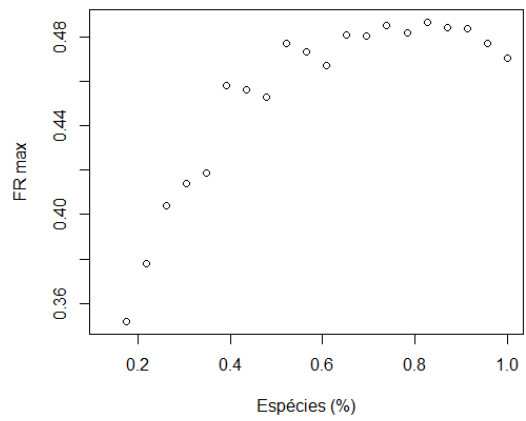
**Redundância Funcional Comu 9  
3 atributos**



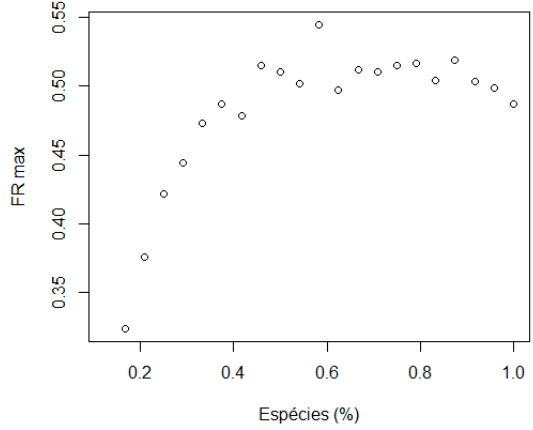
**Redundância Funcional Comu 10  
3 atributos**



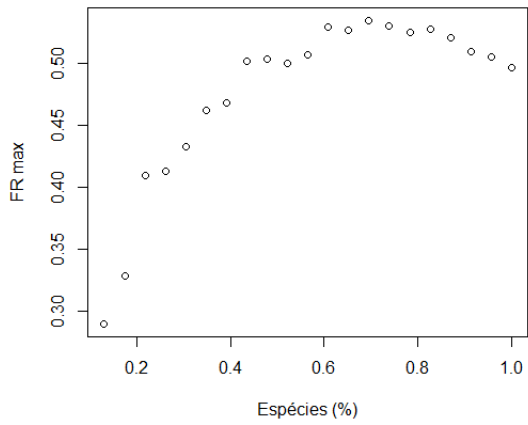
**Redundância Funcional Comu 11  
3 atributos**



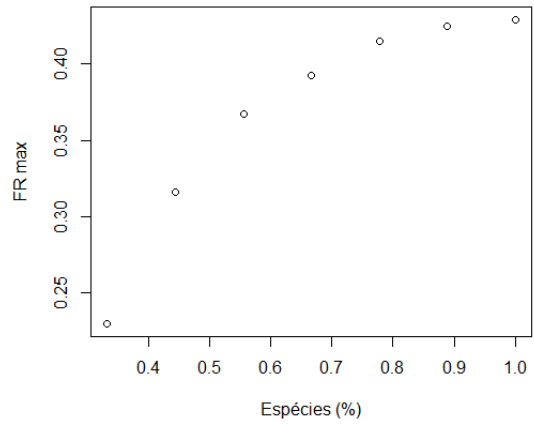
**Redundância Funcional Comu 12  
3 atributos**



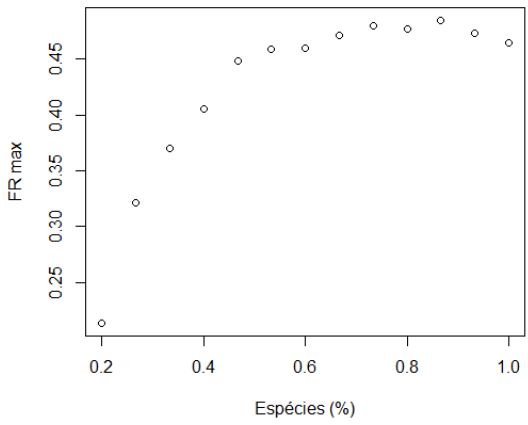
**Redundância Funcional Comu 13  
3 atributos**



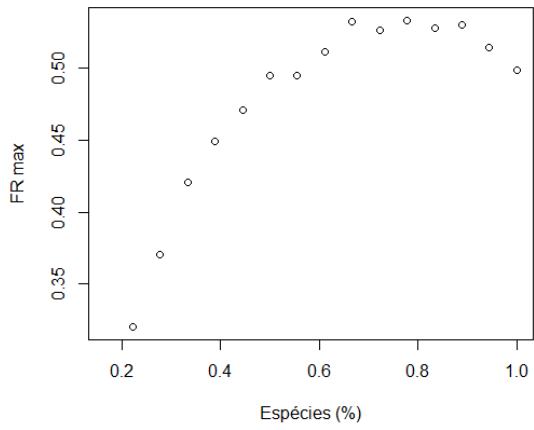
**Redundância Funcional Comu 14  
3 atributos**



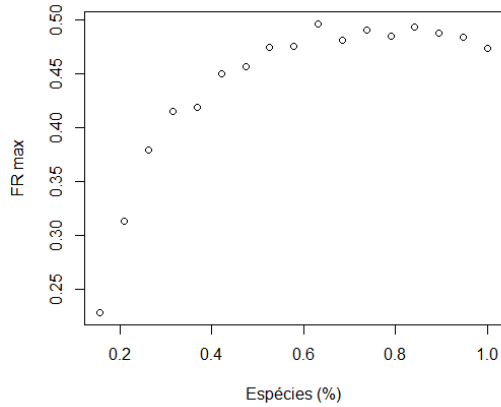
**Redundância Funcional Comu 15  
3 atributos**



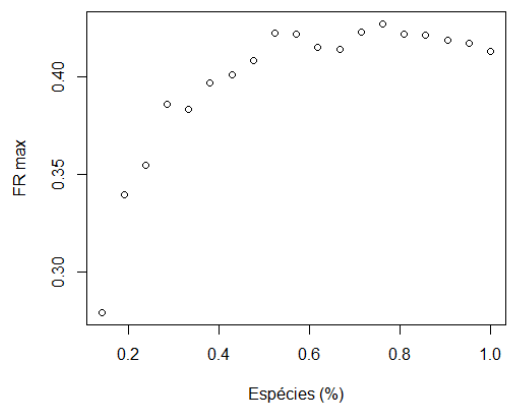
**Redundância Funcional Comu 16  
3 atributos**



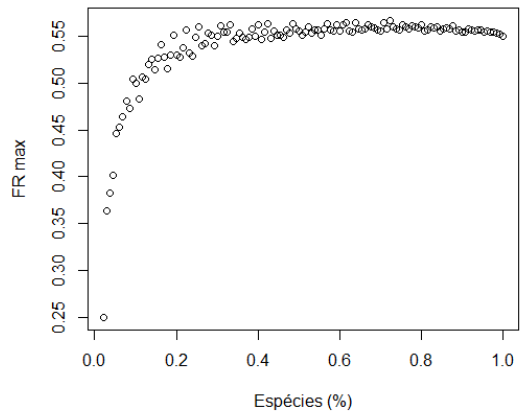
**Redundância Funcional Comu 17  
3 atributos**



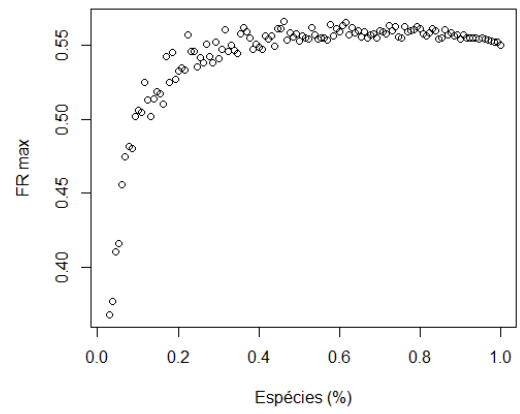
**Redundância Funcional Comu 18  
3 atributos**



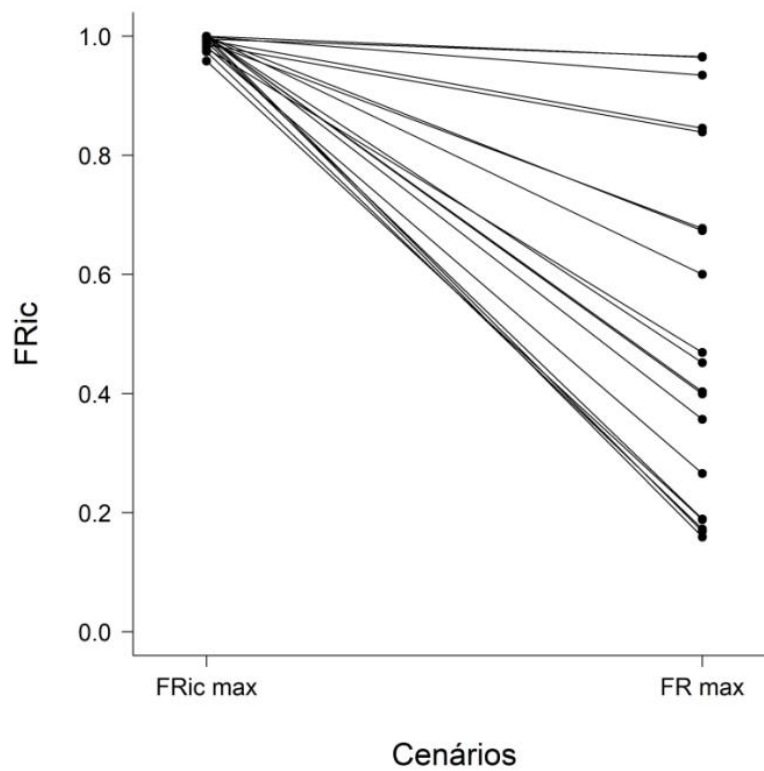
**Redundância Funcional Comu 19  
3 atributos**



**Redundância Funcional Comu 20  
3 atributos**



**APENDICE 8 - Comparação do índice FRic em dois cenários: quando temos o conjunto de espécies que maximiza FRic e quando temos o conjunto de espécies que maximiza FR. Os pontos são valores de FRic das 20 comunidades quando temos o conjunto de espécies que maximiza FRic (Fric max) e quando temos o conjunto de espécies que maximizam FR (FR max) ( $t = -7.223$ ,  $g.l = 18$ ,  $p < 0.001$ ).**



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um dos objetivos estabelecidos pelas Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020 é a recuperação de ecossistemas provedores de serviços ambientais como também a resiliência de ecossistemas considerando mitigação e adaptação a mudanças climáticas (Resolução CONABIO nº6, 03 de setembro de 2013). Nosso trabalho buscou integrar o conhecimento científico a aplicações na prática da restauração considerando o atual contexto que nos encontramos: declínio da biodiversidade, impactos ambientais, legislações a serem atendidas e o mais importante, trazer inovação e redução de custos para promover a restauração e buscar prover o máximo de serviços ecossistêmicos. Este trabalho promove a pesquisa aplicada na área de ecologia da restauração, visando melhorar técnicas de restauração ativa, através da ecologia funcional de comunidades e a relação entre biodiversidade e processos ecológicos, almejando a geração de serviços ecossistêmicos em áreas restauradas. A pesquisa e inovação é de fundamental importância para o avanço da restauração no Brasil. A restauração ecológica é um processo longo e dinâmico e por isso também seu estudo é muito importantes para o avanço da ciência, pois através dela pode-se testar hipóteses e avaliar os ecossistemas restaurados ao longo do tempo.

O sistema de estudo que utilizamos, comunidades ripárias arborescentes do Cerrado, está entre os mais degradados e que demandam restauração no Brasil (MMA, 2017). Dos 21 milhões de ha a serem recuperados no Brasil, em relação a Áreas de Preservação Permanentes, a maioria encontra-se no Cerrado (1,6 milhões ha). O Brasil é um país bastante diverso em fitofisionomias e domínios fitogeográficos. Nosso algoritmo pode ser utilizado em qualquer fitofisionomia, pois permite avaliar a estrutura funcional de cada local e assim verificar quantas espécies no mínimo são necessárias para atingir o máximo de diversidade funcional e quais espécies utilizar para atingir tal objetivo, considerando particularidades e características únicas de cada ecossistema. Isso auxilia também a suprir uma das carências citadas pelo PLANAVEG,

que é o fato das técnicas e métodos de recuperação não serem aplicáveis a todas as regiões biogeográficas.

### **Referências bibliográficas**

Ministério do Meio Ambiente. 2017. PLANAVEG. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. (73p). Brasília, DF: MMA, 2017.